



**DGL**

Deutsche Gesellschaft  
für Limnologie e. V.

(German Limnological Society)

## **Ergebnisse der Jahrestagung 2023**

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

an der Universität zu Köln

vom 18. – 22. September 2023, Köln



(German Limnological Society)

## **Ergebnisse der Jahrestagung 2023**

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

an der Universität zu Köln

vom 18. - 22. September 2023, Köln

**Impressum:**

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:  
vertreten durch das Präsidium der DGL;  
Rellinghauser Str. 334f, 45136 Essen  
Ergebnisse der Jahrestagung in Köln 2023  
Eigenverlag der DGL, Essen 2024

**Redaktion und Layout:**

Geschäftsstelle der DGL, Tanja Pottgiesser

**Druck:**

diebuchdrucker.de CMYK GmbH  
Schloßstraße 110, 12163 Berlin

**ISBN-Nr. 978-3-9818302-8-6**

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](mailto:geschaeftsstelle@dgl-ev.de)

Homepage: [www.dgl-ev.de](http://www.dgl-ev.de)

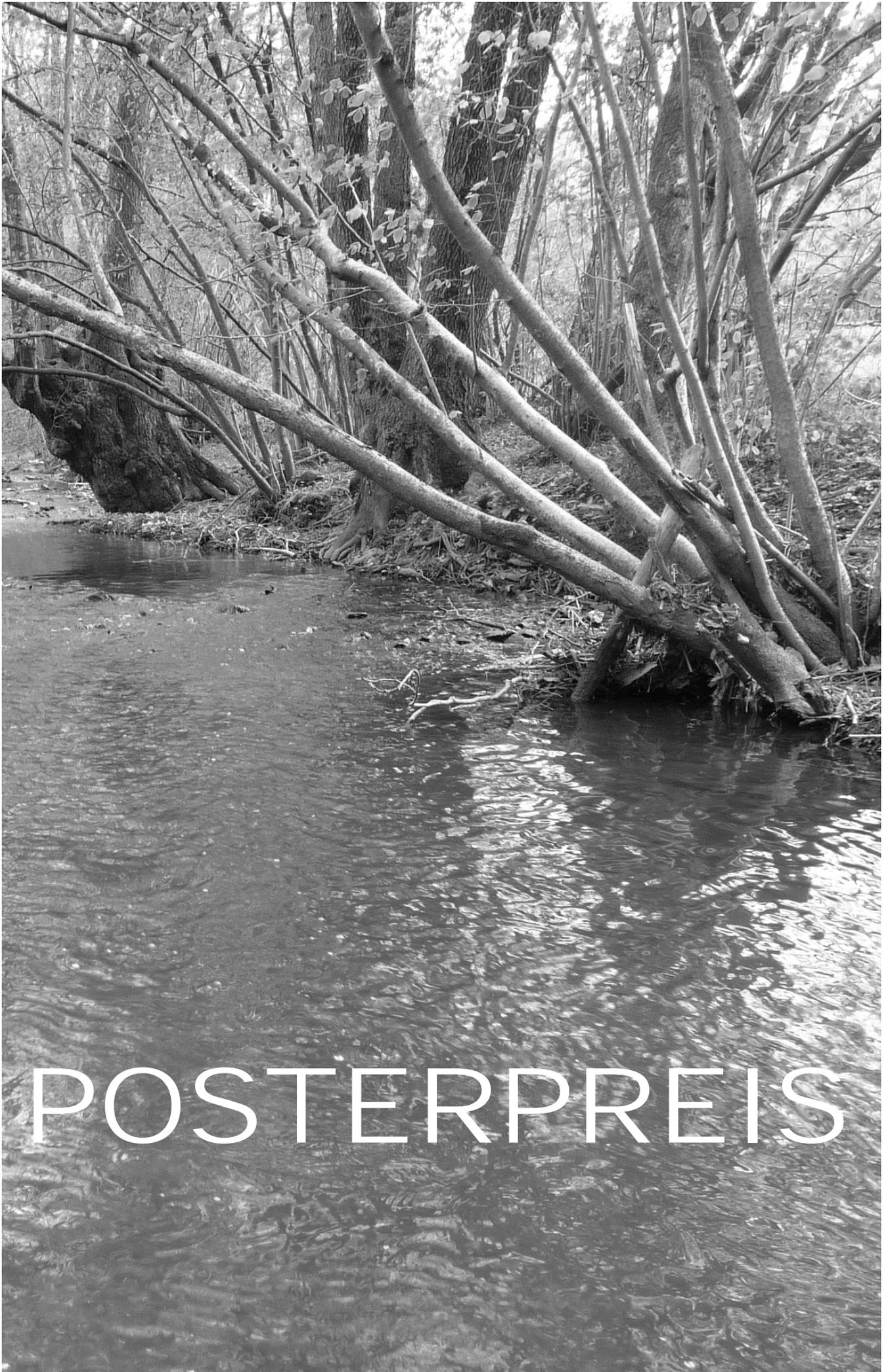
Kosten inkl. Versand: Druckversion: €25,--

## INHALTSVERZEICHNIS

<b>POSTERPREIS.....</b>	<b>3</b>
MitoGeneExtractor: Efficient extraction of mitochondrial genes from next-generation sequencing libraries	
<b>Marie V. Brasseur, Christoph Mayer, Jonas J. Astrin &amp; Matthias F. Geiger .....</b>	<b>4</b>
Die Rolle von Ausbreitung, Konkurrenz und Toleranzen für Besiedlungsmuster in urbanen Bächen	
<b>Svenja M. Gillmann, Armin W. Lorenz, Wim Kaijser, Hong Hanh Nguyen &amp; Daniel Hering .</b>	<b>7</b>
Wellenbelastung der Uferzonen im Bodensee durch die Fahrgastschifffahrt	
<b>Ole Lessmann, Karla Martínez-Cruz, Jens P. Armbruster, Wolfgang Ostendorf &amp; Frank Peeters.....</b>	<b>15</b>
<b>VORTRÄGE.....</b>	<b>19</b>
Langzeituntersuchungen der Makrophytenentwicklung in nordwestdeutschen Fließgewässern	
<b>Holger Brux .....</b>	<b>20</b>
Neustart eines Flusses: Biologische Erstbesiedlung des Emscher-Hauptlaufs nach Herstellung der Abwasser- und Grubenwasserfreiheit	
<b>Jannis Budke, Armin Lorenz, Thomas Korte &amp; Mario Sommerhäuser .....</b>	<b>29</b>
Die Lenneauen-Renaturierung in Hagen, Nordrhein-Westfalen	
<b>Jörg Drewenskus.....</b>	<b>37</b>
Wissen am Haken – Sensibilisierung der Angler für aquatische Neozoen am Beispiel des Wolgazanders ( <i>Sander volgensis</i> ) im niedersächsischen Kanalsystem	
<b>Matthias Emmrich &amp; Andreas Maday .....</b>	<b>50</b>
Natriumpercarbonat-Einsatz als in situ Akutmaßnahme bei Dominanz von Cyanobakterien	
<b>Andreas Szabados, Björn Fischer, Patrick von Busch, Andreas Boenert, Max Ehlig Dominique Mario Gampe &amp; Thomas Willuweit.....</b>	<b>55</b>
Güteentwicklung der abwasserfreien Emscher – erste Ergebnisse	
<b>Nadine V. Gerner &amp; Peter zur Mühlen.....</b>	<b>64</b>
Entwicklung der Fischlebensgemeinschaft eines revitalisierten Tieflandbachs im Ruhrgebiet	
<b>Stefan Grosenick &amp; Armin Lorenz .....</b>	<b>70</b>
Microbial Communities and Manganese Cycling in Wahnbach Reservoir: Insights from 16S-rRNA Amplicon Sequencing	
<b>Lea Hahn, Solveig T. Vriesen, Gabriele Packroff, Jutta Meier &amp; Werner Manz .....</b>	<b>79</b>
Indikation landbürtiger Sedimenttoxizität durch submerse Makrophyten (SUM) im Suhrer See und Konsequenzen für Artenschutz und WRRL-Routinen	
<b>Christiane Krambeck &amp; Mara Römerscheid .....</b>	<b>89</b>

## Inhaltsverzeichnis

Pflanzenbedarfsgerechte Beregnung mit gereinigtem Abwasser auf semiariden Standorten – gute Strategie zur Schonung der Grundwasserressourcen trotz des Vorhandenseins von Spurenstoffen? <b>Corinna Lorey, Hinnerk Voermanek, Gerhard Meier, Ernst-Dieter Meinecke, Regina Nogueira</b> .....	91
Entwicklung des Fischbestandes in Deutschlands viertlängstem Schifffahrtskanal und Diskussion von Managementansätzen zur Förderung heimischer Fischarten in angrenzenden Hafenanlagen <b>Andreas Maday &amp; Matthias Emmrich</b> .....	101
Seen-Monitoring seit 1991 an 45 Gewässern in der Holsteinischen-Schweiz/Kreis Plön SH: 40.000 Secchi-Tiefen zur Auswertung erfasst <b>Edith M. Reck-Mieth</b> .....	110
Der Oberlauf der Emscher - Ökologische Entwicklung eines ehemaligen Schmutzwasserlaufs <b>Patrick Volkens &amp; Thomas Korte</b> .....	113
Wassertemperatur und Beschattung: Ergebnisse eines Forschungsprojektes der Länder Bayern, Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Hessen <b>Stephan von Keitz</b> .....	118
Entwicklung und Einsatz von Phosphatfällanlagen in Zuläufen von Seen - Erfahrungsbericht aus Mecklenburg-Vorpommern <b>Stefan Sandrock, André Wizemann &amp; Ilona Korczynski</b> .....	121
<b>POSTER</b> .....	125
Sanierungs- und Restaurierungsarbeiten am Völser Weiher <b>Renate Alber &amp; Samuel Vorhauser</b> .....	126
Arzneimittelwirkstoffe in NRW – Langzeitmonitoring in Oberflächengewässern <b>Nicole Brennholt, Christiane Kreyenschulte, Stefan Kummetat &amp; Jaqueline Lowis</b> .....	129
Belastung linksniederrheinischer Fließ- und Stillgewässer mit <i>Escherichia coli</i> <b>Ute Hansen &amp; Carmen Gallas</b> .....	135
Auswirkungen intermittierender thermischer Nutzung eines Fließgewässers auf Makrozoobenthos und benthische Diatomeen <b>Dieter Leßmann, Thomas Gubsch &amp; Christoph Steffan</b> .....	139
Microbial functional diversity and presence of toxic substances in waterbodies and groundwater in the Lower Rhine region <b>Vanessa Meinert, Carmen Gallas, Fabian Itzel &amp; Daniela Lud</b> .....	147
<b>LISTE ALLER BEITRÄGE</b> .....	154



POSTERPREIS

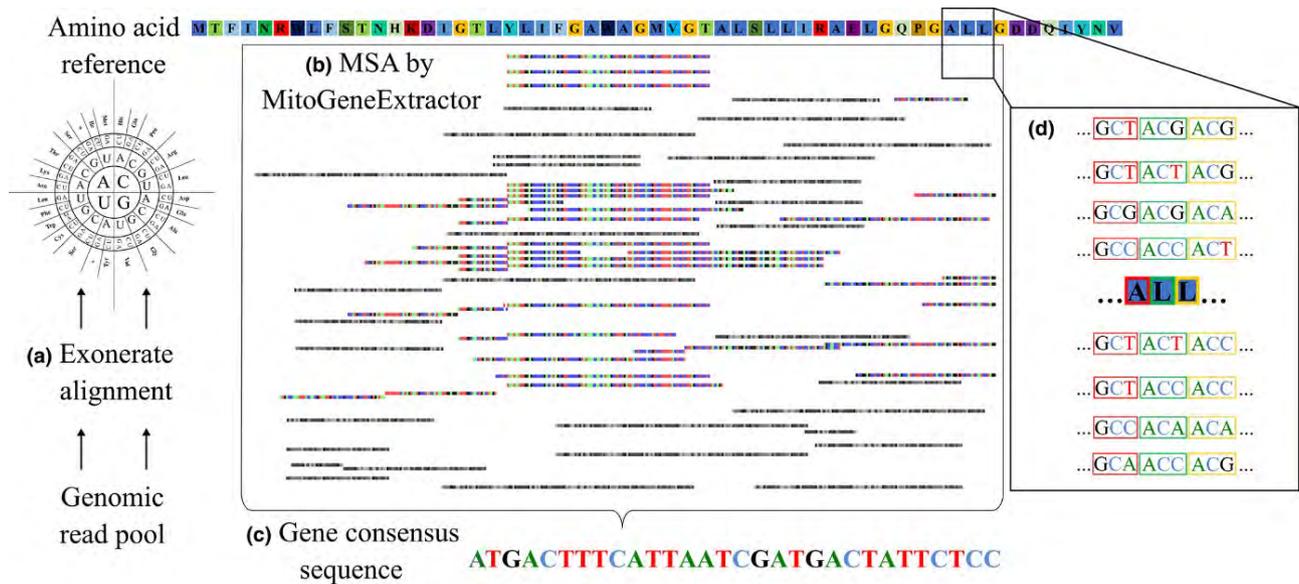
## **MitoGeneExtractor: Efficient extraction of mitochondrial genes from next-generation sequencing libraries**

*Marie V. Brasseur, Christoph Mayer, Jonas J. Astrin & Matthias F. Geiger*

LIB-Leibniz Institute for the Analysis of Biodiversity Change, Zoological Research Museum A. Koenig, Bonn  
c.mayer@leibniz-lib.de, j.astrin@leibniz-lib.de, m.geiger@leibniz-lib.de, m.brasseur@leibniz-lib.de

**Keywords:** Data mining, DNA barcoding, mitochondrial genes, COI

A fragment of the mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I (COI) gene is the most commonly used molecular marker in animal species identification - aka DNA barcode (Hebert et al. 2003). Under large efforts, global initiatives generate COI barcode sequences in order to represent all animal taxa in reference databases such as the Barcode of Life Data System (BOLD). Yet, these reference databases are far away from being complete and the lack of COI sequence information remains one of the greatest challenges in molecular biodiversity assessment. At the same time, next-generation sequencing (NGS) data sets that were originally created to capture the genomic information of an organism typically harbor mitochondrial DNA sequence information, because mitochondrial DNA is coextracted together with genomic DNA (Bogenhagen and Clayton 1974), resulting in a considerable amount of mitochondrial DNA sequencing reads in NGS data sets (Picardi and Pesole 2012; Allio et al. 2020). This sequencing byproduct is often ignored or discarded during bioinformatic processing, wasting this source of mitochondrial gene sequence information. We developed MitoGeneExtractor, an innovative tool that allows to make use of this valuable resource of genetic data. Since mitochondrial genes are free of introns, the reads originating from the mitochondrial genome or transcriptome can be directly translated into their corresponding amino acid sequences. Therefore, MitoGeneExtractor mines mitochondrial DNA reads from NGS data sets through alignments of sequencing reads to amino acid reference sequences of mitochondrial protein-coding genes. For this, MitoGeneExtractor calls the program Exonerate (Slater and Birney 2005) and uses the alignment information file generated by Exonerate to reconstruct a multiple sequence alignment, which is subsequently used to compute gene consensus sequences of the mitochondrial gene provided as protein reference (Fig. 1). Relying on protein reference sequences has the advantage that no taxon-specific reference is required: since the amino acid sequences of mitochondrial protein-coding genes are highly conserved across taxonomic groups and because the degeneracy of the genetic code mitigates sequence variation between the reads and the reference during the alignment step, the protein reference required by MitoGeneExtractor can be downloaded from public databases such as NCBI or Swissprot/Uniprot. Moreover, general protein sequences, e.g., on order level, can be sufficient to analyze a broad taxonomic range, as opposed to existing programs, which often require a reference from the same or a closely related taxon. Further, all existing software solutions rely on the assembly-guided sequence reconstruction approach, which is computationally demanding and might thus prevent the efficient analysis of thousands of NGS data sets.



**Fig. 1: Illustration of the MitoGeneExtractor algorithm. Exonerate is called to translate and align the DNA sequence reads to the amino acid reference (a). Then, MitoGeneExtractor creates the multiple sequence alignments (MSA) of reads (b) and infers a gene consensus sequence (c). The degeneracy of the genetic code allows a considerable DNA sequence variation between the reads and the reference (d). The figure is taken from Brasseur et al. (2023).**

We tested MitoGeneExtractor and applied it to recently published genomic NGS data sets of 1,993 birds (Harvey et al. 2020), representing 1,287 avian species. The aim of this case study was to reconstruct the gene sequences of the 13 mitochondrial protein-coding genes from all 1,993 individuals in order to evaluate the performance of MitoGeneExtractor in terms of sensitivity (i.e., how many sequences can be mined) and specificity (i.e., how correct are the reconstructed gene sequences). The latter was determined based on comparisons between COI sequences reconstructed with MitoGeneExtractor and COI sequences deposited in reference databases.

In the case of the COI gene, 2,927 reads per library (median) aligned to the provided COI protein reference, allowing to successfully reconstruct 1,683 COI sequences (84 %), whereas an assembly-based algorithm reconstructed only 752 COI sequences (38 %) from the same data set. The overall high sequence reconstruction success of MitoGeneExtractor was consistent for all 13 mitochondrial protein-coding genes, highlighting the sensitivity of the algorithm. In addition, MitoGeneExtractor required substantially less computing time than the assembly-guided program: for 100 samples, MitoGeneExtractor required 00:28 minutes and 05:38 hours to reconstruct the nucleotide sequences of the COI genes and all 13 protein-coding genes, respectively. In comparison, the assembly-based program required 24:27 hours to analyze the same 100 samples, although it should be noted that this program tries to assemble complete mitochondrial genomes, which comprise genes coding for mitochondrial rRNAs and tRNAs in addition to the 13 protein-coding genes.

Comparing the reconstructed COI gene sequences with COI sequences deposited in databases revealed a high sequence similarity between the sequences mined with MitoGeneExtractor and sequences associated with the same morphospecies. In 68 % of the samples, the correct taxonomic assignment was obtained when the *in silico* reconstructed COI sequence was queried against BOLD. In most cases of an incongruent taxonomic assignment, no species level COI sequence was available in the database, preventing the correct taxonomic assignment. These results highlight the value of data mining approaches, since COI barcode sequences are even lacking for birds, one of the most well-studied organismic groups in the field of genomics. One opportunity to make use of the

exponentially increasing amount of genomic data beyond their initial study purpose is provided by MitoGeneExtractor, which allows an accurate reconstruction of mitochondrial gene sequences, if these genes have contributed to the read population in the NGS data set. In principle, any gene which does not contain introns can be reconstructed i.e., animal mitochondrial and plant chloroplast protein-coding genes or prokaryotic genes. MitoGeneExtractor works on various NGS data sets obtained from genomic and transcriptomic sources, including long-read sequencing data, although the best results are expected from short-read Illumina data sets due to their high read coverage of organellar loci. Since no reference from a taxonomically close species is required, MitoGeneExtractor is well suited to extract organelle gene sequences from species or loci which are not yet represented in databases. As such, mining molecular marker sequences could be an important use case of MitoGeneExtractor e.g., to confirm species identities or, in case of incongruent taxonomic assignments, identify library contamination. The software is freely available on GitHub: <https://github.com/cmayer/MitoGeneExtractor>.

## References

- Allio, R., A. Schomaker-Bastos, J. Romiguier, F. Prosdocimi, B. Nabholz, and F. Delsuc. 2020. MitoFinder: Efficient automated large-scale extraction of mitogenomic data in target enrichment phylogenomics. *Mol. Ecol. Resour.* 20:892–905.
- Bogenhagen, D., and D. A. Clayton. 1974. The Number of Mitochondrial Deoxyribonucleic Acid Genomes in Mouse L and Human HeLa Cells: QUANTITATIVE ISOLATION OF MITOCHONDRIAL DEOXYRIBONUCLEIC ACID. *J. Biol. Chem.* 249:7991–7995.
- Brasseur, M. V., J. J. Astrin, M. F. Geiger, and C. Mayer. 2023. MitoGeneExtractor: Efficient extraction of mitochondrial genes from next-generation sequencing libraries. *Methods Ecol. Evol.* 14:1017–1024.
- Harvey, M. G., G. A. Bravo, S. Claramunt, A. M. Cuervo, G. E. Derryberry, J. Battilana, G. F. Seeholzer, J. S. McKay, B. C. O’Meara, B. C. Faircloth, S. V. Edwards, J. Pérez-Emán, R. G. Moyle, F. H. Sheldon, A. Aleixo, B. T. Smith, R. T. Chesser, L. F. Silveira, J. Cracraft, R. T. Brumfield, and E. P. Derryberry. 2020. The evolution of a tropical biodiversity hotspot. *Science* 370:1343–1348.
- Hebert, P., A. Cywinska, S. L. Ball, and J. R. deWaard. 2003. Biological identifications through DNA barcodes. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 270:313–321.
- Picardi, E., and G. Pesole. 2012. Mitochondrial genomes gleaned from human whole-exome sequencing. *Nat. Methods* 9:523–524.
- Slater, G. S. C., and E. Birney. 2005. Automated generation of heuristics for biological sequence comparison. *BMC Bioinformatics* 6:31.

## Die Rolle von Ausbreitung, Konkurrenz und Toleranzen für Besiedlungsmuster in urbanen Bächen\*

Svenja M. Gillmann<sup>1,2</sup>, Armin W. Lorenz<sup>1,2</sup>, Wim Kaijser<sup>1</sup>, Hong Hanh Nguyen<sup>1,3</sup> & Daniel Hering<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Abteilung Aquatische Ökologie, Universität Duisburg-Essen, Essen

<sup>2</sup>Zentrum für Umwelt und Wasserforschung, Universität Duisburg-Essen, Essen

<sup>3</sup>Abteilung Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung, Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt, Gelnhausen

**Keywords:** Makroinvertebraten, Wiederbesiedlung, urbane Bäche, Langzeitdaten, Renaturierung

### Einleitung

Die Renaturierung von Fließgewässern verbessert die Gewässerbedingungen und erhöht die Vielfalt der Lebensräume, was es neuen Arten ermöglicht, zuvor degradierte Bäche zu besiedeln (Feld et al. 2011). Die Makrozoobenthosgemeinschaften spiegeln jedoch oft nicht die Verbesserung der Bedingungen in einem Gewässerabschnitt wider (Leps et al. 2016). Demnach sind andere Besiedlungsprozesse weiterhin beeinträchtigt. Drei Faktoren sind die Hauptakteure beim Wiederbesiedlungsprozess renaturierter Fließgewässer: Toleranz, Konkurrenz und Ausbreitung (Vos et al. 2023). Die Ausbreitungsfähigkeit unterscheidet sich zwischen Arten und bestimmt die Geschwindigkeit und Entfernung, in der eine Art in neue Lebensräume gelangen kann (Li et al. 2016). Die Ausbreitung kann jedoch ebenfalls durch einen Mangel an Besiedlungsquellen in der Nähe oder physische Barrieren zwischen Gewässerabschnitten eingeschränkt sein (Sundermann et al. 2011). Wenn ein Standort innerhalb der Reichweite einer Art liegt, müssen die Umweltbedingungen, wie Wasserqualität, aber auch der verfügbare Lebensraum den Vorlieben der Art entsprechen. Daher spielen die Toleranzen der Arten gegenüber bestimmten Umweltfaktoren eine Rolle. Die Toleranzen werden durch die Breite sogenannter Nischen einer Art bestimmt. So kann eine Art entweder eine enge oder breite Nische einnehmen, die den Bereich der Umweltbedingungen bestimmt, in dem die Art leben kann (Polechová und Storch 2008). Wenn beide zuvor beschriebenen Filter überwunden sind, wird die Artengemeinschaft durch biotische Interaktionen innerhalb der Gemeinschaft gesteuert, insbesondere durch Konkurrenz um Nahrung und Raum (Lake et al. 2007). Um die Wiederbesiedlungsprozesse nach Renaturierungsmaßnahmen zu verstehen, müssen die drei Hauptakteure separat untersucht und ihre relative Bedeutung betrachtet werden, was jedoch selten geschieht.

In dieser Studie analysierten wir die Makrozoobenthosgemeinschaft eines urbanen Bach-Einzugsgebiets, dessen Zuläufe in den letzten 20 Jahren renaturiert wurden. Früher transportierten die Bäche Abwasser. Nach Einstellung des Abwassertransports begann der Wiederbesiedlungsprozess (Winking et al. 2014). Gemäß einer Analyse von zehn Jahren Monitoring-Daten werden die zeitlichen Veränderungen in den Artenzusammensetzungen hauptsächlich durch die Habitatentwicklung gesteuert (Gillmann et al. 2023). Hier verwenden wir die Daten, um die Filter zu analysieren, die die Wiederbesiedlung beeinflussen.

---

\*Poster Titel: Solving the ecological puzzle: The role of dispersal, competition and tolerances for colonisation patterns in urban streams

Wir vermuteten, dass die Ausbreitungsfähigkeit der Arten während der anfänglichen Besiedlung hoch sein, aber im Laufe der Zeit deutlich abnehmen würde. Im Gegensatz dazu erwarteten wir, dass die Konkurrenz in den Gemeinschaften in den ersten Probejahren gering wäre. Für die Toleranzen hingegen vermuteten wir, dass es im Laufe der Zeit keine Veränderung geben würde, da wir davon ausgingen, dass die Wasserqualität gleich ist. Die Untersuchung dieser Hypothesen trägt zu unserem Wissen über die Entwicklung von Makrozoobenthosgemeinschaften bei und kann Wasserbehörden über mögliche Verbesserungen, die in Renaturierungsprojekten umgesetzt werden sollten, informieren.

## **Material und Methoden**

### ***Untersuchungsgebiet***

Die Boye ist ein Zufluss zur Emscher, welche bei Duisburg in den Rhein mündet. Das Boye-Einzugsgebiet ist stark urban geprägt und befindet sich im Ruhrgebiet. Die unteren Abschnitte der Boye und ihrer größeren Nebenbäche durchqueren stark urbanisierte Gebiete, während die oberen Abschnitte überwiegend von landwirtschaftlichen Flächen und Wäldern umgeben sind. Das gesamte Boye-System, abgesehen von einigen oberen Abschnitten, wurde im zwanzigsten Jahrhundert als offene Abwasserleitung genutzt. Während der Renaturierung, die 1993 begann, wurde das Abwasser in unterirdische Rohrsystem abgetrennt und oberirdisch die Betonverkleidungen und Uferbefestigungen entfernt. Die Gewässersohlen wurden verbreitert und morphologisch zu einer stärker mäandrierenden Form umgestaltet. Die Standorte, die in dieser Studie betrachtet werden, wurden bis Ende 2011 renaturiert. Ab diesem Zeitpunkt wurden jährlich Proben der benthischen Wirbellosen-gemeinschaft entnommen (Gillmann et al. 2023).

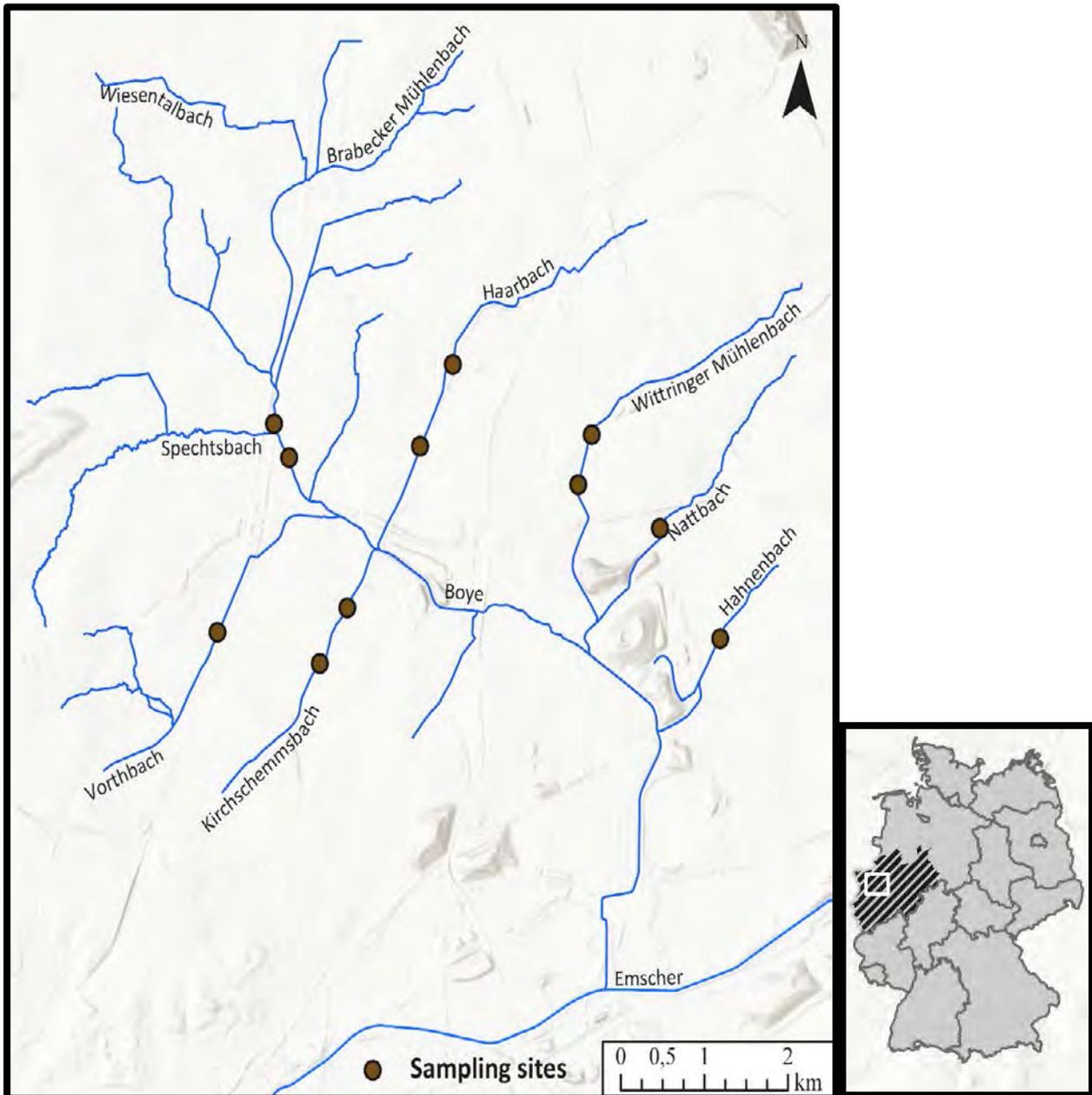
### ***Probenahme, Sortierung und Identifikation***

Jährliche standardisierte Multi-Habitat-Probenahmen wurden im März oder April von 2012 bis 2022 durchgeführt. Die Proben wurden in Ethanol (96%) konserviert und später im Labor sortiert und bestimmt (Meier et al. 2006). Die Artidentifikation erfolgte nach den Standards der operationellen Taxaliste für Deutschland (Haase et al. 2004). Obwohl die Abundanzen der Arten in jeder Probe bestimmt wurden (Ind/m<sup>2</sup>), haben wir jeweils nur die An- und Abwesenheiten der Arten betrachtet.

### ***Datensammlung und Berechnung der Indizes***

Die Analyse wurde in die drei Hauptfaktoren unterteilt, die die Besiedlungsmuster beeinflussen. Für jeden Faktor wurden Merkmale ausgewählt, die zur Berechnung eines Index verwendet wurden, um die Veränderung des entsprechenden Faktors im Laufe der Zeit zu analysieren. Merkmale wurden für alle Taxa gesammelt, die seit 2012 im Einzugsgebiet gefunden wurden.

Für den Faktor Ausbreitung wurden die von Winking et al. (2014) definierten Ausbreitungsklassen ausgewählt. Sie bestehen aus fünf verschiedenen Klassen und wurden auf der Grundlage bestehender Literatur und Expertenwissen definiert. Dabei wurde zwischen Habitatgeneralisten und – spezialisten unterschieden, und eine jeweils hohe oder niedrige Ausbreitungsfähigkeit über die Luft zugeordnet. Die Ausbreitung über das Fließkontinuum wurde in einer Klasse zusammengefasst. Die Klassen dienen zur Grundlage der Bestimmung einer Rangfolge nach Ausbreitungsgeschwindigkeit. Anhand dessen wurde anschließend die durchschnittliche Ausbreitungsfähigkeit für jede Probestelle pro Jahr berechnet. Die Skala wurde auf null bis eins umgewandelt.



**Abb. 1: Karte des Boye-Einzugsgebietes in Deutschland. Die renaturierten Probestellen sind durch Punkte markiert.**

Zur Untersuchung der Konkurrenz haben wir drei Merkmale ausgewählt, die während des Wiederbesiedlungsprozesses wichtig sind: Ernährungstyp, Habitatpräferenz und Längszonale Präferenz. Die Merkmale haben wir von der Datenbank [freshwaterecology.info](http://freshwaterecology.info) (Schmidt-Kloiber and Hering 2015) heruntergeladen. Daraus haben wir die Gower-Ähnlichkeit aus dem Paket "gawdis" in R (v.0.1.5, Bello et al. 2021) bestimmt, um den Grad der Merkmalsüberschneidung zu analysieren. Eine geringe Ähnlichkeit zwischen den Artenmerkmalen deutet auf eine hohe Wahrscheinlichkeit von Konkurrenz hin. Schließlich haben wir die Werte als durchschnittliche Gower-Ähnlichkeit pro Probestelle und Jahr zusammengefasst.

Die Rolle der Toleranzen wurden unter Verwendung von zwei Merkmalen analysiert. Zunächst haben wir den Deutschen Saprobienindex als Maß für den organischen Abbau ausgewählt. Ein hoher Saprobienindex deutet auf Sauerstoffmangel in einem Gewässer hin. Die Standardformel wurde verwendet, wobei statt der Häufigkeit, Werte für das Vorhandensein und Fehlen von Arten eingesetzt

wurden. Als zweiter Indikator wurde die Toleranz gegenüber Chlorid gewählt. Die entsprechenden Merkmale haben wir aus der Datenbank des STOWA-Projekts vom niederländischen Wasserverband exportiert (Verberk et al. 2012). Unter Verwendung derselben Methode wie für den Saprobienindex, haben wir die Werte in einen Index von null bis eins übersetzt. Ein hoher Wert zeigt eine hohe Chlorid-Toleranz der Gemeinschaft.

## **Datenanalyse**

Die berechneten Indizes dienen als abhängige Variable für generalisierte lineare Modelle (GLM) mit Beta-Fehlerverteilung, Logit-Link-Funktion und der Zeit seit der Renaturierung als Prädiktorvariable. Die Daten wurden in Rstudio (v.4.1.2) unter Verwendung des Pakets ggplot2 (v.3.4.1, Wickham 2016) analysiert und visualisiert.

## **Ergebnisse**

### ***Ausbreitung***

Der durchschnittliche Ausbreitungsindex der Gemeinschaften nimmt im Laufe der Zeit ab (Abb. 2). In den ersten Jahren nach der Renaturierung erreichen einige Standorte fast einen Wert von 1. Am Ende des Gradienten hat sich der Index um fast 40% verringert. Die meisten Renaturierungen wurden in den Jahren 2010 und 2011 abgeschlossen. Nur wenige Abschnitte wurden früher, bereits 2002, renaturiert. Daher decken nicht alle Probestellen denselben Zeitraum ab. Das GLM erklärt 28% der Varianz in den Daten ( $R^2 = 0,28$ ). Der Regressionskoeffizient unterscheidet sich signifikant von null ( $p < 0,001$ ).

### ***Konkurrenz***

Die Gower-Ähnlichkeit nimmt mit der Zeit seit der Renaturierung zu, was auf eine Zunahme der Konkurrenz innerhalb der Gemeinschaften hindeutet (Abb. 3). Diese Zunahme ist jedoch nicht kontinuierlich. Zu Beginn nimmt die Gower-Ähnlichkeit an den zuerst beprobten Probestellen ab und beginnt erst ab dem vierten Jahr wieder zuzunehmen. Die niedrigste Ähnlichkeit wurde in einer Gemeinschaft im dritten Jahr nach der Renaturierung beobachtet, während die höchste Ähnlichkeit 18 Jahre nach der Renaturierung festgestellt wurde. Das Modell erklärt 26% der Varianz in den Daten ( $R^2 = 0,26$ ). Der Regressionskoeffizient unterscheidet sich signifikant von null ( $p < 0,001$ ).

### ***Toleranzen***

Der Saprobienindex nimmt mit der Zeit seit der Renaturierung deutlich ab (Abb. 4). Das GLM zeigt, dass der Saprobienindex während der ersten sieben Jahre im Allgemeinen höher ist (ungefähr 0,6) als danach. Im Laufe der Zeit sinkt er auf 0,5. Das Modell erklärt 38% der Varianz in den Daten ( $R^2 = 0,38$ ). Der Regressionskoeffizient unterscheidet sich signifikant von null ( $p < 0,001$ ). Im Gegensatz zur Saprobität bleibt der Chlorid-Index seit der Renaturierung an allen Probestellen auf einem ähnlichen Niveau (Abb. 5). Das Modell erklärt nur 0,4% der Varianz in den Daten ( $R^2 = 0,004$ ). Der Regressionskoeffizient unterscheidet sich signifikant von null ( $p < 0,001$ ).

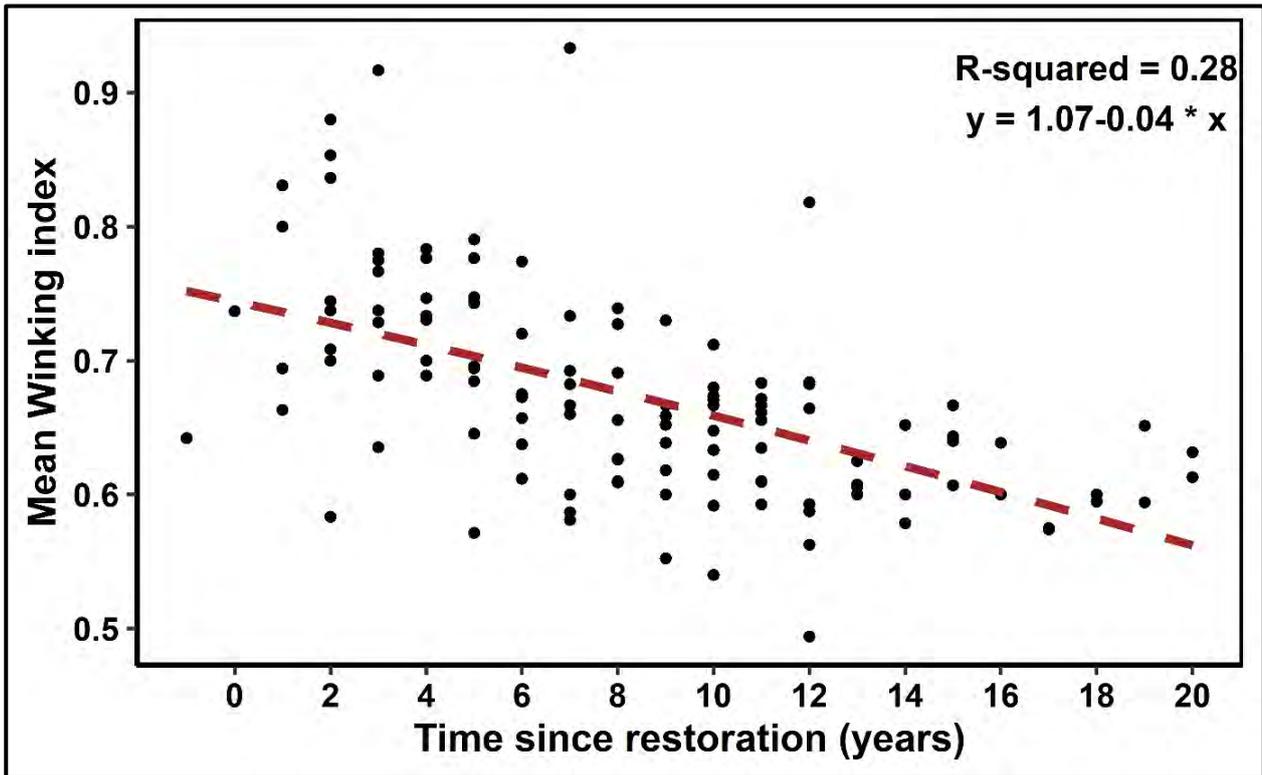


Abb. 2: GLM des durchschnittlichen Winking Index als abhängige Variable und Zeit seit Renaturierung (Jahre) als Prädiktorvariable. Jeder Punkt stellt eine beprobte Gemeinschaft dar.

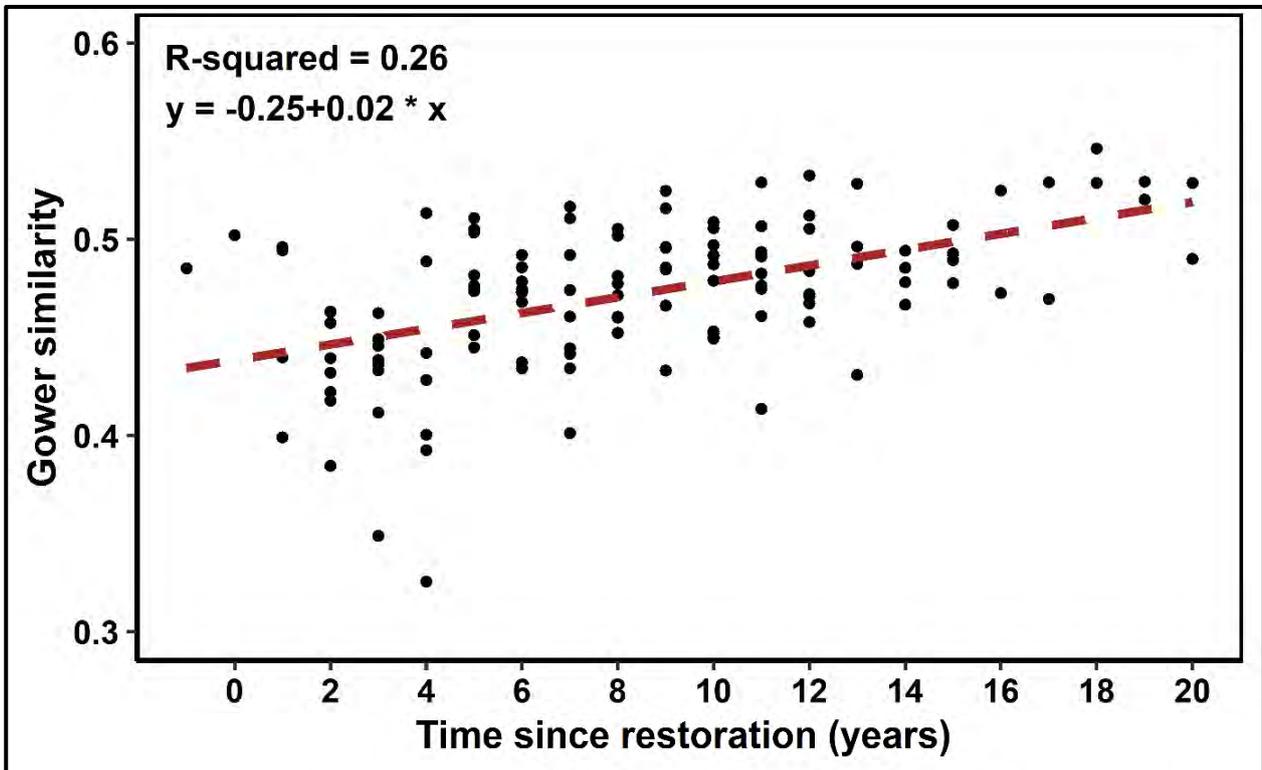


Abb. 3: GLM der durchschnittlichen Gower Ähnlichkeit als abhängige Variable und Zeit seit Renaturierung (Jahre) als Prädiktorvariable. Jeder Punkt stellt eine beprobte Gemeinschaft dar.

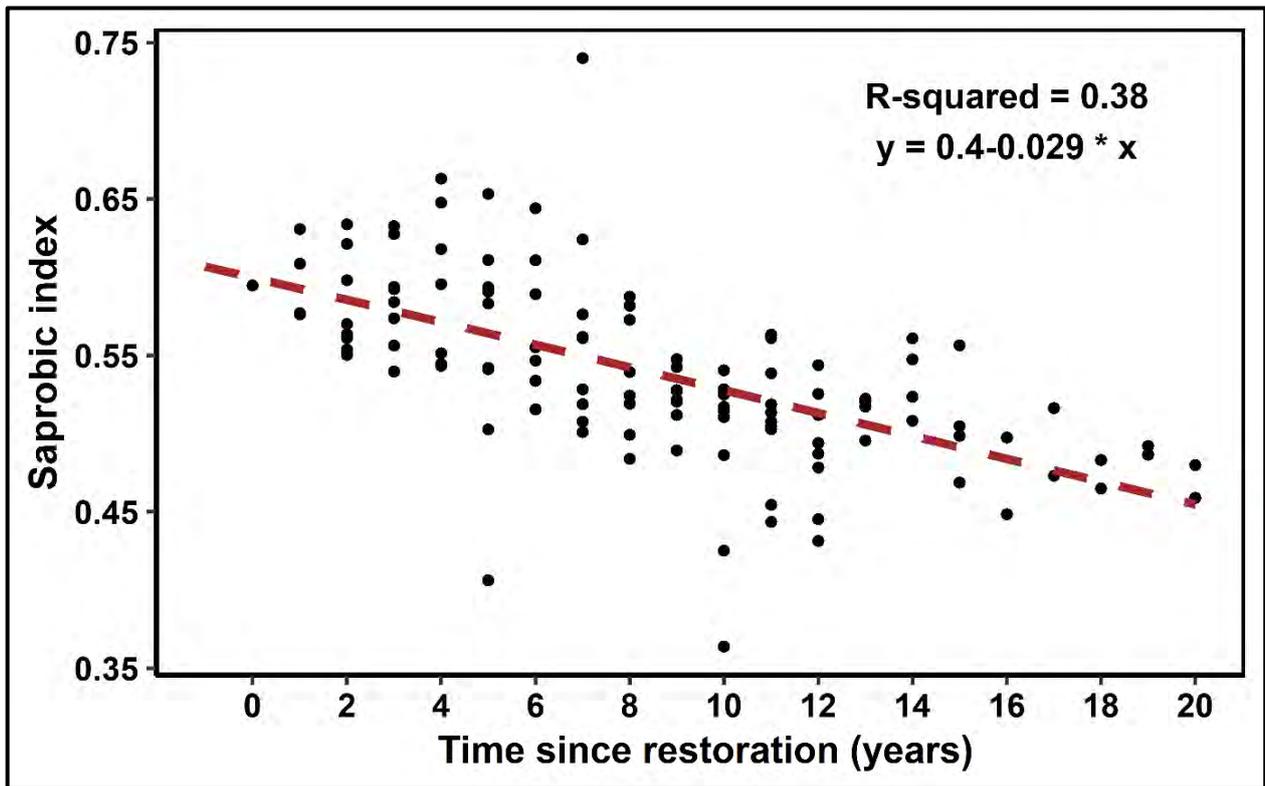


Abb. 4: GLM des Saprobienindex als abhängige Variable und Zeit seit der Renaturierung (Jahre) als Prädiktorvariable. Jeder Punkt stellt eine beprobte Gemeinschaft dar.

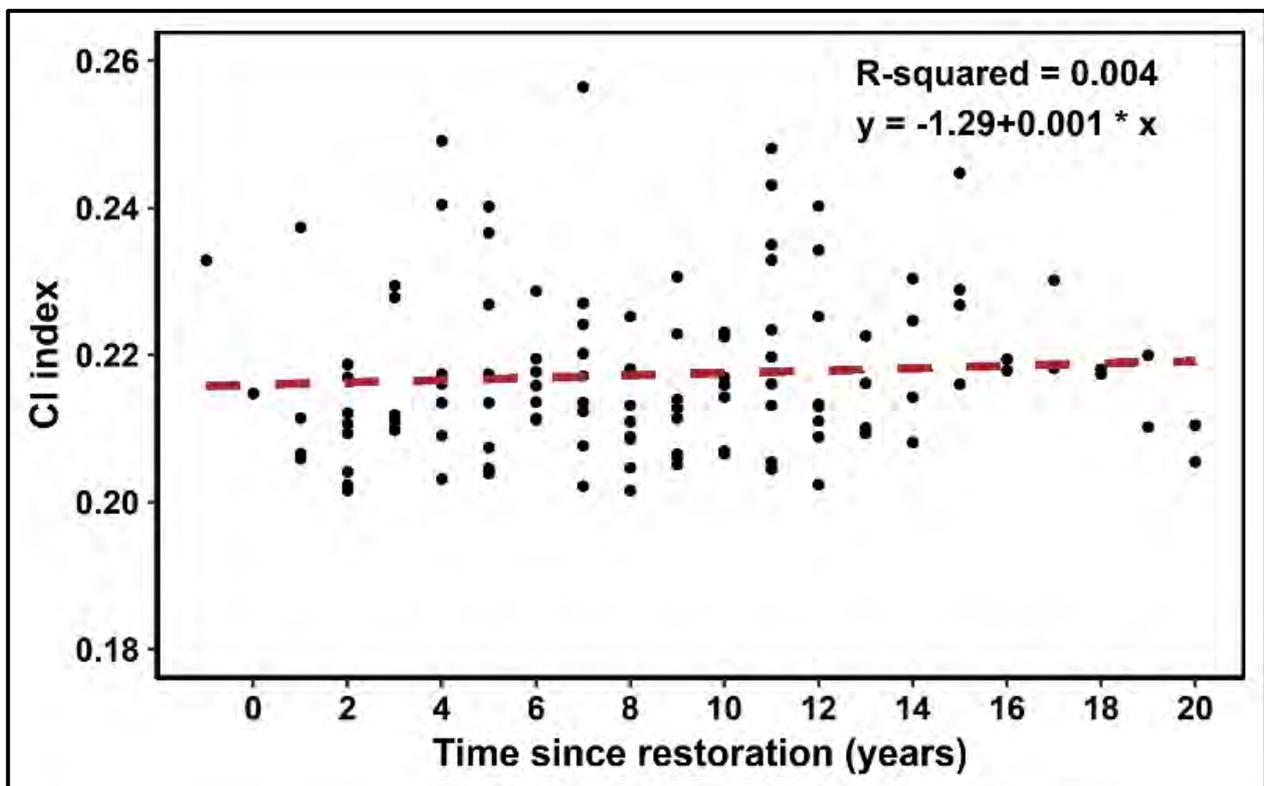


Abb. 5: GLM der Chlorid-Toleranz als abhängige Variable und Zeit seit der Renaturierung (Jahre) als Prädiktorvariable. Jeder Punkt stellt eine beprobte Gemeinschaft dar.

## Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Zu Beginn der Erholungsphase der renaturierten Bäche haben wir den größten Anteil an sich gut ausbreitenden Arten festgestellt. Bei der Renaturierung entstehen viele neue Lebensräume, die zuerst von den sich über die Luft ausbreitenden Organismen gefunden werden. Sie haben daher die besten Voraussetzungen dafür, als Erstbesiedler zu agieren. Die anfängliche Besiedlung wird also hauptsächlich durch die Ausbreitungsfähigkeit der Arten gesteuert. Die zwischenartliche Konkurrenz oder der Grad der Nischenüberlappung nimmt im Laufe der Zeit zu und ersetzt die Ausbreitung als bestimmenden Faktor bei der Stabilisierung von Lebensräumen. Diese Entwicklung kann durch einen Anstieg der Artenzahlen über die Zeit erklärt werden. Da sich der Lebensraum mit der Zeit in eine bestimmte Richtung entwickelt und gleichzeitig immer mehr Arten in das neue Gebiet einwandern, die Präferenzen für ähnliche Habitate haben, kommt es vermehrt zu interspezifischer Konkurrenz. Unsere Ergebnisse zeigen, dass sich die Toleranz der Artgemeinschaften gegenüber Chlorid mit der Zeit nicht verändert. Daraus lässt sich schließen, dass Chlorid als Umweltvariable keinen Einfluss auf die Zusammensetzung der Gemeinschaften in unserem Untersuchungsgebiet hat. Allerdings konnten wir einen Effekt der organischen Belastung erkennen. Der Saprobienindex sinkt mit der Zeit seit der Renaturierung. Das bedeutet, dass eine Verbesserung der Wasserqualität über die Zeit von statt ging. Es konnten sich daher mehr sensible Arten in dem Gebiet ansiedeln, was zu der Senkung des Saprobienindex führt. Insgesamt spielen die Toleranzen also eine wichtige Rolle bei der Wiederbesiedlung. Diese hängt allerdings von den Wasserqualitätsbedingungen sowie den Umwelteinflüssen in der unmittelbaren Umgebung der Bäche ab. Unsere Ergebnisse zeigen, dass renaturierte Fließgewässer einem bestimmten Besiedlungsmuster folgen, bei dem anfangs die Ausbreitungsfähigkeiten die größte Rolle spielen. Ist das Gewässer weiterhin belastet, sind die Toleranzen der Arten ebenso wichtig. Die Konkurrenz innerhalb der Gemeinschaften nimmt zu, sobald sich stabile Lebensräume in dem renaturierten Abschnitt gebildet haben. Diese Erkenntnisse können bei der Identifizierung von Problemen für die Wiederbesiedlung helfen und somit zu einem verbesserten Erfolg von künftigen Renaturierungsmaßnahmen beitragen.

## Danksagung

Wir möchten uns bei allen studentischen Helfern bedanken, die im Labor und im Gelände mitgearbeitet haben. Diese Studie ist Teil einer mit dem SFB-Projekt „RESIST“ verbundenen Doktorarbeit. Wir möchten daher der DFG für die Finanzierung des Projekts danken.

## Literaturverzeichnis

- Bello, F., Z. Botta-Dukát, J. Lepš, P. Fibich. 2021. 'Towards a More Balanced Combination of Multiple Traits When Computing Functional Differences between Species'. *Methods in Ecology and Evolution* 12(3):443–48. doi: 10.1111/2041-210X.13537.
- Feld, C. K., S. Birk, D. C. Bradley, D. Hering, J. Kail, A. Marzin, A. Melcher, D. Nemitz, M. L. Pedersen, F. Pletterbauer, D. Pont, P. F. M. Verdonschot, N. Friberg. 2011. 'From Natural to Degraded Rivers and Back Again' edited by G. Woodward. *Ecosystems in a Human-Modified Landscape. A European Perspective* 44:119–209. doi: 10.1016/B978-0-12-374794-5.00003-1.
- Gillmann, S. M., D. Hering, A. W. Lorenz. 2023. 'Habitat Development and Species Arrival Drive Succession of the Benthic Invertebrate Community in Restored Urban Streams'. *Environmental Sciences Europe* 35(1):49. doi: 10.1186/s12302-023-00756-x.
- Haase, P., S. Lohse, S. Pauls, K. Schindehütte, A. Sundermann, P. Rolauuffs, D. Hering. 2004. 'Assessing Streams in Germany with Benthic Invertebrates: Development of a Practical Standardised Protocol for Macroinvertebrate Sampling and Sorting'. *Limnologica* 34(4):349–65. doi: 10.1016/S0075-9511(04)80005-7.

- Lake, P. S., N. Bond, P. Reich. 2007. 'Linking Ecological Theory with Stream Restoration'. *Freshwater Biology* 52(4):597–615. doi: 10.1111/j.1365-2427.2006.01709.x.
- Leps, M., A. Sundermann, J. D. Tonkin, A. W. Lorenz, P. Haase. 2016. 'Time Is No Healer: Increasing Restoration Age Does Not Lead to Improved Benthic Invertebrate Communities in Restored River Reaches'. *The Science of the Total Environment* 557–558:722–32. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.120.
- Li, F., A. Sundermann, S. Stoll, P. Haase. 2016. 'A Newly Developed Dispersal Metric Indicates the Succession of Benthic Invertebrates in Restored Rivers'. doi: 10.7287/peerj.preprints.911.
- Meier, C., P. Haase, P. Rolauffs, K. Schindehütte, F. Schöll, A. Sundermann, D. Hering. 2006. 'Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung Zur Untersuchung Und Bewertung von Fließgewässern Auf Der Basis Des Makrozoobenthos Vor Dem Hintergrund Der EG-Wasserrahmenrichtlinie.'.
- Polechová, J., D. Storch. 2008. 'Ecological Niche'. *Encyclopedia of Ecology* 2:1088–97.
- Schmidt-Kloiber, A., D. Hering. 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* 53:271–82. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.02.007.
- Sundermann, A., C. Antons, N. Cron, A. W. Lorenz, D. Hering, P. Haase. 2011. Hydromorphological Restoration of Running Waters: Effects on Benthic Invertebrate Assemblages'. *Freshwater Biology* 56(8):1689–1702. doi: 10.1111/j.1365-2427.2011.02599.x.
- Verberk, W., P. Verdonschot, T. van Haaren, B. van Maanen. 2012. *Milieu En Habitatpreferenties van Nederlandse Zoetwatermacrofauna*. Eindhoven: Van de Garde-Jémé.
- Vos, M., D. Hering, M. O. Gessner, F. Leese, [...], B. Sures. 2023. 'The Asymmetric Response Concept Explains Ecological Consequences of Multiple Stressor Exposure and Release'. *Science of The Total Environment* 872:162196. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.162196.
- Wickham, H. 2016. *Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Winking, C., A. W. Lorenz, B. Sures, D. Hering. 2014. 'Recolonisation Patterns of Benthic Invertebrates: A Field Investigation of Restored Former Sewage Channels'. *Freshwater Biology* 59(9):1932–44. doi: 10.1111/fwb.12397.

## Wellenbelastung der Uferzonen im Bodensee durch die Fahrgastschifffahrt

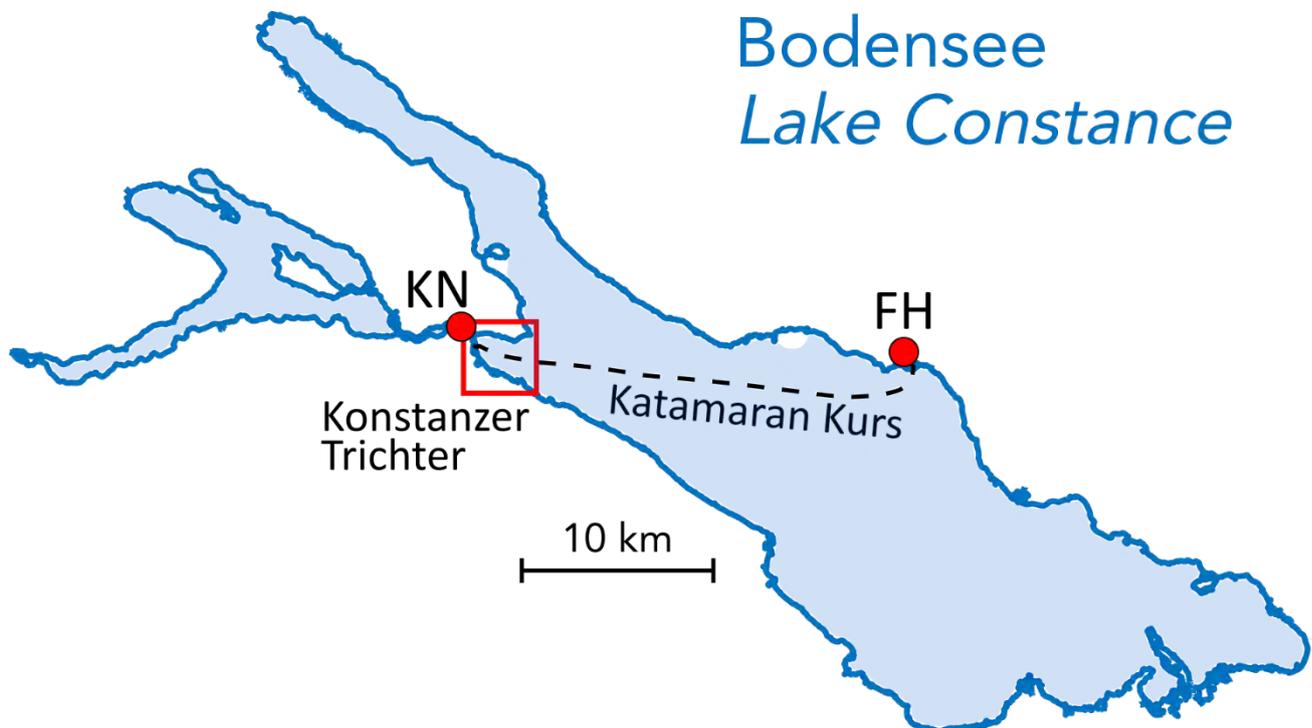
*Ole Lessmann, Karla Martínez-Cruz, Jens P. Armbruster, Wolfgang Ostendorp & Frank Peeters*

AG Umweltphysik, Limnologisches Institut, Universität Konstanz

**Keywords:** Schifffahrt, Wellenbelastung, Bodennahe Strömung, Uferzone, SuBoLakes-Projekt

### Zusammenfassung

Schifffahrt spielt eine bedeutende Rolle in der touristischen Nutzung von Seen (Venohr et al., 2018). Durch die stetig zunehmende Fahrgast- und Freizeitschifffahrt werden Binnengewässer immer stärker belastet (Hofmann & Ostendorp, 2019; Sagerman et al., 2020). Zum einen wird durch den Bau der für die Schifffahrt erforderlichen Infrastruktur die Uferstruktur stark verändert, zum anderen führen die durch Schiffe erzeugten Wellen zu einem erhöhten Energieeintrag in die Uferzonen (Hofmann & Ostendorp, 2019) und können sich dort auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften auswirken, Erosionsprozesse verstärken und den Stoffhaushalt in der Uferzone verändern (Gabel et al., 2017; Shuster et al., 2020; Zajicek & Wolter, 2019).



**Abb. 1:** Übersichtskarte des Bodensees mit Katamaran Kurs (gestrichelte Linie) zwischen Konstanz (KN) und Friedrichshafen (FH) und Lage des Konstanzer Trichters.

Am Bodensee spielt die Wellenbelastung durch intensive Fahrgastschiffahrt eine besondere Rolle. Die von den schnell fahrenden Fahrgastschiffen erzeugten Schiffswellen haben im Gegensatz zu Wellen von gewöhnlichen Freizeitbooten vergleichsweise große Amplituden und lange Wellenlängen. Insbesondere die Katamaranföhren erzeugen durch hohe Fahrgeschwindigkeiten und ihre spezielle Rumpfform Wellen mit sehr langen Wellenlängen und können sich dadurch besonders stark auf Uferzonen auswirken (Hofmann & Ostendorp, 2019).

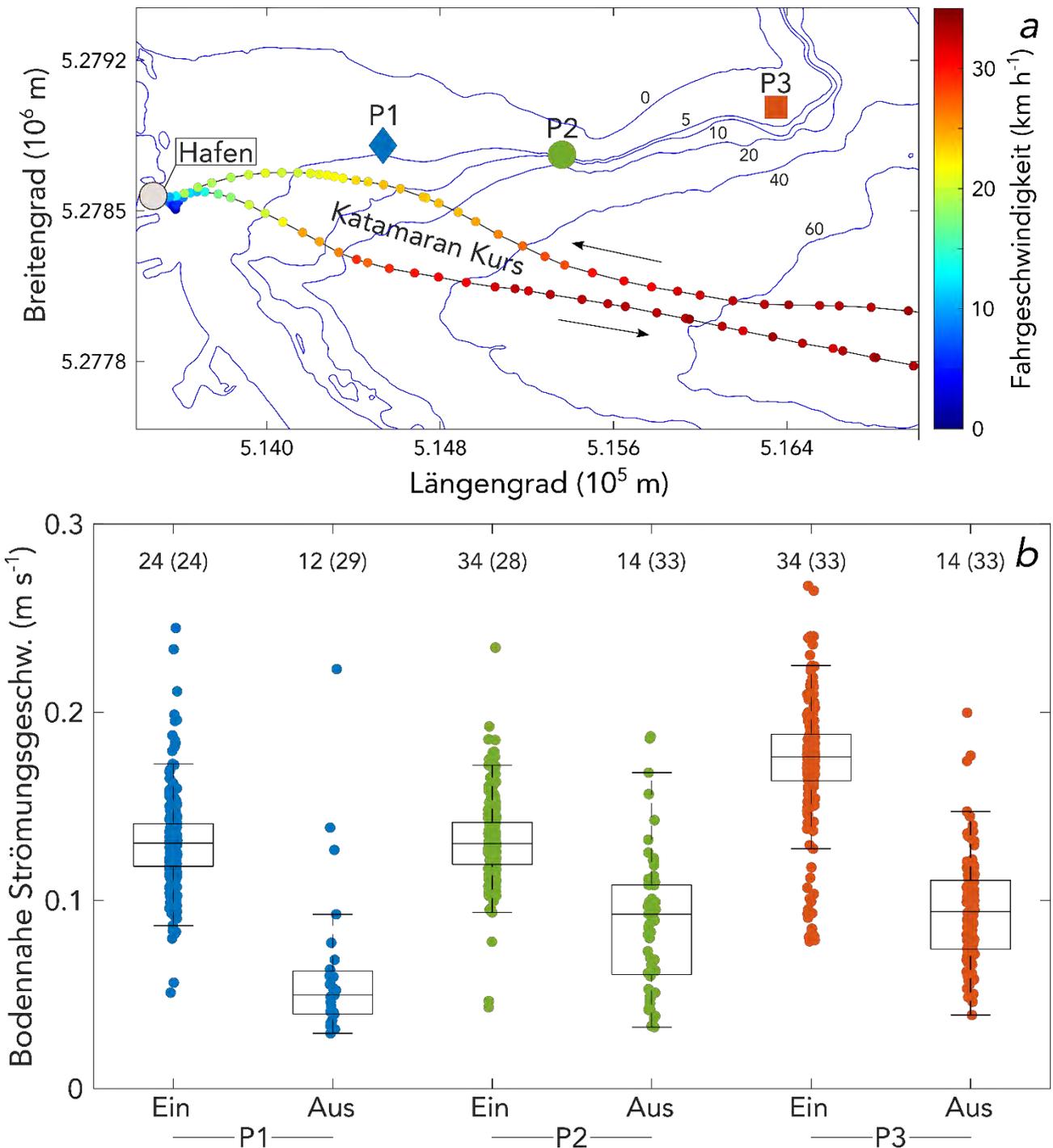
In dieser Studie wurden an verschiedenen Uferabschnitten im Konstanzer Trichters des Bodensees Wellenmessungen durchgeführt. Diese Untersuchungen hatten das Ziel, Eigenschaften der Oberflächenwellen, die durch Katamaranföhren erzeugt werden, und die durch diese Wellen erzeugten bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten für unterschiedliche Fahrgeschwindigkeiten der Katamaran Föhren an verschiedenen Uferabschnitten zu vergleichen.

Die Katamaranföhren verkehren das ganze Jahr tagsüber im Stundentakt zwischen Konstanz und Friedrichshafen (Abb. 1). Während der Überfahrt eines Katamarans beträgt die typische Fahrgeschwindigkeit 32–34 km h<sup>-1</sup>. Bei der Einfahrt in den Konstanzer Trichter fängt der Katamaran an seine Fahrgeschwindigkeit ungefähr auf Höhe von Position P3 zu verringern. Bei der Ausfahrt erreicht der Katamaran seine Höchstgeschwindigkeit schon ab Höhe von Position P2 (Abb. 2a).

Über drei Monate wurden kontinuierlich Wellenmessungen an den Positionen P1, P2 und P3 im Konstanzer Trichter durchgeführt. Für alle diese Wellen wurde mithilfe linearer Wellentheorie die lokalen bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten berechnet. Anhand der Wellenperiode und der Ankunftszeiten der Wellen wurden diejenigen Wellen identifiziert, die durch den Katamaran erzeugt wurden. Anschließend wurden die Wellen des in den Trichter einfahrenden Katamarans von denen des ausfahrenden Katamarans getrennt betrachtet. (Abb. 2). An allen Positionen sind die bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten des einfahrenden Katamarans deutlich höher als die des ausfahrenden Katamarans. Weiterhin ist erkennbar, dass die bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten mit größerem Abstand zum Konstanzer Hafen typischerweise zunehmen. Die größten bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten wurden an Position P3 für Wellen des einfahrenden Katamarans gemessen (Median: 0.18 m s<sup>-1</sup>) und die niedrigsten an Position P1 für Wellen des ausfahrenden Katamarans (Median: 0.05 m s<sup>-1</sup>).

Aus diesen Ergebnissen wird deutlich, dass die bodennahe Strömungsgeschwindigkeit mit der Fahrgeschwindigkeit des Katamarans zunimmt (Fahrgeschwindigkeiten siehe Abb. 2). Allerdings ist an einer vorgegebenen Position nicht die Fahrgeschwindigkeit des Katamarans beim kürzesten Abstand zum Ufer entscheidend, sondern die Fahrgeschwindigkeit an der Stelle vor der exponierten Position, von welcher sich die Wellen zur Uferposition hinbewegen (Schiffswellen breiten sich typischerweise in einem Winkel von ~19° in Fahrtrichtung aus). Zum Beispiel sind die bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten beim ausfahrenden Katamaran an allen Messpositionen vergleichsweise klein, obwohl der Katamaran an diesen Positionen mit einer hohen Geschwindigkeit vorbeiföhrt, da die ins Ufer einlaufenden Wellen deutlich näher am Hafen bei niedrigen Schiffsgeschwindigkeiten erzeugt wurden. Im Gegensatz dazu föhren die Wellen des einlaufenden Katamarans zu den größten bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten und damit der größten Belastung der Ufer. Bei Uferschutzmaßnahmen, durch die die Schiffswellenexposition verringert werden soll, muss der Ort der Wellenerzeugung für die Abschätzung der Wellenexposition der Ufer einbezogen und die Schiffsroute entsprechend berücksichtigt werden. Im Fall der Messposition P3 im Konstanzer Trichters werden die für die größte Belastung verantwortlichen Wellen vom einlaufenden Katamaran ungefähr 2,9 km außerhalb des Konstanzer Trichters erzeugt. Um die Belastung des Ufers durch die Wellen des Katamarans zu verringern, müsste die Fahrgeschwindigkeit

des einlaufenden Katamarans daher bereits 2,9 km außerhalb des Konstanzer Trichters reduziert werden.



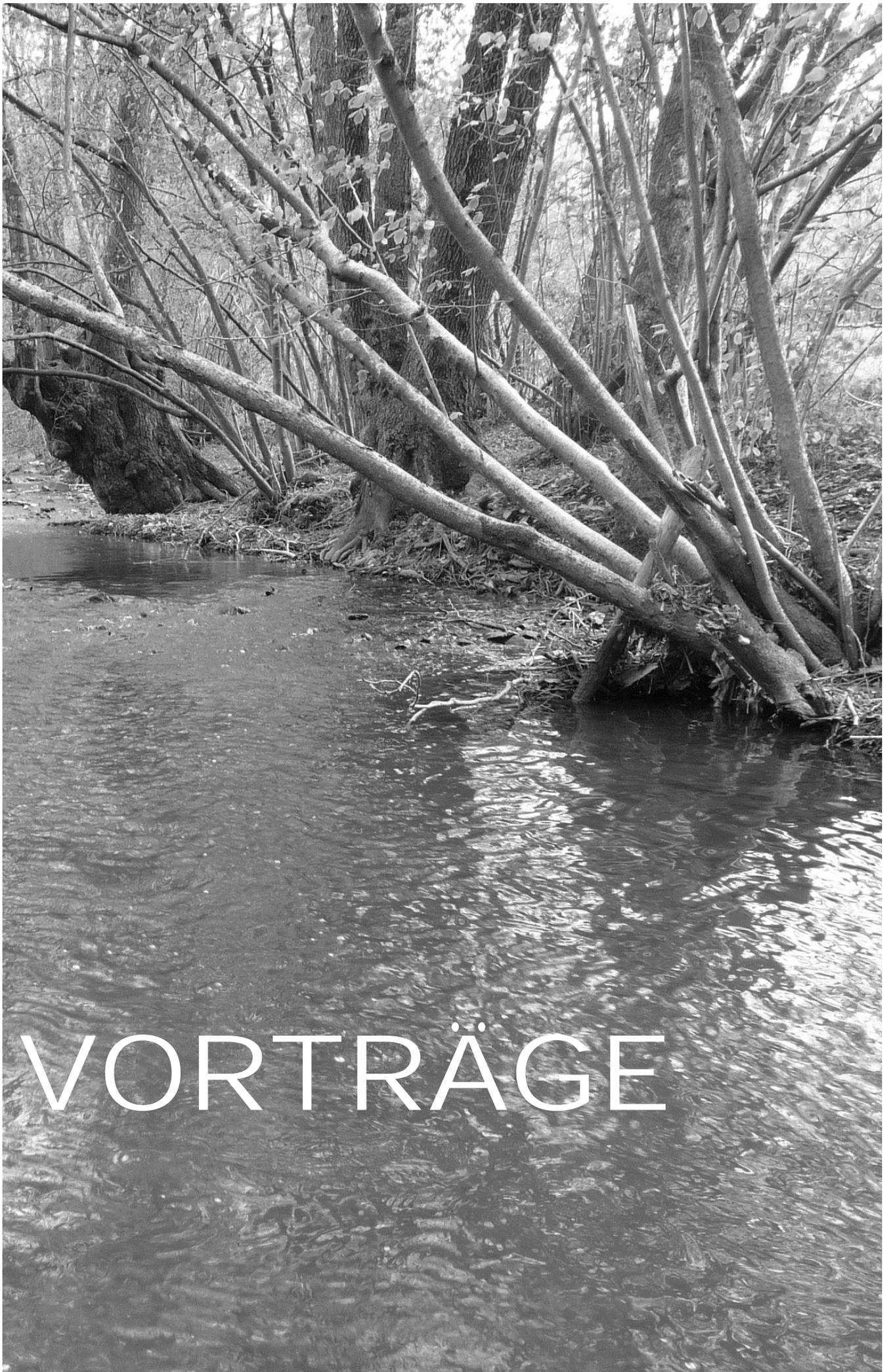
**Abb. 2:** (a) Bathymetrische Karte des Konstanzer Trichters mit Messpositionen (P1–P3) und Katamaran Kurs (gepunktete Linie). (b) Bodennahe Strömungsgeschwindigkeit der Katamaranwellen, gefiltert nach einfahrenden (Ein) und ausfahrenden (Aus) Katamaranen im Konstanzer Trichter. Die Zahlen über jedem Boxplot repräsentieren die Fahrtgeschwindigkeit des Katamarans in  $\text{km h}^{-1}$  am Ort der Wellenerzeugung (ohne Klammern) und beim kürzesten Abstand zur jeweiligen Messposition (in Klammern).

## Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Projekts SuBoLakes (Sustainable Boating on Lakes in Germany) durchgeführt, welches von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) finanziell gefördert wird (Förderkennzeichen 35825/01) und am Limnologischen Institut der Universität Konstanz koordiniert wird (URL: <https://www.subolakes.de>). Wir bedanken uns bei den wissenschaftlichen Werkstätten der Universität Konstanz für den Bau der Drucksensorhalterungen und danken Martin Wolf, Cedric Wolfer und Beatrix Rosenberg für technische Unterstützung im Feld.

## Literatur

- Gabel, F., Lorenz, S., & Stoll, S. (2017). Effects of ship-induced waves on aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment*, 601–602, 926–939. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.206>
- Hofmann, H., & Ostendorp, W. (2019). Seeufer: Wellen – Erosion – Schutz – Renaturierung : Handlungsempfehlungen für den Gewässerschutz : Ergebnisse aus dem ReWaM-Verbundprojekt HyMoBioStrategie (2015-2018). 1. Auflage. Konstanz: Universität Konstanz. ISBN 978-3-89318-080-6. <https://doi.org/10.18148/KOPS/HMBS.2018.001>
- Sagerman, J., Hansen, J. P., & Wikström, S. A. (2020). Effects of boat traffic and mooring infrastructure on aquatic vegetation: A systematic review and meta-analysis. *Ambio*, 49(2), 517–530. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01215-9>
- Shuster, R., Sherman, D. J., Lorang, M. S., Ellis, J. T., & Hopf, F. (2020). Erosive Potential of Recreational Boat Wakes. *Journal of Coastal Research*, 1279–1283. <https://doi.org/10.2112/SI95-247.1>
- 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>
- Zajicek, P., & Wolter, C. (2019). The effects of recreational and commercial navigation on fish assemblages in large rivers. *Science of The Total Environment*, 646, 1304–1314. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.403>



# VORTRÄGE

## Langzeituntersuchungen der Makrophytenentwicklung in nordwestdeutschen Fließgewässern

*Holger Brux*

Lerchenstraße 28, 26123 Oldenburg, info@brux.bio

**Keywords:** Makrophyten, Sukzession, Langzeit-Monitoring, Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

### Einleitung

Die Jahrestagung der DGL stand 2023 unter dem Motto „Bedrohte Biodiversität unserer Gewässer – Gefahren und Strategien.“ Für die Konzeption und Umsetzung geeigneter Maßnahmen ist eine belastbare Datenbasis unerlässlich. Hierzu gehören auch Langzeituntersuchungen bzw. Langzeitmonitoring und damit Datenreihen, welche die Laufzeit der meisten Forschungsvorhaben deutlich übersteigen (Rosenthal & Müller 2004). Langzeituntersuchungen mit kontinuierlichen Datenreihen über 25 Jahre und mehr (z. B. Veit & Kohler 2003) sind selten. Dies führt zu einer häufigen Herausforderung bei Langzeituntersuchungen: Man muss auf älteren Datensätzen aufbauen, die vielfach mit anderen Zielen erstellt wurden; zudem ist die Dokumentation der Methoden oft unvollständig.

Eine umfassende flächendeckende Inventarisierung der Makrophyten ist in Niedersachsen bis Anfang der 1980er Jahre erfolgt und bietet eine wertvolle Datenbasis (Herr et al. 1989b). Die spätestens seit den 1950er Jahren eingetretenen deutlichen Verluste der Makrophytenvegetation an Diversität und Abundanz in Nordwestdeutschen Fließgewässern sind durch einzelne Nachkartierungen grundsätzlich bekannt (Brux 2013, Brux et al. 2012, Herr et al. 1989a, Steffen et al. 2013), waren jedoch nur selten Gegenstand von Langzeituntersuchungen (z. B. Wiegleb. et al. 2014).

Im Rahmen einer Langzeituntersuchung wurden die seit ca. 1985 erfolgten Veränderungen von Diversität und Abundanz von Flora und Vegetation an 49 niedersächsischen Fließgewässerstrecken im Flachland erfasst. Die erhobenen vegetationskundlichen Daten dienten anfangs der Beschreibung von Fließgewässerstrecken, in denen breitblättrige Arten der Gattung *Potamogeton* drei Jahre autökologisch untersucht wurden (Brux et al. 1988, Wiegleb et al. 1991). Dabei zeigte sich, dass allein die Fragen „Wie verläuft die weitere Sukzession der Vegetation?“ und „Wie sind die Auswirkungen von Stress und Störungen zu verstehen?“ eine Fortsetzung der vegetationskundlichen Erfassungen rechtfertigte. Anfang der 1990er Jahre bestand zudem Hoffnung, dass Maßnahmen des Natur- und Umweltschutzes mittelfristig die Diversitätsverluste der Makrophytenvegetation begrenzen und zur Trendumkehr führen können.

### Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet umfasst in Nordwestdeutschland die Naturräumlichen Regionen Ostfriesisch-Oldenburgische Geest, Stader Geest sowie Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung. Die Auswahl der zu untersuchenden Fließgewässerabschnitte erfolgte weitgehend anhand der

Angaben von Herr et al. (1989b) und Wiegleb (unveröff. Daten). Es wurden vor allem sandgeprägte, z. T. auch organisch- und kiesgeprägte Tieflandbäche bearbeitet. Für jeden der ausgewählten Fließgewässerabschnitte wurden über einen Zeitraum von ca. 35 Jahren in mindestens zehn Jahren Daten erhoben. Gemeinsam ist ihnen, dass zu Beginn der Untersuchungen Großlaichkräuter (Magnopotamiden) festgestellt wurden, von denen jeweils eine Art (vielfach *Potamogeton alpinus*) als Referenz festgelegt wurde.

Die Untersuchungsmethode folgte der von Wiegleb & Herr (Herr et al. 1989a, b) auf der Basis von Tüxen & Preising (1942) entwickelten. Es wurden in der Regel ca. (50-)100 m lange Gewässerabschnitte über die gesamte Gewässerbreite bearbeitet. Die Makrophyten wurden vom Ufer aus mit einer bis auf 4,0 m ausziehbaren Harke oder einer Wurfarke erfasst; zum Teil erfolgte eine Begehung mit Wathose. Die Deckungsschätzung erfolgte nach der Skala von Londo (1976) für alle Makrophyten, die im Wasser wuchsen bzw. unterhalb der Wasseroberfläche wurzelten. Die Nomenklatur folgt Garve (2004). Begleitend wurden Daten zu Gewässerstruktur, Fließgeschwindigkeit, Beschattung und erkennbaren Störungen erfasst. Fast alle Vegetationsaufnahmen wurden im Sommer (Juli bis Anfang August) erstellt, um den Höhepunkt der Vegetationsentwicklung vor Beginn der Dekompostierung einzelner Arten und vor Beginn der Unterhaltung der Fließgewässer zu erfassen.

Der Datensatz umfasst 663 Vegetationsaufnahmen von 49 Fließgewässerabschnitten aus dem Zeitraum 1985 bis 2022. Aufgrund der zum Teil unregelmäßig erhobenen Daten wurden diese in fünf Gruppen von jeweils acht (bzw. im letzten Zeitraum sechs) Jahren zusammengefasst und Mittelwerte für die Abundanzen in diesen Zeitabschnitten gebildet. Für diese Arbeit wurden nur die Hydrophyten berücksichtigt und nur Presence-Absence-Daten ausgewertet. Die Zuordnung zu den Wuchsformen der Makrophyten orientiert sich an Wiegleb (1991) und van de Weyer (1999).

## Ergebnisse

### *Makrophytenarten*

Insgesamt wurden 55 Makrophytenarten (nur Hydrophyten) festgestellt, die 13 Wuchsformen zugeordnet wurden. Die Änderungen der Abundanzen zwischen den ersten und letzten untersuchten Zeitabschnitten für alle Arten sind in Tab. 1 dargestellt. Farblich hervorgehoben sind Änderungen von mehr als 10%. Die Parvopotamiden wurden in zwei Gruppen unterteilt, um dem ökologischen Verhalten von *Potamogeton pectinatus* und *P. trichoides* Rechnung zu tragen.

Die größte Gruppe bilden Makrophytenarten mit negativer Entwicklung (Abundanzabnahme von 40%) und nicht mehr festgestellte (Abundanzabnahme 16 %, in Summe 56 %). Fast alle Arten der Magnopotamiden gingen in ihrer Abundanz deutlich zurück, die (methodisch durch die Auswahl der Untersuchungsstrecken bedingt) häufigste Art dieser Gruppe *Potamogeton alpinus* um 65%. Bei den Myriophylliden *Myriophyllum alterniflorum* und *Ranunculus peltatus* lag der Rückgang bei 50%. Die Abundanz der beiden Elodeiden ging um 23 % zurück, wobei anfangs *Elodea canadensis* die häufigere Art war, in der letzten Untersuchungsperiode jedoch *Elodea nuttallii*. Bei den Vallisneriden war bei *Sparganium emersum*, anfangs noch die häufigste Art, der deutliche Rückgang der Abundanz um 60 % auffällig.

Im letzten Zeitabschnitt konnten nur noch bei 25 % der Fließgewässer die bei der ersten Untersuchung vorhandenen Referenz-Großlaichkräuter festgestellt werden. In ca. 50 % der Gewässer lag dem Verschwinden ein kontinuierlicher Rückgang zugrunde, bei ca. 25 % war das Auftreten der Referenz-Großlaichkräuter nicht stetig.

Eine positive Entwicklung wurde nur bei 27 % der Makrophytenarten festgestellt. Deutliche Zunahmen gab es vor allem bei den Lemniden (*Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*), den Nymphaeiden (*Nuphar lutea*, *Persicaria amphibia*) und einigen Parvopotamiden (*Potamogeton berchtoldii*, *P. trichoides*).

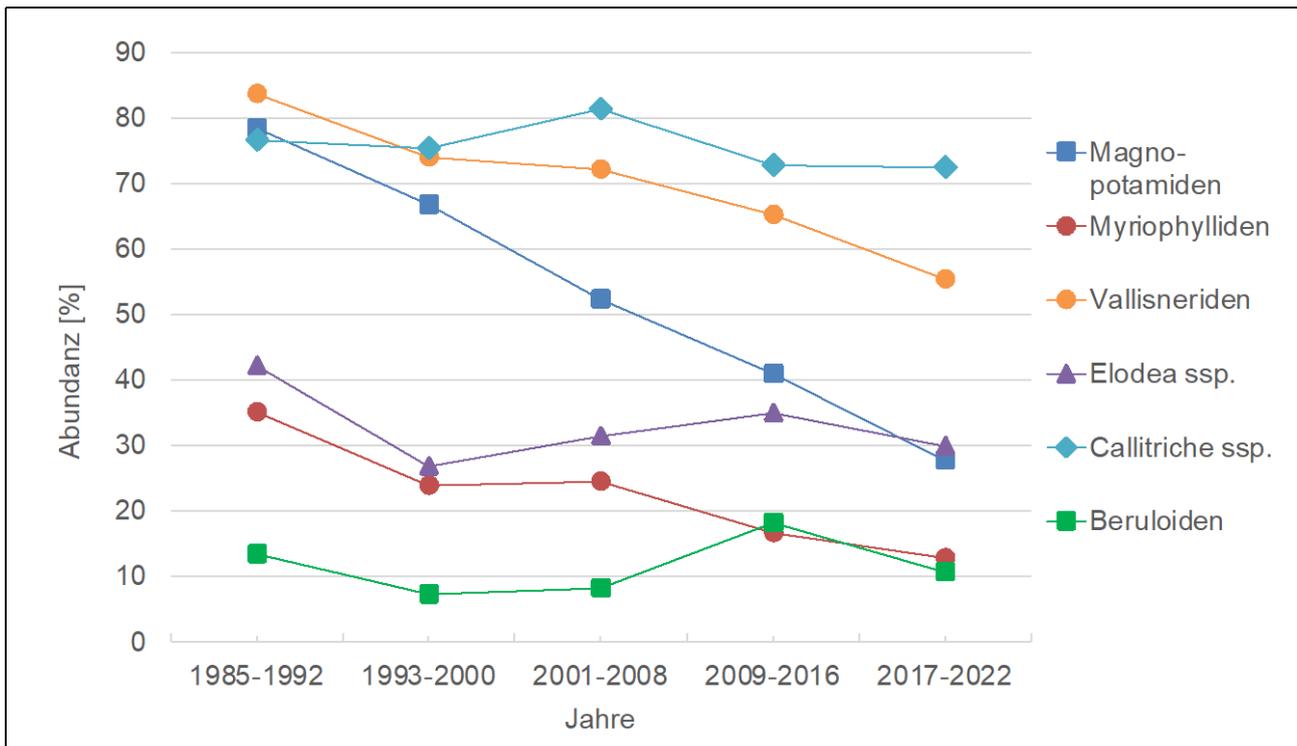
Tab. 1: Wuchsformen und Makrophyten.

Wuchsform	Taxon	Abundanz [%]		Wuchsform	Taxon	Abundanz [%]	
		1985 bis 1992	2017 bis 2022			1985 bis 1992	2017 bis 2022
Beruloiden	<i>Berula erecta</i>	13,5	10,6	Nymphaeiden	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	7,6	8,5
Chariden	<i>Chara fragilis</i>	0,6	0,6		<i>Luronium natans</i>	1,1	0,0
	<i>Nitella flexilis</i>	4,7	10,6		<i>Nuphar lutea</i>	27,5	34,0
Isoetiden	<i>Eleocharis acicularis</i>	0,6	2,1		<i>Persicaria amphibia</i>	3,5	10,6
Elodeiden (hier nur <i>Elodea</i> ssp.)	<i>Elodea canadensis</i>	35,1	14,9		<i>Potamogeton natans</i>	65,5	63,8
	<i>Elodea nuttallii</i>	9,4	19,1	Parvo- potamiden 1	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	10,5	21,3
Lemniden	<i>Lemna gibba</i>	4,1	2,1		<i>Potamogeton compressus</i>	4,7	0,0
	<i>Lemna minor</i>	57,9	76,6		<i>Potamogeton crispus</i>	12,9	6,4
	<i>Spirodela polyrhiza</i>	7,6	19,1		<i>Potamogeton friesii</i>	0,6	0,0
Riccielliden	<i>Lemna trisulca</i>	7,6	4,3		<i>Potamogeton obtusifolius*</i>	0,0	0,0
	<i>Riccia fluitans*</i>	0,0	0,0		<i>Potamogeton pusillus</i>	21,1	14,9
	<i>Ricciocarpos natans</i>	0,0	6,4		<i>Zannichellia palustris</i>	0,0	2,1
Magno- potamiden *(Schwimtblatt- bildende Arten können auch als Nymphaeide vorkommen)	<i>Potamogeton alpinus</i>	49,1	17,0	Parvo- potamiden 2	<i>Potamogeton pectinatus</i>	7,0	6,4
	<i>Potamogeton gramineus</i>	2,3	0,0	<i>Potamogeton trichoides</i>	22,8	31,9	
	<i>Potamogeton lucens</i>	8,8	2,1	Cerato- phylliden	<i>Ceratophyllum demersum</i>	2,3	4,3
	<i>Potamogeton nodosus</i>	4,1	0,1		<i>Utricularia vulgaris</i>	0,0	4,3
	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	3,5	2,1	Pepliden (hier nur <i>Callitriche</i> ssp.)	<i>Callitriche hamulata</i>	7,6	4,3
	<i>Potamogeton polygonifolius</i>	5,8	2,1		<i>Callitriche obtusangula</i>	11,1	8,5
	<i>Potamogeton x fluitans</i>	7,0	2,1		<i>Callitriche platycarpa</i>	67,3	66,0
	<i>Potamogeton x salicifolius</i>	2,2	2,1		<i>Callitriche stagnalis</i>	1,2	0,0
	<i>Potamogeton x sparganifolius</i>	0,6	0,6	Vallisneriden	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	8,8	4,3
	<i>Potamogeton x spathulatus</i>	6,4	0,0		<i>Butomus umbellatus</i>	2,9	1,2
<i>Potamogeton x undulatus</i>	1,8	2,1	<i>Sagittaria sagittifolia</i>		25,1	23,4	
			<i>Sparganium emersum</i>		81,3	48,9	
Myriophylliden	<i>Hottonia palustris</i>	0,7	0,0	<b>Erläuterungen:</b>			
	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	10,5	4,3	Anzahl Taxa gesamt:		55 (= 100%)	
	<i>Myriophyllum spicatum</i>	0,7	0,7	* = nur zwischenzeitlich festgestellt:		4%	
	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	1,8	0,0	Zunahme Abundanz $\geq$ 10%		27%	
	<i>Ranunculus circinatus</i>	1,2	0,0	Veränderung Abundanz $<$ 10%		13%	
	<i>Ranunculus fluitans</i>	1,8	0,7	Abnahme Abundanz $>$ 10%		40%	
	<i>Ranunculus peltatus</i>	28,1	8,5	Nicht mehr festgestellt		16%	
	<i>Ranunculus penicillatus</i>	2,9	1,5				

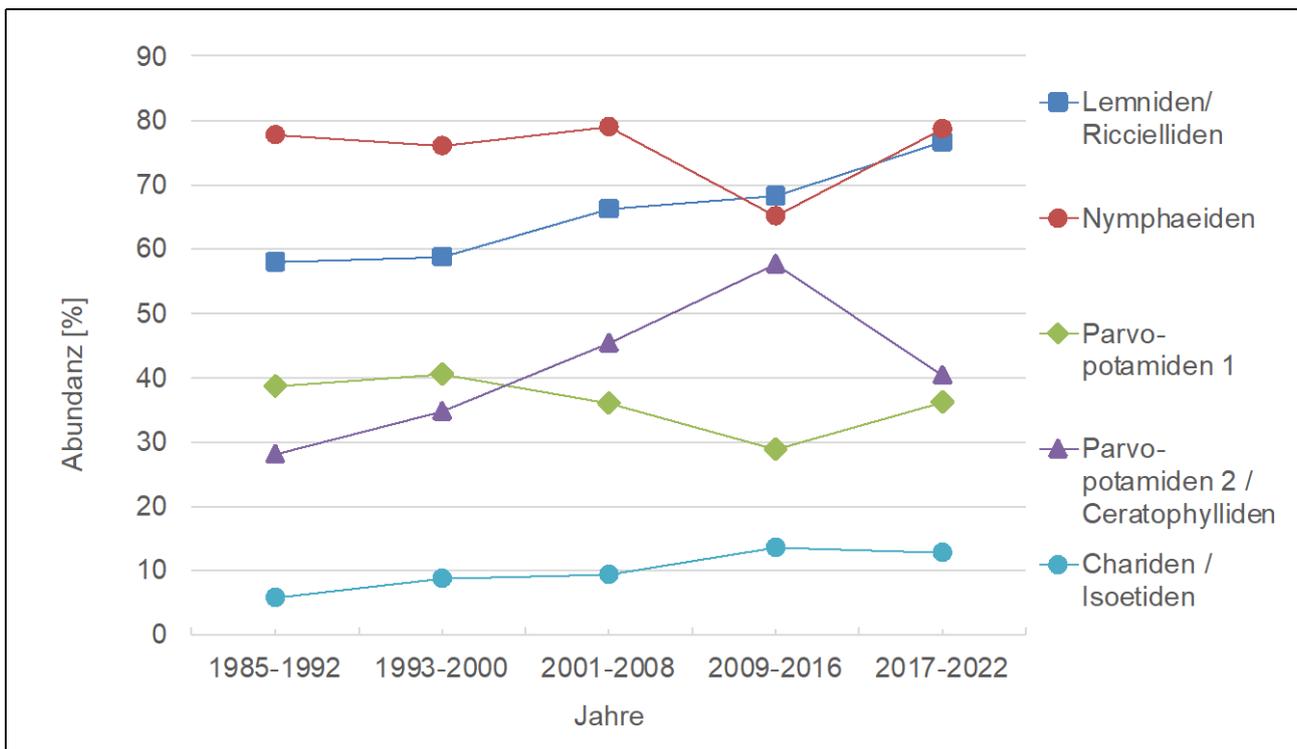
### Wuchsformen

Abb. 1 zeigt die Entwicklung von fünf Makrophyten-Wuchsformen mit abnehmender Abundanz. Magnopotamiden, Myriophylliden und Vallisneriden weisen einen deutlichen kontinuierlichen Rückgang auf, für *Elodea* ssp. und *Callitriche* ssp. ist dies wenig ausgeprägt. Da zu Beginn der Untersuchungen vor allem Fließgewässerstrecken mit Magnopotamiden gewählt wurden, ist deren anfänglicher hoher Anteil nicht überraschend. Der Rückgang von 78 % auf 27 % Abundanz übertrifft alle anderen Wuchsformen deutlich.

Für Myriophylliden liegt der Rückgang von 35 % auf 12 % Abundanz in einer ähnlichen Größenordnung. Beide Wuchsformen leben rein submers und weisen mit dünnen Submersblättern empfindliche Blattstrukturen auf. Einige Arten der Magnopotamiden (*Potamogeton alpinus*, *P. gramineus*, *P. nodosus* und *P. polygonifolius*) können auch Schwimtblätter ausbilden und damit auch als Nymphaeiden vorkommen.



**Abb. 1: Makrophyten-Wuchsformen mit abnehmender Abundanz.**



**Abb. 2: Makrophyten-Wuchsformen mit wenig veränderter oder zunehmender Abundanz.**

Abb. 2 zeigt die Entwicklung von fünf Makrophyten-Wuchsformen mit wenig veränderter oder zunehmender Abundanz. Die Nymphaeiden *Potamogeton natans* und *Nuphar lutea* verfügen über robuste Blattstrukturen und können auf wechselnde Wasserstände sowohl mit der Ausbildung von

Submersblättern als auch durch Landformen reagieren. Ihre Abundanz wies im Untersuchungszeitraum nur geringe Schwankungen auf. Ähnlich verhalten sich die Arten der als Gruppe zusammengefassten Parvopotamiden 2 (*Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton trichoides*) und Ceratophylliden (*Ceratophyllum demersum*, *Utricularia vulgaris*). *Potamogeton trichoides* als Pionierart (Preston 1995) zeigt eine Zunahme der Abundanz von 23 % auf 32 %. Die Lemniden zeigten eine Zunahme der Abundanz von 63 % auf 77 %.

### **Vegetation**

Die Vegetation kann überwiegend dem Nymphaeiden-reichen Typ bzw. der *Sparganium emersum*-Gesellschaft zugeordnet werden. Dieser wird durch die vier Arten *Potamogeton natans*, *Nuphar lutea*, *Sagittaria sagittifolia* und *Sparganium emersum* geprägt und wird von Herr et al. (1989a: 133) als „natürliche Vegetation potamaler Fließgewässer der Norddeutschen Tiefebene“ beschrieben. Im Untersuchungszeitraum war dieser Typ durchgehend in über 70% der Vegetationsaufnahmen vertreten. Die Magnopotamiden-reichen Ausprägungen dieses Typs sind jedoch kontinuierlich zurückgegangen (Abb. 1), wobei häufiger *Potamogeton natans* andere Magnopotamiden ersetzt hat.

Eine Zunahme der Diversität der Vegetation konnte, ebenso wie das Wiederauftreten lange verschollener Arten, nicht festgestellt werden. Diversität und Zusammensetzung der Vegetation waren nach ca. 40 Jahren nur in ca. 10% der Gewässer nicht oder nur wenig verändert. In vielen Fällen ist nach Mitte der 1980er Jahre die Diversität zurückgegangen.

### **Diskussion und Fazit**

Die von Herr et al. (1989a, b) beschriebene negative Entwicklung der Diversität und Zusammensetzung der Makrophytenvegetation hat sich offensichtlich weiter fortgesetzt. Schon Wiegand et al. (2014) konnten die Veränderungen der Dominanz und der Wuchsform über 21 Jahre nicht mit den berücksichtigten Umweltfaktoren in Verbindung bringen.

Den Rückgang von Makrophytenarten, für die Schou et al. (2023) „moderately eutrophic“ Gewässer als Lebensraum angeben (*Potamogeton alpinus*, *P. lucens* und *P. gramineus*), nur auf stärkere Eutrophierung der Fließgewässer zurückzuführen, erscheint nicht richtig. Insbesondere *P. alpinus* kommt in Massenbeständen auch an eutrophen Standorten vor (Abb. 3). Nur selten können Veränderungen auf offensichtliche Ursachen zurückgeführt werden. Ein Beispiel hierfür ist ein kleines Fließgewässer („BRA“), für das jährliche Daten vorliegen. Abb. 4 zeigt den Wechsel der dominanten Art von *Potamogeton alpinus* zu *Potamogeton berchtoldii* und später zu *P. trichoides*, der auf Unterlassung der Ufermahd ab 1992 mit nachfolgend zunehmender Beschattung durch Ufergräser und randliche Gehölze zurückgeführt werden kann.

Ein wichtiger Faktor für die Verbreitung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern ist die Gewässerstruktur. Die untersuchten Fließgewässer waren und sind durchgehend anthropogen verändert, vielfach mit steilen und befestigten Ufern. Im Untersuchungszeitraum wurden für die in Niedersachsen nach Steffen et al. (2013) größten Einflüsse auf die Makrophytenvegetation, Gewässertiefe und Fließgeschwindigkeit, kaum Veränderungen festgestellt.

Die meisten hier untersuchten Fließgewässer sind Stress und Störungen (Grime 2006) ausgesetzt. Sie werden seit langem regelmäßig unterhalten, die damit verbundene Entnahme von Biomasse sowie zum Teil Sediment und deren Folgen werden als Störung angesehen. Näheren Daten zu Intensität oder Dauer von Störungsereignissen liegen nicht vor.



Abb. 3: Dichter Bestand von *Potamogeton alpinus* und *P. trichoides* in eutrophen Gewässer.

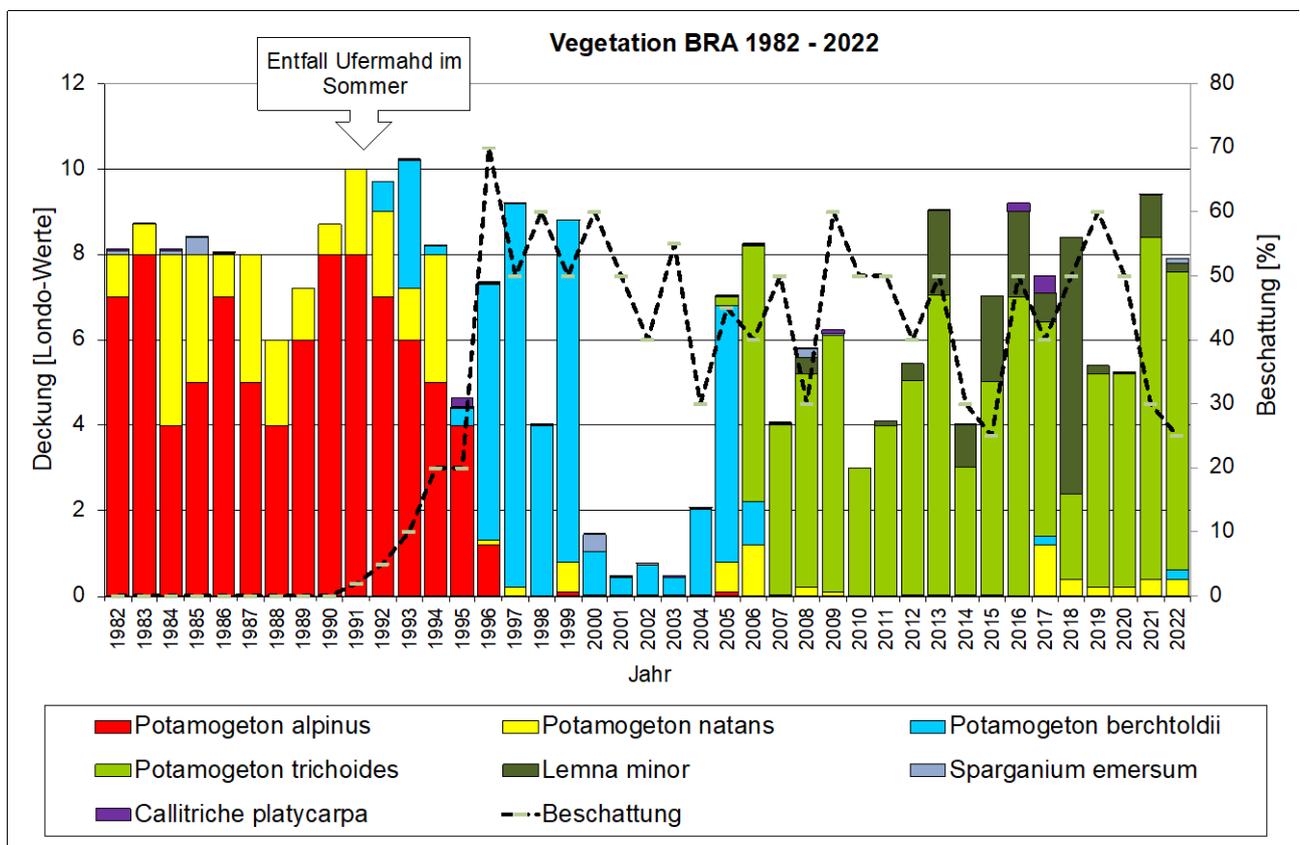


Abb. 4: Dominanzwechsel der Makrophytenvegetation 1982 bis 2022 in kleinem Fließgewässer.

Zur Erklärung der festgestellten Veränderungen kann es sinnvoll sein, nicht nur das Fließgewässer und die Makrophyten zu betrachten, sondern Variablen im Einzugsgebiet einzubeziehen. Die Entwicklungen der landwirtschaftlichen Nutzung in den Einzugsgebieten der untersuchten Fließgewässer und die damit zusammenhängenden Einträge von Nähr- und Schadstoffen können hier nicht näher betrachtet werden.

Ein Indikator für die drastischen Veränderungen der landwirtschaftlichen Nutzungen der letzten Jahrzehnte und die damit zusammenhängenden Einträge von Nähr- und Schadstoffen sind der dokumentierte Verlust von Dauergrünland und die Zunahme der Maisanbauflächen in Niedersachsen (Landesamt für Statistik Niedersachsen 2020, siehe Tab. 2).

**Tab. 2: Maisanbaufläche und Dauergrünlandfläche in Niedersachsen.**

<b>Jahr</b>	<b>Maisanbaufläche [ha]</b>	<b>Dauergrünland [ha]</b>	<b>Erläuterungen:</b>
1955	886	1.280.505	* = Daten für 2020 vorläufig.
1985	233.034	1.080.778	Quelle: Landesamt für Statistik
2000	291.036	817.213	Niedersachsen (2020).
2020*	618.718	689.496	Auszugsweise Wiedergabe.

Die mit dieser Entwicklung verbundenen Auswirkungen von Herbiziden und deren Abbauprodukten auf Makrophyten sind schon länger Gegenstand von Untersuchungen (z. B. Vervliet-Scheebaum 2006, Giddings et al. 2013), die zeigen, wie komplex die Auswirkungen schon unter sehr kontrollierten Laborbedingungen sein können. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

Peternel et al. (2022) führen die negativen Veränderungen in der Makrophytenvegetation in einem kleinen Fluss in Slowenien nach 20 Jahren auf Siedlungswachstum ohne angemessenes kommunales Abwassersystem zurück. Die positiven Veränderungen in anderen Fließgewässerabschnitten bringen sie mit der Einführung nachhaltigerer landwirtschaftlicher Praktiken und Verbesserungen der Infrastruktur in Zusammenhang. Auch hier wird deutlich, dass Monitoring-Daten der Makrophytenvegetation allein nicht ausreichen, um ihre Entwicklung zu verstehen, sondern eine Einbeziehung von Daten zum Einzugsgebiet erforderlich ist.

Immerhin: Durch das Monitoring gemäß WRRL an Fließ- und Marschgewässern finden (in Niedersachsen seit ca. 2006) auch regelmäßige Erfassungen von Makrophyten statt. Damit besteht die Aussicht, dass es - wie z. B. bei Messungen von Klimafaktoren - zunehmend langjährige Messreihen geben wird. Dies kann jedoch nicht sorgfältig geplante Langzeituntersuchungen ersetzen, wenn sie den von Müller et al. (2010) klar formulierten theoretischen Anforderungen genügen sollen, vor allem dem Verständnis klein- und großräumiger Schwankungen und den Wechselwirkungen zwischen kurz- und langfristigen Schwankungen, dem Verständnis seltener Ereignisse und Störungen und der Auswirkungen anthropogener Nutzungen.

## **Zusammenfassung**

Die seit den 1950er Jahren eingetretenen Diversitätsverluste der Makrophytenvegetation in Nordwestdeutschen Fließgewässern sind durch einzelne Nachkartierungen bekannt. Eine flächendeckende Inventarisierung der Makrophytenvegetation ist in Niedersachsen bis Anfang der 1980er Jahre erfolgt und eine wertvolle Datenbasis. Die seitdem erfolgten Veränderungen von Diversität und Zusammensetzung der Vegetation wurden für einige Gewässer erfasst.

Hierzu wird eine Langzeituntersuchung über ca. 35 Jahre an niedersächsischen Fließgewässern im Flachland vorgestellt. Insgesamt wurden 55 Makrophytenarten (Hydrophyten) festgestellt, die 13

Wuchsformen zugeordnet wurden. Eine negative Entwicklung wurde bei 56 % der Makrophytenarten festgestellt, eine positive nur bei 27 %. Die Vegetation kann überwiegend der *Sparganium emersum*-Gesellschaft zugeordnet werden. Dieser Grundtyp blieb in vielen Gewässern über Jahrzehnte erhalten, wobei jedoch häufiger *Potamogeton natans* andere Großlaichkräuter ersetzte. Eine Zunahme der Diversität der Vegetation konnte, ebenso wie das Wiederauftreten lange verschollener Arten, nicht festgestellt werden.

Auf den drastischen Verlust von Dauergrünland und die Zunahme der Maisanbauflächen in Niedersachsen in den letzten Jahrzehnten als mögliche Einflussfaktoren wird hingewiesen. Abschließend wird die Bedeutung von sorgfältig geplanten Langzeituntersuchungen hervorgehoben, die dem Verständnis vieler Entwicklungen einschließlich der Auswirkungen anthropogener Nutzungen dienen sollen.

## Danksagung

Die Untersuchung wurde teilweise durch die DFG (Az Wi 647/1) gefördert. W. Herr (Oldenburg) und G. Wiegleb (Koblenz) danke ich für zahlreiche Hinweise und Unterstützung, ohne die diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

## Literatur

- Brux, H. (2013): Entwicklung eines Leitbildes zur Bewertung des Makrophytenbestandes gemäß WRRL für Südniedersachsen für kleine Fließgewässer des Mittelgebirges. Im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Süd, Standort Göttingen. Unveröff. Gutachten, IBL Umweltplanung GmbH, Oldenburg, 62 S.
- Brux, H., Bombeck & Herr, W. (2012): Makrophytenuntersuchungen für Monitoring EG-Wasserrahmenrichtlinie an Fließgewässern im Bereich der Betriebsstelle Süd des NLWKN: Erfassung, Bewertung nach PHYLIB und Expertenbewertung unter Einbezug historischer Daten. Im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Süd, Standort Göttingen. Unveröff. Gutachten, IBL Umweltplanung GmbH, Oldenburg, 42 S.
- Brux, H., Herr, W., Todeskino, D. & Wiegleb, G. (1988): A study on floristic structure and dynamics of communities with *Potamogeton alpinus* Balbis in water bodies of the northern part of the Federal Republic of Germany. *Aquatic Botany* 32: 23-44.
- Garve, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 24(1): 1-76.
- Giddings, J.M., Arts, G., Hommen, U. (2013): The relative sensitivity of macrophyte and algal species to herbicides and fungicides: an analysis using species sensitivity distributions. *Integrated Environmental Assessment Management* 9(2): 308-318. <https://doi.org/10.1002/ieam.1387>
- Grime J.P. 2006. *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. John Wiley & Sons Publishing. 464pp.
- Herr, W., Wiegleb, G. & Todeskino, D. (1989a): Veränderungen von Flora und Vegetation ausgewählter Fließgewässer Niedersachsens nach vierzig Jahren (1946/1986). *Naturschutz u. Landschaftspfl. Niedersachs.* 18: 121-144.
- Herr, W., Todeskino, D. & Wiegleb, G. (1989b): Übersicht über Flora und Vegetation der niedersächsischen Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung von Naturschutz und Landschaftspflege. *Naturschutz Landschaftspfl. Nieders.* 18: 145-282.
- Landesamt für Statistik Niedersachsen (2020): Mais-Anbaufläche (Silomais und Körnermais) sowie Dauergrünlandfläche in Niedersachsen seit 1948. Aufgerufen am 17.9.2023 unter <https://www.statistik.niedersachsen.de/download/158185>.
- Londo, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33(1): 61–64.
- Müller, F., Gnauck, A., Wenkel, KO., Schubert, H., Bredemeier, M. (2010): Theoretical Demands for Long-Term Ecological Research and the Management of Long-Term Data Sets. - In: Müller, F., Baessler, C., Schubert, H., Klotz, S. (eds) *Long-Term Ecological Research*. Springer, Dordrecht: 11-25.

- Peternel, A.; Gaberščik, A.; Zelnik, I.; Holcar, M.; Germ, M. (2022): Long-Term Changes in Macrophyte Distribution and Abundance in a Lowland River. *Plants* 11(3): 401.  
<https://doi.org/10.3390/plants11030401>
- Preston, C.D. (1995): *Pondweeds of Great Britain and Ireland*. BSBI Handbook No. 8. Botanical Society of the British Isles, London, 352pp.
- Rosenthal, G., Müller, J. (2004): Bedeutung von Langzeituntersuchungen in der Renaturierungsökologie *Nachrichten der GfÖ – Juni 2004*: 18- 21.
- Steffen, K., Becker, T., Herr, W. & Leuschner, C. (2013): Diversity loss in the macrophyte vegetation of northwest German streams and rivers between the 1950s and 2010. *Hydrobiologia* 713: 1-7. August 2013.
- Tüxen, R. & Preising, E. (1942): Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzen-Gesellschaften. -*Deutsche Wasserwirtschaft* 37: 10-17 & 57-69.
- Schou, J. C., Moeslund, B., Van de Weyer, K., Lansdown, R. V., Wiegleb, G., Holm, P., Bastrup-Spohr, L., Sand-Jensen, K. (2023): *Aquatic Plants of Northern and Central Europe including Britain and Ireland*. Princeton University Press: 746 pp.
- Veit U., Kohler A. (2003): Long-term study of the macrophytic vegetation in the running waters of the Friedberger Au (near Augsburg, Germany) *River Syst.* 14: 65–86.
- Vervliet-Scheebaum, M. (2006): *Biomonitoring of Herbicide Impact Using Aquatic Macrophytes: Laboratory and Field Studies for the Evaluation of Potential Toxicity on Aquatic Plants*. Dissertation. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- Weyer, K. van de (1999): Makrophyten. In: Tümping, W. von, Friedrich, G. (Hrsg.): *Allgemeine Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung*, Bd. 2: 198-219, G. Fischer, Jena/Stuttgart/Lübeck/Ulm.
- Wiegleb, G. (1991): Die Lebens-und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. *Tuexenia* (11): 135-147.
- Wiegleb, G., Brux, H. & Herr, W. (1991): Human impact on the ecological performance of *Potamogeton* species in northwestern Germany. *Vegetatio* 97: 161-172.
- Wiegleb, G., Bröring, U., Filetti, M., Brux, H., Herr, W. (2014): Long-term dynamics of macrophyte dominance and growthform types in two north-west German lowland streams. *Freshwater Biology* 59 (5): 1012–1025.

## Neustart eines Flusses: Biologische Erstbesiedlung des Emscher-Hauptlaufs nach Herstellung der Abwasser- und Grubenwasserfreiheit

*Jannis Budke<sup>1</sup>, Armin Lorenz<sup>1</sup>, Thomas Korte<sup>2</sup> & Mario Sommerhäuser<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Abteilung Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45117 Essen, Jannis.Budke@stud.uni-due.de

<sup>2</sup> Emschergenossenschaft, Abteilung Fluss & Landschaft, Kronprinzenstraße 24, 45128 Essen

**Keywords:** Erheblich veränderte Gewässer, Urbane Gewässer, Renaturierung, Makrozoobenthos, Wasserrahmenrichtlinie, Wiederbesiedlung, Emscher

### Einleitung

Die naturnahe Wiederherstellung von Gewässern hat in Europa mit der Verabschiedung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahre 2000 einen neuen Stellwert bekommen. So ist in dieser der gute ökologische Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial von Gewässern als Ziel formuliert. Die Erreichung dieses möglichst naturnahen Zustandes ist jedoch besonders in urbanen Ballungsgebieten, wie dem Ruhrgebiet, stark erschwert. Durch dichte Bebauung oder auch anthropogene Nutzung von Gewässern wird der Spielraum für Renaturierungsmaßnahmen maßgeblich begrenzt. Ein in besonderem Maße anthropogen geprägter Fluss ist die Emscher inmitten des Ruhrgebiets. Im Zuge der Industrialisierung und dem damit verbundenen Bevölkerungswachstum im 19. Jahrhundert wurde die Emscher begradigt, eingedeicht und für rund 120 Jahre zu einem offenen Abwasserkanal umfunktioniert. Diese Einleitung von kommunalen, bergbaulichen und industriellen Abwässern sorgte dafür, dass die „Köttelbecke“-Emscher lange als biologisch tot galt (Paetzel et al., 2022).

Um das Ziel der WRRL zu erfüllen und die Emscher wieder in einen möglichst guten Zustand zu versetzen, wurde im Januar 2022 die Einleitung von ungeklärtem Abwasser in den Emscher-Hauptlauf beendet. Das Abwasser des Emscher-Einzugsgebietes wird seit der Umstellung über den zentralen Abwasserkanal-Emscher in die drei Kläranlagen Dortmund-Deusen, Bottrop und Dinslaken-Emschermündung geleitet. Im März 2023 folgte dann die Beendigung der Grubenwasser-einleitungen. Zuvor wurde Grubenwasser von bis zu vier Zechen (Carolinenglück, Zollverein, Concordia und Amalie) u. a. mit sehr hohen Salzbelastungen in die Emscher geleitet.

Das Ziel dieser Untersuchung war es, die erste Entwicklung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften direkt nach Erreichung der Abwasserfreiheit zu erfassen. Zudem wurden die dieser Entwicklung zugrunde liegenden Veränderungen der abiotischen Bedingungen und weiterhin bestehende anthropogene Belastungsquellen untersucht.

## **Material und Methoden**

### ***Untersuchungsobjekt Emscher***

Die Emscher ist mit einer Länge von rund 85,5 km und einem Einzugsgebiet von 858,3 km<sup>2</sup> ein rechter Zufluss des Rheins. Die Emscher entspringt in Holzwickede und durchfließt das Ruhrgebiet von Osten nach Westen. Die Mündung in den Rhein befindet sich bei Dinslaken/Voerde im Kreis Wesel. In die Emscher münden 57 Bäche, wovon 15 ein Einzugsgebiet von mehr als 10 km<sup>2</sup> aufweisen. Zusätzlich wird die Emscher mit Wasser aus drei Kläranlagen (Dortmund-Deusen, Bottrop und Dinslaken-Emschermündung) gespeist. Die Kläranlage Dortmund-Deusen, am Übergang vom seit 2010 abwasserfreiem Oberlauf zum Hauptlauf, trägt dabei hier bis zu 80% der Wassermenge der Emscher bei (EGLV 2023). Das Leitbild ist der Sand- und Lehmgeprägte Tieflandfluss (Typ 15) bzw. Löss-Lehmgeprägte Tieflandbach im Oberlauf (Typ 18). Aufgrund der beschriebenen Beeinflussung der Emscher wird diese als erheblich veränderter Wasserkörper (HMWB) den Fallgruppen „Urbanisierung und Hochwasserschutz mit / ohne Vorland“ (BmV/BoV) zugeordnet.

Die Emscher wurde im Hauptlauf im Rahmen der Abwasserfreiheit seit März 2022 an 14 Probestellen mittels Multi-Habitat-Beprobung auf Makrozoobenthos hin untersucht. Dabei fanden die Beprobungen in einem etwa 5-monatigem Rhythmus statt: März 2022 (02./03.03.2022), Oktober/November 2022 (28.10./02.11.2022) und März 2023 (06./17.03.2023). Durch die Emschergenossenschaft wurde die Emscher im Mai 2022 (02./03.03.2022) an neun Probestellen beprobt. Die Probestellen sind dabei so gelegen, dass Einflüsse von den anthropogenen Zuläufen aus Kläranlagenausleitungen und Grubenwasser-Einspeisungen auf den Hauptlauf jeweils ober- und unterhalb dieser Stellen untersucht werden können. Als Referenzstelle für die Entwicklung und die Identifizierung möglicher Wiederbesiedlungsquellen befindet sich die Probestelle Em05b in dem seit 2010 abwasserfreien Oberlauf der Emscher.

### ***Makrozoobenthos-Beprobung***

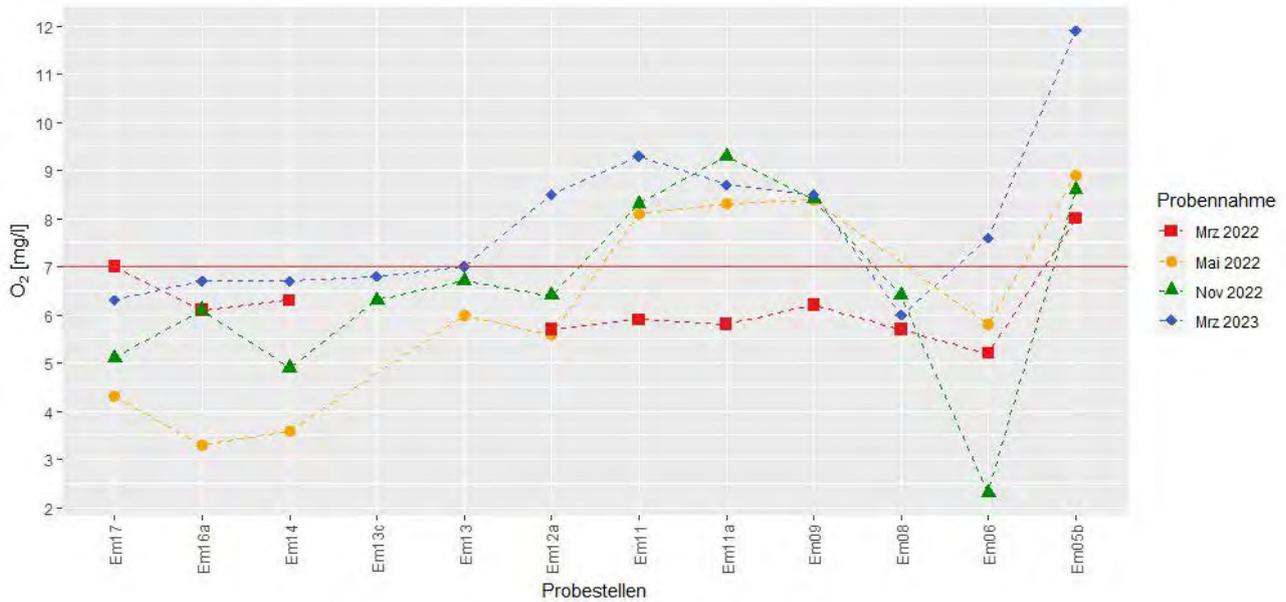
Die Probenahme des Makrozoobenthos wurde nach Vorgabe des "methodischen Handbuchs zur Bewertung von Fließgewässern" durchgeführt (Meier et al. 2006). Eine Einstufung der Emscher-Untersuchungsstellen in ökologische Potentialklassen erfolgte mittels der Berechnungssoftware „PERLODES“. Zusätzlich wurden an den Probestellen die physikalisch-chemischen Parameter pH-Wert, Temperatur, gelöster Sauerstoff und Leitfähigkeit bestimmt. Für die Analytik einzelner Nährstoff-Konzentrationen wurden 500 ml Wasserproben entnommen.

## **Ergebnisse**

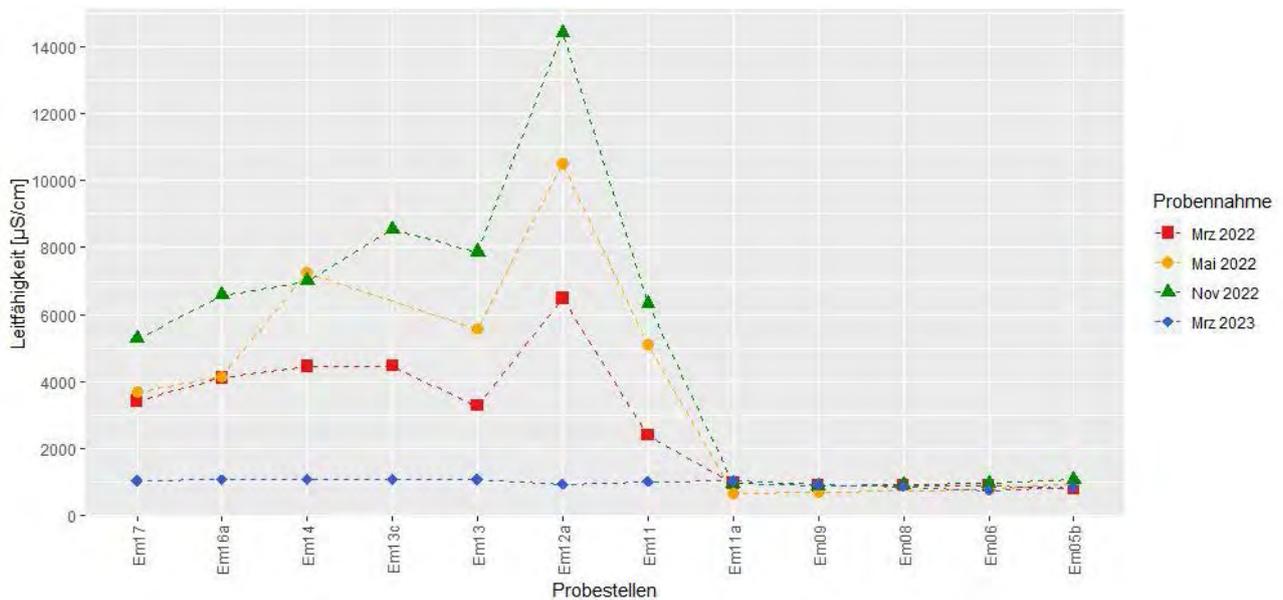
### ***Abiotische Gewässerbelastung***

Im Falle der drei in die Emscher einleitenden Kläranlagen konnten eine Reduktion der gelösten Sauerstoff-Konzentration sowie eine Erhöhung der Phosphat-Konzentrationen unterhalb der Einleitungsstellen gemessen werden. So zeigt sich im Längsverlauf eine erste Abnahme der Sauerstoff-Konzentrationen unterhalb des Zulaufes der Kläranlage Dortmund-Deusen bei Em06 (Abbildung 1). Seit Mai 2022 konnte an den nachfolgenden Probestellen im Flussverlauf eine Zunahme der Sauerstoffkonzentration beobachtet werden. Diese ist auf eine Selbstreinigung des Flusses zurückzuführen. Eine erneute Reduzierung der Sauerstoff-Konzentration unter den WRRL-Orientierungswert von 7 mg/l wurde unterhalb der Kläranlage Bottrop bei Em12a gemessen (LAWA 2015a). Im restlichen Flussverlauf bis zu der Mündung in den Rhein blieb die Konzentration

unterhalb des Orientierungswertes, wobei jedoch die Messwerte der Beprobung im März 2023 nur geringfügig unterhalb dieses Schwellenwertes lagen.



**Abbildung 1: Veränderung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs im Flussverlauf im Vergleich mit dem WRRL-Orientierungswert von 7 mg/l (rote Linie). (Fließrichtung im Diagramm von rechts nach links).**



**Abbildung 2: Veränderung der Leitfähigkeit im Flussverlauf (Fließrichtung im Diagramm von rechts nach links).**

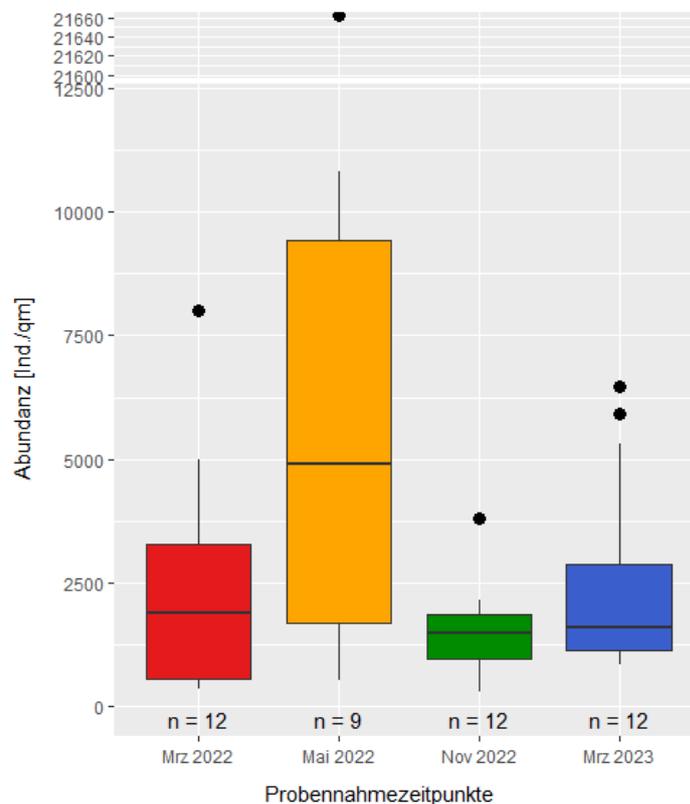
Die Leitfähigkeit (und Chlorid-Konzentration) stieg mit der Einleitung von Grubenwasser an (Abbildung 2). Während der Ober- und Mittellauf der Emscher, welche weitgehend nicht von der Einleitung von Grubenwasser beeinflusst sind, eine mittlere Leitfähigkeit von ~900 µS/cm aufweist, stieg die Leitfähigkeit mit der Einleitung oberhalb von Em11 auf über 6 mS/cm im November 2022 an. Die höchsten Leitfähigkeiten konnten zum Zeitpunkt der Untersuchungen mit über 14 mS/cm im

November 2022 nach den Einleitungen von Zeche Zollverein oberhalb von Em12a gemessen werden. Im weiteren Flussverlauf nahm die Leitfähigkeit wieder ab, blieb jedoch deutlich erhöht.

Kurz nach der Abstellung der Grubenwassereinleitungen Anfang März 2023 wurden im gesamten Flussverlauf Leitfähigkeiten von durchschnittlich 972  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gemessen.

### **Veränderung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft**

Mit Herstellung der Abwasserfreiheit war seit Anfang 2022 erstmals wieder eine Ansiedlung von Makroinvertebraten möglich. Die Abundanz der Makroinvertebraten veränderte sich im Laufe des ersten Jahres der Abwasserfreiheit nicht. Bei der ersten Beprobung des Hauptlaufes im März 2022 betrug die mittlere Abundanz etwa 1900 Individuen/ $\text{m}^2$ . Daraus lässt sich auf eine flächendeckende Besiedlung mit Makroinvertebraten zu Zeiten der Abwasserführung schließen. Im Mai 2022 stieg die mittlere Abundanz, aufgrund der Phänologie und Entwicklung von Makroinvertebraten, auf bis zu 5000 Ind./ $\text{m}^2$  an. Die darauffolgenden Beprobungen im November 2022 und März 2023 zeigten eine ähnliche Abundanz wie im März 2022 (Abbildung 3).

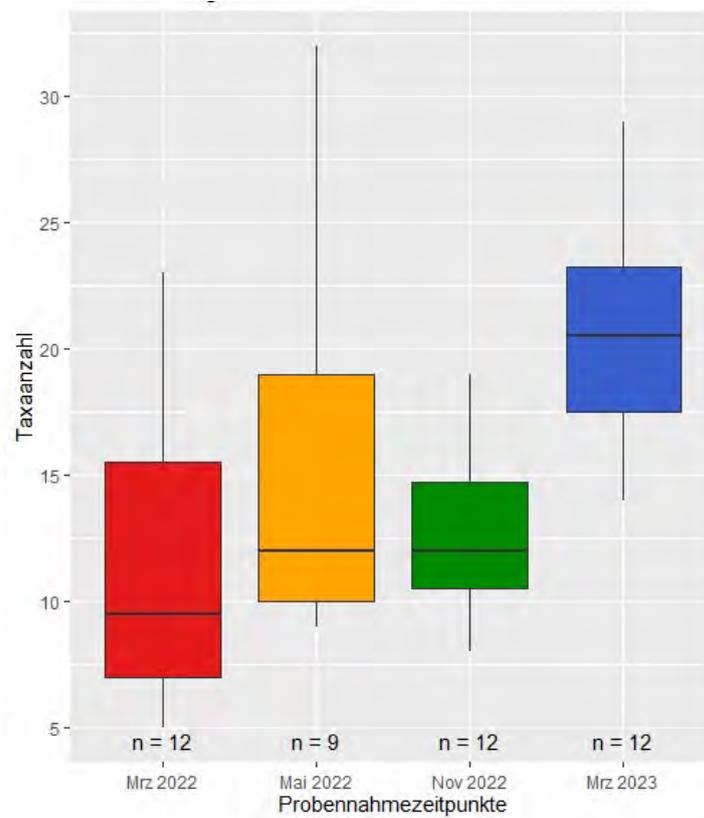


**Abbildung 3: Veränderung der Gesamt-Abundanz der Untersuchungen im zeitlichen Verlauf.**

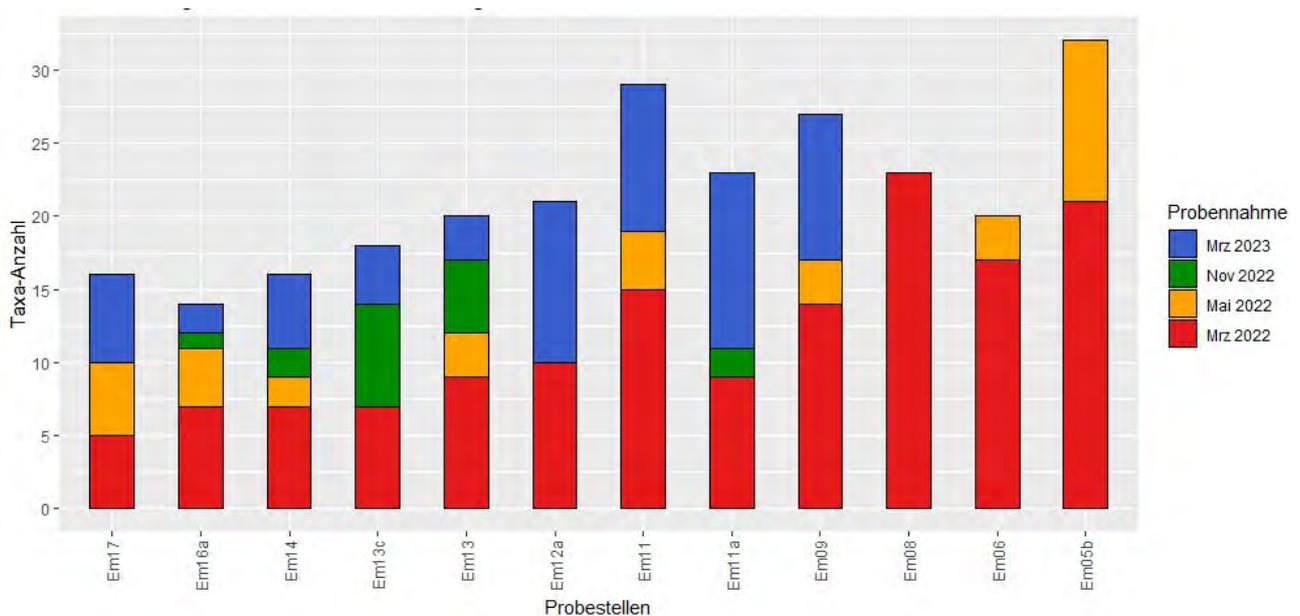
Eine belastungstolerante Gesellschaft aus Chironomidae und Oligochaeta dominierte im ersten Jahr der Abwasserfreiheit die Abundanz. Aber auch Crustacea, besonders *Asellus aquaticus* und einige Arten der Gattung Gammarus, besiedelten den Hauptlauf. Vertreter dieser drei taxonomischen Gruppen machten über 90% der gefundenen Individuen aus.

Die Taxa-Anzahlen stiegen im Untersuchungszeitraum kontinuierlich an. So wurden im März 2022 im Mittel neun Taxa pro Probestelle gefunden und ein Jahr später im März 2023 bereits 21 Taxa, was einer Zunahme um mehr als das Doppelte entspricht (Abbildung 4). Trotz der geringen Anzahl im März 2022 lagen diese Taxa bereits in hoher Abundanz vor. Mit dem Anstieg der Taxa-Anzahl blieb die Abundanz im März 2023 jedoch gleich.

Die Neubesiedlung durch weitere Taxa erfolgte punktuell und meist mit geringer Abundanz. Hierbei konnte eine Verschiebung der Lebensgemeinschaften hin zu sensibleren Taxa beobachtet werden. Die *Chironomus thummi*-Gruppe weist eine gute Anpassung an Sauerstoffmangel auf. Mit dem Anstieg der Sauerstoff-Konzentrationen im Hauptlauf ging die Abundanz über die Beprobungen hin stark zurück, während die Abundanz sensiblerer Chironomiden-Taxa zunahm.



**Abbildung 4:** Veränderung der Taxa-Anzahl im zeitlichen Verlauf.

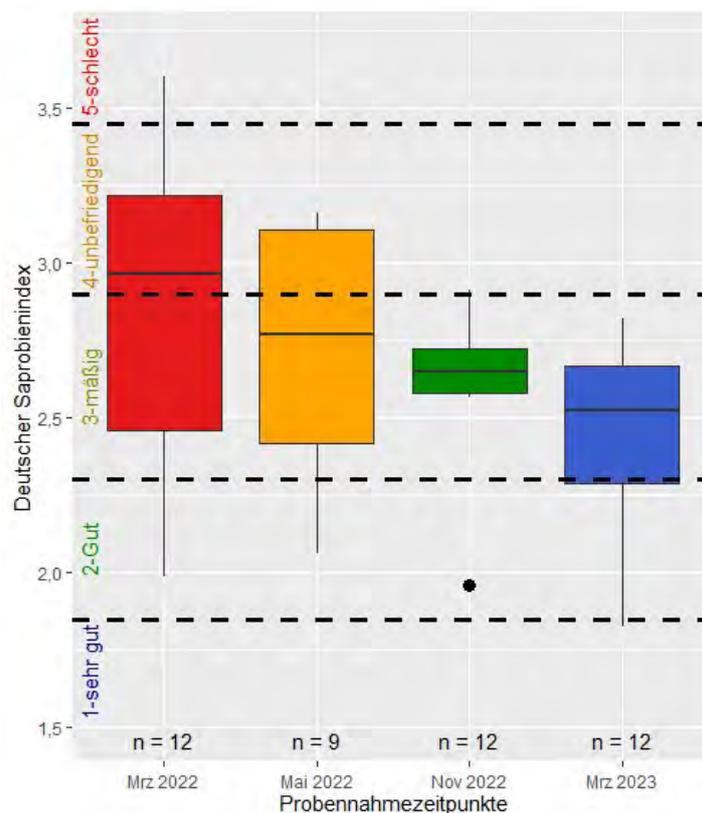


**Abbildung 5:** Zunahme der Taxa-Anzahlen im Längsverlauf und zeitlichen Verlauf.

Da im Längsverlauf diverse anthropogene Einflussfaktoren wirken, wurden die Zunahme der Diversität für die einzelnen Probestellen untersucht. Dabei zeigte sich im März 2022 noch eine deutliche Abnahme der Taxa-Anzahl im Längsverlauf (Abbildung 5). Besonders mit den Einleitungen des Grubenwassers und dem damit verbundenen Anstieg der Leitfähigkeit im Hauptlauf ab Em11 kam es zu einer deutlichen Reduzierung der Taxa-Anzahlen. Aber auch die Kläranlagen-Einleitungen sorgen noch für eine Abnahme der Makrozoobenthos-Diversität unterhalb der Ausläufe. Mit dem Rückgang dieser Belastungen im Mai und November 2022 stiegen die Taxa-Anzahlen dann entlang des gesamten Flussverlaufes an. Im März 2023 wiederum zeigte sich ein Anstieg der Taxa-Anzahlen in dem zuvor von Grubenwasser belasteten Flussabschnitt. So verdoppelten sich hier die Taxa im Vergleich zum Vorjahr. Aber auch oberhalb der ehemaligen Grubenwassereinleitungen stieg die Anzahl der Taxa bei Em09 und Em11a deutlich an. Bei den ersten drei Probestellen im Flussverlauf konnte im März 2023 keine Neubesiedlung beobachtet werden. Der Ablauf der Kläranlage Dortmund-Deusen scheint hier noch die Wiederbesiedlung einzuschränken.

### ***Auswirkung der Veränderung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften auf die ökologische Gewässerbewertung***

Der Saprobienindex wies im März 2022, nach wenigen Wochen der Abwasserfreiheit, eine durchschnittliche Qualitätsklasse von unbefriedigend (4) auf. Bis März 2023 gingen die saprobiellen Belastungen weiter zurück. Das Modul der Saprobie spiegelt diese Entwicklung mit einer Verbesserung auf die Qualitätsklasse mäßig (3) wider (Abbildung 6).



**Abbildung 6: Veränderung des deutschen Saprobienindex unter Berücksichtigung der Qualitätsklassen im zeitlichen Verlauf.**

Die Bewertung der ökologischen Potentialklassen (ÖPK) wird neben dem Modul Saprobie vom Modul Hydromorphologische Degradation geprägt. Wie in Tabelle 1 dargestellt weist die ÖPK im gesamten Untersuchungs-Gebiet und -Zeitraum überwiegend schlechte (5) und unbefriedigende (4) Bewertungen auf. Aufgrund von fehlenden Indikatortaxa liegen dabei 32 von 45 Bewertungen als nicht gesichert vor.

Die Referenzprobestelle EM05b im seit 2010 abwasserfreien Oberlauf der Emscher weist als einzige die von der WRRL geforderte ÖPK von gut (2) auf. Aus diesem Grund kann der Oberlauf als Wiederbesiedlungsquelle für den Hauptlauf dienen. Eine noch anhaltende Barriere für eine solche Wiederbesiedlung stellt die Kläranlage Dortmund-Deusen dar. Diese verschlechtert die abiotischen Lebensbedingungen unterhalb des Auslaufes deutlich, sodass die Probestelle Em06 im gesamten Untersuchungszeitraum gesichert mit der ÖPK von schlecht bewertet wurde. Im weiteren Flussverlauf kommt es, mit einer Ausnahme bei Em11, zu keiner gesicherten Verbesserung der ÖPK im zeitlichen Verlauf. So zeigt die Probestelle Em11, nach der Beendigung der Grubenwassereinleitung im März 2023 bereits eine gesicherte Verbesserung der ÖPK von schlecht auf unbefriedigend.

**Tabelle 1: Ökologische Potentialklassen im Emscher-Hauptlauf unter Berücksichtigung des Fließgewässertyps und der HMWB-Fallgruppe.**

	Em17	Em16a	Em14	Em13c	Em13	Em12a	Em11	Em11a	Em09	Em08	Em06	Em05b
Gew.-Typ	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	18
HMWB	BoV	BoV	BoV	BoV	BoV	BoV	BoV	BoV	BmV	BmV	BmV	BmV
Mrz 22	4 *	5 *	5 *	4 *	4 *	4 *	4 *	4 *	4 *	5	5	2
Mai 22	4 *	5 *	4 *	x	5 *	4 *	5 *	x	5 *	x	5	2
Nov 22	4 *	5 *	5 *	5 *	5	5 *	5	5 *	5 *	5 *	5	3
Mrz 23	4 *	5 *	3 *	5 *	5 *	3 *	4	5	4 *	5 *	5	2

\*nicht gesichert

## Zusammenfassung und Ausblick

Die Lebensgemeinschaften im Emschergebiet waren in den letzten hundert Jahren stark durch die Einleitungen der Abwässer des Ruhrgebietes bestimmt – die Emscher selbst war bis Ende 2021 durch die Nutzung als offener Abwasserlauf in weiten Teilen unbesiedelt von Makroinvertebraten. Wiederbesiedlungen aus den Nebenläufen oder dem Oberlauf ab 2022 wurden zunächst sowohl durch die abiotischen Bedingungen (noch hohe Leitfähigkeit und Nährstoff-Konzentrationen, sowie geringe Sauerstoff-Konzentrationen) eingeschränkt, sodass belastungstolerante Arten dominierten. Im ersten Jahr der Untersuchungen des Hauptlaufs konnten jedoch eine Verdopplung der Taxa-Anzahlen nach einem Jahr der Abwasserfreiheit, ein Anstieg der Taxa-Anzahlen in dem zuvor von Grubenwasser beeinflussten Abschnitt und eine erste gesicherte Verbesserung der ÖPK festgestellt werden. Migration neuer Taxa kann dabei sowohl über den Hauptlauf selbst erfolgt sein wie auch über die zahlreichen bereits seit einigen Jahren abwasserfreien und renaturierten Nebenflüsse der Emscher. Die von der Emschergenossenschaft veranlassten Renaturierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet führen so schon zu ersten Verbesserungen eines zuvor jahrzehntelang massiv überformten Gewässers.

Ogleich die Maßnahmen erste Wirkungen zeigen, müssen weitere Schritte folgen, um das gute ökologische Potential im gesamten Längsverlauf zu erreichen. So ist die Emscher weiterhin in großen Teilen des Hauptlaufes begradigt und eingedeicht. Erste Schritte erfolgten bereits in Form der morphologischen Umgestaltung des begradigten Flussverlaufes am Erlebnispark Emscherland in Castrop-Rauxel oder auch der Eröffnung eines neuen Mündungsdeltas bei Dinslaken. Durch die nun für hololimnische Organismen durchgängige neue Mündung ist auch eine Neubesiedlung aus dem

Rhein möglich. Die noch vorhandene Belastung durch die drei Kläranlagen wird durch die Errichtung einer vierten Reinigungsstufe in den kommenden Jahren weiter reduziert.

Auch wenn noch einige Renaturierungsmaßnahmen an der Emscher benötigt werden, zeigt diese Untersuchung bereits die eingesetzte Neubesiedlung des Flusses nach nur einem Jahr der Abwasserfreiheit.

## Danksagung

Diese Untersuchungen wurden im Rahmen des Sonderforschungsbereichs CRC 1439 RESIST durchgeführt. Eine Auswertung der Daten des ersten Jahres der Abwasserfreiheit erfolgte in einer Bachelorarbeit zum Thema „Veränderung der Makrozoobenthos-Zoozönosen im Emscher-Hauptlauf nach Beendigung der Abwasser- und Grubenwassereinleitungen“. Ein großer Dank geht an meinen Betreuer Dr. Armin Lorenz, welcher mir die Präsentation erster Ergebnisse auf der Tagung ermöglichte. Für die Unterstützung und Bereitstellung biologischer und chemischer Daten danke ich zudem Dr. Nadine Gerner, Dr. Thomas Korte und Patrick Volkens von der Emschergenossenschaft.

## Literatur

- Emschergenossenschaft/Lippeverband (EGLV) (2023). Ein Fluss im Übergang: Seit einem Jahr ist die Emscher vollständig frei von Abwasser. EGLV - Emschergenossenschaft Lippeverband. <https://www.eglv.de/medien/ein-fluss-im-uebergang-2/>
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2015a). Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL. <https://www.wasserblick.net/servlet/is/205333/RaKon-B-Arbeitspapier-II.pdf?command=downloadContent&filename=RaKon-B-Arbeitspapier-II.pdf>
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2015b). Handbuch zur Bewertung und planerischen Bearbeitung von erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen Wasserkörpern (AWB): Version 3.0. [https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/handbuch\\_bewertung\\_planerische\\_bearbeitung-hmwb\\_v3.0\\_mit\\_anhang\\_maerz-2015.pdf](https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/handbuch_bewertung_planerische_bearbeitung-hmwb_v3.0_mit_anhang_maerz-2015.pdf)
- Meier, C., Haase P., Rolauffs P., Schindehütte K., Schöll F., Sundermann, A. & Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. [www.gewaesser-bewertung-berechnung.de/](http://www.gewaesser-bewertung-berechnung.de/)
- Paetzel, U., Nellen, D., Siedentop, S. & Emschergenossenschaft (Hrsg.). (2022). Emscher 20 | 21+: Die neue Emscher kommt: Sozial-ökologischer Umbau einer regionalen Stadtlandschaft. JOVIS Verlag GmbH. <https://doi.org/10.1515/9783868597998>

## Die Lenneauen-Renaturierung in Hagen, Nordrhein-Westfalen

*Jörg Drewenskus*

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

**Keywords:** Renaturierung, Sekundäraue, Hydromorphologie, Vegetationsentwicklung

### Einleitung

Der Lenne-Unterlauf ist ein ausgebautes Fließgewässer im Stadtgebiet von Hagen. Vorausgegangen war ein naturnaher Ursprungsstand, der zur Schaffung eines großen Gewerbe- und Industriegebietes vollständig verändert wurde. Durch eine umfassende Auen-Renaturierung wurden neue Strukturelemente im Fließgewässer und eine Sekundäraue geschaffen.

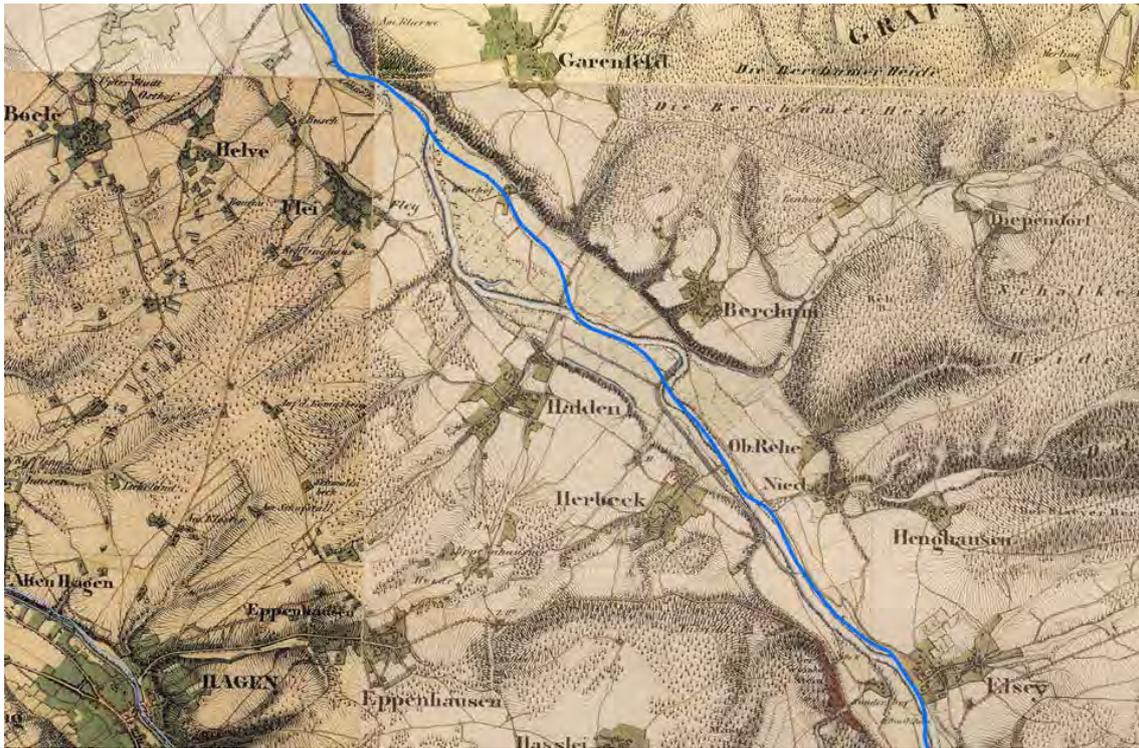
### Material und Methoden

#### *Untersuchungsgebiet*

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in Nordrhein-Westfalen, im Regierungsbezirk Arnsberg, im Ruhreinzugsgebiet, im Stadtgebiet von Hagen, am Unterlauf der Lenne. Die Lenne ist der größte Zufluss der Ruhr. In Hagen hat die Lenne eine fast gleich große Abflussmenge wie die Ruhr. Die hydrologischen Kenngrößen des Pegels Hagen-Hohenlimburg, 6,9 km oberhalb der Mündung, zeigen, dass die Lenne einen Mittellabfluss von etwa 28 m<sup>3</sup>/s hat, der jedoch in trockenen Jahren bis auf 8 m<sup>3</sup>/s oder sogar auf nur 2,8 m<sup>3</sup>/s im extremen Dürrejahr 2018 absinken kann. Ein mittleres Hochwasser fließt mit etwa 240 m<sup>3</sup>/s ab, kann aber, wie das Extremhochwasser vom 14.7.2021 zeigt, auf bis zu 540 m<sup>3</sup>/s ansteigen.

Auf der preußischen Uraufnahme von 1839 ist eine relativ naturnahe Lenne kartografisch erfasst worden. Sie floss bei Hagen-Halden in weiten Laufwindungen und pendelte vom östlichen zum westlichen Talrand. Auch Altarme sind dokumentiert. Die Abb. 1 zeigt diese Karte überlagert mit dem heutigen Lenneverlauf.

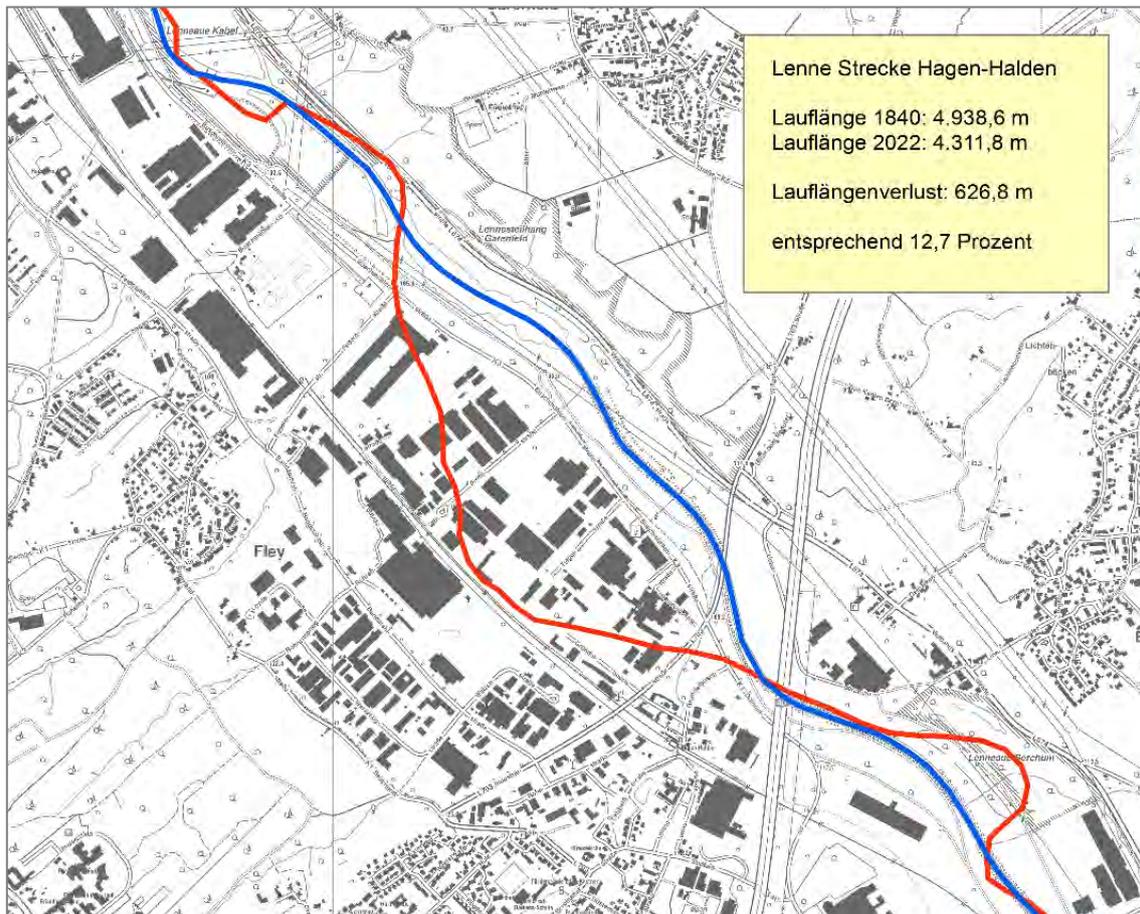
Der heutige Lenneverlauf wurde in den 1970er Jahren hergestellt, um Platz für das große Industrie- und Gewerbegebiet „Lennetal“ am Westrand der Aue zu schaffen. Dazu wurden die Laufwindungen der Lenne abgeschnitten, die Lenne in ein kanalartiges Profil mit 30 m Normbreite auf den westlichen Talrand in einen gestreckten Lauf ausgebaut, um die entsprechenden Aueflächen gewässerfrei zu bekommen (s. Abb. 2). Auf einer Strecke von 5 km wurde der Lauf der Lenne um 630 m verkürzt, was etwa 13 Prozent entspricht (s. Abb. 3). Das Gewässer wurde mit Wasserbau- und Rasengittersteinen auf der Böschung ausgebaut. Dazwischen wurden Weidenstecklinge gepflanzt, die in den letzten 50 Jahren zu einem ansehnlichen Gehölzbestand aufgewachsen sind (s. Abb. 4).



**Abb. 1: Lenneverlauf im Jahre 1839 (blass hellblau) in Hagen-Halden, überlagert mit dem heutigen Lenneverlauf (dunkelblau), (verändert nach Geobasis NRW).**



**Abb. 2: Lenne, kanalartiges Profil mit fester Breite (30 Meter), vor Beginn der Maßnahme im Frühjahr 2019, Foto: Drewenskus.**



**Abb. 3: Lenne, Laufverkürzung der 1970er Jahre zur Schaffung des großen Industrie- und Gewerbegebietes „Lennetal“ in Hagen-Halden, rot der alte Lenneverlauf, blau die Ausbaustrecke (verändert nach Geobasis NRW).**



**Abb. 4: Lenne, Uferverbau mit Rasengitter- und Wasserbausteinsicherung, 27.07.2021, Foto: J. Drewenskus.**

Die heutige Renaturierung setzt daran an, diese wasserbaulichen Eingriffe zu kompensieren. Durch das wasserbauliche Verfahren der 1970er Jahre ist die Stadt Hagen alleiniger Flächeneigentümer aller rechts- und linksseitig angrenzenden Aueflächen geworden. Dies war eine sehr günstige Ausgangslage für mögliche Renaturierungsmaßnahmen. So wurde ein Konzept zur naturnahen Entwicklung der Lenne (WAGU 2006) erstellt. Im Umsetzungsfahrplan „Untere Lenne“ zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurden entsprechende Maßnahmen konkretisiert (WAGU 2012). 2013 hat sich die Stadt Hagen dazu entschieden, Maßnahmen in ihrem Stadtgebiet schwerpunktmäßig in der Lenne zu verwirklichen. Der entsprechende Genehmigungsentwurf wurde 2017 durch die Bezirksregierung Arnsberg für drei Bauabschnitte plangenehmigt (WAGU 2016).

## Ergebnisse

Im Sommer 2020 begannen die Arbeiten im ersten Bauabschnitt zur Anlage einer Sekundäraue. Erhaltenswerte Gehölze wurden belassen. Zudem wurden 3.200 m<sup>2</sup> Rasengittersteine abgefahren und 1.850 m<sup>3</sup> Wasserbausteine gelöst und zur Mastensicherung einer Doppel-Hochspannungstrasse (s. Abb. 5), die durch Lenneau geführt ist, wieder eingebaut. Weiterhin wurden 60.000 m<sup>3</sup> Aueböden gelöst, von denen 9.000 m<sup>3</sup> wieder eingebaut werden konnten. Von 50.000 m<sup>3</sup> abzufahrenden Bodenmassen mussten 6.000 m<sup>3</sup> belasteter Boden deponiert werden. Zur Trennung von Boden- und Schottermassen ist eine Siebtrommel zum Einsatz gekommen (s. Abb. 6). 10.000 m<sup>3</sup> Schotter wurden gelöst und zur Anlage von Ufer- und Inselbänken verwendet. Die Lenne wurde auf die 4-5fache Breite aufgeweitet (s. Abb. 7 u. 8). Beim Extremhochwasser am 14. Juli 2021 in Hagen ist das geschaffene Retentionsvolumen der Renaturierung von 60.000 m<sup>3</sup> schon komplett aktiviert worden. Die renaturierte Strecke hat diesen Praxistest gut und sicher bestanden (s. Abb. 9). Im Frühjahr 2021 begannen die Maßnahmen des zweiten Bauabschnitts (s. Abb. 10). Ähnlich wie im ersten Bauabschnitt wurde das Vorland abgetragen und umfangreiche Ufer- und Inselbänke angelegt (s. Abb. 11).



**Abb. 5: Lenne 1.BA, Detail Bodensiebung und Ablagerung von Boden zur Straßensicherung (rechts), 09.09.2020, Foto: Biologische Station Umweltzentrum Hagen.**



**Abb. 6: Lenne 1.BA, Gelöste Wasserbausteine: Wiedereinbau zur Sicherung der Maststandorte (rot gekennzeichnet), 17.10.2020, Foto: Biologische Station Umweltzentrum Hagen.**



**Abb. 7: Lenne 1.BA, abgetragene Sekundäraue (links) noch ohne Verbindung zur Lenne, 25.11.2020, Foto: Biologische Station Umweltzentrum Hagen.**



**Abb. 8: Lenne 1.BA, nach Fertigstellung und aufkommender Vegetation am 07.07.2021, Foto: Biologische Station Umweltzentrum Hagen.**



**Abb. 9: Lenne 1.BA, das Retentionsvolumen von rund 60.000 m<sup>3</sup> wird nach dem Extrem-Hochwasser und Starkregen im Raum Hagen vollständig aktiviert, 14.07.2021, Foto: Biologische Station Umweltzentrum Hagen.**



**Abb. 10: Lenne 2.BA; unmittelbar vor Maßnahmenbeginn mit bereits entfernten Ufergehölzen, Rasengittersteine (unten links) sowie Wasserbausteine (rechts) gut sichtbar, 24.03.2021, Foto: Biologische Station Umweltzentrum Hagen.**



**Abb. 11: Lenne 2.BA, nach Maßnahmenabschluss mit zahlreichen Insel- und Uferschotterbänken, 04.05.2022. Foto: Biologische Station Umweltzentrum Hagen.**

## Diskussion

### *Hydromorphologie*

Die Lenne präsentiert sich nach den Renaturierungsmaßnahmen Leitbildkonform für den NRW Fließgewässertyp „Schottergeprägter Fluss des Grundgebirges“. Sie hat jetzt verlagerbare Substrate und zeigt starke laterale Gerinneverlagerungen mit ausgeprägter Verzweigungstendenz. Die Laufentwicklung zeigt nun alle positiv dotierten Merkmale wie Krümmungserosion, Sturzbäume, Laufweitungen, Verzweigungen und Inseln (s. Abb. 11). Im Längsprofil zeigen sich viele Querbänke sowie eine große Strömungs- und Tiefenvarianz (s. Abb. 12). Im Bereich der Sohlenstruktur gibt es Kolke, Kehr- und Stillwässer, Tiefrinnen und Flachwasser, Schnellen, Pools, und Wurzelpolster (LUA 1999). Im Hauptparameter Uferstruktur finden wir Baumumläufe, Treibholzansammlungen, Steilufer sowie Unterstände (s. Abb. 14). Im ersten Bauabschnitt wurde Totholz eingebaut. Dazu wurden Pappeln 7 m tief in den Uferbereich eingegraben. Diese Pappeln waren in 1970er Jahren als geplanter, dreireihiger Auwald in geometrischer Anordnung angepflanzt worden. Beim Extrem-Hochwasser 2021 landete hier aus dem gesamten oberen Einzugsgebiet Totholz an (s. Abb. 13). Folgende kleinere Hochwässer haben seitdem weiteres Treibholz angelandet, dass sich als sehr lagestabil erwiesen hat. Die Renaturierungsstrecke ist so zum Totholzfänger geworden.



**Abb. 12:** Lenne, 1. BA, Stillwasserbereiche, Schlammfluren sowie weitere besondere Gewässerstrukturen (große Strömungs- und Tiefenvarianz). Foto: J. Drewenskus



**Abb. 13:** Lenne, 1. BA, Totholzablagerung nach dem Extrem-Hochwasser am 13./14.7.2021.  
**Foto:** J. Drewenskus.



**Abb. 14:** Lenne, 2. BA, Lehmsteilufer mit eingelagerten Schotterbändern sowie Unterständen.  
**Foto:** J. Drewenskus

## Biologie

Die ökologische Baubegleitung wurde durch die Biologische Station Umweltzentrum Hagen wahrgenommen. Schon während der Bauphase fand eine rasche biologische Besiedlung statt. In den Flachwasserbereichen finden sich zehntausende Jungfische. Es gibt Beobachtungen sowie Fundmeldungen des ehrenamtlichen Naturschutzes für Flussregenpfeifer, Gänsesäger, Uferschwalbe, Eisvogel, Graureiher und Kormoran. Besonders hervorzuheben ist das Vorkommen des Flussregenpfeifers, der die vegetationslosen Schotterbänke als Lebensraum benötigt. Vom Autor durchgeführte Handaufsammlungen an drei Terminen im Frühjahr und Frühsommer 2023 konnten die Besiedlung durch zehn Uferlaufkäferarten nachweisen (s. Tab.1). Diese konnten als überwiegend der Gattung *Bembidion* zugehörig identifiziert werden. Zwei Arten befinden sich auf der Vorwarnliste, eine Art ist sogar in der Kategorie zwei der Roten Liste Nordrhein-Westfalen (Hannig et al. 2020) gelistet.

**Tab. 1: Übersicht der Ergebnisse der Handaufsammlung von Uferlaufkäfern an der Lenne, 1. und 2.BA.**

Art	Lenne 4.5.2023	Individuen-	Lenne 6.6.2023	Individuen-	Lenne 4.5.2023	Individuen-	RL NRW
	Hagen-Halden I	Anzahl	Hagen-Halden I	Anzahl	Hagen-Halden II	Anzahl	
<i>Bembidion atrocaeruleum</i>	x	29	x	12	x	9	3
<i>Bembidion decorum</i>	x	5	x	9	x	21	V
<i>Bembidion punctulatum</i>	x	9	x	2			V
<i>Bembidion tetracolum</i>	x	2	x	2	x	2	
<i>Bembidion tibiale</i>	x	4					
<i>Elaphropus diabrachys</i>	x	2					
<i>Elaphropus parvulus</i>	x	10					
<i>Limodromus assimiles</i>					x	1	
<i>Paranchus albipes</i>					x	10	
<i>Sinechostictus millerianus</i>	x	1			x	1	2

Besonderes Augenmerk hat der Verfasser ab 2022 auf die Vegetationsentwicklung auf den Schotterinseln gelegt. Dazu wurde im ersten Bauabschnitt eine komplett neu geschaffene Kiesinsel (mittels Baggereinsatz) ausgewählt und kartiert. Sie weist eine Größe von 170 m<sup>2</sup> auf und erstreckt sich 40-80 cm über dem Mittelwasser. 2021 noch vegetationslos (s. Abb. 15), konnte im Jahr 2022 der erste Aufwuchs aufgenommen und kartiert werden (s. Abb. 16). Es wurde ein Deckungsgrad von etwa 30 Prozent erreicht, in 2023 über 50 Prozent (s. Abb. 17). In 2022 konnte als botanisch bemerkenswerte Art die Gefleckte Gauklerblume (*Mimulus guttatus*) mit Neophyten-Status nachgewiesen werden, die 2023 schon wieder verschwunden ist. Gleichzeitig wurde im zweiten Bauabschnitt eine Schotterbank ausgewählt, die bei Mittelwasser nur geringfügig aus dem Wasser herausragt und somit bei kleinen Hochwässern bereits überspült wird. Sie diente 2022 und 2023 dem Flussregenpfeifer als Bruthabitat. Sie ist etwa 200-300 m<sup>2</sup> groß, nur etwa 10-20 cm über dem Wasserspiegel. 2022 war noch keine Vegetation vorhanden, aber im Mai 2023 konnte schon ein zunächst spärlicher Bewuchs festgestellt werden, der dann im Juni 2023 immerhin schon 14 Pflanzenarten zeigte. Im Hochsommer wurde hier auch schon ein Deckungsgrad von etwa 30 % erreicht. Auf der ersten Uferbank macht sich ein Einfluss der Beweidung durch Kanada-Gänse bemerkbar, die den Pflanzenaufwuchs selektiv abweiden und somit die Vegetation und deren Deckung deutlich zurückdrängen. Es konnten 59 Pflanzensippen festgestellt werden, davon sind sieben als Neophyten zu identifizieren.



**Abb. 15: Lenne 1.BA, vegetationslose Schotterinsel I, 2.6.2021, Foto: J. Drewenskus.**



**Abb. 16: Volme, Lenne 1.BA, Schotterinsel I mit aufkommender Vegetation (30-Prozent-Deckung), 19.5.2021, Foto: J. Drewenskus.**



**Abb. 17: Lenne 1.BA, Schotterinsel I mit etablierter Vegetation (>50 %-Deckung) 6.6.2023, Foto: J. Drewenskus**

Für die Schotterinsel im ersten Bauabschnitt liegen somit Kartierergebnisse der Jahre 2022 und 2023 vor, die schon erste Auswertungen möglich machen. Es zeigt sich eine deutliche Zunahme von Halblicht- und Volllicht-Pflanzen und geringfügig auch von Halbschatten-Pflanzen. Hierzu wurden die ökologischen Zeigerwerte (Ellenberg1992) verwendet und die Daten aus dem FloraWeb genutzt (BfN 2023). Eine Auswertung der Pflanzensippen bezüglich ihrer Wasserpräferenzen zeigt auch hier eine Zunahme von Feuchte zeigenden Pflanzensippen im Vergleich des Jahres 2022 zu 2023. Die Auswertung nach Reaktionszahl zeigt ebenfalls eine Zunahme von Arten, die ein basisches Milieu bevorzugen. Dies ist insofern bemerkenswert, da wir uns im silikatischen Grundgebirge befinden, das vom Ausgangsgestein her eher leicht sauer reagiert. Hier ist der Einfluss von freigelegten Aue-Lehmanteilen im Gewässer, der sich im Kieslückensystem zum Teil manifestiert, als Ursache zu nennen. Erwartungsgemäß zeigt die Auswertung bezüglich der Stickstoffpräferenz eine deutliche Zunahme von Stickstoff liebenden bis übermäßig Stickstoff bevorzugenden Arten. Dies ist absolut folgerichtig, da die Aue zweifellos der von Natur aus nährstoffreichste Standort unserer heimischen Pflanzengesellschaften ist. Wertet man die vorkommenden Pflanzensippen bezüglich ihrer Urbanität aus, so zeigt sich neben dem großen Block von Pflanzensippen, die sich diesbezüglich neutral verhalten, ein großer Anteil von Sippen, die überwiegend außerhalb der Städte siedeln. Ein weitere Auswertemöglichkeit ist der Strategie-Typ. Hier sind es vor allem die Gehölze, die als Konkurrenz-Strategen mit der stärksten relativen Zunahme verbreitet sind. Dies deckt sich auch tatsächlich mit der enormen Zunahme an Weiden und Schwarzerlen ab dem zweiten Jahr nach Abschluss der Baumaßnahmen. Einen Schwerpunkt bilden auch die Konkurrenz-Stress-Ruderal-Strategen, hinter denen sich Rosettenpflanzen verbergen, die einen zweijährigen Zyklus zeigen und sehr gute Bedingungen auf den noch überwiegend lichten Bänken haben. Die Auswertung bezüglich der

Biotoptypen zeigt neben dem Vorhandensein von Pflanzensippen der nährstoffreichen Staudenfluren und Ruderalstandorte auch das Vorhandensein von Säumen. Analysiert man die vorkommenden Pflanzensippen in Bezug auf die Bindung an Pflanzengesellschaften (Oberdorfer 1994), zeigen sich Bezüge zu den Erlen-Ulmen-Wäldern, den Silberweiden-Gebüschern, den Beifuss-Fluren, der Gesellschaft des Schmalblättrigen Weidenröschens sowie der Labkraut-Brennnessel-Gesellschaft. Das Vorhandensein der Glatthafer-Gesellschaft ist noch ein Relikt der vormaligen Auwiesen-Nutzung. Die Vegetationsabfolge bei der Besiedlung von Neuland, das durch Abtrag neu geschaffen wurde, findet eine primäre autogene Sukzession statt (Ellenberg 1996).

## **Zusammenfassung**

Die ersten Befunde zur Lenneauen-Renaturierung zeigen deutlich, welche wertvollen Biotopstrukturen und Arten bereits kurz nach Fertigstellung der Sekundäraue anzutreffen sind. Wünschenswert ist daher ein umfassendes, mehrjähriges Auen-Monitoring, das die Flora (inkl. Makrophyten) und Vegetation sowie relevante Gruppen der Fauna (Vögel, Fische, Makrozoobenthos, Ufer-Laufkäfer, Spinnen, Wanzen, Stechimmen, Schnecken, Libellen) abdeckt als auch die Gewässerdynamik und die Sedimentumlagerung dokumentiert.

## **Danksagung**

Der Verfasser dankt Herrn Diplom-Biologen Karsten Hannig, Waltrop, für die Nachbestimmungen der Uferlaufkäferarten; Herrn Ralf Blauscheck, Biologische Station Umweltzentrum Hagen, für die Bereitstellung der Drohnenvideos sowie Herrn Alexander Horn, Wirtschaftsbetrieb Hagen (WBH), für die Massenermittlungen.

## **Literatur**

- BfN (2023), FloraWeb des Bundesamtes für Naturschutz - Daten und Informationen zu Wildpflanzen Deutschlands <https://www.floraweb.de>, Abfragen vom 14.09.2023
- Ellenberg, H. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 2., verb. u. erw. Aufl., 258 S., Goltze, Göttingen
- Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 5., stark veränd. u. verb. Aufl., 1096 S., Ulmer, Stuttgart
- Hannig, K. et al. (2020): Rote Liste und Artenverzeichnis der Laufkäfer - Coleoptera: Carabidae - in Nordrhein-Westfalen; 3. Fassung: Stand 30.11.202. 35 S., Münster: LWL-Museum für Naturkunde, Westfälisches Landesmuseum mit Planetarium
- 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
- Oberdorfer, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora, 7. Aufl., 1050 S., Ulmer, Stuttgart
- WAGU (2006): Konzept zur naturnahen Entwicklung der Lenne, im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg, 117 S., unveröff., Kassel
- WAGU (2012): Umsetzungsfahrplan Untere Lenne (PE\_RUH\_1300) im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg, der Stadt Hagen, des Märkischen Kreises und des Kreises Olpe, Erläuterungsbericht 72 S., Kassel
- WAGU (2016): Maßnahmen zur naturnahen Umgestaltung der Lenne im Bereich von km 2+670 bis 4+000 und von km 4+630 bis 5+500 - Genehmigungsentwurf - , Erläuterungsbericht im Auftrag des Wirtschaftsbetrieb Hagen AöR, Fachgebiet Gewässer, 44 S., unveröff., Kassel

## **Wissen am Haken – Sensibilisierung der Angler für aquatische Neozoen am Beispiel des Wolgazanders (*Sander volgensis*) im niedersächsischen Kanalsystem**

*Matthias Emmrich & Andreas Maday*

Anglerverband Niedersachsen e.V. Brüsseler Str. 4, 30539 Hannover, m.emmrich@av-nds.de, a.maday@av-nds.de

**Keywords:** Wolgazander, Neozoen, Citizen-Science, Angeln, Mittellandkanal

### **Einleitung**

Schiffbare Wasserstraßen gelten als „highways“ für nicht heimische aquatische Arten (Tittizier et al. 2000). Viele der in Niedersachsens Gewässern vorkommenden Neozoen wurden und werden über Schifffahrtskanäle verbreitet. Allein das niedersächsische Kanalsystem umfasst eine Länge von ca. 390 km. Den größten Anteil bildet mit 212 km Deutschlands längste künstliche Wasserstraße, der Mittellandkanal (MLK, 325,3 km Gesamtlänge). Der Kanal erstreckt sich in West-Ost Richtung und verbindet den Dortmund-Ems-Kanal in Nordrhein-Westfalen mit der Weser bei Minden (NRW) und der Elbe bzw. dem Elbe-Havel-Kanal in Sachsen-Anhalt. Vom MLK zweigen in Niedersachsen zudem fünf Stichkanäle ab. Bei Calberlah (Niedersachsen) zweigt vom MLK der 115 km lange Elbe-Seitenkanal ab, der bei Artlenburg in die niedersächsische Elbe mündet. All diese Kanäle werden beangelt. Allein im Anglerverband Niedersachsen e.V. (AVN) haben 71 Angelvereine mit über 38.000 Mitgliedern einen direkten Zugang zu den Schifffahrtskanälen. Somit ist es nicht verwunderlich, dass neue Fischarten häufig als erstes von Anglern entdeckt werden. So wurden die ersten Fänge von Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*, LSFV 2013) und Marmorgrundel (*Proterorhinus semilunaris*, LSFV 2014) von Anglern gemeldet.

Bereits im Jahr 2010 wurde der erste Fang eines Wolgazanders (*Sander volgensis*) im Mittellandkanal zwischen Peine und Braunschweig gemeldet. Die ursprünglich ausschließlich im Einzugsgebiet von Wolga, Ural und Donau beheimatete Art (Kottelat & Freyhof 2007) unterscheidet sich vom gewöhnlichen Zander (*Sander lucioperca*) unter anderem durch die fehlenden „Hundszähne“, lange Eckzähne im Ober- und Unterkiefer, und durch das markant ausgeprägte Streifenmuster an den Körperseiten (Hauer 2014). Durch die optisch gut erkennbaren Unterschiede können Wolgazander von Anglern zumeist sicher bestimmt werden.

Auch wenn der Wolgazander mit maximal 60 cm deutlich kleiner bleibt als der heimische Vertreter (Maximallängen von über einem Meter), ist er eine Fischart, die für Angler interessant sein dürfte. Sein Verwandter, der Zander, ist einer der beliebtesten Angel- und Speisefische in Deutschland und genießt eine hohe Aufmerksamkeit in der Anglerschaft und der Anglerpresse. Das Angeln auf Zander ist modern, und der Zander ist der Zielfisch vieler Angler, die an Niedersachsens Kanälen angeln. Zander und Wolgazander lassen sich mit identischen Angeltechniken fangen, sodass es wahrscheinlich ist, dass viele Zander-Angler früher oder später auch einen Wolgazander fangen werden.

Durch seine Attraktivität als Angelfisch wird im Rahmen des hier vorgestellten Citizen-Science-Projektes versucht, unter aktiver Einbeziehung der Angler als Bürgerwissenschaftler (Citizen

Scientists), möglichst viele Daten zur aktuellen Verbreitung des Wolgazanders zu sammeln. Unter dem Slogan „Angeln für die Wissenschaft“ sind die Angler zudem aufgerufen gefangene Wolgazander für die Forschung zur Verfügung zu stellen. Denn aktuell ist über den Wolgazander außerhalb seines natürlichen Verbreitungsgebietes wenig bekannt. Wie schnell wächst er? Welche Maximallängen werden erreicht? Welche Position nimmt er im Nahrungsnetz ein? Besteht eine Konkurrenz/Gefahr für heimische Arten? Gibt es Kreuzungen zwischen Zander und Wolgazander? Das sind Fragen, die zukünftig im Idealfall mit Hilfe der Angler beantwortet werden können.

## **Material und Methoden**

Über verschiedene Kommunikationsstrategien mit dem Schwerpunkt Social-Media wurde versucht, das Projekt in der breiten Anglerschaft bekannt zu machen und möglichst viele Angler zu animieren, Wolgazanderfänge zu melden und gefangene Fische für die Forschung zur Verfügung zu stellen. Es wurden Videos mit lokalen Angel-Influencern gedreht und auf der Videoplattform „YouTube“ veröffentlicht. Darüber hinaus wird über das Projekt permanent auf Instagram und Facebook berichtet. Die Angelvereine mit direktem Zugang zu den Kanalstrecken berichten über das Projekt auf ihren Homepages und in den Vereinszeitschriften. Zudem wurde über das Projekt in Angelzeitschriften berichtet und es wurden Flyer und Aufkleber produziert, die über QR-Codes auf die Projektseite der AVN Homepage verlinken.

Über eine eigens programmierte App „Alienspotter“ können Wolgazanderfänge direkt am Wasser positionsgenau und mit Foto eingetragen werden. Die Fänge können aber auch über Telefon und E-Mail gemeldet werden. Zusätzlich wurden Wolgazanderfänge der App „Alle Angeln“ anonymisiert ausgewertet.

Wird ein geangelter Wolgazander für die Forschung zur Verfügung gestellt, bekommen die Fänger als Belohnung eine Packung gratis Angelköder für die Raubfischangelei in einem Paket zugeschickt. In dem Paket befinden sich zudem Kühlakkus, Projektinformationen (Flyer, Aufkleber), eine Anleitung zum sicheren Versand des Fisches sowie ein bereits frankierter Rücksendeschein. Somit entstehen für den Angler keine Kosten. Der Angler, der bis Ende Oktober 2023 den größten Wolgazander eingeschickt hatte, durfte sich zudem über den Gewinn einer Angelrute und -rolle freuen.

Die eingeschickten Wolgazander wurden vermessen (Totallänge, Standardlänge, Gabellänge), im Falle unausgenommener Fische gewogen, es erfolgte eine Geschlechterbestimmung und es wurden die Streifen und die Schuppen entlang der Seitenlinie gezählt. Für die Altersschätzung wurden Schuppen, Otolithen und Kiemendeckel entnommen. Eine Muskelfleischprobe wurde für eine spätere Stabile-Isotopen Analyse entnommen und tiefgefroren.

Fänge von Wolgazandern gelten als offiziell bestätigt, wenn sie durch ein Foto eindeutig bestimmbar sind oder anhand eines zugeschickten Fisches von Fachleuten als Wolgazander identifiziert werden konnten.



## Wolgazandernachweise (2010-2023)

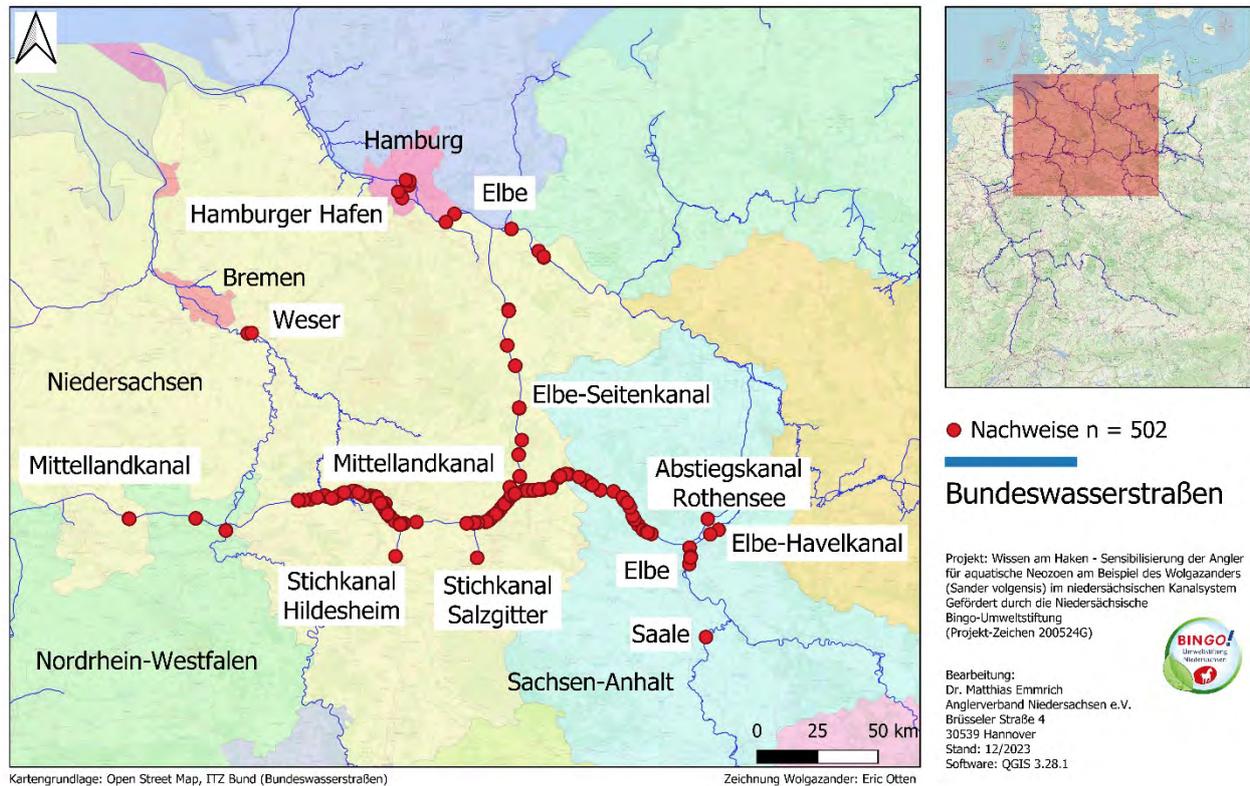


Abb. 1: Verifizierte Meldungen von Wolgazerfängen (Stand 12/2023).

### Ergebnisse

Vom offiziellen Erstnachweis des Wolgazanders im Jahr 2010 bis zum 01.12.2023 wurden insgesamt 548 verifizierte Nachweise aus vier Bundesländern gemeldet. Der Mittellandkanal gilt in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt als flächendeckend besiedelt, auch wenn die Fangmeldungen Richtung Westen deutlich weniger werden (Abbildung 1). Im Osten wurden angrenzend an den Mittellandkanal Wolgazander im Abstiegskanal Rothensee, im Elbe-Havel-Kanal sowie in der Elbe und Saale gefangen. Der Elbe-Seitenkanal scheint flächig besiedelt zu sein, auch wenn hier insgesamt deutlich weniger Fische gemeldet wurden. In der Elbe zwischen Hamburger Hafen und Bleckede wurden seit 2021 zwölf Einzelfänge gemeldet. In der Weser existieren zwei isolierte Fangmeldungen bei Achim (Abbildung 1).

Die ersten Fangmeldungen stammen aus dem Jahr 2010, wo im September erstmalig Wolgazander im Mittellandkanal zwischen Peine und Braunschweig gemeldet wurden. Bis Ende 2020 wurden dem AVN insgesamt 114 Wolgazerfänge aus sieben Gewässern gemeldet (Mittellandkanal 2010-2020, Stichkanal Salzgitter (2011), Elbe-Seitenkanal (2013, 2014, 2016, 2018-2020), Elbe (2015) Weser (2016), Abstiegskanal Rothensee (2019) und Elbe-Havel-Kanal (2020). Mit Beginn des Projektes im Jahr 2021 konnte die Zahl der Wolgazerfangmeldungen kontinuierlich gesteigert werden und erreichte im Jahr 2023 das Maximum (n = 180 Meldungen) (Abbildung 2). Erstnachweise im Projektzeitraum gab es für den Stichkanal Hildesheim (2021), Hamburger Hafen (2022) und die Saale (2022).

Bis zum 01.12.2023 wurden dem AVN insgesamt 288 Wolgazander zwischen 18 und 52 cm Länge von mindestens 48 Anglern für wissenschaftliche Untersuchungen übermittelt.

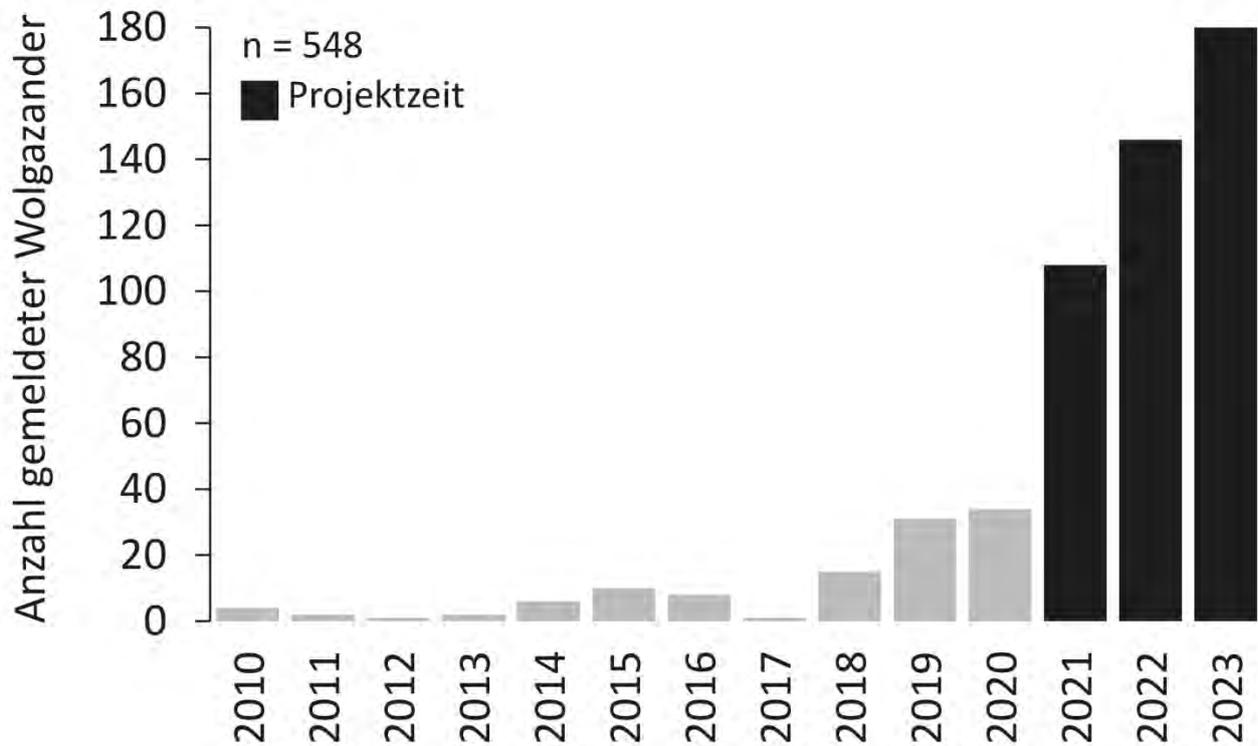


Abb. 2: Anzahl gemeldeter Wolgazanderfänge seit 2010.

## Diskussion

Der Wolgazander ist in der Anglerschaft mittlerweile gut bekannt und wird in mehreren Gewässern regelmäßig gefangen. Durch das Citizen-Science-Projekte konnten die Nachweise von verifizierten Fangmeldungen deutlich gesteigert werden. Angler können somit wichtige Daten zur Verbreitung von Fischarten liefern. Dies gilt insbesondere für Schifffahrtskanäle, da diese nicht regelmäßig z. B. im Rahmen des Wasserrahmenrichtlinien- oder Flora-Fauna-Habitat Monitoring beprobt werden. Aufgrund ihrer ähnlichen Habitatpräferenzen (Specziár 2005) ist es zudem wahrscheinlich, dass Wolgazander analog zum Zander im Rahmen von herkömmlichen Elektrofischungen nicht repräsentativ gefangen werden (Sutela et al. 2008), sodass gerade für den Wolgazander Angler einen wichtigen Beitrag zum Erkenntnisgewinn über den aktuellen Verbreitungsstatus beitragen können.

Wenn man von der Annahme ausgeht, dass die Wolgazander 2010 einmalig lokal im Mittellandkanal zwischen Peine und Braunschweig „aufgetaucht“ sind (vermutlich durch Besatz), hat sich die Art innerhalb von 13 Jahren stark ausgebreitet. Es ist wahrscheinlich, dass die Wolgazander über den Mittellandkanal und den Abstiegskanal Rothensee im Osten in die Elbe gelangt sind. Über den Elbe-Seitenkanal wurde vermutlich die Elbe im Norden besiedelt. Es findet eine weitere Ausbreitung flussabwärts Richtung Hamburg statt. Die flussaufgerichtete Ausbreitung in der Elbe scheint langsamer zu erfolgen. Erstaunlich ist auch die langsame Ausbreitung im westlichen Mittellandkanal. So sind aus dem Raum Osnabrück und Nordrhein-Westfalen bisher nur drei Fänge bekannt. Die zwei Fänge in der Weser lassen sich anhand der aktuell vorliegenden Daten nicht eindeutig erklären, da in

der gesamten Mittelweser von Minden (Verbindung mit dem Mittellandkanal) bis zu den Nachweisen in Achim (= 133 Flusskilometer) keine weiteren Wolgazanderfänge bekannt sind.

Es werden auch zukünftig weiterhin Wolgazanderfänge durch den AVN gesammelt, da davon auszugehen ist, dass sich die Art weiter ausbreiten wird. Eine Besiedlung des westdeutschen Kanalnetzes und des Rheinsystems sind denkbar, ebenso wie eine voranschreitende Besiedlung der Elbe und eine Besiedlung des Havelnsystems.

Die für die Wissenschaft zur Verfügung gestellten Wolgazander werden hinsichtlich ihres Wachstums und ihrer Nahrungspräferenzen untersucht, um einen möglichen Einfluss auf die heimische Fischfauna besser einschätzen zu können.

## Zusammenfassung

Aufgrund der starken Frequentierung vieler Gewässer durch Angler können diese aktiv dazu beitragen, Daten über den aktuellen Verbreitungsstatus von Fischarten zu sammeln. Dies gilt insbesondere für Fischarten, die mit gewöhnlichen fischereibiologischen Methoden nicht oder nur sehr schlecht nachgewiesen werden können. Hier können Daten von Anglern eine wichtige Ergänzung zu den wissenschaftlich erhobenen Bestandsdaten darstellen (vgl. Gundelund et al. 2021). Die Nutzung der sozialen Medien spielt bei der Bekanntmachung des Projektes eine wichtige Rolle Angler als Bürgerwissenschaftler gewinnen zu können.

## Danksagung

Das Projekt wird von der Niedersächsischen Bingo-Umweltstiftung gefördert (Förderkennzeichen: 200524 G). Wir danken allen teilnehmenden Angelvereinen, -verbänden und Anglern für die Bekanntmachung und Unterstützung des Projektes, die Meldung von Fängen sowie die Bereitstellung von Wolgazandern für Untersuchungen. Wir danken dem Team von „Alle Angeln“ für die Bereitstellung ihrer App-Daten. AnglingDirect sei gedankt für die Projektunterstützung in Form von Sachpreisen (Angelgerät).

## Literatur

- Gundelund, C., Venturelli, P., Hartill, B. W., Hyder, K., Olesen, H. J., Skov, C. (2021): Evaluation of a citizen science platform for collecting fisheries data from coastal sea trout anglers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 78: 1576-1585.
- Hauer, W. (2014): Zander oder Wolgazander, das ist hier die Frage? *Österreichs Fischerei* 67: 23-26.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat. 646 S.
- LSFV (2013): Invasive Schwarzmundgrundeln erreichen Niedersachsen. Pressemitteilung Landessportfischerverband Niedersachsen.
- LSFV (2014): Neue Fischart für Niedersachsen entdeckt. Pressemitteilung Landessportfischerverband Niedersachsen.
- Specziár, A. (2005): First year ontogenetic diet patterns in two coexisting sander species, *S. lucioperca* and *S. volgensis* in Lake Balaton. *Hydrobiologia* 549: 115-130.
- Sutela, T., Rask, M., Vehanen, T., Westermarck, A. (2008): Comparison of electrofishing and NORDIC gillnets for sampling littoral fish in boreal lakes. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 13: 215-220.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A., Allen, M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1-72.

## Natriumpercarbonat-Einsatz als in situ Akutmaßnahme bei Dominanz von Cyanobakterien

*Andreas Szabados<sup>1</sup>, Björn Fischer<sup>1</sup>, Patrick von Busch<sup>1</sup>, Andreas Boenert<sup>2</sup>, Max Ehlig<sup>3</sup>, Dominique Mario Gampe<sup>3</sup> & Thomas Willuweit<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> Oase GmbH, Tecklenburger Str. 161, 48477 Hörstel;

<sup>2</sup> AgL - Büro für Umweltgutachten, Herberner Ring 2, 48268 Greven;

<sup>3</sup> Söll GmbH, Fuhrmannstr. 6, 95030 Hof

**Keywords:** Cyanobakterien, Blaualgen, Natriumpercarbonat, Seentherapie

### Einleitung

Fortschreitende, anthropogene Eutrophierung vieler Gewässer und die damit verbundenen Folgen (Merel et al. 2013) – übermäßiges Algenwachstum, Licht- und Sauerstoffmangel und die daraus potenziell resultierenden „Todeszonen“ durch Bakterienmassenentwicklungen (z. B. Cyanobakterien) – machen immer öfter eingreifende Maßnahmen notwendig (Jančula & Maršálek 2011), welche die natürlichen Selbstreinigungsmechanismen unterstützen oder überhaupt erst wieder ermöglichen.

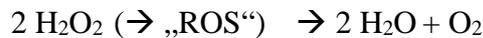
Bei diesen Maßnahmen sind, soweit möglich, erforschte, etablierte und naturnahe oder naturverträgliche Prozesse und Materialien einzusetzen, um unvorhergesehene Neben- und Nachwirkungen zu vermeiden.

Obwohl eine Reduzierung des zur Eutrophierung beitragenden Nährstoffeintrags in ein Gewässer am wünschenswertesten wäre (Hamilton et al. 2016), ist dies bei akuter Notlage im Gewässer praktisch zu spät. Diese Auswirkungen der Eutrophierung (bspw. aufräumende Cyanobakterienmassenentwicklung, sog. „Blaualgenblüten“) sind jedoch mit entsprechenden Maßnahmen behandelbar.

Innerhalb der letzten Jahrzehnte wurden verschiedene Cyanobakterizide beschrieben und sowohl im Labor als auch am Gewässer ausgetestet (Teixeira et al. 2020). Unter den Cyanobakteriziden sticht Wasserstoffperoxid ( $H_2O_2$ ) als besonders selektiv wirksames hervor (Dziga et al. 2018). Die handelsübliche, flüssige Lösung ist innerhalb der Europäischen Union jedoch lediglich in den Niederlanden zulässig und bringt weitere Nachteile, wie eingeschränkte Transportier- und Lagerbarkeit (Gefahrgut), mit sich. Die in Konzentrationsspitzen mündende, unsichere Dosierbarkeit lässt  $H_2O_2$ -Lösung als Mittel zur akuten Seentherapie gänzlich ausscheiden. „Festes  $H_2O_2$ “ in Form von Natriumpercarbonat überwindet die Nachteile der Lösung (Sinha et al. 2018) und wird daher im Gelbdruck des Merkblatts DWA 606 „Seentherapie“ als Akutmaßnahme berücksichtigt.

Während der letzten Jahre konnten wir die Eignung von Natriumpercarbonat untersuchen und dabei dessen Eigenschaftsprofil erweitern. Natriumpercarbonat ( $2Na_2CO_3 \cdot 3H_2O_2$ ) ist ein Feststoff, welcher bei Auflösung im Wasser in kontrollierter Form und über einen Zeitraum von mehreren Stunden Wasserstoffperoxid freisetzt.

Die Abbauprodukte von Natriumpercarbonat sind – Wasserstoffperoxid und dessen Abbauprodukte eingeschlossen (Häkkinen et al. 2004) – in Gewässern natürlich vorkommende und unschädliche Stoffe:



Die feste, generell granulatartige Form des Natriumpercarbonats garantiert eine sehr genaue und unkomplizierte Dosierung und Applikation, während die langsame Zersetzungsgeschwindigkeit punktuelle Überdosierungen unterbindet und die Behandlung des gesamten Wasserkörpers sicherstellt.

Durch die kurzzeitige (24-72 h, in Abhängigkeit der Umwelteinflüsse) Erhöhung der ohnehin natürlicherweise im Wasser vorkommenden „reaktiven Sauerstoffspezies“ (ROS), welche beim Zerfall von  $\text{H}_2\text{O}_2$  entstehen, können Cyanobakterien bekämpft werden.

Im Rahmen einer Akutmaßnahme wurde 2022 ein natriumpercarbonatbasiertes Cyanobakterizid angewendet und die Maßnahme wissenschaftlich begleitet.

Nachdem an einem künstlich angelegten See (ca. 3 ha / 75.000 m<sup>3</sup>) mit intensiver Freizeitnutzung ein Massenwachstum von Cyanobakterien („Blualgenblüte“) diagnostiziert worden war, wurde das Gewässer wegen der möglichen Gefährdung durch freigesetzte „Blualgen-Toxine“ behördlich gesperrt. Ausschlaggebend für die Therapie war die ermittelte Phytoplanktonzusammensetzung inklusive Abschätzung in Häufigkeitsklassen, mit großer Abundanz von *Microcystis spec.* und *Anabaena div. spec.*

Innerhalb von zwei Tagen wurde der See abschnittsweise restauriert. Mittels Ausbringung per Boot wurden 2,2 t ( $\cong 75 \text{ g/m}^2$ ) des Cyanobakterizids in die obere Wasserschicht eingebracht.

Ziele waren das behördlich angeordnete Badeverbot aufzuheben und die Selektivität Natriumpercarbonats gegenüber Cyanobakterien im Feld nachzuweisen.

## Projekt und Methoden

### *Testgewässer*

Der See „Kleinstrand“ in Belgien, nahe der Stadt Brügge, gehört zum lokalen Campingplatz und wird weiterhin von Tagesgästen wie Wassersportlern genutzt. Mit einer mittleren Wassertiefe von 2,5 m und einer Fläche von ca. 3 ha besitzt er ein Wasservolumen von rund 75.000 m<sup>3</sup>. Die Wassertiefe reicht an der tiefsten Stelle bis 4 m. Der polymiktische Flachsee war zum Behandlungszeitpunkt ungeschichtet.

An fünf definierten Probenahmestellen (siehe Abbildung 1) wurde eine Bestandsaufnahme sowie das Monitoring während (12 h nach Start) und nach der 2-tägigen Behandlung (12 h nach Beendigung) durchgeführt.



**Abbildung 1: Luftbildaufnahme des Gewässers „Kleinstrand“ inklusive der Probenahmestellen P1 – 5.**

### ***Monitoring - Parameter***

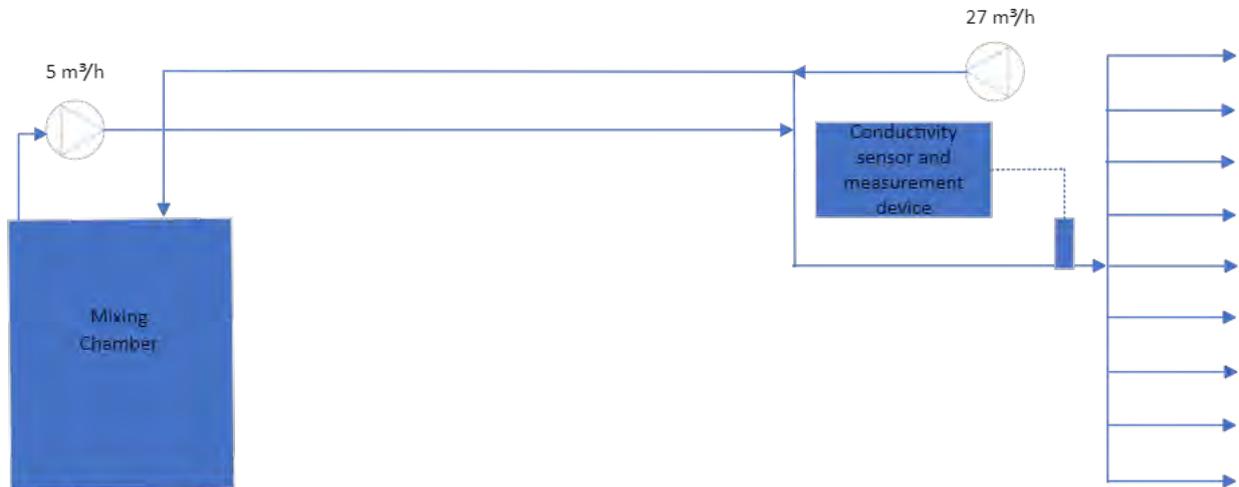
An allen drei Terminen wurden an den Probenahmestellen jeweils mittels Elektroden folgende Messungen an der Oberfläche und über Grund vorgenommen:

- Sauerstoff (Gehalt in mg/l und Sättigung in %) (PCE-PHD-1)
- Temperatur (°C) (PCE-PHD-1)
- pH-Wert (PH 100 ATC)
- Elektr. Leitfähigkeit (µS/cm) (WTW LF91)

Die Sichttiefe (m) wurde jeweils mit einer Secchi-Scheibe bestimmt. Die Entnahme von Wasserproben erfolgte bei den Probenahmeterminen vom Boot aus mittels Pumpe über Grund und als Schöpfprobe von der Oberfläche, wobei folgende Parameter analysiert wurden:

- Ammonium-Stickstoff (NH<sub>4</sub>-N in mg/l; DIN 38406-5)
- Nitrit-Stickstoff (NO<sub>2</sub>-N in mg/L; DIN EN 26777)
- Nitrat-Stickstoff (NO<sub>3</sub>-N in mg/l; DIN EN ISO 10304-1)
- Ortho-Phosphat-Phosphor (SRP in µg/l; DIN EN ISO 6878)
- Gesamt-Phosphor (TP in µg/l; DIN EN ISO 6878)
- Chlorophyll-a (in µg/l; DIN 38412-16)

An allen drei Terminen wurden mit Planktonnetzen der Maschenweite 55  $\mu\text{m}$  2 m-Vertikalzüge durchgeführt (ca. 100 l), mit Lugol'scher Lösung konserviert und die dominanten Planktonarten mit Abschätzung in Häufigkeitsklassen 1 - 10 bestimmt. In erster Näherung hochgerechnet entsprechen die Zellzahlen für die Häufigkeitsklassen 8-9 etwa 20.000 bis 100.000 Zellen/ml.



**Abbildung 2:** Darstellung des Fließbildes des Ausbringungsbootes (oben) und fotografische Aufnahme während der Behandlung des „Kleinstrand“ (unten).

### **Applikation**

Über die Voruntersuchung des Gewässers wurden hohe Abundanzen von *Microcystis spec.* und *Anabaena spec.* (Häufigkeitsklassen 8-9) festgestellt. In Kombination mit den früher im Labor ermittelten  $\text{IC}_{50}$ -Werten für diese beiden Cyanobakterien-Gattungen von 75 bzw. 55 mg/l des zu verwendenden, natriumpercarbonathaltigen Cyanobakterizids wurde eine Zieldosierung von 75 g/m<sup>2</sup> festgelegt. Die Beziehung der Dosierung auf die Wasserfläche ist beachtenswert, da nur der obere

Meter, in dem sich die Aufräumung befindet, behandelt wurde. Mittels eines für derartige Zwecke konstruierten Bootes wurden insgesamt 2,2 t des Cyanobakterizids ins Gewässer eingebracht, was einer Anwendungskonzentration an reinem Natriumpercarbonat von 24 mg/l bzw. einer maximal möglichen Wasserstoffperoxidkonzentration von 6,5 mg/l entspräche. Die tatsächliche Wasserstoffperoxidkonzentration war jedoch zu keinem Zeitpunkt messbar, da das Natriumpercarbonat als Molekülverbindung (kein einfaches Addukt, wie beispielsweise Harnstoffperoxid) das H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> langsam freisetzt und die resultierenden ROS direkt an ihrer Entstehungsstelle abreagieren (nach Fiedler (2018):  $t_{1/2} = 10^{-9} - 10^{-3}$  s).

Das Produkt wurde in einer Mischkammer auf dem Boot mit Seewasser gemischt und aufgelöst, um anschließend mittels eines Verteilersystems vom fahrenden Boot aus in die Wasseroberfläche eingebracht zu werden. Die Eingabe von Natriumpercarbonat ins Wasser erhöht unter anderem die elektrische Leitfähigkeit des Wassers. Mit Hilfe einer einfachen Leitfähigkeitssonde im Verteiler des Bootes wird sich dieser Eigenschaft bedient, um online die Dosierung überwachen zu können (Erhöhung der Leitfähigkeit ist direkt proportional zur eingegebenen Menge). **Abbildung 2 Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** stellt das Fließbild des Applikationssystems sowie eine fotografische Aufnahme während der Behandlung des „Kleinstrand“ dar.

## Ergebnisse & Diskussion

### Vorort-Parameter

Die Vorort-Parameter der Untersuchung sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Aus den 5 Messstellen und jeweils 2 Tiefen (Epilimnion und über Grund) wurden Mittelwerte gebildet, da sich der See als ungeschichtet und vollständig durchmischt darstellte.

**Tabelle 1: Zusammenfassung der Vorort-Parameter vor, während und nach der Behandlung.**

Datum	Sichttiefe cm	Temperatur °C	Sauerstoff mg/l	pH-Wert	Leitfähigkeit µS/cm
26.07. (vorher)	78,4 ± 3,0	23,4 ± 0,4	7,02 ± 0,40	7,98 ± 0,04	311,40 ± 0,80
27.07. (während)	74,8 ± 3,2	23,1 ± 0,2	7,55 ± 0,44	8,28 ± 0,15	323,10 ± 3,30
28.07. (nachher)	93,6 ± 3,7	22,8 ± 0,2	6,90 ± 0,16	8,16 ± 0,04	333,80 ± 2,64

Der gelöste Sauerstoff lag während des gesamten Monitoring-Zeitraumes zwischen mindestens 6,2 mg/l bis maximal 8,3 mg/l. Das eingesetzte Natriumpercarbonat gibt, wie aus obigen Reaktionsgleichungen ersichtlich, Sauerstoff als Produkt an das System ab. Dementgegen wurde eine nicht unerhebliche Menge an Biomasse lysiert (siehe Tabelle , Chlorophyll-a-Konzentration). Die Sauerstoffsättigung blieb während und nach der Behandlung zwischen 75 – 100 % auf dem *vorher*-Niveau. Somit konnte das Produkt eine tödliche Nebenwirkung eines Algenmassensterbens – Sauerstoffmangel (Paerl & Huisman 2008) – ausgleichen.

Leichte Erhöhungen des pH-Wertes und der Leitfähigkeit sind der Mittelzugabe zuzurechnen, da ebenfalls Carbonat- und Natrium-Ionen ins System eingebracht werden. Der pH-Wert stieg unerheblich von rund 8 auf 8,16.

Die auffälligsten Veränderungen waren im Falle der Sichttiefe festzustellen. Am Tag nach der Behandlung war die Sichttiefe an allen Probenahmestellen deutlich höher, im Mittel betrug sie danach 94 cm bei 78 cm vor der Behandlung. In diesem Fall kann eindeutig eine Korrelation mit der Behandlung festgestellt werden.

### ***Chlorophyll-a-Gehalt und Nährstoffmessungen***

Die gemessenen Konzentrationen der Nährstoffe und die Chlorophyll-a-Gehalte wurden ebenfalls gemittelt (siehe Tabelle 2), da keine bemerkenswerten Ausreißer oder Unterschiede zwischen den Probenahmestellen und Tiefen feststellbar waren.

**Tabelle 2: Zusammenfassung der Nährstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen vor, während und nach der Behandlung.**

<b>Datum</b>	<b>Chlorophyll-a µg/l</b>	<b>NH<sub>4</sub>-N mg/l</b>	<b>NO<sub>2</sub>-N mg/l</b>	<b>NO<sub>3</sub>-N mg/l</b>	<b>RP µg/l</b>	<b>TP µg/l</b>
26.07. (vorher)	118,5 ± 6,2	0,440 ± 0,069	0,010 ± 0,003	< 0,03	< 5	48 ± 3
27.07. (während)	88,6 ± 9,6	0,496 ± 0,037	0,009 ± 0,001	< 0,03	< 5	44 ± 4
28.07. (nachher)	58,7 ± 2,2	0,531 ± 0,045	0,010 ± 0,002	< 0,03	< 0,005	47 ± 4

Innerhalb der Nährstoffkonzentrationen war Ammonium-Stickstoff am auffälligsten. Während Nitrat und ortho-Phosphat während des Monitoringzeitraumes nicht und Nitrit nur in Spuren nachgewiesen wurden, waren Ammonium-N-Konzentrationen bereits vor der Behandlung von 0,44 mg/l ermittelbar. Nach der Behandlung stieg diese auf 0,53 mg/l, was auf den erhöhten Abbau abgestorbener Biomasse rückführbar sein könnte.

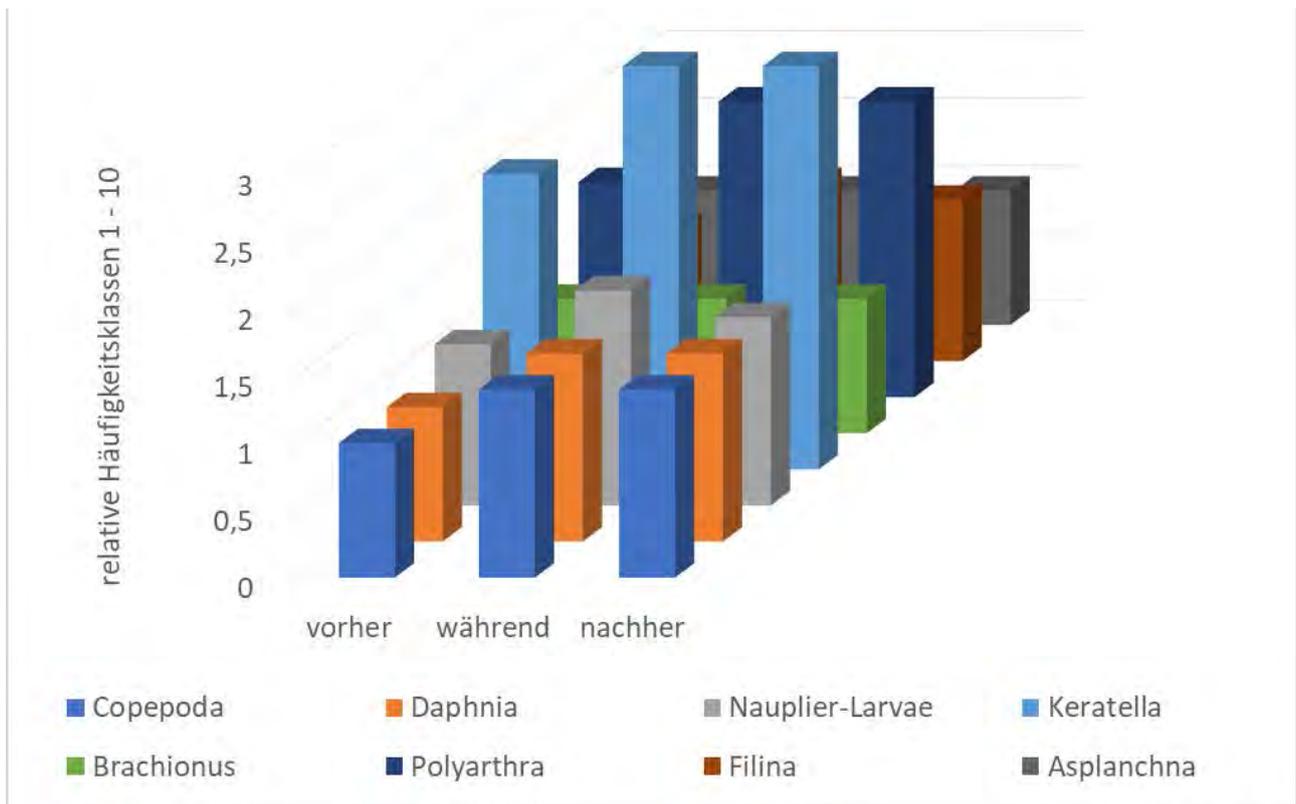
Die ermittelten Gesamt-Phosphor-Konzentrationen lagen nahezu konstant zwischen 40 – 50 µg/l.

Gleichzeitig mit der vorher beschriebenen steigenden Sichttiefe wurde die Chlorophyll-a-Konzentration halbiert von ~120 µg/l auf ~60 µg/l und kann eindeutig als Effekt des Cyanobakterizids bezeichnet werden, sodass die sich erhöhende Sichttiefe aufgrund reduzierter Algenmasse zu Stande kam.

### ***Planktonuntersuchung***

Das Zooplankton hatte keine auffällige Zusammensetzung mit Copepoden, Nauplier-Larven, Daphnien und Rotatorien. Außer einer leichten Zunahme der Rotatorier waren zwischen dem Termin vor Beginn der Maßnahme und nach deren Beendigung keine signifikanten Unterschiede zu beobachten (siehe Abbildung 3).

Das Phytoplankton war, wie erwartet, vor der Behandlung von Cyanophyceen, genauer gesagt Microcystis und Anabaena, in hohen Abundanzen (Häufigkeitsklassen von 8 und 9) dominiert, Schlierenbildung auf der Wasseroberfläche war makroskopisch sichtbar. Neben Kiesel- und Grünalgen (Häufigkeitsklassen jeweils 1 – 3) konnten ebenfalls Panzeralgen und Conjugatophyceen beobachtet werden.

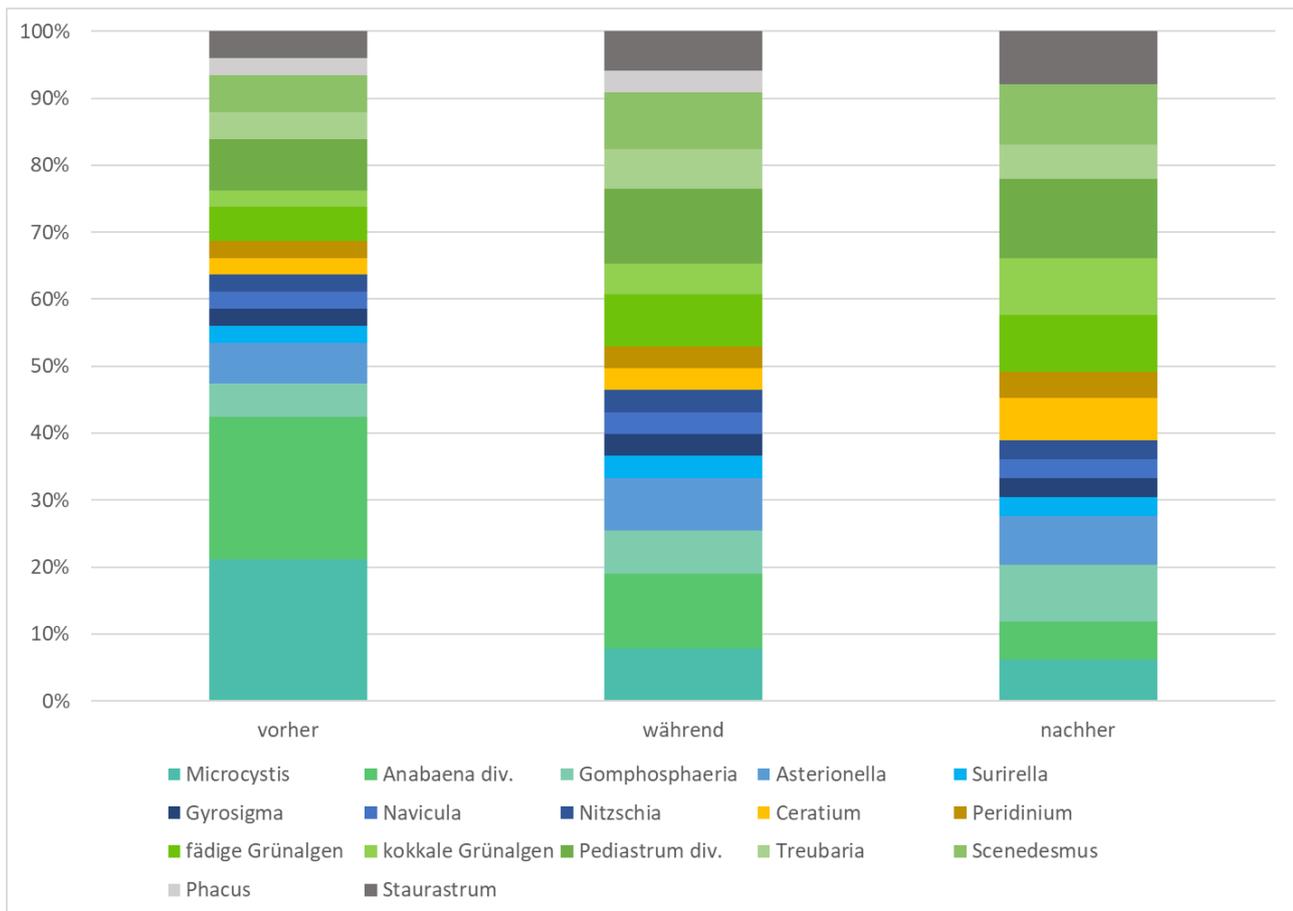


**Abbildung 3: Darstellung der beobachteten Zooplankton-Arten, geschätzt in relativen Häufigkeitsklassen 1-10.**

Bereits während Behandlung war eine deutliche Menge lysierter Cyanobakterien sichtbar. Nach Abschluss der Behandlung wurden die lebenden Cyanophyceen zu Häufigkeitsklassen von 2-3 geschätzt. Gleichzeitig waren leichte Zunahmen der anderen Algengattungen zu sehen, die aber in der kurzen Zeit noch nicht signifikant waren. Abbildung 4 zeigt die relativen Anteile der ermittelbaren Phytoplanktonspezies, die Grünalgen waren nach Behandlung zu Häufigkeitsklassen 2 – 4 schätzbar.

Anhand der Ergebnisse der Planktonuntersuchung kann festgestellt werden, dass erstens das Zooplankton nicht beeinflusst wird und zweitens auch unter dem Phytoplankton selektiv Cyanobakterien Schaden nehmen, was in Einklang mit früheren Ergebnissen steht (Matthijs et al. 2012; Drábková et al. 2007).

Drei Werktage nach Abschluss der Anwendung wurde der See seitens der Behörden wieder zur Bade- und Freizeitnutzung freigegeben. Die Nachbetreuung und grundlegende Sanierung wurde anschließend an ein Umweltbüro vor Ort übergeben. Das Monitoring unsererseits wurde damit beendet und vom beauftragten Büro fortgesetzt.



**Abbildung 4: Darstellung der relativen Zusammensetzung des Phytoplanktons. Cyanobakterien in Türkistönen, Kieselalgen in Blautönen, Dinoflagellaten in Gelbtönen, Grünalgen in Grüntönen.**

## Zusammenfassung

Innerhalb eines Feldversuchs an einem künstlich angelegten See mit einer Wasserfläche von ca. 3 ha, konnte die Tauglichkeit eines natriumpercarbonathaltigen Produktes als Maßnahme zur internen Restaurierung bei akutem Cyanobakterien-Befall nachgewiesen werden. Die zuvor in Laborstudien belegte Selektivität des Wirkstoffes gegenüber Cyanobakterien (therapeutische Breite) wurde damit erfolgreich im Praxisversuch bestätigt. Ebenfalls erwähnenswert ist, dass erstens die Zooplankton-Bestände durch das Mittel nicht beeinträchtigt werden und zweitens in einem produktiven See wie dem vorliegendem keine erhöhte Nährstofffreisetzung aufgrund der Läsion und dem folgenden Abbau der Bakterienzellen detektiert wurde. Die durch die Behandlung aus den Cyanobakterien theoretisch freigesetzten Nährstoffe wurden im vorliegenden Falle wahrscheinlich sofort von den übrigen Organismen aufgenommen. Ebenfalls geriet das System nicht in eine Sauerstoffmangelsituation, wie es bei einem Algenmassensterben der Fall ist. Da Sauerstoff selbst eines der Abbauprodukte des Mittels ist, kann dies offensichtlich verhindert werden.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass Natriumpercarbonat ein probater und sicherer Wirkstoff ist, um Nutzungs- und Badeverbote aufgrund aufräumender Cyanobakterien entgegenzutreten. Behördliche Begleituntersuchungen konnten keine Freisetzung von Cyanotoxinen feststellen. Die aktive Zersetzung von Microcystin durch  $H_2O_2$ -Lösung konnte von Wang et al. (2015) bereits nachgewiesen werden.

## Literatur

- Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E., Thomas, O. (2013): State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment International*, 59, 303–327.
- Jančula, D., Maršálek, B. (2011): Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms. *Chemosphere*, 85, 1415–1422.
- Hamilton, D. P., Salmaso, N., Paerl, H. W. (2016): Mitigating harmful cyanobacterial blooms: strategies for control of nitrogen and phosphorus loads. *Aquatic Ecology*, 50, 351–366.
- Teixeira, M. R., Rosa, M. J., Sorlini, S., Biasibetti, M., Christophoridis, C., Edwards, C. (2020): *Water Treatment for Purification from Cyanobacteria and Cyanotoxins*. 1. Aufl., John Wiley & Sons Ltd., Hoboken, 69-97.
- Dziga, D., Maksylewicz, A., Maroszek, M., Marek, S. (2018): Combined treatment of toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* with hydrogen peroxide and microcystin biodegradation agents results in quick toxin elimination. *Acta Biochimica Polonica*, 65(1), 133-140.
- Sinha, A. K., Eggleton, M. A., Lochmann, R. T. (2018): An environmentally friendly approach for mitigating cyanobacterial bloom and their toxins in hypereutrophic ponds: Potentiality of a newly developed granular hydrogen peroxide-based compound. *Science of the Total Environment*, 637–638, 524–537.
- Häkkinen, P. J., Anesio, A. M., Graneli, W. (2004): Hydrogen peroxide distribution, production and decay in boreal lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61, 1520-1527.
- Fiedler, H. (2018): *Reaktive Sauerstoffspezies*. Springer Medizin, Lexikon der Medizinischen Laboratoriumsdiagnostik, Herausgeber: Gressner, A. M. & Arndt, T.
- Paerl, H. W., Huisman, J. (2008): Blooms Like It Hot. *Science*, 320, 57-58.
- Drábková, M., Matthijs, H. C. P., Admiraal, W., Maršálek, B. (2007): Selective effects of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> on cyanobacterial photosynthesis. *Photosynthetica*, 45, 363–369.
- Matthijs, H. C. P., Visser, P. M., Reeze, B., Meeuse, J., Slot, P. C., Wijn, G., Talens, R., Huisman, J. (2012): Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide. *Water Research*, 46, 1460-1472.
- Wang, B., Wang, X., Hub, Y., Chang, M., Bi, Y., Hu, Z. (2015): The combined effects of UV-C radiation and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> on *Microcystis aeruginosa*, a bloom-forming cyanobacterium. *Chemosphere*, 141, 34–43.

## Güteentwicklung der abwasserfreien Emscher – erste Ergebnisse

*Nadine V. Gerner & Peter zur Mühlen*

Emschergenossenschaft/Lippeverband (EGLV), Kronprinzenstraße 24, 45128 Essen;  
gerner.nadine@eglv.de, zurMuehlen.Peter@kl-rv-eglv.de

**Keywords:** Emscher, Entwicklung Gewässergüte, Urbane Gewässer, Renaturierung

### Einleitung

Im Zuge des Emscher-Umbaus, des vermutlich von Aufwand und Investition größten Renaturierungsprojektes in Europa, erneuert die Emschergenossenschaft seit 1991 das gesamte Flussgebiet der Emscher mit ihren Zuflüssen. Die Herstellung der Abwasserfreiheit aller ehemaligen Schmutzwasserläufe in diesem, durch die Industriegeschichte massiv überprägten Gebiet ist dabei ein technisch anspruchsvoller, grundlegender Schritt. Nach über 100 Jahren der Nutzung als offene Schmutzwasserläufe gelangt seit Ende 2021 somit kein ungeklärtes Abwasser mehr in die Emscher und ihre Nebenläufe. Die Emscher wird jetzt als „Klarwasser-geprägter Fluss“ bezeichnet, denn in dem urban-industriell geprägten Einzugsgebiet ist der Anteil gereinigten Abwassers im Fluss weiterhin hoch.

Somit kann man bei der Emscher von „drei Leben“ sprechen: Die „natürliche Emscher“ aus dem 18. Jahrhundert, die „schwarze Emscher“ in Form eines technisch ausgebauten offenen Abwasserkanalsystems, sowie die „blau-grüne Emscher“, die seit 1991 schrittweise durch ökologische Verbesserungsmaßnahmen geschaffen wird. Eine umfassende Darstellung des Emscher-Umbaus findet sich im Buchband Emscher 2021+ (Emschergenossenschaft/Lippeverband 2022).

Dieser Neustart der Emscher ist aus gewässerökologischer Sicht ein vermutlich einzigartiges Freilandexperiment. Ein intensives Monitoring wurde durch die Emschergenossenschaft von Beginn dieses Prozesses an aufgenommen, um die Entwicklung der Wasserqualität wie auch den Ablauf der biologischen Besiedlung dokumentieren zu können. Zusätzlich verfolgen verschiedene Forschungseinrichtungen diesen Prozess. In diesem Beitrag berichten wir über das erste Jahr der Abwasserfreiheit. Der Beitrag ist in einer Serie mit den Artikeln über die ökologische Entwicklung des Emscheroberlaufs von Volkens & Korte (2024) sowie die biologische Erstbesiedlung des Emscherhauptlaufs von Budke et al. (2024) zu sehen.

### Material und Methoden

Um den Entwicklungsprozess zu einem neuen, lebendigen Fluss von Anfang an begleiten und beobachten zu können, war ein neues, maßgeschneidertes Gewässer-Monitoring erforderlich. Dieses begann mit dem Erreichen der Abwasserfreiheit der Emscher zum Jahreswechsel 2021/2022 und umfasst mehrere Bausteine:

- Online-Kontrollstationen (KST): Sechs Messstationen, die rund um die Uhr die wichtigsten Gewässergüteparameter messen: Sauerstoff (O<sub>2</sub>), Temperatur, Elektrische Leitfähigkeit (EL), pH-Wert, Ammonium-Stickstoff (NH<sub>4</sub>-N) und Ortho-Phosphat (o-PO<sub>4</sub>-P).
- Emscherlängsuntersuchung Chemie: Bei der chemischen Untersuchung werden 317 Parameter aus ca. 25 Stoffgruppen analysiert, zusätzlich zur „Mündungsuntersuchung“ mit einer noch umfangreicheren Parameterpalette. Die Stoffgruppen umfassen neben den allgemein-chemisch-physikalischen Parametern (ACP), u. a. Metalle, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel, Pflanzenbehandlungsmittel, polyzyklische Kohlenwasserstoffe (PAK) sowie Industriechemikalien und Cyanide. Die Probenahmen erfolgen 6x pro Jahr, d.h. 2-monatlich, an bisher 13 Probestellen.
- Ergänzend werden chemische Parameter im Ablauf der Kläranlagen (KLA) gemessen.
- Emscherlängsuntersuchung Biologie: Zur Überwachung der biologischen Besiedlung und ihrer Entwicklung wird die Emscher im Längsverlauf jährlich untersucht. Das Makrozoobenthos und die Makrophyten wurden in 2022 erstmalig an 12 und die Diatomeen an 13 Probestellen untersucht.
- Die bestehenden Pegel für die Abflussmessung.

Eine Übersicht über das Emschersystem, die relevantesten Einleitungen, die Mess- und Probestellen sowie die Pegel gibt das Fließdiagramm in Abbildung 1.

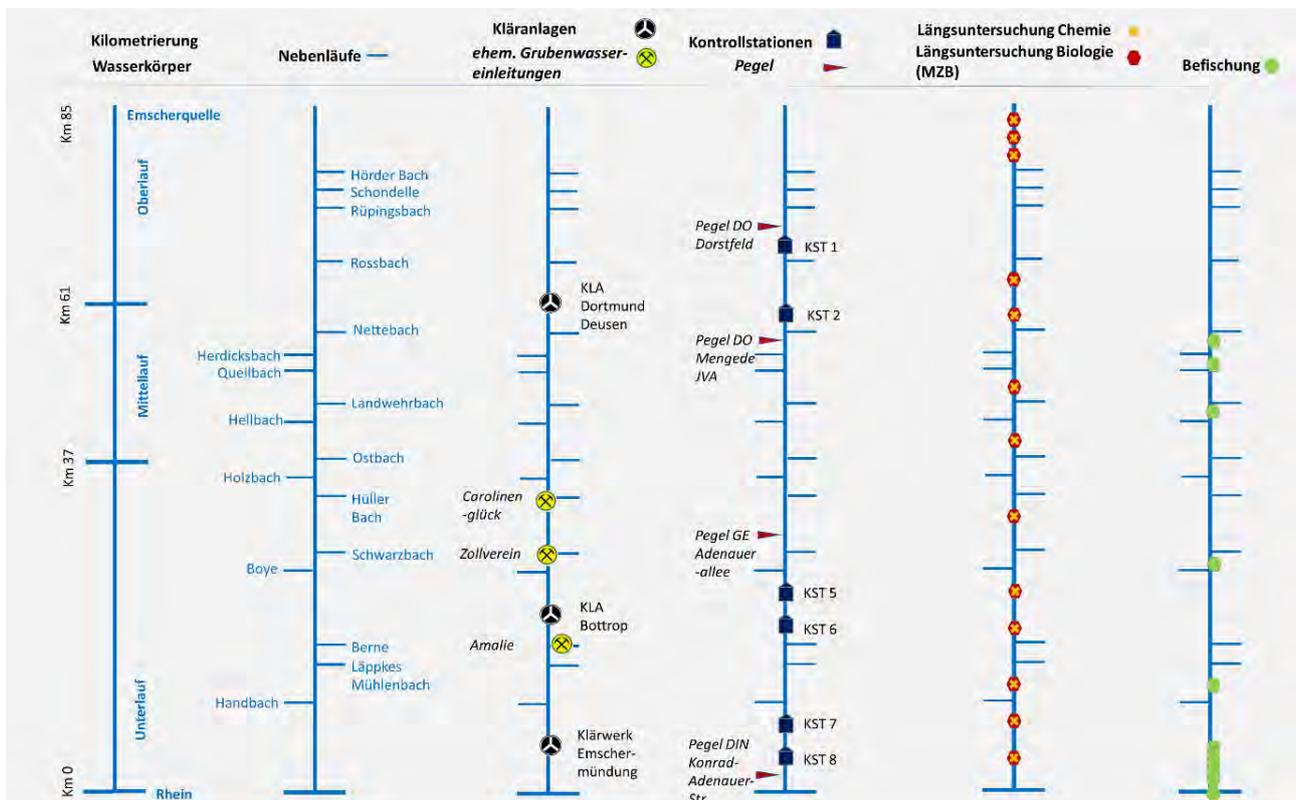
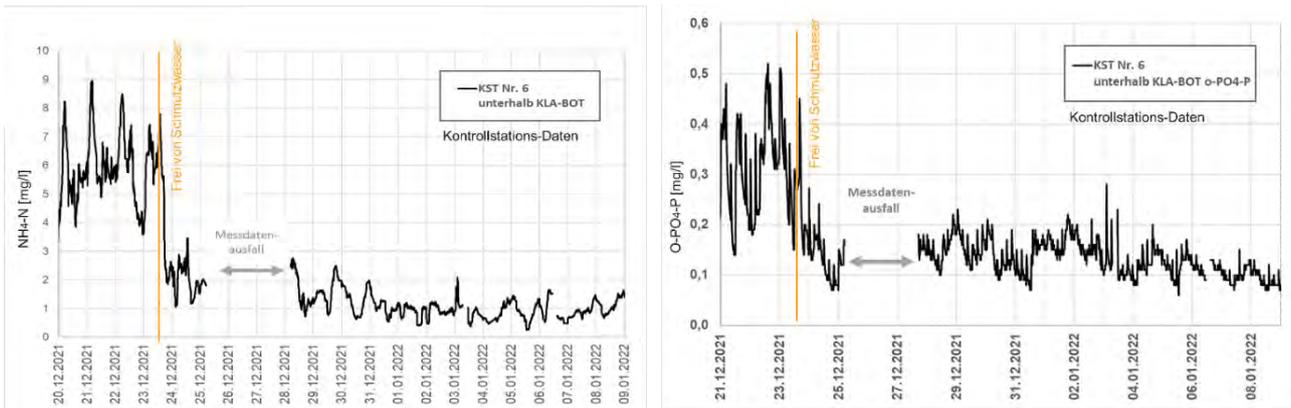


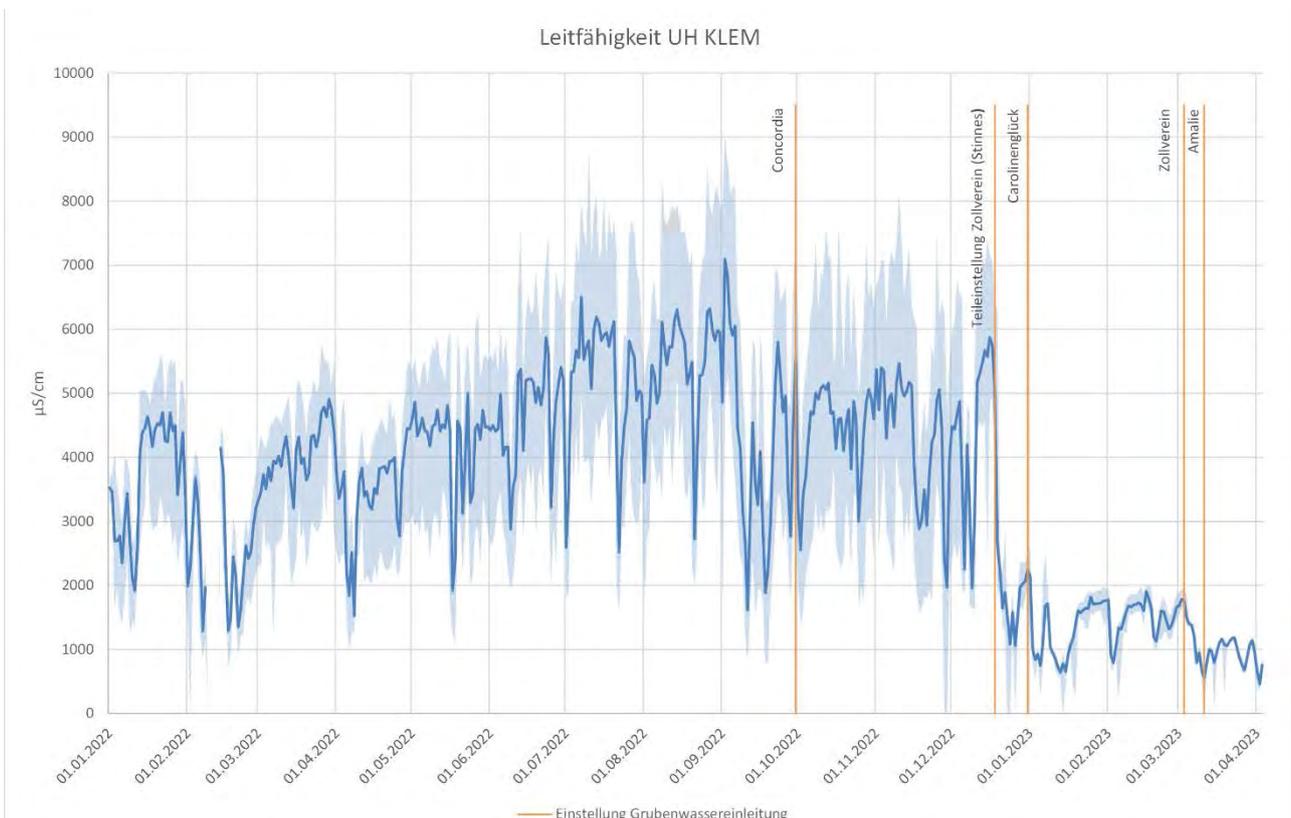
Abb. 1: Fließbild der Emscher mit größeren Nebengewässern sowie Einleitungen, ausgewählten Pegeln und allen Messtellen.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Fertigstellung des Abwasserkanalnetzes im Emscher-Einzugsgebiet sowie des zentralen Abwasserkanals Emscher (AKE) und der somit möglichen Umstellung des Klärwerks Emschermündung (KLEM) und der Kläranlage Bottrop (KLA BOT) im Rahmen der Abwasserfreiheit führte durch die Entnahme des Schmutzwassers in der Emscher zu einer sprunghaft verbesserten Wasserqualität in Hinblick auf die Nährstoff-Belastung (Abbildung 2). So sanken die Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) sowie von ortho-Phosphat-Phosphor ( $\text{o-PO}_4\text{-P}$ ) im Bereich unterhalb der KLA BOT um mehr als 50 %.



**Abb. 2: Rückgang Ammonium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) und ortho-Phosphat ( $\text{o-PO}_4\text{-P}$ ) mit Beginn der Abwasserfreiheit. Daten aus der KST unterhalb der KLA BOT.**



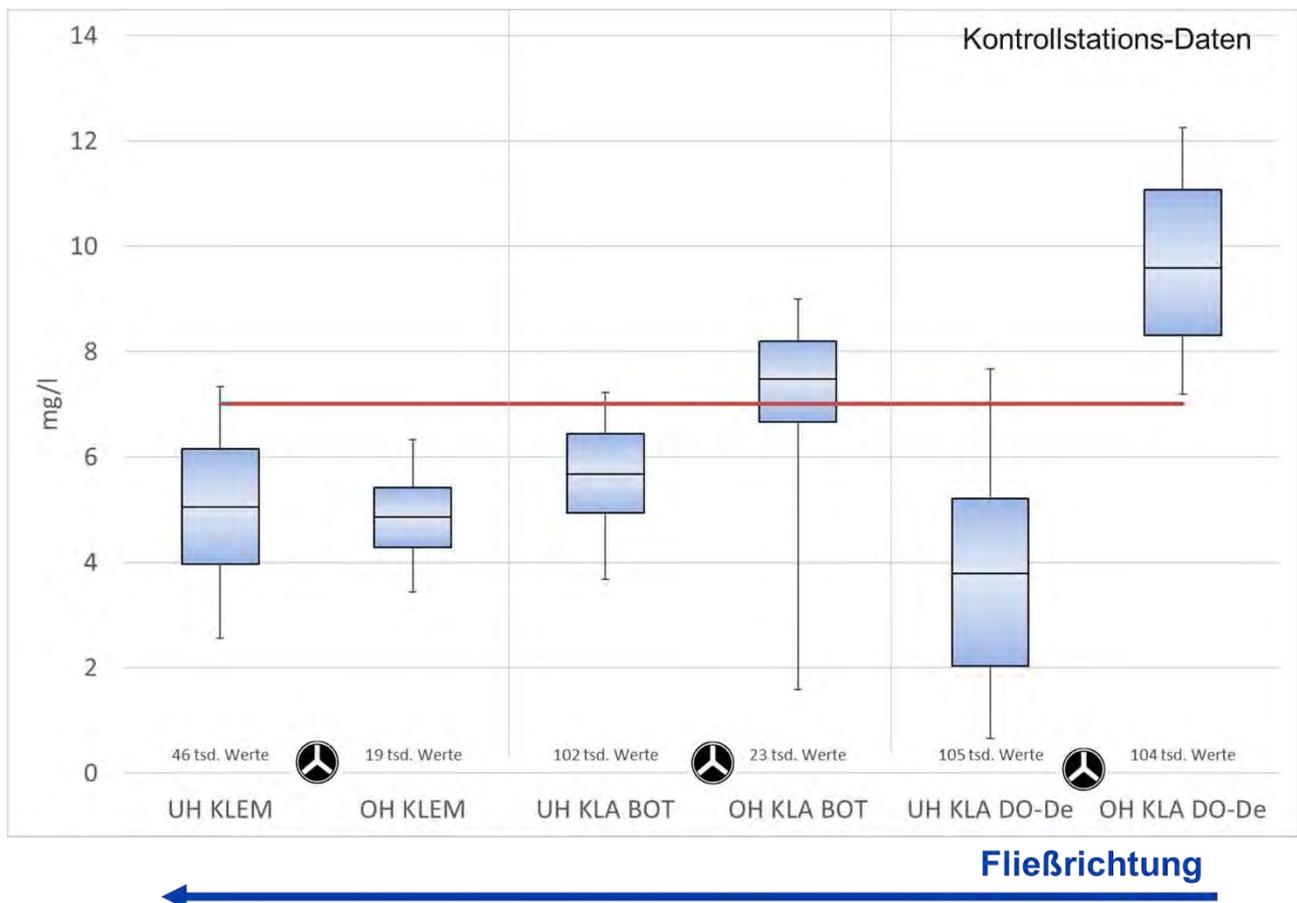
**Abb. 3: Elektrische Leitfähigkeit (Linie = Mittelwert, Hellblauer Bereich = Min bis Max) in der Emscher von Januar 2022 bis April 2023. Daten aus der KST unterhalb KLEM. Eingezeichnet auch die Zeitpunkte der Einstellung der Grubenwassereinleitungen in die Emscher.**

Die elektrische Leitfähigkeit lag in 2022 im Bereich der KLA Dortmund-Deusen (KLA DO-De) bei ca. 900 bis 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , stieg jedoch im Fließverlauf durch die Grubenwassereinleitungen an der Mündung des Schwarzbaches oberhalb der KLA BOT unmittelbar auf ca. 11.700  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Jahresmedian), bei Trockenwetter auf bis zu 16.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , an.

Mit der Teileinstellung der Grubenwassereinführung ab dem 18.12.2022 ging die elektrische Leitfähigkeit auf ca. 3.000 - 4.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  zurück.

Mit der vollständigen Einstellung der Grubenwassereinführungen im März 2023 gingen die Leitfähigkeiten in der gesamten Emscher auf unter 1.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  zurück. Die Chloridkonzentration fiel auf ca. 200 mg/l ab (Abbildung 3).

Der für die biologische Entwicklung wichtigste Parameter ist der Sauerstoff. Die Auswertung der KST-Daten zeigt, dass die Sauerstoffgehalte in 2022 lediglich oberhalb der KLA DO-De ganzjährig über der Anforderung von 7 mg/l (lt. Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016)) lagen. Unterhalb der KLA DO-De sowie im weiteren Emscherverlauf bleibt dieser Zielwert in weiten Teilen unterschritten (Abbildung 4).



**Abb. 4: Mediane der Sauerstoffgehalte an allen sechs Kontrollstationen im Längsverlauf der Emscher (Fließrichtung von rechts nach links). Anforderung lt. OGewV (2016) als rote Linie.**

Zurückzuführen sind die Sauerstoffdefizite auf den hohen Abflussanteil gereinigten Abwassers, auf einen Überschuss an Nährstoffen und infolgedessen starkes Makrophytenwachstum sowie auf einen Überschuss an Zehrstoffen, d. h. organische Belastung und Ammonium-Stickstoff. Es kommt durch die Makrophyten zu großen Tag-Nacht-Schwankungen im Sauerstoff, mit Produktion tagsüber und

Veratmung nachts. Die nächtlichen Tiefstwerte sind nur dank der Online-Kontrollstation erfassbar. In den tagsüber stattfindenden (Stich-)Probennahmen fallen die in Abbildung 4 ersichtlichen Tiefstwerte nicht in dieser Stärke auf.

Im Folgenden werden in Kürze zwei weitere Parameter vorgestellt:

Der gesamte organisch gebundene Kohlenstoff (TOC) kann Hinweise auf abwasserbürtige organische Stoffe sowohl aus KLAen als auch aus Mischwasserbehandlungsanlagen (MWBA) geben. Die Konzentrationen steigen im Längsverlauf der Emscher von der KLA DO-De bis zur KLEM kontinuierlich an. Große Wertespanssen deuten darauf hin, dass es im Jahresverlauf schwankende Einflüsse gibt, z. B. durch Abschlüge aus MWBA. Die von der OGeV (2016) als Ziel vorgegebene Konzentration von  $< 7 \text{ mg/l}$  wird in der Emscher ab der KLA DO-De im Mittel nahezu überall überschritten.

Die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und deren Summe (16 PAK nach EPA) erfahren einen deutlicher Anstieg zwischen km 45 und 40. Dies deutet auf einen PAK-Einfluss aus Altlasten-Hotspots hin, die über die Nebenläufe der Emscher (speziell über den Landwehrbach) eingetragen werden.

## **Zusammenfassung**

Die Monitoringaktivitäten belegen, dass die Ammonium- und Phosphatbelastungen durch die Abwasserfreiheit mehr als halbiert wurden. Die Sauerstoffkonzentration ist generell gestiegen und die Emscher ist deutlich klarer geworden. Vor allem nach Regenereignissen ist die Trübung jedoch noch erhöht und der Sauerstoff fällt ab. Die gesetzlichen Anforderungen werden in weiten Abschnitten noch nicht erreicht.

Der extreme Sommer 2022 stellte besonders herausfordernde Bedingungen für die sich entwickelnde Emscher dar: Die lange Hitze- und Dürrephase sorgte für geringe Abflüsse. Dies verursachte niedrige Sauerstoffgehalte. Zudem befindet sich die Emscher noch in einer Phase des Übergangs: So werden derzeit noch provisorisch betriebene MWBA fertiggestellt und nacheinander werden die drei KLAen entlang der Emscher um eine vierte Reinigungsstufe erweitert, um Spurenstoffe (Medikamente, Hormone und Industriechemikalien) wie auch Phosphat im Abwasser weiter zu reduzieren. Auch eine Sauerstoffanreicherung ist vorgesehen.

Ein entscheidender Schritt bei der Entwicklung der Gewässergüte der Emscher war die Beendigung der Einleitung von Grubenwasser aus dem Steinkohlebergbau. Die Einstellung erfolgte von Herbst 2022 bis zur vollständigen Beendigung im März 2023. Im ersten Jahr der Abwasserfreiheit wird die hohe Salzfracht die biologische Besiedlung in nicht geringem Maße eingeschränkt haben, denn viele gewässertypische Tier- und Pflanzenarten sind sehr salzempfindlich.

Aufgrund der Bergbau- und Industriegeschichte des Ruhrgebiets erfahren die Emscher und ihre Nebenläufe zudem an vielen Stellen Altlasteneinflüsse. Durch gezieltes Monitoring sollen diese Quellen weiter identifiziert, eingegrenzt, beurteilt und bei Bedarf auch saniert werden.

Die ökologische Verbesserung von Nebenläufen und des Emscher-Hauptlaufs wird fortgesetzt und weitere ökologische Schwerpunkte werden – als Trittsteine für eine hochwertige biologische Besiedlung – angelegt. Dies wird in Verbindung mit der vorgesehenen ökologischen Aufwertung der Zwischenstrecken zu einer weiteren schrittweisen Verbesserung der Gewässergüte beitragen. Die Sohle der Emscher stellt möglicherweise stellenweise noch eine Belastungsquelle dar, welche weiter zu untersuchen ist. Die ökologische Durchgängigkeit der Emscher wurde bereits in 2022 hergestellt, begonnen mit der Entfernung des Wehrs an der KLA BOT, gefolgt vom Wehr an der KLEM und im

November 2022 mit der Eröffnung der neuen Emschermündung. Die nun mögliche Neubesiedlung auch aus dem Rhein wird zu einem Einwandern weiterer Tier- und Pflanzenarten führen. Darunter werden auch invasive Neobiota sein, die bei dem noch vorhandenen Nährstoffreichtum und dem auf langen Strecken noch naturfernen Ausbauzustand des Flusses konkurrenzstark sind und sich daher gut ausbreiten können. Dies kann kaum unterbunden werden und trägt schließlich auch zur Gesamtlebenswelt eines ganz besonderen Flusses bei, der nach 100 Jahren ein zweites Leben begonnen hat.

## **Literatur**

- Budke, J., A.W. Lorenz; T. Korte & M. Sommerhäuser (2024): Neustart eines Flusses: Biologische Erstbesiedlung des Emscher-Hauptlaufs nach Herstellung der Abwasser- und Grubenwasserfreiheit. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Ergebnisse der Jahrestagung 2023, Köln. (im Druck).
- Emschergenossenschaft/Lippeverband (2022): Emscher 20 21 + Die neue Emscher kommt\_Sozial-ökologischer Umbau einer regionalen Stadtlandschaft. Herausgeber: Uli Paetzel (EGLV), Dieter Nellen, Stefan Siedentop
- Volkens, P., Korte, T., (2024): Der Oberlauf der Emscher - Ökologische Entwicklung eines ehemaligen Schmutzwasserlaufs. Neustart eines Flusses: Biologische Erstbesiedlung des Emscher-Hauptlaufs nach Herstellung der Abwasser- und Grubenwasserfreiheit. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Ergebnisse der Jahrestagung 2023, Köln. (im Druck).

## Entwicklung der Fischlebensgemeinschaft eines revitalisierten Tieflandbachs im Ruhrgebiet

*Stefan Grosenick & Armin Lorenz*

Abteilung Aquatische Ökologie, Fakultät für Biologie, Universität Duisburg-Essen, Universitätsstr. 5, 45117 Essen, stefan.grosenick@stud.uni-due.de

**Keywords:** Fische, Renaturierung, FiGt06, Elektrofischerei, Emscher, Boye

### Einleitung

Fließgewässer bilden einerseits Zentren der Biodiversität und sind für uns Menschen überlebenswichtig, andererseits werden sie durch anthropogene Einflüsse stark beeinträchtigt. Um die Wechselwirkungen zwischen Erholung und Degradation unter multiplen Belastungen zu verstehen, wird der Sonderforschungsbereich (SFB) 1439 – RESIST (<https://sfb-resist.de>) seit 2021 von der DFG gefördert. Im Mittelpunkt der Untersuchungen stehen hierbei die drei Stressoren Temperaturanstieg, Versalzung und hydromorphologische Degradation, deren Kombinationen und deren Auswirkung auf das gesamte aquatische Nahrungsnetz, von Viren bis hin zu Fischen. Das bietet die Gelegenheit, die Entwicklung der Fischlebensgemeinschaft in einem Fließgewässer-System zu untersuchen, welches sich nach der Revitalisierung von seiner ehemaligen Nutzung als offener Abwasserkanal erholt. Das untersuchte Gewässer-System sind die ca. 14 km lange Boye und ihre Zuflüsse in einem Einzugsgebiet von rund 75 km<sup>2</sup> im zentralen Ruhrgebiet. Ihre Quelle liegt in Bottrop-Kirchhellen und sie mündet in Essen-Karnap rechtsseitig in die Emscher. Die Boye wurde, wie viele andere Fließgewässer des Ruhrgebietes auch, im Zuge der Industrialisierung weitgehend begradigt und jahrzehntelang als offener Abwasserabfluss genutzt, wodurch die natürliche Morphologie weitgehend zerstört wurde und höheres Leben darin kaum noch möglich war. Nach ersten Arbeiten im Oberlauf der Boye im Jahr 2003, der Entkoppelung vom Abwassersystem im Jahr 2017 und der fortschreitenden Revitalisierung des Boye-Systems ist nun wieder eine Besiedlung mit komplexeren Organismen möglich (EGLV 2022). Im Rahmen des SFB – RESIST wurden im April 2021 zwanzig Probestellen definiert, die einerseits das Boye-System flächendeckend erfassen, andererseits die unterschiedlichen Zeiträume seit der abschnittswisen Revitalisierung widerspiegeln. Seit diesem Zeitpunkt werden an den Probestellen regelmäßig hydromorphologische, chemische und physikalische Faktoren gemessen und die Fischbestände durch Elektrofischungen erfasst. Um den Einfluss der abiotischen Faktoren auf die Fischlebensgemeinschaft im Boye-System zu verstehen und die Entwicklung der Fischlebensgemeinschaft fördern zu können, wurden im Rahmen dieser Untersuchung folgende Fragestellungen bearbeitet: Welche Werte nehmen die für den Organismus „Fisch“ relevanten abiotischen Faktoren im Boye-System an? Wie entwickeln sich die Fischbestände im Boye-System und welche abiotischen Faktoren präferieren die häufigsten Fischarten? Lassen sich aus den Analyse-Ergebnissen schlussendlich Potentiale für eine Entwicklung der Fischlebensgemeinschaft im Boye-System ableiten?

## Material und Methoden

### Untersuchungsgebiet und Probestellen

Der Oberlauf der Boye wird dem Fließgewässertyp 16, Kiesgeprägte Tieflandbäche, zugeordnet. Darin liegt als einzige die Probestelle BOYkl. Von dort aus bis zur Mündung in die Emscher ist die Boye dem Fließgewässertyp 14, Sandgeprägte Tieflandbäche, zugeordnet (LANUV 2013). Neben dem Boye-Hauptlauf wurden auch bedeutende Zuflüsse beprobt. Einige Probestellen befinden sich in historisch abwasserfreien Gewässern, die meisten jedoch wurden in den letzten 20 Jahren abschnittsweise revitalisiert (Abb. 1). Der Bereich unterhalb der Einmündung des Hahnenbachs (BOYuhHa) wurde erst im Jahr 2022 revitalisiert (Abb. 2). Zwei nicht durchgängige Bauwerke isolieren das Boye-System für Fische. Ein Pumpwerk im Bereich zwischen den Probestellen BOYkl und BOYohBr und ein Pumpwerk an der Mündung der Boye in die Emscher (Abb. 1, rote Linien). Das Boye-System liegt in dem urban geprägten Gebiet des Ruhrgebietes und bleibt auch nach den Revitalisierungsmaßnahmen weiterhin starken anthropogenen Einflüssen ausgesetzt.

Die Boye wird dem Fischgewässertyp FiGt06 unterer Forellentyp Tiefland zugeordnet, gilt jedoch, unter anderem durch die umliegenden Bergsenkungen und die nicht vorhandene ökologische Durchgängigkeit an den Pumpwerken, als erheblich verändertes Gewässer (HMWB). Die Leitarten der Referenz-Fischzönose in der Boye sind die Groppe, die Bachschmerle und der Dreistachlige Stichling (Döbelt-Grüne et al. 2020).

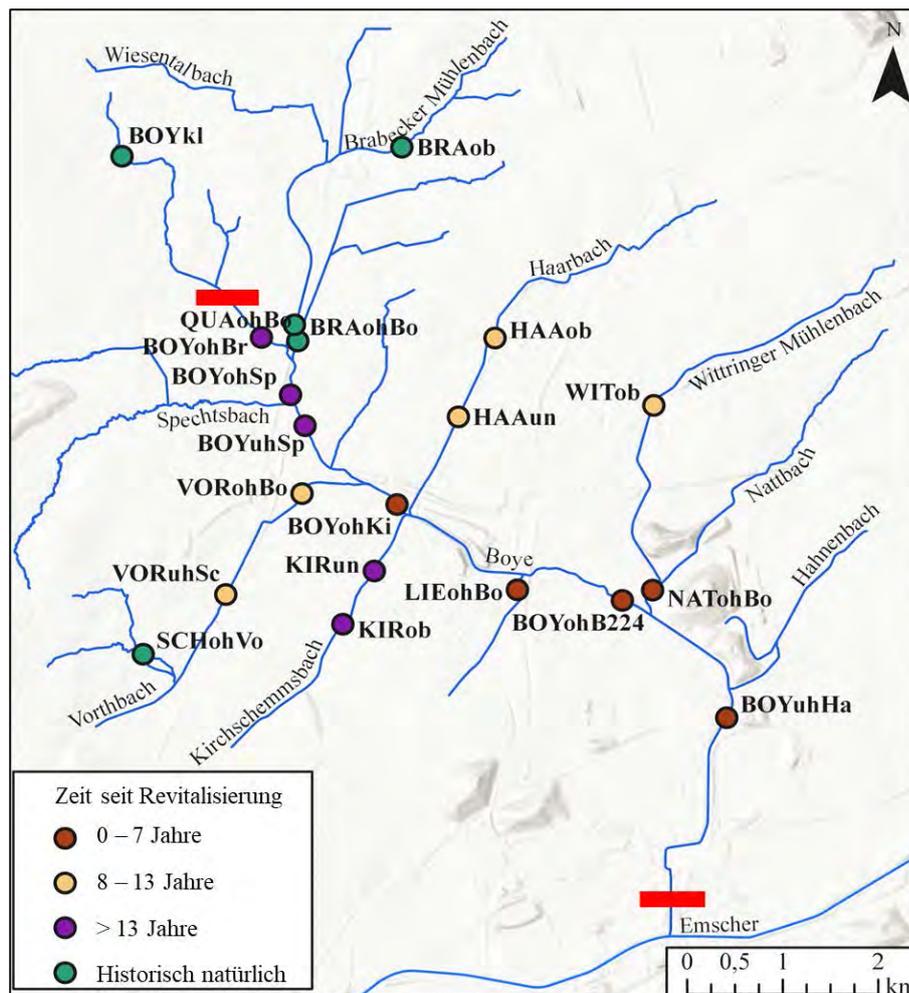


Abb. 1: Probestellen des Projektes SFB RESIST (Universität Duisburg-Essen 2021, Legende 2023 aktualisiert, rote Linien: Pumpwerke).



**Abb. 2: Boye unterhalb Hahnenbach (BOYuhHa) Vor (oben) und nach (unten) der Revitalisierung 2022**

### *Aufnahme der abiotischen Faktoren und Fischbestände*

Im Rahmen des SFB – RESIST werden von der Universität Duisburg-Essen im zwei Wochen Rhythmus an allen Probestellen (BOYuhHa seit Okt 2022) abiotische Faktoren direkt gemessen und eine Wasserprobe entnommen, die im Labor analysiert wird. Die Fischbestände wurden insgesamt drei Mal von der Firma Limares GmbH mittels Elektrofischerei ermittelt. Die erste Befischung erfolgte im September 2021, die zweite im Juni/Juli 2022 und die dritte im Juni 2023. Es wurde flussaufwärts watend jeweils eine Strecke von 300 Metern befischt, und zwar 150 Meter unterhalb und 150 Meter oberhalb der in Abb. 1 gezeigten Probestellen. Die gefangenen Fische wurden auf Artniveau bestimmt, gezählt und in Größenklassen notiert. Tab. 1 zeigt die Auswahl aus der Vielzahl an gemessenen Faktoren, welche auf Basis einer Literaturrecherche einen Effekt auf Fische haben, sowie die Methode und Frequenz der Datenaufnahme.

**Tab. 1: Auswahl der aufgenommenen Daten im Boye-System.**

Daten	Einheit	Aufnahmemethode	Frequenz
Wassertemperatur (T)	°C	Logger im Feld	30 Minuten
Wasserstand (WS)	cm	Gliedermaßstab im Feld	
pH-Wert (pH)	-		
Leitfähigkeit (LF)	µS/cm	Kombi-Messgerät im Feld	
Sauerstoffgehalt (O <sub>2</sub> )	mg/L		14 Tage
Ammoniumgehalt (NH <sub>4</sub> )	mg/L		
Nitritgehalt (NO <sub>2</sub> )	mg/L	Tropfentests im Labor	
Chloridgehalt (Cl)	mg/L		
Sulfatgehalt (SO <sub>4</sub> )	mg/L		
Substratkörnung (SK)	-	visuell	einmalig
Fischbestand (FB)	-	Elektrofischung	jährlich

## ***Auswertung***

Mit Hilfe der Tabellen-Kalkulations-Software Microsoft Excel© (MSO 356) und der Statistik-Software R (v4.1.1, R Core Team 2021), sowie den Paketen openxlsx (v4.2.5.2, Schauburger & Walker 2023), tidyverse (v1.3.1, Wickham et al. 2019), lubridate (v1.8.0, Golemund & Wickham 2011), gridExtra (v2.3., Auguie 2017), ggsignif (v0.6.3, Ahlmann-Eltze & Patil 2021) und ggpubr (Kassambara 2020) wurde die Auswertung durchgeführt. Für die Substratzusammensetzung der jeweiligen Probestelle wurde eine Indexvariable errechnet, welche die Substratkörnung von 0 (schlammig) bis 1 (grobkörnig) anzeigt. Insgesamt 55 Probenahmen der physikochemischen Faktoren zwischen dem 09.04.2021 und dem 05.06.2023 sowie 52 Laboranalysen der chemischen Faktoren zwischen dem 26.03.2021 und dem 10.03.2023 stehen 3 Elektrofischungen (Sep 2021, Juni/Juli 2022, Jun 2023) gegenüber. Um daraus geeignete, vergleichbare Wertepaare zu schaffen, wurde die Abundanz der drei am häufigsten nachgewiesenen Fischarten den Messwerten der abiotischen Faktoren des jeweils sechs Monate zurückliegenden Zeitraumes zugeordnet und auf Korrelationen nach Pearson getestet.

## **Ergebnisse**

### ***Abiotische Faktoren***

Viele abiotische Faktoren ändern sich im Längs-Kontinuum des Boye-Systems (Abb. 2). So steigen die Wassertemperatur, der Wasserstand und die Leitfähigkeit, sowie der Ammonium-, Chlorid- und Sulfatgehalt im Verlauf der Boye (blaue Boxplots). Ihre Zuflüsse weisen teilweise deutlich höhere Werte auf (schwarze/braune Boxplots). Die Zusammensetzung des Substrates hingegen wird mit zunehmender Nähe zur Mündung immer feinkörniger, bis zu der zuletzt revitalisierten Probestelle BOYuhHa. Beim Sauerstoffgehalt, dem pH-Wert und dem Nitritgehalt zeigten sich keine auffälligen Unterschiede zwischen den Probestellen oder Veränderungen im Längskontinuum.

### ***Fischbestände***

Insgesamt wurden bei den Elektrofischungen neun verschiedene Fischarten im Boye-System nachgewiesen, davon mit dem Dreistachligen Stichling und der Groppe zwei von drei Leitarten (Tab. 2). Häufig vertreten war auch der Zwergstichling als typspezifische Art. Beide Stichlingsarten konnten an 90 % der Probestellen regelmäßig nachgewiesen werden. Reproduktion des Dreistachligen Stichlings fand auch an allen Standorten statt. Der Zwergstichling wurde ebenso flächendeckend im Boye-System nachgewiesen, allerdings mit geringerem Reproduktionsnachwuchs. Die Groppe konnte vor allem im Bereich des oberen Boye-Hauptlaufs, zwischen oberem Pumpwerk und der Probestelle BOYohKi gefangen werden. Weiterhin wurden Einzeltiere in den Zuläufen Brabecker Mühlenbach, Quälingsbach, Vorthbach und Haarbach nachgewiesen.

Einzeltiere der Arten Brasse, Flußbarsch, Karpfen und Rotfeder wurden im Haarbach an der Probestelle HAAob über den gesamten Beprobungszeitraum hinweg unregelmäßig nachgewiesen. Nach der Revitalisierung der flussabwärts letzten Probestelle im Boye-Hauptlauf (BOYuhHa), konnte dort im Jahr 2023 erstmals ein Rotauge sowie Individuen des Neozoons Blaubandbärbling gefangen werden.

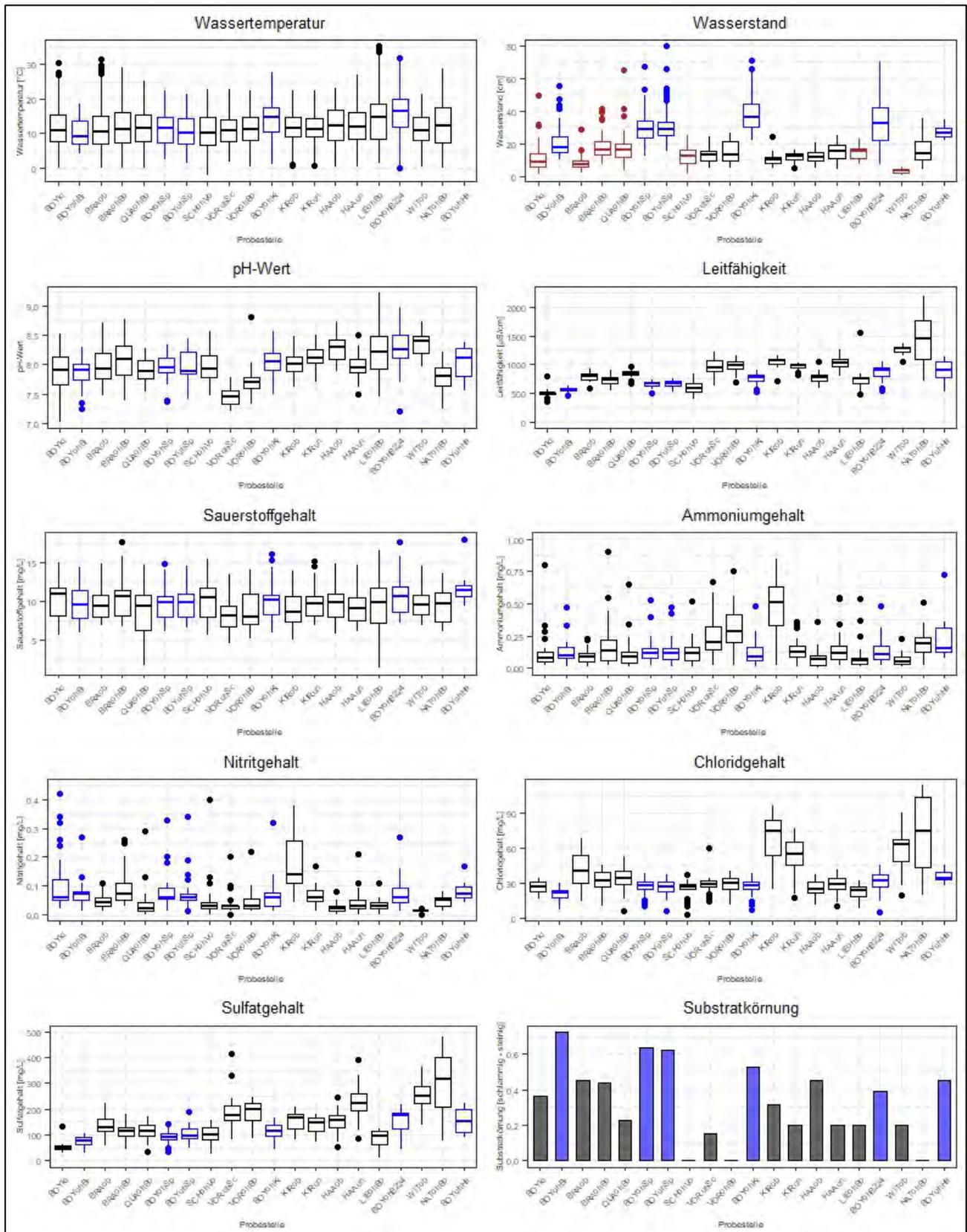


Abb. 2: Ausgewählte abiotische Faktoren an den Probestellen des Boye-Systems. Blau: Boye-Hauptlauf, braun: temporär ausgetrocknete Zuläufe, schwarz: dauerhaft wasserführende Zuläufe.

### ***Korrelation zwischen abiotischen Faktoren und Abundanz der drei häufigsten Fischarten***

Setzt man die gemessenen abiotischen Faktoren in Beziehung zu der Abundanz der drei häufigsten Fischarten Dreistachliger Stichling (DS), Groppe (G) und Zwergstichling (ZS), so zeigen einige Kombinationen signifikante Korrelationen (Tab. 3). Der Dreistachlige Stichling wurde vor allem an Probestellen häufig nachgewiesen, an denen eine erhöhte Wassertemperatur und ein hoher pH-Wert gemessen wurden. Seine Abundanz korrelierte hingegen negativ mit den Gehalten von Ammonium, Chlorid und Sulfat. Leicht signifikant korrelierte seine Abundanz negativ mit der Leitfähigkeit und positiv mit der Substratkörnung sowie dem Wasserstand. Auf das Vorkommen des Dreistachligen Stichlings hatten der Sauerstoff- und der Nitritgehalt des Boye-Systems keinen Einfluss. Die Groppe wurde signifikant häufig an Probestellen mit grobem Substrat und hohem Wasserstand nachgewiesen, welche auch geringe Konzentrationen von Nitrit aufweisen konnten. Signifikant negativ korrelierte ihre Abundanz mit der Wassertemperatur, der Leitfähigkeit, sowie dem Chlorid- und dem Sulfatgehalt. Keinen Einfluss auf das Vorkommen der Groppe hatten der pH-Wert, der Sauerstoff- und der Ammoniumgehalt. An Probestellen mit höherer Wassertemperatur und erhöhtem pH-Wert wurden größere Bestände des Zwergstichlings erfasst. Signifikant negativ korrelierte sein Vorkommen hingegen mit dem Sauerstoffgehalt, sowie den Gehalten von Ammonium, Nitrit, Chlorid und Sulfat. Der Wasserstand, die Leitfähigkeit und die Substratkörnung beeinflussen das Vorkommen des Zwergstichlings nicht.

**Tab. 2: Übersicht der nachgewiesenen Fischarten sowie deren Besiedlungsdichte und Schwerpunkte im Boye-System.**

<b>Art</b>	<b>Präsenz [%]</b>	<b>Reproduktion [%]</b>	<b>Schwerpunkte</b>
Dreistachliger Stichling	90	80	fast flächendeckend
Groppe	35	20	Boye oberer Hauptlauf
Zwergstichling	90	65	fast flächendeckend
Brasse	5	0	Haarbach
Flußbarsch	5	0	Haarbach
Karpfen	10	0	Haarbach
Rotfeder	5	0	Haarbach
Rotauge	5	0	Boye unterhalb Hahnenbach
Blaubandbärbling	5	0	Boye unterhalb Hahnenbach

**Tab. 3: Korrelation zwischen abiotischen Faktoren und Abundanz der drei häufigsten Fischarten Dreistachliger Stichling (DS), Groppe (G) und Zwergstichling (ZS). Dargestellt ist der Korrelationskoeffizient r und das Signifikanzniveau (\*\*\* p < 0,001, \*\* p < 0,01, \* p < 0,05); WS=Wasserstand, SK=Substratkörnung.**

	T	WS	pH	LF	O <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub>	NO <sub>2</sub>	Cl	SO <sub>4</sub>	SK
DS	0,3 ***	0,11 **	0,21 ***	-0,095 *	-0,031	-0,16 ***	-0,039	-0,19 ***	-0,17 ***	0,082 *
G	-0,06 ***	0,45 ***	-0,065	-0,37 ***	0,0004	0,02	0,25 ***	-0,22 ***	-0,28 ***	0,67 ***
ZS	0,4 ***	0,0028	0,13 **	-0,047	-0,13 ***	-0,16 ***	-0,13 **	-0,24 ***	-0,26 ***	- 0,0098

### Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Der Dreistachlige Stichling kommt teilweise in Massenbeständen vor, der Zwergstichling ist großflächig verbreitet und beide Arten sind im Boye-System reproduktiv. Die Groppe zeigt sich im Boye-System als die Anspruchsvollste der drei Arten und ist zurzeit im Begriff, sich hauptsächlich im Hauptlauf weiter auszubreiten. In Anbetracht der Tatsache, dass die Boye jahrzehntelang als offener Abwasserfluss genutzt wurde (EGLV 2022) und höheres Leben darin kaum möglich war, ist die fast flächendeckende Etablierung zweier Fischarten und die eigenständige Verbreitung einer anspruchsvollen Fischart wie der Groppe innerhalb von höchstens 18 Jahren ein großer Erfolg.

An zwei flussabwärts gelegenen Probestellen des Boye-Hauptlaufs konnten bisher keine Groppen nachgewiesen werden: An der Stelle BOYohB224 und an der 2022 revitalisierten Stelle BOYuhHa. Diese stellt seither ein hydromorphologisch möglicherweise interessantes Habitat zur Besiedlung durch die Groppe dar. Oberhalb dieser Probestelle mündet der stark ionenhaltige Nattbach in die Boye, daher bleibt abzuwarten, wie sich die physikochemischen Faktoren an dieser Probestelle langfristig verhalten. Einen weiteren potenziell interessanten Bereich zur eigenständigen Wiederbesiedlung der Groppe stellt der obere Haarbach (HAAob) dar. Dafür sprechen der geringe Gehalt von Ionen, kühle Temperaturen und eine für die Groppe geeignete Substratzusammensetzung. Bemerkenswert ist hierbei der Einzelfund an HAAob im Juni 2023. Es ist der erste Nachweis flussaufwärts und die zur Besiedlung ungeeignete Stelle HAAun (hohe Leitfähigkeit, ungeeignete Substratzusammensetzung, hoher Sulfatgehalt) wurde von ihr eigenständig überwunden. Jedoch wird die Bestandsentwicklung an dieser Stelle auch durch biotische Faktoren beeinflusst werden, da sie hier in Konkurrenz mit weiteren Fischarten, vor allem dem Flußbarsch, treten wird. Diese stammen wahrscheinlich aus dem flussaufwärts des Haarbachs gelegenen Gladbecker Nordparkteich.

Die hohen Ionengehalte vieler Zuläufe und die Substratzusammensetzung spielen im Boye-System eine sehr große Rolle und beeinflussen einzelne Bereiche des Systems so stark, dass daraus deutlich unterschiedliche Lebensbedingungen für Fische entstehen. Ein Potential zur Entwicklung der Fischlebensgemeinschaft stellt eine weitere Verringerung aller anthropogen bedingten Einträge (Abwässer aus Mischwasserentlastungen, Feinsediment) dar. Die durch den Klimawandel verursachten hohen Sommertemperaturen, vor allem in Verbindung mit niedrigen Wasserständen und Austrocknungsereignissen, haben einen negativen Einfluss auf die Fischlebensgemeinschaft. Wird die natürliche Sukzession der Ufer weiterhin zugelassen, so wird die Beschattung ein Abmildern der Wassertemperaturen an den heute noch stark sonnenbeschienenen Probestellen verursachen und möglicherweise die Gefahr von Austrocknungen verringern.

Der Flußbarsch und das Rotauge sind typspezifische Arten (Döbbelt-Grüne et al. 2020), somit ist ihre Etablierung im Boye-System wünschenswert. Aufgrund des ökologisch nicht durchgängigen Pumpwerks an der Mündung der Boye (EGLV 2021) ist eine natürliche Wiederbesiedlung durch den Aufstieg von Fischen aus der Emscher derzeit ausgeschlossen. Eine Fischaufstiegsanlage zur Umgehung des Pumpwerks würde eine Möglichkeit zur eigenständigen Wiederbesiedlung aus der seit Ende 2021 abwasserfreien Emscher (EGLV 2022) darstellen. Von den drei Leitarten fehlt im Boye-System derzeit die Bachschmerle. Sie wurde in den 50er Jahren im Spechtsbach (Mündung oberhalb BOYuhSp) gefunden. Auch gibt es Nachweise des Gründlings als typspezifische Art aus dem Jahr 1997 im Oberlauf der Boye, im Bereich der heutigen Probestelle BOYkl (Jacobs, persönliche Mitteilung 2023). Beide Arten wurden 2022 durch Weber (persönliche Kommunikation 2023) im nördlich gelegenen Schwarzbach in der Gemeinde Hünxe nachgewiesen, dessen Quelle etwa 850 Meter von der der Boye liegt, allerdings von diesem ökologisch getrennt ist. Beide Arten gelten als nicht anspruchsvoll und sind in der Lage Massenbestände aufzubauen (Hauer 2020). Derzeit schließt kein abiotischer Faktor im Boye-System die Etablierung beider Arten aus und ihr aktiver Besatz würde das derzeit nachgewiesene Arteninventar bereichern. Jedoch müssen zuvor die Risiken für das Boye-System und ihre ökologische Kapazität evaluiert und berücksichtigt werden (MUNLV 2003). Die typspezifische Bachforelle (Döbbelt-Grüne et al. 2020) stellt aufgrund ihrer hohen Ansprüche an Substrat und Gewässerstruktur (Hauer 2020) zum aktuellen Zeitpunkt noch keine geeignete Art zum Besatz im erst kürzlich revitalisierten Boye-System dar. Der Besatz von Begleitarten sollte in Erwägung gezogen werden, um das maximale ökologische Potential des Boye-Systems zu erreichen.

## Danksagung

Diese Untersuchung wurde im Rahmen des Sonderforschungsbereichs RESIST – 1439 als Bachelorarbeit von Herrn Stefan Grosenick durchgeführt. Ein herzlicher Dank gilt Herrn Dr. Armin Lorenz für die Betreuung und Unterstützung dieser Arbeit. Weiterhin bedanken wir uns bei Herrn Oskar Weber für die Durchführung der Elektrofischungen und bei den studentischen bzw. wissenschaftlichen Hilfskräften, die für die Aufnahme der abiotischen Faktoren im Rahmen des Projektes zuständig sind.

## Literatur

- Ahlmann-Eltze, C., & Patil, I. (2021). ggsignif: R Package for Displaying Significance Brackets for 'ggplot2'. PsyArxiv. doi:10.31234/osf.io/7awm6
- Auguie, B. (2017). gridExtra: Miscellaneous Functions for "Grid" Graphics. R package version 2.3. <https://CRAN.R-project.org/package=gridExtra>
- Döbbelt-Grüne, S., Koenzen, U., Wiese, T., Bolik, F., Lorenz, A., Rolauffs, P. & van de Weyer, K. (14.07.2020). Ableitung des ökologischen Potenzials für erheblich veränderte Fließgewässer (HMWB) mit der Fallgruppe „Einzelfallbetrachtung“ - Einzelfallbetrachtung in NRW
- EGLV (Emschergenossenschaft/Lippeverband) (17.12.2021). Zeitenwende: Pumpwerk Boye mit neuer Aufgabe. <https://www.eglv.de/medien/zeitenwende-pumpwerk-boye-mit-neuer-aufgabe/>
- EGLV (Emschergenossenschaft/Lippeverband) (03.01.2022). Ziel erreicht: Emscher ist jetzt komplett abwasserfrei! <https://www.eglv.de/medien/ziel-erreicht-emscher-ist-jetzt-komplett-abwasserfrei/>
- EGLV (Emschergenossenschaft/Lippeverband) (11.04.2022). Renaturierung der Boye schreitet weiter voran. <https://www.eglv.de/medien/renaturierung-der-boye-schreitet-weiter-voran/>
- Grolemund, G. & Wickham, H. (2011). Dates and Times Made Easy with lubridate. Journal of Statistical Software, 40(3), 1-25. URL: <https://www.jstatsoft.org/v40/i03/>
- Hauer, W. (2020). Fische, Krebse & Muscheln in heimischen Seen und Flüssen (3. Auflage). Leopold Stocker Verlag Graz – Stuttgart.

- Kassambara, A. (2020). ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. R package version 0.4.0.  
<https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz) (12.06.2013). Fließgewässertypen in NRW, Überarbeitung Stand Juni 2013.  
[https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/fliessgewaessertypen\\_nrw\\_2013\\_dina3.pdf](https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/fliessgewaessertypen_nrw_2013_dina3.pdf)
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) und Fischereiverband Nordrhein-Westfalen e.V. Münster (September 2003). Leitlinie zum Fischbesatz in Nordrhein-Westfalen.  
[https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/PDFs/naturschutz/fischerei/leitlinie\\_fischbesatz.pdf](https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/PDFs/naturschutz/fischerei/leitlinie_fischbesatz.pdf)
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org>
- Schauberger, P. & Walker, A. (2023). openxlsx: Read, Write and Edit xlsx Files. R package version 4.2.5.2.  
<https://CRAN.R-project.org/package=openxlsx>
- Wickham H., Averick M., Bryan J., Chang W., McGowan LD., François R., Golemund G., Hayes A., Henry L., Hester J., Kuhn M., Pedersen TL., Miller E., Bache SM., Müller K., Ooms J., Robinson D., Seidel DP., Spinu V., Takahashi K., Vaughan D., Wilke C., Woo K., Yutani H. (2019). “Welcome to the tidyverse.” *Journal of Open Source Software*, \*4\*(43), 1686. doi:10.21105/joss.01686  
<<https://doi.org/10.21105/joss.01686>>.

## Microbial Communities and Manganese Cycling in Wahnbach Reservoir: Insights from 16S-rRNA Amplicon Sequencing

*Lea Hahn<sup>1</sup>, Solveig T. Vriesen<sup>1</sup>, Gabriele Packroff<sup>2</sup>, Jutta Meier<sup>1</sup> & Werner Manz<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Universität Koblenz, Universitätsstraße 1, 56070 Koblenz; leahahn@uni-koblenz.de, jmeier@uni-koblenz.de, manz@uni-koblenz.de,

<sup>2</sup> Wahnbachtalsperrenverband (WTV), Siegelsknippen, 53721 Siegburg; gabriele.packroff@wahnbach.de

**Keywords:** Manganese, Drinking water, Stratification, Sediment, Cultivation

### Introduction

Redox reactions of both the manganese (Mn) and iron (Fe) cycle are mediated by microbial communities. As part of their energy metabolisms, this makes the microorganisms essential drivers for the transformation between soluble and solid states. Manganese as an indicator parameter for water quality may cause problems in drinking water treatment (World Health Organization 2021). In lakes and reservoirs, stratification and the resulting changes in oxygen availability and nutrient concentrations affect the dynamics of this system (Willmitzer et al. 2015). Manganese is known for its seasonal accumulation in the sediment and subsequent release under anoxic conditions. This applies to the Wahnbach Reservoir (Herschel 1996), an important source of drinking water supply in the region Bonn/Rhein-Sieg/Ahr.

Despite the extensive analysis of the water column by the Wahnbachtalsperrenverband (WTV) for physical, chemical, and biological parameters, comprehensive insights into the prokaryotic communities within Wahnbach Reservoir, particularly those driving Mn cycling, remain limited.

In this study, we aim to bridge the knowledge gap by focusing on sediment-based data, which is crucial for the understanding of the Mn cycle. Therefore, we determined Mn concentrations in the sediment and their potential for internal Mn loading. A further focus was placed on the characterization of the prokaryotic community and the microorganisms involved in the Mn cycle.

### Materials and methods

#### *Location*

The Wahnbach Reservoir is an artificial reservoir with a maximum depth of 46 m near the dam and a volume reaching up to  $41.3 \times 10^6 \text{ m}^3$ . With an average daily water supply of  $80,000 \text{ m}^3$  directly from the reservoir, it is one of the most important sources of drinking water in the area.

Due to its elongated shape with a length of 5.8 km, the reservoir accommodates several measuring buoys, extending from the dam to the dam root. Three regularly sampled buoys were selected for this study to represent distinct locations within the reservoir. These are buoy A (at the deepest point near the dam, withdrawal of raw water), E (in the middle of the reservoir), and H (at the dam root).

## ***Sampling***

Sampling dates were determined based on the results of long-term data (Hahn et al. 2023). Several dates were selected for sediment core sampling (July, September, and October 2022). Here we would like to focus in particular on the initial results from the sampling in late summer (July).

Water samples were taken at three measuring buoys, at specific depth levels. Depth levels include 0 m, 2 m, 6 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, and 40 m as well as 0.5 m above the sediment, and just above the sediment surface. Water samples were taken here to determine Mn content. Additionally, vertical profiles of physicochemical parameters were measured with the multiparameter probe CTD90 from Sea & Sun Technology GmbH (Trappenkamp, DE), with intervals of 1 m.

The routine sampling of the WTV was complemented by additional water samples (buoys A, E, and H as well as raw water) and grab samples of sediment specifically for DNA extractions. For the water, all depth levels listed above were sampled in duplicate from buoy A as well as depths of 2 m and just above the sediment surface from buoys E and H.

Sediment core samples were taken with the Corer USC 06000 and Corer USC 09000 from Uwitec GmbH (Mondsee, AT). In mid-July, four cores each were obtained at buoy E and H and one core at buoy A. In addition, four cores were taken from buoy A at the beginning of September, one of which was used for the redox measurement results in this study. The cores were subdivided into 1 cm slices down to a depth of 4 cm, followed by 2 cm intervals at greater depth.

## ***Analysis of physicochemical parameters***

Manganese (total and dissolved in  $\text{mg l}^{-1}$ ) was determined according to DIN EN ISO 11885 (E22) using ICP-OES (inductively coupled plasma optical emission spectroscopy). Correspondingly, the samples were filtered for the dissolved Mn content, and acid hydrolysis was carried out at elevated pressure and temperature for the total Mn content. The parameters temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ), pH, and oxygen ( $\text{mg l}^{-1}$ , %) were directly measured with the probe in the water column.

The redox potential (Eh) of sediment cores was measured directly in the core using a probe according to the design and methodology of Geist and Auerswald (2007). Measurements were conducted in 1 cm increments throughout the core. Values exceeding 300 mV indicate oxic conditions, while values below this threshold suggest anoxic conditions (Schlesinger 1991).

Manganese in sediment samples was extracted using two methods: the ammonium oxalate method complexes Mn to bring it into solution, employed to determine the amorphous oxides, and the dithionite citrate method reductively dissolves Mn, utilized for the determination of both amorphous and crystalline oxides (Blume et al. 2011). The extracted samples were measured by AAS (atomic absorption spectrometry).

## ***Most Probable Number (MPN)***

To quantify the number of Mn-associated organisms, a Most Probable Number (MPN) dilution series was prepared in triplicate (Wendt-Potthoff et al. 2014). Special media were designed for this purpose. Vitamin mixture with thiamine and vitamin B<sub>12</sub>, nonchelated trace element solution, and Selenite-tungstate solution were adopted from Widdel and Bak (1992). Mineral medium containing 6 mM KCl, 4 mM NaCl, 1 mM CaCl<sub>2</sub> · 2H<sub>2</sub>O, 1.9 mM MgCl<sub>2</sub> · 6H<sub>2</sub>O, 0.1 mM MgSO<sub>4</sub> · 7H<sub>2</sub>O was based on the freshwater medium for sulfate-reducing bacteria (Widdel & Bak 1992). A 10 mM HEPES buffer (pH 7.4) was applied. Medium for lithotrophic Mn oxidizers contained additionally 2 mM KNO<sub>3</sub>, 0.3 mM KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, and ~80 mM freshly prepared Mn carbonate. Medium for organotrophic Mn oxidizers contained additionally 2 mM KNO<sub>3</sub>, 0.3 mM KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 0.5 g l<sup>-1</sup> yeast extract, 0.5 g l<sup>-1</sup>

casamino acids, 5 mM D(+)-glucose · H<sub>2</sub>O, and ~20 mM freshly prepared Mn carbonate (Boogerd & De Vrind 1987; Okazaki et al. 1997; Stein et al. 2001; Yu & Leadbetter 2020). Medium for Mn reducers contained additionally 5 mM NH<sub>4</sub>Cl, 1.5 mM KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 5 mM Na-acetate, 5 mM Na-lactate, and ~20 mM freshly prepared Mn oxide (Vandieken et al. 2012; Lovley & Phillips 1988; Lovley 2006).

For the first dilution, 100-ml serum bottles were filled with 45 ml medium and inoculated with 5 ml of sediment (10% v/v). Ten-fold serial dilutions were prepared from 10<sup>-2</sup> to 10<sup>-8</sup> in 20-ml serum bottles in triplicate. Serum bottles of the Mn oxidizers were sealed with sterile parafilm. Serum bottles of the Mn reducers were sealed with butyl rubber stoppers and the headspace of these serum bottles was sparged with N<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub> (80:20 v/v) after inoculation. The dilutions were incubated at 20°C. Manganese oxidation was indicated by darkening (dark brown) of the medium, while manganese reduction was visible by decolorization of the medium (Krumbein & Altmann 1973; Wendt-Potthoff et al. 2014).

For DNA extraction, 9 ml samples were withdrawn from selected dilutions at the end of incubation after fifteen weeks. These aliquots were centrifuged twice (4,153 g or 31,514 g, 20 min, 10°C) and the resulting pellets were utilized for DNA extraction.

#### ***DNA extraction and 16S rRNA amplicon sequencing***

Water samples were filtered after sampling (1 l each, 0.2 µm pore size). Extraction of the filters was performed using the DNeasy PowerWater Kit from Qiagen GmbH (Hilden, DE). For both sediment and cultivation samples, the DNeasy PowerSoil Kit from Qiagen GmbH (Hilden, DE) was used. DNA concentrations were quantified using the Qubit dsDNA BR Assay Kit and Qubit 4 Fluorometer (Invitrogen, Thermo Fisher Scientific, Massachusetts, US). Sequencing of the DNA samples was conducted for the bacterial 16S V3-V4 region by Novogene Europe (Cambridge, GB).

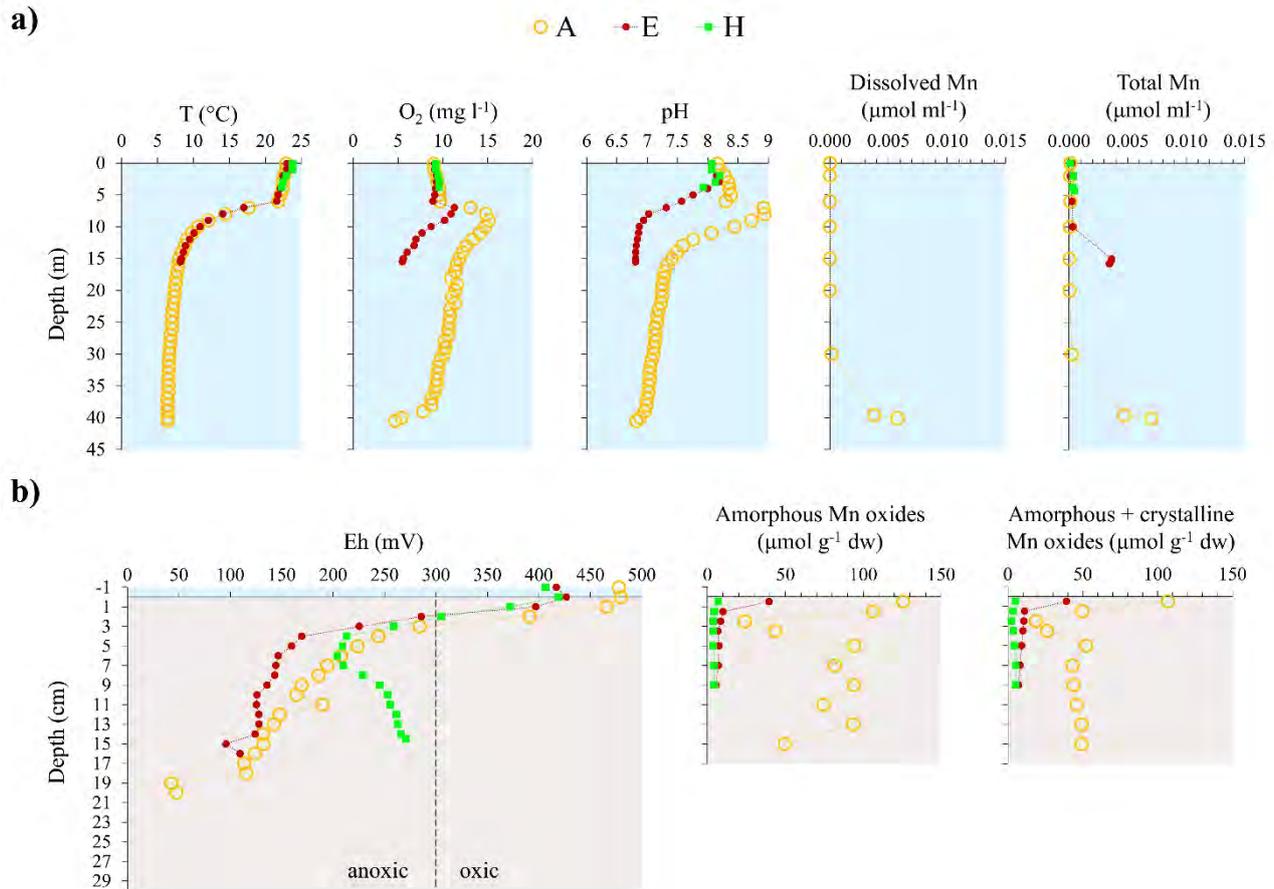
## **Results**

#### ***Parameters in water and sediment of the reservoir***

The temperature profiles revealed similarities among the three buoys with variations in the depth reached (Fig. 1a). Surface temperature remained at 23–24°C up to a depth of 6–7 m, where a sharp drop occurred. At buoy A, temperature exhibited a decline to 6.4°C at the sediment surface (depth: 40.5 m), at buoy E to 8.2°C (depth: 15.5 m), and at buoy H to 22.3°C (depth: 3.8 m). Oxygen concentrations displayed similar patterns across buoys (Fig. 1a). Starting at around 9 mg l<sup>-1</sup> at the surface, an increase occurred in 6–7 m depth. The value rose to 15.1 mg l<sup>-1</sup> at buoy A and 11.3 mg l<sup>-1</sup> at buoy E and then dropped again. At the deepest points, the O<sub>2</sub> concentrations were 4.7 mg l<sup>-1</sup> at buoy A, 5.5 mg l<sup>-1</sup> at buoy E, and 9.6 mg l<sup>-1</sup> at buoy H. The pH value was around 8 at the surface (Fig. 1a). After an increase to pH 8.94 at buoy A (8 m), pH 8.19 at buoy E (3 m), and pH 8.20 at buoy H (2 m), the values decreased again. Above the sediment surface, pH values were 6.82 at buoy A, 6.81 at buoy E, and 7.93 at buoy H. Manganese concentrations in the water column remained low, with elevated levels just above the sediment. At buoy A, dissolved Mn reached up to 0.0058 µmol ml<sup>-1</sup>, and total Mn measured 0.0070 µmol ml<sup>-1</sup>. At buoys E and H, only total Mn was measured with values of 0.0035 µmol ml<sup>-1</sup> at buoy E and 0.0005 µmol ml<sup>-1</sup> at buoy H.

The redox potential just above the sediment was 400–480 mV at different buoys (Fig. 1b). With increasing sediment depth, the potentials sharply decreased below 300 mV at 1–3 cm. At buoys A and E, values continuously decreased until reaching around 42 mV at buoy A (19 cm) and 95 mV at

buoy E (15 cm). At buoy H, the redox potential decreased to 204 mV down to a depth of 6 cm, then increased again to 270 mV down to a depth of 14.5 cm. Mn oxide concentrations were usually highest in the uppermost sediment layer (Fig. 1b). Values of 106–125  $\mu\text{mol g}^{-1}$  dw at buoy A, 39  $\mu\text{mol g}^{-1}$  dw at buoy E, and lower values of 5–7  $\mu\text{mol g}^{-1}$  dw at buoy H were determined. At buoy A, the values dropped to around 20  $\mu\text{mol g}^{-1}$  dw at 2–3 cm for both amorphous and amorphous plus crystalline Mn oxides. This is followed by an increase to about 40–50  $\mu\text{mol g}^{-1}$  dw (amorphous) and 75–95  $\mu\text{mol g}^{-1}$  dw (amorphous plus crystalline), which is maintained in deeper layers. At buoy E, values dropped directly to 5–10  $\mu\text{mol g}^{-1}$  dw, while at buoy H values remained low with 3–5  $\mu\text{mol g}^{-1}$  dw.



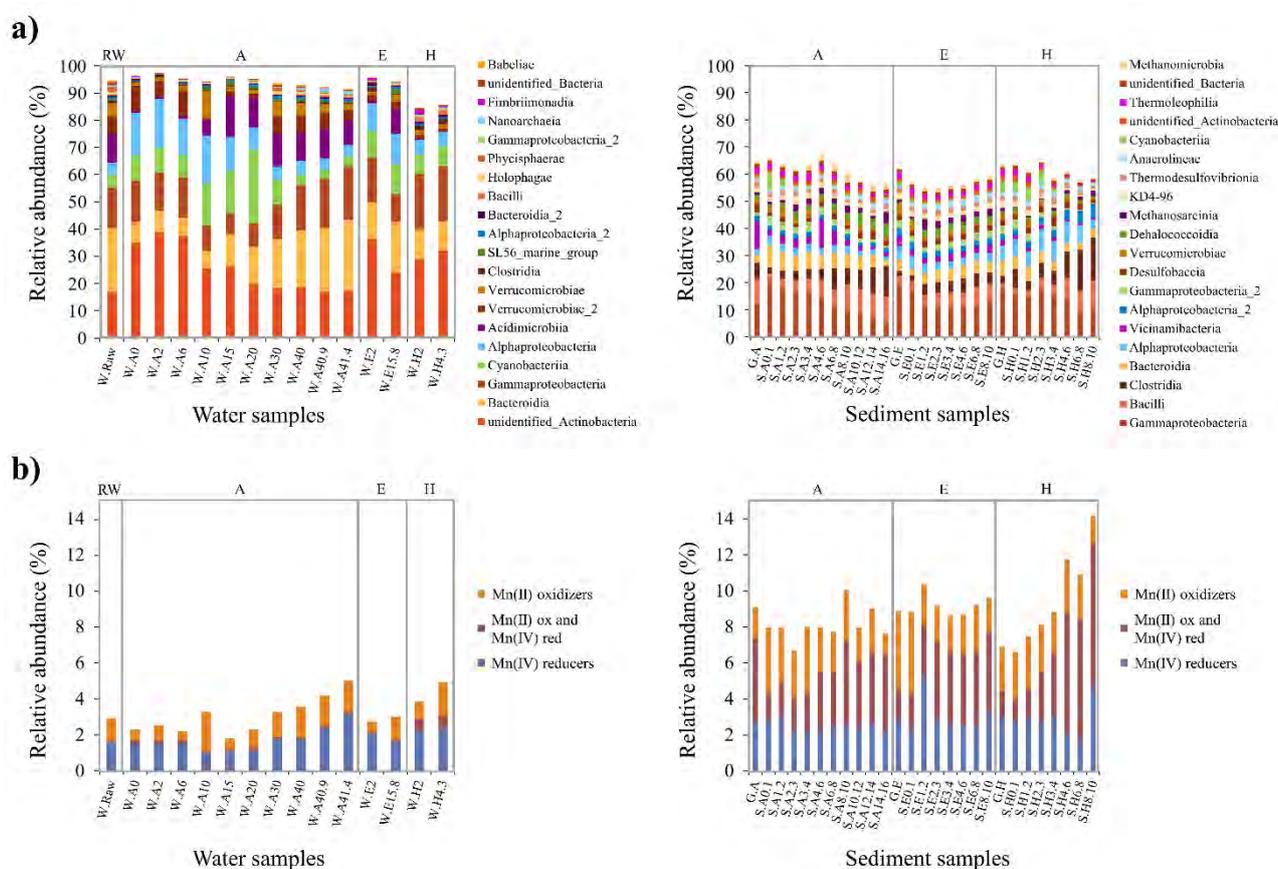
**Fig. 1:** Physicochemical parameters in Wahnbach Reservoir at buoys A, E, and H. A: yellow, E: red, H: green. a) In the water column: temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxygen content ( $\text{mg l}^{-1}$ ), pH value, dissolved Mn ( $\mu\text{mol ml}^{-1}$ ), and total Mn ( $\mu\text{mol ml}^{-1}$ ) as a function of depth (m). b) In the sediment: redox potential (mV), amorphous Mn oxides ( $\mu\text{mol g}^{-1}$  dry weight), and amorphous plus crystalline Mn oxides ( $\mu\text{mol g}^{-1}$  dry weight) as a function of depth (cm).

### *Microorganisms in the reservoir*

In the water column, the most common classes collectively accounted for over 90% on average of all classes identified (Fig. 2a). Actinobacteria, Bacteroidia, and Gammaproteobacteria dominated, comprising 40–60%. Cyanobacteria and Alphaproteobacteria were more prevalent in the upper layers, whereas Acidimicrobia were mainly detected in deeper layers. Variations between sites were apparent, and class ratios shifted with changing depths. At buoy A, Actinobacteria decreased with increasing depth, while Bacteroidia increased. Cyanobacteria were most frequent at 20 m depths. Raw water closely resembled the deeper layers of 30–40 m at buoy A. The most common classes in

sediment constituted around 60%, with Gammaproteobacteria, Bacilli, and Clostridia, being the most dominant, collectively making up 20–30% (Fig. 2a). Depth and location differences were observed, with Gammaproteobacteria predominantly represented in upper layers, decreased with increasing depth, while Bacilli and Clostridia increased. This trend was more pronounced at buoys A and H than at buoy E.

Based on phylogenetic affiliation and comprehensive literature research (Vriesen 2023), the presence of potential Mn-associated bacteria was highlighted (Fig. 2b). In water, up to 5% of Mn-transforming organisms were identified, with higher abundances in deeper layers above the sediment, particularly at buoy A. These organisms exhibited Mn-oxidizing or Mn-reducing capabilities. In sediment, up to 14% Mn-converting organisms were detected. Both Mn-oxidizing and Mn-reducing as well as a considerable part of organisms that can oxidize and reduce Mn were identified. The abundance of Mn-oxidizing bacteria decreased with increasing layer depth.

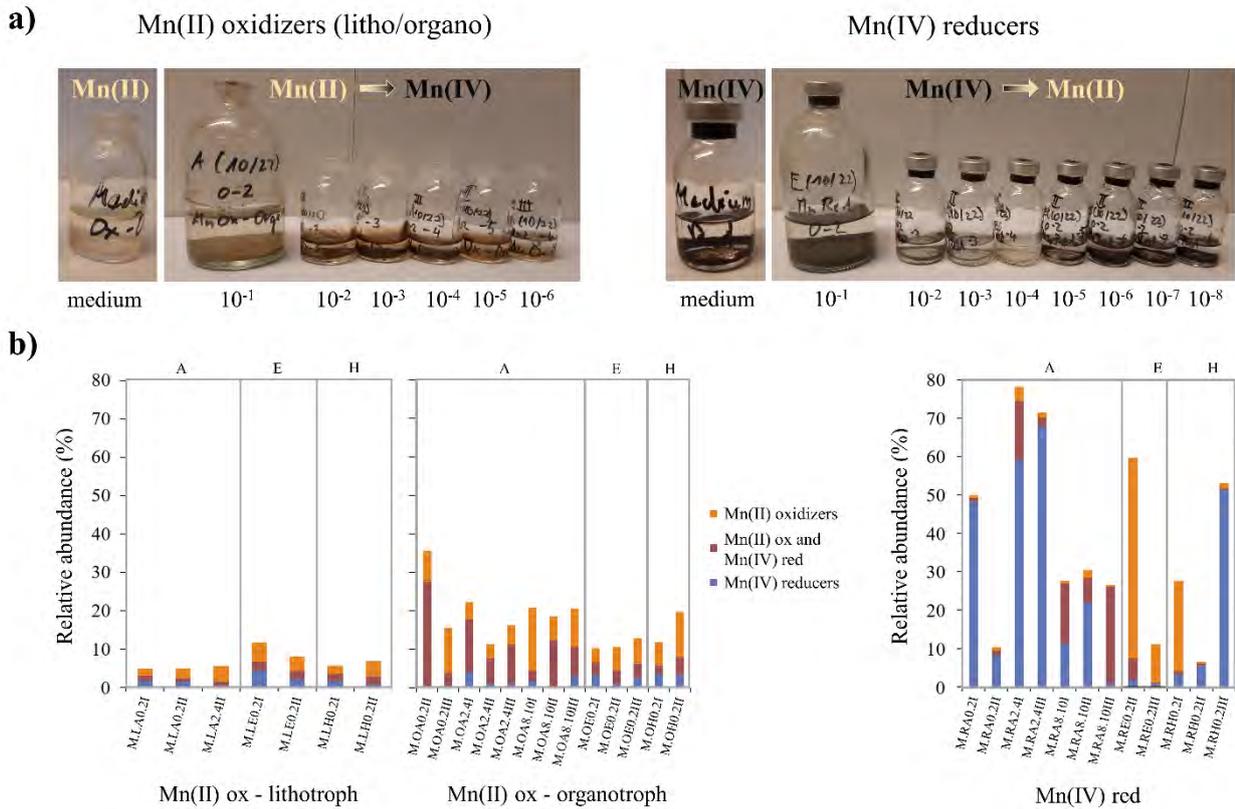


**Fig. 2: Microorganisms in Wahnbach Reservoir at buoys A, E, and H and in raw water (RW). The relative abundance (%) is shown for the samples in water (left) and in sediment (right). The locations are shown, with increasing depths in water or sediment. a) Twenty most common bacterial classes. b) Mn-associated bacteria.**

### Enrichment of Mn-associated bacteria

In dilutions, the presence of Mn oxidizers was detected by darkening and the presence of Mn reducers by decolorization of the medium (Fig. 3a). In July, no clear findings for organotrophic Mn oxidizers were made, but in October, values in the order of  $10^3 \text{ ml}^{-1}$  were observed. In contrast, lithotrophic Mn oxidizers were not detected. Manganese reducers were successfully identified in both July and October, with abundance levels reaching up to  $10^3 \text{ ml}^{-1}$ . Sequencing results corroborated the enrichment of the genera *Rhodoferrax* and *Geothrix*, both recognized Mn reducers.

Based on an extensive literature review (Vriesen 2023), the organisms identified in the sequences of the enrichment cultures were classified as potential Mn-transforming microorganisms (Fig. 3b). Abundances of up to 12% were observed for Mn oxidizers from the lithotrophic bacteria cultures. The highest values were reached for samples from buoy E. Organotrophic cultures exhibited an enrichment of up to 35%. The majority were Mn oxidizers and organisms that can both oxidize and reduce Mn. Samples from buoy A demonstrated the highest abundances. For Mn reducers, an abundance of up to 78% could be found, predominantly consisting of Mn reducers. Samples from buoy A exhibited the highest values, encompassing organisms capable of both oxidizing and reducing Mn. Surprisingly, Mn-oxidizing organisms were found in samples from buoy E and a sample of buoy H.



**Fig. 3:** Enrichment cultures for Mn-associated bacteria with sediment of buoys A, E, and H. a) Dilutions series of Mn(II) oxidizers showing darkening by oxidation of Mn(II) to Mn(IV) (left). Dilutions series of Mn(IV) reducers showing decolorization by reduction of Mn(IV) to Mn(II) (right). b) The relative abundance (%) of the organisms for the samples is shown. On the left for the cultures of lithotrophic and organotrophic Mn(II) oxidizers and on the right for cultures of Mn(IV) reducers.

## Discussion

The redox cycle is a multifaceted process influenced by various parameters, necessitating a comprehensive investigation of both water column and sediment dynamics. Seasonal variations are acknowledged for their impact on Mn in both dissolved and solid states (Aller 1994). In the Wahnbach Reservoir, the inverse correlation between temperature, oxygen concentration, and pH value in the water and Mn concentration, particularly above the sediment, aligns with the general understanding of sediments as a sink for Mn and other nutrients and pollutants (Scholtysik et al. 2022;

Jin et al. 2023). Environmental conditions and specific parameters influence the release of Mn from the sediment, which means a reduction of Mn(IV) to Mn(II).

Biological Mn oxidation should thermodynamically occur preferentially at neutral to slightly alkaline pH values, but Mn oxides can be found at acidic pH (Bohu et al. 2015). Reduction proceeds better at acidic pH, so increasing reduction rates were observed with decreasing pH. However, the rates themselves correlate positively with temperature (Sparrow & Uren 1987). The significance of redox conditions in the Mn cycle is complex, with divergent findings on their role. Some studies, like Pakhomova et al. (2007), report a lack of direct correlation between oxygen concentrations above the sediment and Mn fluxes. Over longer periods, however, the redox potential does play a role, as redox potential negatively correlates with the concentration of dissolved Mn. The gradient between pore water in the uppermost sediment layer and the water above the sediment emerges as a critical factor. Slower turnover rates of Mn, in contrast to Fe, are of great importance (Pakhomova et al. 2007; Krueger et al. 2020). Elongated stratification periods due to changing environmental conditions can increase these rates. A sharp drop in the redox potential, from +500 mV to around -200 mV, similar to the values recorded here, was described by Miao et al. (2006). The influence of the redox potential on the mobilization of the metals bound in the sediment is emphasized (Miao et al. 2006). For metals such as Mn and Fe, there is a negative correlation between both redox potential and pH. Krueger et al. (2020) confirm a dependence on oxygen. Negative fluxes, which illustrate a net return flow into the sediment, were observed under oxic conditions, and positive fluxes, which illustrate a net release to the water column, were observed under anoxic-reducing conditions. The difference between the predictability of Mn flux compared to Fe is emphasized (Krueger et al. 2020). Sedimentation and the presence of organic material further contribute to the dynamic nature of Mn cycling (Pakhomova et al. 2007; De Schamphelaire et al. 2007). The sediments examined in the Wahnbach Reservoir at the three buoys differ in organic matter content. Correlations between anoxic oxidation of organic material and accompanying Mn(IV) reduction were observed. Dissolved Mn(II) is correspondingly reoxidized in oxygen-rich layers (De Schamphelaire et al. 2007).

The Wahnbach Reservoir, characterized by its artificial nature and the influence of a phosphorus elimination plant on inflowing water, exhibits unique characteristics compared to typical freshwater lakes, which have an impact on microbial communities. The predominance of Proteobacteria occurring in the water, such as Gammaproteobacteria and Alphaproteobacteria observed in the Wahnbach Reservoir, is typical in freshwater, but not always in high abundance. The trophic level of the lake plays a major role (Dai et al. 2016; Newton et al. 2011). The classes of Bacteroidia and Actinobacteria found in the present study belong to the groups that are very often detected in freshwater lakes. Betaproteobacteria are typically frequently present, which were not found in high abundance in the Wahnbach Reservoir. The increased occurrence of Cyanobacteria found in this study is typical for surface waters and in summer (Newton et al. 2011). Additionally, the shift in organism classes corresponds to the observed changes in conditions (oxygen, temperature, pH) in the water column. Compared to the bacteria in the water, the organisms in the sediment are significantly more diverse, partly due to changes in nutrient and oxygen conditions. The major part of the prokaryotic community is contributed by Proteobacteria, especially Beta- and Deltaproteobacteria, also Gammaproteobacteria, as well as Acidobacteria, Bacteroidia, Chlorobi, and Firmicutes (Dai et al. 2016; Zhang et al. 2015; Tamaki et al. 2005). These organisms were also found in the Wahnbach Reservoir. The Bacilli and Clostridia groups are present in freshwater sediments, where anoxic conditions prevail (Paiders et al. 2021). Corresponding increases in abundance of these organisms with increasing depth were recorded for the Wahnbach Reservoir.

The distribution of potential Mn oxidizers or reducers varies between the water column and sediment. The low abundance of these organisms in the water column, where Mn concentrations are minimal, contrasts with their increased occurrence in the sediment, acting as a Mn sink. Typical representatives of Mn oxidizers belong to the genera *Metallogenium*, *Leptothrix*, *Siderocapsa*, *Naumaniella*, *Bacillus*, and *Pseudomonas*, and primarily occur at the boundary layer between oxidized and reduced sediment (Zakharova et al. 2010). Mn reducers, including *Shewanella*, *Pseudomonas*, *Bacillus*, and *Geobacter* (Nealson et al. 1991, De Schamphelaire et al. 2007), are more present in sediment, emphasizing their crucial role in Mn dynamics. This is supported by the enrichment of the genera *Rhodoferax* and *Geothrix* in the cultures for Mn reducers, which are known to reduce Mn (Finneran et al. 2003; Nevin & Lovley 2002). In general, the enrichment of the reducers was more successful for the samples of the Wahnbach Reservoir. For inoculation, sediment samples were taken, in which many Mn-reducing organisms or organisms that can potentially both reduce and oxidize Mn were present from the outset and are therefore more diverse in terms of metabolism.

## **Conclusion and Outlook**

The observed environmental changes with a prolonged stratification have been identified as drivers behind the elevated Mn concentrations in the water column and the raw water of the Wahnbach Reservoir. Accordingly, a further increase in Mn concentration is to be expected in the future. The resulting longer-lasting anoxic conditions will lead to intensified Mn(IV) reduction. Mn(IV)-reducing microorganisms enriched by these conditions are very diverse (facultative/obligate anaerobes) and can quickly adapt to changing environmental conditions (oxic/anoxic).

It is still unclear under which conditions this release of Mn is particularly elevated in the Wahnbach Reservoir. To get to the bottom of this aspect, incubation experiments are planned under different environmental settings to determine the Mn release rates.

The acquired insights into the Mn cycle within the Wahnbach Reservoir pave the way for predictive modeling of Mn release based on routine probe measurements, including oxygen content or redox potential. Accordingly, drinking water treatment can be improved and optimized. Adjusting raw water withdrawal depth, optimizing Mn removal through permanganate treatment, and exploring innovative methods like bottom water aeration, emerge as potential avenues for refining drinking water quality.

## **Acknowledgment**

I would like to thank the technical staff of the Wahnbachtalsperrenverband (WTV), especially Matthias Gerhardt, for their support with the sampling. Further thanks go to Kerstin Hoffmann, Ulli Bange, Brigitte Mann, and Michael Götten of the University of Koblenz for their support with measurements and technical matters. This project is funded by the state of Rhineland-Palatinate as part of a research initiative on “Indirect effects of anthropogenic stressors”.

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

## References

- Aller, R.C. (1994): The sedimentary Mn cycle in Long Island Sound: Its role as intermediate oxidant and the influence of bioturbation, O<sub>2</sub>, and C<sub>org</sub> flux on diagenetic reaction balances. *Journal of Marine Research*, 52(2), 259–295.
- Blume, H. P., Stahr, K., Leinweber, P. (2011): *Bodenkundliches Praktikum: Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, Land- und Forstwirte, Geo- und Umweltwissenschaftler*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 110, 102.
- Bohu, T., Santelli, C. M., Akob, D. M., Neu, T. R., Ciobota, V., Rösche, P., Popp, J., Nietzsche, S., Küsel, K. (2015): Characterization of pH dependent Mn(II) oxidation strategies and formation of a bixbyite-like phase by *Mesorhizobium australicum* T-G1. *Frontiers in Microbiology*, 6, 634.
- Boogerd, F. C., De Vrind, J. P. (1987): Manganese oxidation by *Leptothrix discophora*. *Journal of Bacteriology*, 169(2), 489–494.
- Dai, Y., Yang, Y., Wu, Z., Feng, Q., Xie, S., Liu, Y. (2016): Spatiotemporal variation of planktonic and sediment bacterial assemblages in two plateau freshwater lakes at different trophic status. *Applications in Environmental Biotechnology*, 100, 4161–4175.
- De Schampelaire, L., Rabaey, K., Boon, N., Verstraete, W., Boeckx, P. (2007): Minireview: The potential of enhanced manganese redox cycling for sediment oxidation. *Geomicrobiology Journal*, 24(7–8), 547–558.
- Finneran, K. T., Johnsen, C. V., Lovley, D. R. (2003): *Rhodoferrax ferrireducens* sp. nov., a psychrotolerant, facultatively anaerobic bacterium that oxidizes acetate with the reduction of Fe(III). *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 53(3), 669–673.
- Geist, J., Auerswald, K. (2007): Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology*, 52(12), 2299–2316.
- Hahn, L., Packroff, G., Meier, J., Manz, W. (2023): 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. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsband 2022 (Konstanz)*, diebuchdrucker.de CMYK GmbH, Berlin, 9–14.
- Herschel, A. (1996): *Die Auflösung und Ausfällung von Mangan in stehenden Oberflächengewässern*. Dissertation, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, TU Dresden.
- Jin, C., Li, Z., Hursthouse, A. S., Ding, X., Zhou, M., Chen, J., Li, B. (2023): Manganese oxides mediated dissolve organic matter compositional changes in lake sediment and cadmium binding characteristics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 256, 114916.
- Krueger, K. M., Vavrus, C. E., Lofton, M. E., McClure, R. P., Gantzer, P., Carey, C. C., Schreiber, M. E. (2020): Iron and manganese fluxes across the sediment-water interface in a drinking water reservoir. *Water Research*, 182, 116003.
- Krumbein, W. E., Altmann, H. J. (1973): A new method for the detection and enumeration of manganese oxidizing and reducing microorganisms. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 25(2), 347–356.
- Lovley, D. (2006): Dissimilatory Fe(III)- and Mn(IV)-reducing prokaryotes. *Prokaryotes*, 2, 635–658.
- Lovley, D. R., Phillips, E. J. P. (1988): Novel mode of microbial energy metabolism: organic carbon oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron or manganese. *Applied and Environmental Microbiology*, 54(6), 1472–1480.
- Miao, S., DeLaune, R. D., Jugsujinda, A. (2006): Influence of sediment redox conditions on release/solubility of metals and nutrients in a Louisiana Mississippi River deltaic plain freshwater lake. *Science of the total environment*, 371(1–3), 334–343.
- Nealson, K. H., Myers, C. R., Wimpee, B. B. (1991): Isolations and identification of manganese-reducing bacteria and estimates of microbial Mn(IV)-reducing potential in the Black Sea. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 38, S907–S920.
- Nevin, K. P., Lovley, D. R. (2002): Mechanisms for accessing insoluble Fe(III) oxide during dissimilatory Fe(III) reduction by *Geothrix fermentans*. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(5), 2294–2299.
- Newton, R. J., Jones, S. E., Eiler, A., McMahon, K. D., Bertilsson, S. (2011): A guide to the natural history of freshwater lake bacteria. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 75(1), 14–49.
- Okazaki, M., Sugita, T., Shimizu, M., Ohode, Y., Iwamoto, K., De Vrind-De Jong, E. W., De Vrind, J. P., Corstjens, P. L. (1997): Partial purification and characterization of manganese-oxidizing factors of *Pseudomonas fluorescens* GB-1. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(12), 4793–4799.
- Paiders, M., Nikolajeva, V., Makarenkova, G., Orola, L., Dimanta, I., Kleperis, J. (2021). Changes in freshwater sediment microbial populations during fermentation of crude glycerol. *Electronic Journal of Biotechnology*, 49, 34–41.

- Pakhomova, S. V., Hall, P. O. J., Kononets, M. Y., Rozanov, A. G., Tengberg, A., Vershinin, A. V. (2007): Fluxes of iron and manganese across the sediment-water interface under various redox conditions. *Marine Chemistry*, 107(3), 319–331.
- Schlesinger, W. H., (1991): *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. Academic Press, San Diego, CA, 443 p.
- Scholtysik, G., Goldhammer, T., Arz, H. W., Moros, M., Littke, R., Hupfer, M. (2022): Geochemical focusing and burial of sedimentary iron, manganese, and phosphorus during lake eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 67(4), 768–783.
- Sparrow, L. A., Uren, N. C. (1987): Oxidation and reduction of Mn in acidic soils: effects of temperature and soil pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(2), 143–148.
- Stein, L. Y., La Duc, M. T., Grundl, T. J., Nealson, K. H. (2001): Bacterial and archaeal populations associated with freshwater ferromanganous micronodules and sediments. *Environmental Microbiology*, 3(1), 10–18.
- Tamaki, H., Sekiguchi, Y., Hanada, S., Nakamura, K., Nomura, N., Matsumura, M., Kamagata, Y. (2005): Comparative analysis of bacterial diversity in freshwater sediment of a shallow eutrophic lake by molecular and improved cultivation-based techniques. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(4), 2162–2169.
- Vandieken, V., Pester, M., Finke, N., Hyun, J. H., Friedrich, M. W., Loy, A., Thamdrup, B. (2012): Three manganese oxide-rich marine sediments harbor similar communities of acetate-oxidizing manganese-reducing bacteria. *The ISME Journal*, 6(11), 2078–2090.
- Vriesen, S. T. (2023): Kultivierung und 16S-rRNA-Analyse der am Mangankreislauf beteiligten Bakterien im Sediment der Wahnbachtalsperre (unpublished master thesis). Universität Koblenz.
- Wendt-Potthoff, K., Kloß, C., Schultze, M., Koschorreck, M. (2014): Anaerobic metabolism of two hydro-morphological similar pre-dams under contrasting nutrient loading (Rappbode Reservoir System, Germany). *International Review of Hydrobiology*, 99(5), 350–362.
- Widdel, F., Bak, F. (1992): Gram-negative mesophilic sulfate-reducing bacteria. In *The Prokaryotes: a handbook on the biology of bacteria: ecophysiology, isolation, identification, applications* (pp. 3352–3378). New York, NY: Springer New York.
- Willmitzer, H., Jäschke, K., Berendonk, T. U., Paul, L. (2015): Einfluss von Klimaänderungen auf die Wasserqualität von Talsperren und Strategien zur Minimierung der Auswirkungen. *DVGW Energie/Wasser-Praxis* (12/2015), 84–88.
- World Health Organization (2021): *Manganese in drinking water: background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality* (No. WHO/HEP/ECH/WSH/2021.5). World Health Organization.
- Yu, H., Leadbetter, J. R. (2020): Bacterial chemolithoautotrophy via manganese oxidation. *Nature*, 583(7816), 453–458.
- Zakharova, Y. R., Parfenova, V. V., Granina, L. Z., Kravchenko, O. S., Zenskaya, T. I. (2010): Distribution of iron- and manganese-oxidizing bacteria in the bottom sediments of Lake Baikal. *Inland Water Biology*, 3, 313–321.
- Zhang, J., Yang, Y., Zhao, L., Li, Y., Xie, S., Liu, Y. (2015): Distribution of sediment bacterial and archaeal communities in plateau freshwater lakes. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99, 3291–3302.

## Indikation landbürtiger Sedimenttoxizität durch submerse Makrophyten (SUM) im Suhrer See und Konsequenzen für Artenschutz und WRRL-Routinen

Christiane Krambeck<sup>1</sup> & Mara Römerscheid<sup>2</sup>

<sup>1</sup> NABU Plön, Geschäftsstelle, Lange Str. 43, 24306 Plön, christiane.krambeck@gmx.de

<sup>2</sup> Helmholtz Centre for Environmental Research, Department of Ecological Chemistry, Permoser Str. 15, 04318 Leipzig

**Keywords:** Charophyten, ökotoxikologische Indikation, Risiko Bewertung, belasteter Zwischenabfluss

### Abstract

Im mesotrophen Suhrer See kommen neben wintergrünen Chara-Wiesen einsommerige Bestände vor, die lokal oder zeitweise durch Angiosperme ersetzt werden oder samt diesen ganz ausfallen können. Ökologisch ist ein Ersatz durch weniger sensible Arten bis hin zum Ausfall gesamter funktionaler Gruppen ein klassisches Zeichen für zunehmenden Stress. Aus dem Landschaftszusammenhang und Bezügen zu hydrologischen Bilanzen folgt belasteter Zwischenabfluss als Stress-Auslöser (Krambeck 2022).

2022 wurden dazu auf Sedimentoberflächen in 2 m Tiefe, auf denen submerse Makrophyten (SUM) fehlten, mit Passivsammlern unpolare Herbizide nachgewiesen (Krambeck et al. 2024). Als ökotoxikologisch relevant wurden Entwicklungshemmer detektiert, die in Teil-Einzugsgebieten appliziert worden waren, sowie atmosphärisch eingetragene Photosynthesehemmer. Die geschätzte Toxizität von ersteren passt zu SUM-Ausfällen, die von letzteren zu Konkurrenzeffekten. Hauptstressor war Diflufenican.

Nach lokalen Makrophytendaten ermittelbare Stressstufen sind seeweit kompatibel mit lokalen Profilen von natürlichem und Herbizid-bedingtem Stress, wenn die hydrologische Bilanz zur Zeit des Monitorings am jeweiligen Ort berücksichtigt wird. Falls es noch einen anderen, maßgeblichen Stressor geben sollte, dann müsste er auch mit Zwischenabfluss zusammenhängen. Denkbar wäre in dem kaum gepufferten Sandergebiet eine zusätzliche Belastung durch Versauerung. Nicht ins übrige Bild passen nur H<sub>2</sub>S Schäden an einigen Stellen, deren Ursache bisher unbekannt ist.

Eine ausgedehnte, bis 2019 wintergrüne Chara-Wiese in der Nordbucht fiel 2020 aus, nachdem Brachlandvegetation auf einem benachbarten Feld im Herbst 2019 chemisch beseitigt worden war, um Winterroggen anzubauen. Zwischen dem fraglichen Feld und der Nordbucht liegen 100 m Sumpfwald, und es gibt keine sichtbare hydrologische Verbindung. In den Folgejahren wechselte der Herbizideinsatz auf diesem Feld. Die jeweils prompte und logische Reaktion der Unterwasservegetation in der Nordbucht wies ebenfalls auf Herbizide als Hauptstressor.

In einem Acker am Nordostufer wurde seit 2019 durch das Landesamt für Umwelt Schleswig-Holstein der Vertragsnaturschutz auf einer Teilfläche von 3 ha gefördert, bei einem landwirtschaftlichen Teil-Einzugsgebiet von etwa 30 ha. Die Maßnahme führte zur Reduktion von Herbiziden in einem Drainablauf aus dieser Teilfläche, aber nicht zur Regeneration von SUM unterhalb. 2022

wurden in Ufersedimenten unterhalb auch zu den Ausfällen passende Herbizidkonzentrationen ermittelt. Die Vertragsnaturschutzfläche muss demnach von belastetem Zwischenabfluss unterlaufen worden sein, ebenso wie ein 100 m breiter Waldsaum zwischen Feldern und See.

Erforderlich wären demnach Pufferzonen in ganzen Teileinzugsgebieten von sensiblen Bereichen, für die Förderinstrumente zur Zeit jedoch fehlen. Eine weniger einschneidende Maßnahme wäre, wenigstens auf den Einsatz des ökotoxikologisch relevantesten Herbizides und Hauptstressors Diflufenican zu verzichten. Insbesondere im Umfeld der Nordbucht ergäbe sich damit eine Chance, den Gesamtstress für dort noch vorhandene Restbestände von *Chara subspinosa* auf einen weniger kritischen Level zu senken.

Muster des saisonalen Monitorings seit 2018 und Daten des sommerlichen WRRL Monitorings seit 2008 (lanaplan 2008 - 2021) ergänzen sich. Die nach WRRL ermittelte gute ökologische Zustandsklassen besagen allerdings nur, dass Eutrophierung hier nicht der Störfaktor ist. Möglichkeiten einer an das reale Schadensbild angepassten Dateninterpretation wären zu diskutieren. Ein Ausbau des WRRL Makrophytenmonitorings zur ökotoxikologischen Indikation erscheint machbar und wäre zu entwickeln.

## **Danksagung**

Die Feldarbeit lief im Rahmen der Gebietsbetreuung des NSG "Suhrer See und Umgebung" und wurde vom zuständigen NABU Plön und Christianes Familie unterstützt. Der Einsatz von Passiv-Sammlern wurde durch Fürsprache von Albrecht Paschke und mit weiterer Unterstützung aus dem UFZ Leipzig möglich. Applikationsdaten wurden von der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein vermittelt.

## **Literatur**

- Krambeck, C. (2022): Ökosystemare Aspekte von ökotoxikologischen Effekten in Seen als möglicher Schlüssel für eine realistische und pragmatische Risikobewertung. - DGL Ergebnisse Jahrestagung 2021, 137-146
- Krambeck, C., Römerscheid, M., Paschke, A. (2024): Passive sampling of herbicides above sediments at sites with losses of submerged macrophytes in a mesotrophic lake. - Science of The Total Environment, Volume 912, 2024, 169083, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169083>.
- lanaplan (2008, 2012, 2015, 2018, 2019, 2021): Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten für die WRRL- und FFH-Richtlinie in schleswig-holsteinischen Seen. Unveröffentlichte Projektberichte.

## **Pflanzenbedarfsgerechte Beregnung mit gereinigtem Abwasser auf semiariden Standorten – gute Strategie zur Schonung der Grundwasserressourcen trotz des Vorhandenseins von Spurenstoffen?**

*Corinna Lorey<sup>1</sup>, Hinnerk Voermanek<sup>2</sup>, Gerhard Meier<sup>3</sup>, Ernst-Dieter Meinecke<sup>4</sup>, Regina Nogueira<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Leibniz Universität Hannover, Welfengarten 1, 30167 Hannover lorey@isah.uni-hannover.de, nogueira@isah.uni-hannover.de

<sup>2</sup> aquaplaner Ingenieurgesellschaft für Wasserwirtschaft, Umwelt, Abwasser, Zur Bettfedernfabrik 1, 30451 Hannover] voermanek@aquaplaner.de

<sup>3</sup> Wolfsburger Entwässerungsbetriebe, Zum Stahlberg, 38448 Wolfsburg gerhard.meier@web.wolfsburg.de

<sup>4</sup> Abwasserverband Wolfsburg, Zum Stahlberg, 38448 Wolfsburg e.d.meinecke@t-online.de

**Keywords:** Beregnung mit gereinigtem Abwasser, Spurenstoffe, Grundwasser

### **Einleitung**

In Wolfsburg hat die Landnutzung von Abwasser zur Sicherstellung ausreichender landwirtschaftlicher Erträge jahrzehntelang Geschichte seit Ende der 1930er Jahre. Nach Inbetriebnahme des Klärwerks Am Stahlberg im Jahr 1988 wurde auf die sandigen Böden nur noch gereinigtes Abwasser verregnet bzw. versickert, im Sommer zur Düngung angereichert mit Klärschlamm auf die Äcker, im Winter versickert nach Nährstoffelimination zur Grundwasseranreicherung im Waldgebiet Lohbusch. Seit 2015 wird nur noch mit vollständig gereinigtem Abwasser (nach Nährstoffelimination) in der Vegetationsperiode pflanzenbedarfsgerecht beregnet. Nicht zur Beregnung verwendetes Wasser wird in die Aller eingeleitet, und die Grundwasseranreicherung im Winter ist eingestellt (Abwasserverband Wolfsburg 2015).

Aus der Wasserrahmenrichtlinie [2000/60/EG] können für das Grundwasser die Anforderungen eines guten Chemischen Zustands und eines guten mengenmäßigen Zustands abgeleitet werden. Für Oberflächengewässer sind der gute Ökologische und der gute Chemische Zustand gefordert.

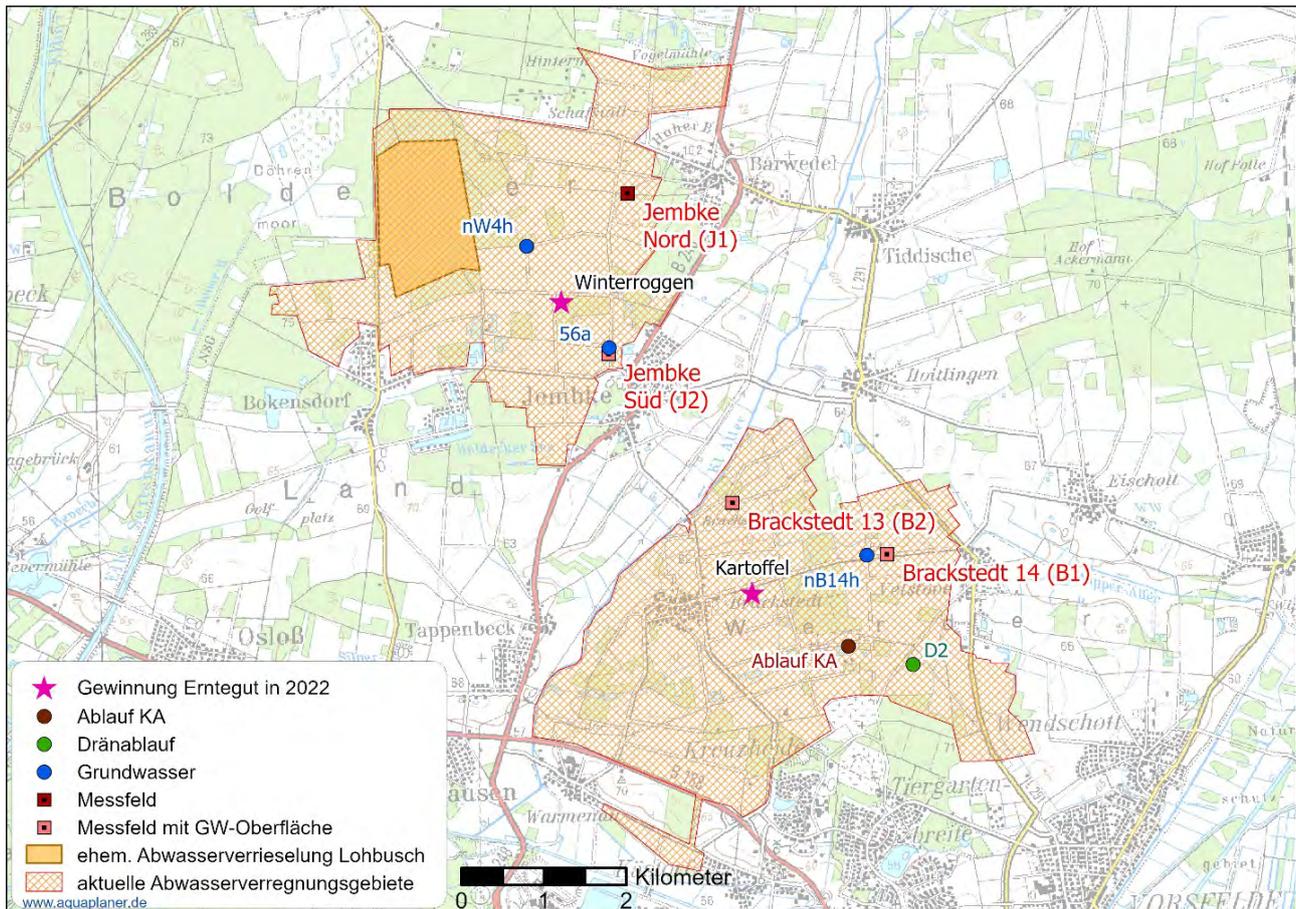
Wegen einer möglichen Beeinträchtigung der Grundwasserqualität durch die vorangegangene Beregnungspraxis wurden die Brunnen im Verregnungsgebiet Wolfsburg mehrfach untersucht, und es wurden Vorbelastungen durch Spurenstoffe festgestellt (NLWKN 2014; NLWKN 2017).

Um die veränderte Situation durch die seit 2015 praktizierte pflanzenbedarfsgerechte Beregnung zu erfassen, wurde ein Monitoring über drei Jahre von 2020 bis 2022 durchgeführt.

### **Material und Methoden**

#### ***Untersuchungsgebiet***

Aus der Abb. 1 kann die Lage der Messfelder in den Beregnungsgebieten Brackstedt und Jembke ersehen werden.



**Abb. 1: Lage des Verregnungsgebietes, der Brunnen, des Dränablaufs und der Messfelder.**

### **Monitoring**

Für das Monitoring wurden in beiden Verregnungsgebieten Brackstedt und Jembke jeweils zwei Messfelder zur Beprobung des anfallenden Sickerwassers in 60 cm und 100 cm Tiefe erstellt. In jedem Messfeld wurden in beiden Tiefen sechs keramische Saugplatten direkt in den unbeeinträchtigten Boden unter landwirtschaftlicher Nutzung eingebaut. Das Sickerwasser wurde mit leichtem Unterdruck in Steilbrustflaschen abgeleitet und konnte danach in die beiden ausgewählten Labore versandt werden (TZW / DVGW, Karlsruhe und NLWKN, Hildesheim). Zusätzlich wurde in drei Messfeldern die Grundwasseroberfläche mit dem BGR-Staubsaugerverfahren beprobt (BGR 2008). Das BGR-Verfahren ist anwendbar bis zu einer Tiefe des Grundwasserleiters von  $\leq 8$  m. Auch die Grundwasserbrunnen und das Dränwasser wurden auf Spurenstoffe untersucht. Schließlich wurden die landwirtschaftlichen Produkte, die über den Messfeldern angebaut wurden, kurz vor der Ernte beprobt, gefriergetrocknet und im TZW Karlsruhe untersucht. Hier wurde unterschieden zwischen verschiedenen Pflanzenteilen und Erntegut. Bei den Untersuchungen von Ganzpflanzen wurden die erntereifen Pflanzen in Gänze ausgegraben, ebenfalls sorgfältig und vorsichtig gewaschen und dann gefriergetrocknet.

Bei den Spurenstoffen wurde eine Auswahl an Analyten getroffen, die aus den vorangegangenen Befunden der vom NLWKN beprobten Brunnen, insbesondere dem in der Nähe des Lohbusch befindlichen Brunnen nW4h, abgeleitet wurde. Zusätzlich wurden noch einige Substanzen aus der Watch-List der EU (2015/495) hinzugefügt, und Benzotriazol wurde als Indikator für diverse Industriechemikalien mit in die Liste der 28 ausgewählten Analyten aufgenommen.

Die Probenahme erfolgte gemäß Zonenmodell (vgl. Tab. 1). Insgesamt wurden über drei Jahre 169 Spurenstoffanalysen durchgeführt, davon entfielen 91 Analysen auf das Sickerwasser und 25mal wurden Pflanzen bzw. ihre Bestandteile von den landwirtschaftlich auf den Flächen erzeugten Feldfrüchten beprobt. Der Rest entfiel auf den Ablauf der Kläranlage, das Grundwasser, die Grundwasser Oberfläche sowie die Dränwasserproben.



**Abb. 2: Erstellung eines Messfeldes: a )Einschalung der Baugrube, b) Keramische Saugplatte (Foto: ecoTech), c) Einschlämmen der Saugplatte, d Bindiger Einbau und Anschluss an die darüber gelegene Bodenmatrix.**



**Abb. 3: BGR-Staubsaugermethode: a) Absaugung des Bodenmaterials, b) Anlegen eines Vakuums mittels Saugpumpe und Ausgleichsbehälter, Auffangen der Wasserprobe im Exsikkator**

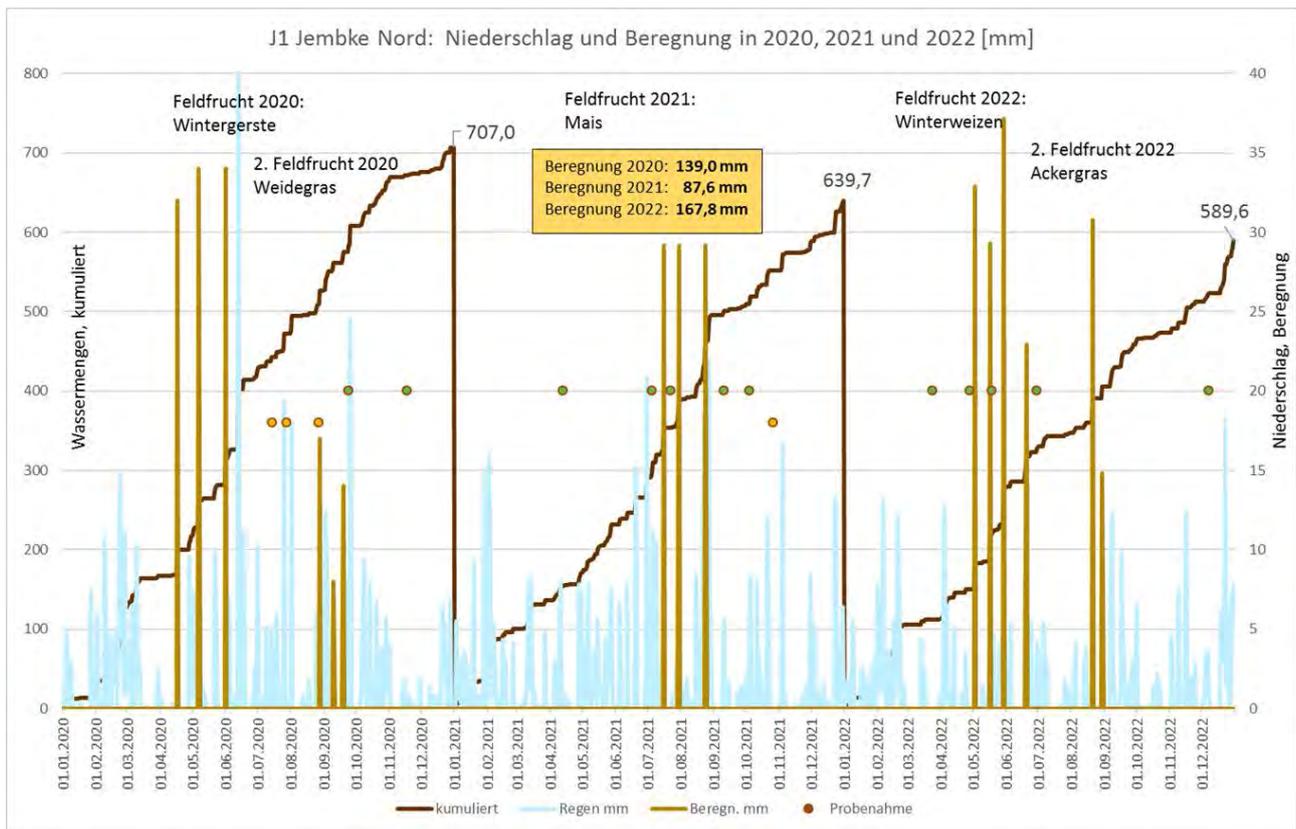
**Tab. 1: Probenahme gemäß Zonenmodell.**

Beprobung anhand des Zonenmodells			Probenplan 2020			Probenplan 2021			Probenplan 2022			Summe
Zone	Beprobung	Häufigkeit	beprobt		Bemerkungen	beprobt		Bemerkungen	beprobt			
			TZW	NLWKN		TZW	NLWKN		TZW	NLWKN		
<b>Betrieb</b>	Gereinigtes Abwasser	mehrfach in der Beregnungsphase	3	2	Doppelbest. im Nov. 2020	1	4	keine Doppelbestimmung	2	4	1 Doppelbestimmung zur Qualitätssicherung	<b>16</b>
 <b>Wurzelzone</b>	Erntegut oder ggf. Ganzpflanze in räumlicher Nähe zu den 4 Messplätzen (Zuckerrübe, Wintergerste, Mais)	einmal jährlich am Ende der Vegetationsperiode bzw. zum Erntezeitpunkt	8	0	Erntegut und Ganzpflanze	8	0	Beprobung gemäß Vereinbarung Erntegut, Wurzel und Ganzpflanze	9	0	Beprobung gemäß Vereinbarung Erntegut, Wurzel und Ganzpflanze	<b>25</b>
<b>Sickerwasser-Dränzone</b>	Sickerwasser 4 Messplätze (aufgefangen mittels Saugplatten bei 50 mbar in ca. 60 cm und in ca. 100 cm Tiefe)	viermal jährlich 1) einmal z. Ende d. Schneeschmelze, 2) mind. einmal i. d. Beregnungsphase 3) ganzjährig nach Regenereignissen	12	16	Einbau der Messmimik: Juni 2020 Beginn der Beprobung: Juli 2020 tw. Doppelbest. in 2 Laboren	8	18	JS ohne Beregnung JS 100 cm ohne Sickerwasser häufig kein Sickerwasseranfall B14 und JS 60	11	26	(kostenneutrale) Doppelbestimmungen zur Qualitätssicherung JS ohne Beregnung JS 100 cm ohne Sickerwasser häufig kein Sickerwasseranfall B14 und JS 60	<b>91</b>
<b>Sickerwasser-Dränzone</b>	Dränauslauf D2 vel2014	zweimal jährlich 1) vor dem Beginn der Beregnung 2) mit Beginn des Dränwasseranfalls* nach Ende der Beregnungsphase *möglichst innerhalb von 4 Wochen	1	1	Beprobung nach Plan	1	1	Beprobung nach Plan	1	1	Beprobung nach Plan	<b>6</b>
<b>Grundwasser-oberfläche</b>	GWOF in räumlicher Nähe zu den 4 Messplätzen (mit BGR-Methode)	zweimal jährlich 1) vor Beginn 2) maximal 4 Wochen nach Ende d. Beregnungsphase	2	2	Beprobung gemäß Leistungsverzeichnis	3	2	Beprobung gemäß Vereinbarung, B13 kein Herbst-Wasser	3	2	Beprobung gemäß Vereinbarung, B14 kein Herbst-Wasser	<b>14</b>
<b>Grundwasser</b>	Grundwasserbrunnen nW4h (56a), nB14h	zweimal jährlich 1) vor Beginn 2) maximal 4 Wochen nach Ende d. Beregnungsphase	3	2	Brunnen nW4h nur einmalig beprobt	2	4	Beprobung gemäß Leistungsverzeichnis zusätzlich: J56a doppelt im NLWKN	2	4	Beprobung gemäß Leistungsverzeichnis zusätzlich: J56a doppelt im NLWKN	<b>17</b>
<b>Summen</b>			<b>29</b>	<b>23</b>		<b>23</b>	<b>29</b>		<b>28</b>	<b>37</b>		<b>169</b>
			<b>52</b>			<b>52</b>			<b>65</b>			<b>169</b>

## Ergebnisse

### Niederschlag und Beregnung

Die drei Jahre des Monitorings von 2020 bis 2022 können – sicher vor dem Hintergrund des Klimawandels – als Dürrejahre gesehen werden. Fielen im Jahr 2020 noch 568 mm, so verringerten sich diese Mengen in 2021 auf 552 mm, und in 2022 wurden nur 422 mm Niederschlag gemessen. Die Beregnungsmengen lagen 2021 zwischen 115-139 mm, in 2021 wurden aufgrund günstiger Niederschlagszeitpunkte nur 52-88 mm beregnet, und in 2022 lagen die aufgebrachten Beregnungsmengen je nach Feldfrucht auf den vier Standorten zwischen 155 mm und 205 mm. Die Niederschlags- und Beregnungsmengenverteilung geht beispielhaft aus Abb. 4 hervor.



**Abb. 4: Niederschläge und Beregnung am Standort Jembke Nord (J1). Grüne Punkte: Sickerwasserprobenahme in beiden Tiefen, Gelbe Punkte: Probenahme nur in einer Tiefe erfolgreich.**

### *Ergebnisse der Spurenstoffanalytik*

Die folgenden Tabellen zeigen die Mediane der Spurenstoffanalysen gemäß Zonenmodell. Zuerst sind die Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage (Ablauf Teich) dargestellt, dieses Wasser wird so auch zur Beregnung eingesetzt. Es folgen die Konzentrationen im Sickerwasser in 60 cm und in 100 cm Tiefe, dann schließen sich die Mediane der Grundwasseroberfläche (GWOF) und des nah an der Messstelle gelegenen Dränauslaufs an (sofern beprobt), und zuletzt sind die Mediane des nächstgelegenen Grundwasserbrunnens (GW) aufgeführt.

Analyten, die an allen Untersuchungsstellen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) lagen, wurden nicht aufgeführt. **Rot markierte** Konzentrationen überschreiten den Gesundheitlichen Orientierungswert (GOW), **grün markierte** Konzentrationen beinhalten Werte (< BG), die zur Berechnung des Medians auf ½ BG gesetzt wurden.

Im Ablauf der Kläranlage ist bei vielen Analyten der GOW überschritten. Man sieht deutlich, dass nur das inerte Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure auch in den Sickerwasserproben, der Grundwasseroberfläche und im Dränwasser den GOW überschreitet, alle anderen Analyten liegen unterhalb des GOW. Allerdings sind die beiden Grundwasserbrunnen im Beregnungsgebiet Jembke weiterhin durch Überschreitungen des GOW belastet.

**Tab. 2: Mediane der Spurenstoffanalytik im Berechnungsgebiet Bra.**

Messstelle	GOW/ UQN	BG	BG		KA WOB, Ablauf Teich	Brackstedt 13, 60 cm	Brackstedt 13, 100 cm	GWOF Brack 13	Brackstedt 14, 60 cm	Brackstedt 14, 100 cm	Dränauslauf D2vel_2014	GWOF Brack 14	nB14H GW
Probe-Nr TZW / NLWKN		TZW	NLWKN		Median	Median	Median	Median	Median	Median	Median	Median	Median
Datum/Zeitraum/Anzahl					2020-2022	2020-2022	2020-2022	2020-2022	2020-2022	2020-2022	2020-2022	2021-2022	2020-2022
Benzotriazol	3,0	0,01	0,025	µg/L	5,325	0,013	0,013	0,021	0,014	0,013	0,013	0,210	0,070
Amidotrizesäure	1,0	0,01	0,025	µg/L	7,287	9,280	6,060	4,300	6,060	1,700	8,950	1,300	7,120
AMPH	3,0	0,01	0,005	µg/L	0,335	<BG / n.g.	<BG / n.g.	<BG / n.g.	<BG / n.g.	<BG / n.g.	<BG / n.g.	<BG / n.g.	<BG / n.g.
Azithromycin	0,3	0,01	0,01	µg/L	0,233	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Bezafibrat	0,1	0,01	0,005	µg/L	0,079	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Carbamazepin	0,3	0,01	0,005	µg/L	0,981	0,089	0,077	0,034	0,014	0,005	0,021	0,020	0,093
Clarithromycin	0,1	0,01	0,001	µg/L	0,174	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Clindamycin	0,1	0,01	0,005	µg/L	0,255	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Clofibrinsäure	3,0	0,01	0,01	µg/L	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Diclofenac	0,3	0,01	0,005	µg/L	4,019	<BG	<BG	<BG	0,004	<BG	<BG	<BG	<BG
Fenofibrinsäure	0,1	0,01	0,01	µg/L	0,088	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Gabapentin	1,0	0,01	0,025	µg/L	1,243	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Gemfibrozil	0,1	0,01	0,01	µg/L	0,005	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Ibuprofen	1,0	0,01	0,01	µg/L	0,005	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
lomeprol	0,1	0,01	0,01	µg/L	20,180	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Iopamidol	1,0	0,01	0,01	µg/L	0,041	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Iopromid	0,1	0,01	0,01	µg/L	8,292	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Phenazon	0,3	0,01	0,005	µg/L	0,238	<BG	<BG	<BG	0,005	<BG	<BG	<BG	<BG
Primidon	3,0	0,01	0,001	µg/L	0,140	0,038	0,041	0,005	0,001	<BG	0,013	0,005	<BG
Sotalol	0,1	0,01	0,005	µg/L	0,218	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Sulfamethoxazol	0,1	0,01	0,004	µg/L	0,367	<BG	<BG	0,005	<BG	<BG	<BG	<BG	0,015

**Tab. 3: Mediane der Spurenstoffanalytik im Berechnungsgebiet Jembke.**

Messstelle	GOW/ UQN	BG	BG		KA WOB, Ablauf Teich	Jembke- Süd 60	Jembke- Süd 100	GWOF Jembke-S	56a GW	Jembke- Nord 60	Jembke- Nord 100	nW4h GW
Probe-Nr TZW / NLWKN		TZW	NLWKN		Median	Median	Median	Median	Median	Median	Median	Median
Datum/Zeitraum/Anzahl					2020-2022	2020-2022	2020-2022	2020-2022	2020-2022	2020-2022	2020-2022	2020-2022
Benzotriazol	3,0	0,01	0,025	µg/L	5,325	0,013	0,013	0,018	1,330	0,095	0,021	5,700
Amidotrizesäure	1,0	0,01	0,025	µg/L	7,287	1,400	1,183	5,345	12,750	2,100	6,365	1,300
AMPH	3,0	0,01	0,005	µg/L	0,335	<BG / n.g.	<BG / n.g.	<BG / n.g.	n.g.	<BG / n.g.	<BG / n.g.	0,280
Azithromycin	0,3	0,01	0,01	µg/L	0,233	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	0,005
Bezafibrat	0,1	0,01	0,005	µg/L	0,079	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Carbamazepin	0,3	0,01	0,005	µg/L	0,981	0,052	0,024	0,092	0,462	0,070	0,026	1,500
Clarithromycin	0,1	0,01	0,001	µg/L	0,174	0,005	0,001	<BG	0,001	0,001	<BG	0,005
Clindamycin	0,1	0,01	0,005	µg/L	0,255	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	0,005
Clofibrinsäure	3,0	0,01	0,01	µg/L	<BG	<BG	<BG	<BG	0,037	<BG	<BG	0,008
Diclofenac	0,3	0,01	0,005	µg/L	4,019	<BG	<BG	<BG	0,014	0,005	0,005	2,000
Fenofibrinsäure	0,1	0,01	0,01	µg/L	0,088	<BG	<BG	<BG	0,005	<BG	<BG	0,118
Gabapentin	1,0	0,01	0,025	µg/L	1,243	<BG	0,013	<BG	1,626	<BG	<BG	3,900
Gemfibrozil	0,1	0,01	0,01	µg/L	0,005	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	0,079
Ibuprofen	1,0	0,01	0,01	µg/L	0,005	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
lomeprol	0,1	0,01	0,01	µg/L	20,180	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	0,015
Iopamidol	1,0	0,01	0,01	µg/L	0,041	<BG	<BG	<BG	0,453	<BG	<BG	0,045
Iopromid	0,1	0,01	0,01	µg/L	8,292	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Phenazon	0,3	0,01	0,005	µg/L	0,238	<BG	<BG	<BG	0,007	0,005	0,005	0,078
Primidon	3,0	0,01	0,001	µg/L	0,140	<BG	<BG	0,003	0,146	0,003	0,001	0,420
Sotalol	0,1	0,01	0,005	µg/L	0,218	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	0,795
Sulfamethoxazol	0,1	0,01	0,004	µg/L	0,367	<BG	<BG	0,005	0,221	<BG	<BG	1,100

Die blau markierten Konzentrationen in den Ergebnistabellen der Pflanzenuntersuchungen zeigen Nachweise von Spurenstoffen an, eine Wertung erfolgt in Ermangelung valider Grenzwerte nicht. Untersucht wurden die Pflanzen auf den Äckern der Messfeldstandorte, ergänzend wurden Kartoffeln (Brackstedt) und Winterroggen (Jembke) von nahe gelegenen Standorten (vgl. Karte Abb. 1) untersucht.

**Tab. 4: Ergebnisse der Spurenstoffanalytik in untersuchten Pflanzenteilen. Hier: Gefriergetrocknete Wurzeln, Knollen und Ganzpflanzen.**

Standort / Feldfrucht / Pflanzenteil	BG (TZW)	Wurzeln und Knollen					Ganzpflanze							
		20U002454 B14 Mais Wurzel	20U0001578 JN Wintergerste Wurzel	21U0002138 JS Raps Wurzel	21U0002474 B13 Winterweiz Wurzel	22U0002 Bra9 Kartoffel Knollen	20U0001576 JS Wintergerste Ganzpflanze	21U0002139 JS Raps Ganzpflanze	21U0002140 B14 Wint.gerst. Ganzpflanze	21U0003547 JN Mais Ganzpflanze	22U0001926 J Winterroggen Ganzpflanze	22U0002206 Bra9 Kartoffel Ganzpflanze	22U0002302 B13 Mais Ganzpflanze	22U0002685 B14 Zuckerrübe Ganzpflanze
Datum		05.10.2020	09.07.2020	05.07.2021	22.07.2021	25.10.2022	09.07.2020	05.07.2021	05.07.2021	11.10.2021	07.08.2022	17.08.2022	29.08.2022	25.10.2022
Benzotriazol		3,0	98	1,8	5,7	< BG	2,5	1,4	3,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Amidotrizoesäure	1	< BG	3,6	< BG	< BG	< BG	1,5	< BG	< BG	< BG	1,2	< BG	1,3	8,1
AMPH	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Betaxolol	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Bezafibrat	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Carbamazepin	1	4,3	5,2	1,8	3,5	1,3	< BG	2,3	1,1	1,6	1,8	7,9	2,8	1,4
Clarithromycin	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Clofibrat	2,5	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Clofibrinsäure	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dehydrato-Erythromycin A	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Diclofenac	1	< BG	< BG	2,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Erythromycin A	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Etofibrat	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Fenofibrinsäure	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Gabapentin	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Gemfibrozil	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Ibuprofen	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
lomeprol	1	< BG	< BG	1,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Iopamidol	1	< BG	< BG	3,1	< BG	< BG	< BG	1,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Iopromid	1	< BG	1,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Nadolol	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Phenazon	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Primidon	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Sotalol	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Sulfamethoxazol	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG

**Tab. 5: Ergebnisse der Spurenstoffanalytik in Blättern, Stängeln sowie im Erntegut. Hier: gefriergetrocknete Maishäcksel, Kartoffelkraut, Roggenähren, div. Blätter und Stängel sowie als Erntegut Zuckerrübe und Getreidekörner.**

Standort / Feldfrucht / Pflanzenteil	BG (TZW)	Blätter u. Stängel					Erntegut						
		20U002453 B14 Mais Häcksel	20U0001579 JN Wintergerste Stängel	20U002456 B13 Zuckerrübe Blatt	21U0002475 B13 Winterweiz Stängel	22U0002205 Bra9 Kartoffel Kraut	J Winterroggen Ähren	20U0001577 JN Wintergerste Körner	20U002455 B13 Zuckerrübe Rübe	21U0002141 B14 Wint.gerst. Körner	21U0002476 B13 Winterweiz Körner	22U0001925 JS Winterweiz Körner	22U0001927 J Winterroggen Körner
Datum		05.10.2020	09.07.2020	05.10.2020	22.07.2021	17.08.2022	26.07.2022	09.07.2020	05.10.2020	05.07.2021	22.07.2021	07.08.2022	07.08.2022
Benzotriazol		56	6,5	< BG	7,6	5,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Amidotrizoesäure	1	< BG	1,1	< BG	1,1	2	1,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
AMPH	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Betaxolol	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Bezafibrat	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Carbamazepin	1	< BG	2,7	14	2	48	3,7	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Clarithromycin	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Clofibrat	2,5	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Clofibrinsäure	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dehydrato-Erythromycin A	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Diclofenac	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Erythromycin A	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Etofibrat	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Fenofibrinsäure	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Gabapentin	1	< BG	7,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Gemfibrozil	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Ibuprofen	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
lomeprol	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Iopamidol	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Iopromid	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Nadolol	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Phenazon	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Primidon	1	< BG	< BG	4,8	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Sotalol	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Sulfamethoxazol	1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG

Es konnte gezeigt werden, dass in Wurzeln, Knollen sowie oberirdischen Pflanzenteilen, welche dem Beregnungs- bzw. Sickerwasser in der Beregnungsperiode direkt ausgesetzt waren, häufig das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure, das Antiepileptikum Carbamazepin und Benzotriazol als

Indikator für Industriechemikalien nachzuweisen waren. Vereinzelt wurden auch die Antirheumatika/Schmerzmittel Diclofenac und Ibuprofen, die Antiepileptika Gabapentin und Primidon sowie die Röntgenkontrastmittel Iomeprol, Iopamidol und Iopromid gefunden.

Der Paradigmenwechsel, der 2015 von der weitgehend vollständigen Verregnung des Abwassers hin zur pflanzenbedarfsgerechten Beregnung mit gereinigtem Abwassers stattfand, führt natürlich auch zu einer größeren Belastung des Vorfluters (Aller) mit Zehr- und Nährstoffen sowie mit Spurenstoffen durch die größere Menge des eingeleiteten gereinigten Abwassers. Auf der Basis der im Abwasser und in der Aller gemessenen Werte wurden verschiedene Szenarien berechnet. Bei Niedrigwasser kann es in der Aller zu einem Abwasseranteil von über 67 % kommen. Für den Parameter Nitrat kommt es durch die Einleitung zu einer Verminderung der Konzentration in der Aller, aber für Phosphat (ortho PO<sub>4</sub>-P und P<sub>ges</sub>) und für die Zehrstoffe (TOC, BSB<sub>5</sub>) erhöhen sich Konzentrationen in der Aller deutlich. Für die drei beispielhaft ausgewählten Spurenstoffe Amidotrizesäure, Carbamazepin und Diclofenac wurden auf der Basis der hier ermittelten Mediane und für einen mittleren Ablauf der Kläranlage (QM) drei Szenarien berechnet: Für die Aller bei Niedrigwasser (MNQ), bei Mittelwasser (MQ) und bei mittlerem Hochwasser (MHQ). Tabelle 6 zeigt die Ergebnisse der Mischungsrechnungen an, eine **Überschreitung des GOW** wird in roter Schrift angezeigt. Wie man unschwer sehen kann, wird nur bei mittlerem Hochwasser in der Aller der Gesundheitliche Orientierungswert (GOW) sicher eingehalten.

**Tab. 6: Ergebnisse der Mischungsrechnungsszenarien für eine Einleitung von Abwasser in die Aller.**

		MNQ	MQ	MHQ	Situation Aller
		KA QM	KA QM	KA QM	Situation KA
Amidotrizesäure	µg/l	4,57	1,21	0,22	GOW = 1 µg/l
Carbamazepin	µg/l	0,62	0,16	0,03	GOW = 0,3 µg/l
Diclofenac	µg/l	2,52	0,67	0,12	GOW = 0,3 µg/l

## Diskussion, Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Abwasser der Stadt Wolfsburg und der umliegenden Gemeinden wurde jahrzehntelang vollständig verregnet und zur Grundwasseranreicherung verwendet. Die Grundwasserbrunnen im Beregnungsgebiet zeigen entsprechend hohe Belastungen mit Spurenstoffen.

Im Vergleich mit den aktuellen Konzentrationen im zur Beregnung verwendeten Ablauf der Kläranlage imponiert, dass der Brunnen nW4h im Verregnungsgebiet Jembke, der dicht am ehemaligen Abwasserversickerungsgebiet Lohbusch liegt, bei etlichen Analyten höhere Konzentrationen aufweist als der Kläranlagenablauf. Hier kann davon ausgegangen werden, dass es sich um „alte Belastungen“ durch die frühere Praxis der Grundwasseranreicherung handelt.

Betrachtet man, was mit dem Kläranlagenablauf nach der Beregnung passiert, so bleibt festzustellen, dass von den meisten Spurenstoffen schon in einer Tiefe von 60 cm kaum noch etwas nachzuweisen ist. Zu einer weiteren Konzentrationverminderung kommt es nach 100 cm Fließstrecke in der Bodenmatrix, dies ist im Beregnungsgebiet Jembke bei Benzotriazol und bei Carbamazepin gut belegbar. Für Carbamazepin trifft diese Aussage auch für das Gebiet Brackstedt zu. Die meisten Spurenstoffe sind ohnehin im Sickerwasser nur unterhalb der Bestimmungsgrenze nachweisbar. Sorptions- und Abbauvorgänge im Boden führen zu einer sehr guten Elimination der meisten Spurenstoffe (vgl. auch Lorey 2015). Auch die Konzentrationen im Dränablauf (Brackstedt) und an

der Grundwasseroberfläche verstetigen im Wesentlichen diesen Eindruck. Wobei es im Grundwasser auch an dessen Oberfläche sicher schon zu einer Vermischung mit dem deutlich höher belasteten Grundwasser kommt.

Eine Ausnahme stellt jedoch das inerte Röntgenkontrastmittel Amidotrizoensäure dar. Hier sehen wir Überschreitungen des GOWs, welcher bei 1 µg/L liegt, an jeder Probestelle. Die Analytik dieser Substanz ist schwierig, oft wurden von derselben Probe bei Doppelbestimmungen in unterschiedlichen Laboren extrem unterschiedliche Werte gemessen, die teilweise um mehr 350 % höher lagen. Aber als gesichert muss gelten, dass es immer zu Überschreitung des GOWs kommt.

Die Ergebnisse der vielen Pflanzenuntersuchungen legen den Schluss nahe, dass keine Spurenstoffe in der Pflanze eingelagert werden, denn in diesem Falle hätte es auch im Erntegut Nachweise geben müssen. In für den menschlichen Verzehr geeigneten Pflanzenteilen, insbesondere in den Getreidekörnern, konnten in allen durchgeführten Untersuchungen keine Verunreinigungen durch Spurenstoffe gemessen werden. Der Genuss der landwirtschaftlichen Produkte von diesen Flächen ist unbedenklich. Bei den Positivnachweisen an Wurzeln, Knollen, Stängeln und Blättern handelt es sich vermutlich um Anhaftungen von Spritzwasser oder von Boden. Eine vollständige Beseitigung von Erdanhaftungen gerade bei feinen Wurzeln oder auf der dünnen Haut einer Kartoffelknolle ist nicht möglich, ohne einen gewissen Materialverlust der Pflanzen in Kauf zu nehmen.

Die in den Brunnen im Beregnungsgebiet Jembke festgestellten Überschreitungen des GOWs können nicht auf die derzeitige Beregnungspraxis zurückgeführt werden. Durch die Beregnung der Flächen mit dem gereinigten Abwasser kommt es zu keiner Verschlechterung der derzeitigen Grundwasserqualität. Auch der mengenmäßige Zustand des Grundwassers wird durch die pflanzenbedarfsgerechte Beregnung eher verbessert.

Die Bodenverhältnisse (sandiger Boden) im Gebiet sind ärmlich (Bodenwerte um 20 Punkte), und der Boden verfügt nicht über eine größere Wasserhaltungskapazität. Ohne Beregnung wären ertragreiche Ernten sicherlich kaum möglich. Zwar gibt es Ausnahmen, so wird beispielsweise Raps gar nicht beregnet, aber aufgrund der Notwendigkeit von regelmäßigen Fruchtfolgen, kann nicht grundsätzlich und dauerhaft auf eine Beregnung verzichtet werden. Vor dem Hintergrund des Klimawandels sind weitere Dürrejahre anzunehmen, in denen es auch nicht zu einer Grundwasserneubildung kommt, so wie in den Jahren 2020 bis 2022.

Eine Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung ist nicht gewollt, und eine Beregnung mit Grundwasser würde dem mengenmäßigen Zustand des Grundwassers schaden. Der chemische Zustand des Grundwassers ist möglicherweise schon jetzt nicht gut, Diclofenac steht auf der Watch-List für prioritäre Stoffe und wird möglicherweise bald mit einer Umweltqualitätsnorm (UQN) versehen (EU 2015/495). Ob auch die im Rahmen dieses Monitorings nicht mit untersuchten Industriechemikalien, die zu den prioritären Stoffen gehören, oberhalb der UQN liegen, ist nicht klar, diese Frage bedürfte einer weiteren Abklärung. Als Trinkwasser ist das vorbelastete, unbehandelte Grundwasser zurzeit nicht geeignet.

Für die Aller ist in der Vegetationszeit der Verbleib des gereinigten Abwassers auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen von großem Vorteil. Auch im Oberflächengewässer führt die Einleitung von gereinigtem Abwasser – insbesondere in Dürre Jahren mit der Folge eines hohen Abwasseranteils – zu einem schlechteren ökologischen und ggf. sogar schlechten chemischen Zustand. Für die Biodiversität ist eine Verschlechterung des Zustandes der Aller ebenfalls nicht wünschenswert (O<sub>2</sub>-Gehalt, Eutrophierung, Spurenstoffe).

Die Beibehaltung der derzeitigen Praxis der pflanzenbedarfsgerechten Berechnung ist auf der Basis des durchgeführten Monitorings weiterhin zu verantworten. Eine Verschlechterung der derzeitigen Grundwasserqualität ist im Berechnungsgebiet auszuschließen.

Allerdings wird zukünftig eine 4. Reinigungsstufe notwendig werden, auch, weil die EU Verordnung 2020/741 diese zur Sicherung der hygienischen Qualität einfordert. Eine 4. Reinigungsstufe, die nicht nur die hygienische Situation verbessert, sondern auch die Elimination der noch im Abwasser befindlichen Spurenstoffe befördert, ist in Wolfsburg bereits angedacht.

## **Danksagung**

Unser besonderer Dank geht an die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe BGR, die uns in die Methode der Beprobung der Grundwasseroberfläche eingewiesen und uns über drei Jahre bei Bedarf das Equipment für die Untersuchung zur Verfügung gestellt hat.

Wir bedanken uns auch beim Niedersächsischen Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz für die finanzielle Unterstützung bei der Finanzierung des Monitorings.

## **Literatur**

- Abwasserverband Wolfsburg (Hrsg.) (2015): Chronik 75 Jahre Abwasserverband Wolfsburg – Eine Erfolgsgeschichte der Abwasserwertung 1940 – 2015.
- BGR Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.), Hannover (2008): Ermittlung flächenrepräsentativer Hintergrundkonzentrationen prioritärer Schadstoffe im Bodensickerwasser. Im Internet 06.01.2024:  
[https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/Schriften/Downloads/2008\\_Hintergrundkonz\\_Schadstoffe\\_in\\_SIWA.html?\\_\\_blob=publicationFile](https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/Schriften/Downloads/2008_Hintergrundkonz_Schadstoffe_in_SIWA.html?__blob=publicationFile).
- EU 2015/495 (2015) Durchführungsbeschluss (EU) 2015/495 der Kommission vom 20. März 2015 zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpolitik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates.
- EU 2020/741 Verordnung (EU) 2020/741 des europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Mai 2020 über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung.
- Lorey, Corinna (2015): Elimination von Spurenstoffen bei der Abwasserreinigung. In: Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, Heft 153, Hannover.
- NLWKN Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg.) (2014): Grundwasser Band 20 – Regionaler Themenbericht – Arznei- und Röntgenkontrastmittelrückstände im Grundwasser – Untersuchung in Abwasser- bzw. Klärschlammverregnungsgebieten im Raum Braunschweig-Wolfsburg.
- NLWKN Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg.) (2017): Grundwasser Band 30 – Regionaler Themenbericht – Rückstände von Arznei- und Röntgenkontrastmitteln im Grund- und Oberflächenwasser – Wiederholende und ergänzende Untersuchung in Abwasser- bzw. Klärschlammverregnungsgebieten im Raum Braunschweig-Wolfsburg.

## **Entwicklung des Fischbestandes in Deutschlands viertlängstem Schifffahrtskanal und Diskussion von Managementansätzen zur Förderung heimischer Fischarten in angrenzenden Hafenanlagen**

*Andreas Maday & Matthias Emmrich*

Anglerverband Niedersachsen e.V. Brüsseler Str. 4, 30539 Hannover, a.maday@av-nds.de, m.emmrich@av-nds.de

**Keywords:** Fischereibiologische Untersuchung, Neobiota, Schifffahrtsstraßen, Elbe-Seitenkanal, Fischereimanagement, Habitataufwertung

### **Einleitung**

Der Elbe-Seitenkanal (nachfolgend ESK) gehört zu den längsten Kanälen in Niedersachsen (Gesamtlänge 115,2 km) und steht in direkter Verbindung mit dem Mittellandkanal (nachfolgend MLK, bei Calberlah, MLK Kilometer 233,6) im südlichen und der Elbe (bei Artlenburg, Elbe Kilometer 573) im nördlichen Bereich (WSA, 2024). Durch zwei Schleusenanlagen (Schleuse Uelzen / Schiffshebewerk Scharnebeck) wird der Kanal in drei Stauhaltungen unterteilt (WSA 2024). Abgesehen von seiner primären Funktion als Schifffahrtsweg erfreut sich der Kanal großer Beliebtheit bei verschiedenen Erholungssuchenden, insbesondere bei Anglerinnen und Anglern. Die Fischereirechtsinhaber, der Anglerverband Niedersachsen e. V. und der Anglerverband Hamburg e. V., engagieren sich für ein nachhaltiges Fischereimanagement im ESK. Der ESK bietet darüber hinaus einen Lebensraum für diverse aquatische Taxa, darunter unterschiedliche Fischarten.

Basierend auf seiner künstlichen Bauweise (Trapezprofil mit monotonen, meist vergossenen Steinpackungen/Spundwänden) in Kombination mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten durch den Schiffsverkehr ist jedoch die Habitatverfügbarkeit insbesondere für schwimmschwache Arten am ESK begrenzt (z. B. Wolter & Arlinghaus 2003). Komplexere Habitatstrukturen (emerse Makrophyten), die vor allem für strukturorientierte Fischarten von hoher Bedeutung sind (Matern et al., 2021; Maday et al. 2023), stehen in der Regel nur punktuell entlang der Kanalstrecke (überwiegend Schilfbestände) zur Verfügung. Gänzlich fehlen gut strukturierte, strömungsberuhigte Flachwasserzonen, die insbesondere für Kleinstlebewesen und Jungfische von hoher Bedeutung sind (Landwüst & Wieland, 2021; Radinger et al. 2023). Lediglich Hafenanlagen bzw. Verladestellen (N = 8) bilden am ESK vergleichsweise strömungsberuhigte, teilweise mäßig strukturierte Bereiche. Aufgrund der jedoch überwiegend strukturlosen Uferzonen bilden in Schifffahrtskanälen mit ähnlicher struktureller Ausstattung meist nur euryöke Fischarten größere Bestände aus (Wolter & Vilcinskas 1997), was auch für den ESK durch eine, zuletzt im Jahr 2006 stattgefundene Bestandserhebung bestätigt werden konnte (vgl. Borchard 2008).

Bei dieser Untersuchung wurden insgesamt 12 Fischarten nachgewiesen, wobei Arten mit geringen Habitatansprüchen, vorwiegend Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) und Aale (*Anguilla anguilla*), dominierten (Borchard 2008). Andere, anspruchsvollere Arten wurden in deutlich geringeren Abundanzen nachgewiesen (Borchard 2008). Neobiota konnten im Jahr 2006 nicht nachgewiesen werden. Seit der letzten Untersuchung wurde jedoch beobachtet, dass sich im

angrenzenden MLK vier gebietsfremde Fischarten, die Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*), die Marmorgrundel (*Proterorhinus semilunaris*), die Kesslergrundel (*Ponticola kessleri*) und der Wolgazander (*Sander volgensis*) sukzessive ausbreiteten (Klefoth 2012; Matteikat et al. 2016). Insbesondere die Schwarzmundgrundel, die in neu besiedelten, künstlichen Gewässern mitunter dichte Populationen entwickelt und einen nachweisbaren Einfluss auf das Nahrungsnetz ausüben kann (Kornis et al. 2012), wurde vermehrt von Anglern gefangen. Wie groß der Anteil der Schwarzmundgrundel in der Fischartengemeinschaft im ESK ist und ob weitere gebietsfremde Grundelarten im ESK vorkommen, wurde jedoch bisher nicht untersucht.

Um aktuellere Daten als Grundlage eines adaptiven, datenbasierten Fischereimanagements zu erheben, führte der Anglerverband Niedersachsen e.V. im Jahr 2022 (unterstützt durch den Anglerverband Hamburg e. V.) im Zuge der fischereilichen Hegepflicht eine fischereibiologische Untersuchung durch. Mittels Elektrofischerei und Multi-Maschen Kiemennetzen sollten aktuelle Daten zur Fischartenvielfalt und Fischartenzusammensetzung – auch kleinerer in den Anglerfängen meist unterrepräsentierter Fischarten und Größenklassen – erhoben werden.

## Material und Methoden

### Untersuchungsgebiet

Der ESK wurde an sechs gleichmäßig entlang des Gewässerverlaufes verteilten Untersuchungstransekten (T1-T6) beprobt (Abb. 1). Das südlichste Transekt (T1) befindet sich an der MLK Mündung bei Calberlah, das nördlichste Transekt befindet sich bei Scharnebeck nahe der Elbemündung (Abb. 1). Die Stellnetzbefischung wurde in einer Hafenanlage bei Wittingen durchgeführt.



Abb.1: Lage der Untersuchungstransekten entlang der ESK Kanalstrecke.

### ***Elektrofischerei und Multimaschen Stellnetze***

Die Elektrofischerei wurde im September 2022 vom Boot aus auf sechs zuvor festgelegten, definierbaren Kanalabschnitten (durchschnittliche Transektlänge je Ufer  $\pm$  SD =  $276,6 \pm 50,8$  m, gleichmäßig entlang der Kanalstrecke verteilt, beidseitig beprobt) durchgeführt. Eingesetzt wurde ein stationäres, benzinmotorbetriebenes Elektrofischereigerät vom Typ DEKA 7000 (Fa. Mühlenberg, Marsberg, Deutschland; Leistung 7 kW bzw. 14 kW). Die Befischung erfolgte mittels Gleichstrom unter Verwendung einer Spannung von 200-300 Volt (je nach Gewässertiefe). Es wurde ein 2,4 m langer Anodenkescher (Fangnetz-Maschenweite = 5 mm) verwendet, als Kathode wurde ein ca. 2 m langes Stahldrahtseil eingesetzt. Die Befischung erfolgte an zufällig ausgesuchten Punkten entlang eines Ufertransektes (Copp, 2010). Die Anzahl der gefischten Punkte Transekt wurde in die Auswertung zur Ermittlung der Einheitsfänge (nachfolgend auch NPUE, Anzahl gefangener Individuen je Elektrofischerei Dip) integriert. Im Mittel wurde die aktivierte Fanganode  $145,5 \pm 20$  mal je Untersuchungstransekt eingesetzt. Überwiegend wurde in einer mittleren Wassertiefe  $69,2 \pm 6,1$  cm (min – max = 40 – 150 cm) gefischt. Die dominante Uferstruktur bestand aus weitgehend vergossener Steinschüttung, lediglich an zwei Untersuchungstransekten (T1 und T6) wurden teilweise Schilfbestände als zusätzliche Uferstruktur vorgefunden. Alle gefangenen Fische wurden während des Elektrofischens in einer mit Wasser gefüllten und technisch belüfteten Kunststoffwanne (V = 106 L) zwischengehältet, nach dem Fischen eines Transektes gemessen (Totallänge, Genauigkeit 1mm), gewogen (Frischgewicht, Genauigkeit 0,1 g) und schonend zurückgesetzt.

Benthische Multi-Maschen-Kiemennetze (Typ NORDIC; Länge = 30 m, Maschenweite 5-55 mm, passive Fangmethode) wurden im Dezember 2022 (Wassertemperatur =  $3,5^{\circ}\text{C}$ ) in einem Hafenbecken verwendet, um Daten zu Fischarten zu erheben, die bei der Elektrofischerei (insbesondere in den eingespundeten Kanal- und Hafenbereichen und in Tiefen über 1,0 m) unterrepräsentiert sind, vgl. Sutela et al. (2008)). Die Befischung mit Multi-Maschen Kiemennetzen orientierte sich an den Empfehlungen von Appelberg (2000) und dem europ. Standard (DIN EN 14757, 2015). Die Stellnetze wurden vor der Dämmerung an zufällig ausgewählten Stellen gestellt und über Nacht im Hafenbecken gelassen. Am darauffolgenden Morgen wurden die Netze gehoben. Die gefangenen Fische wurden gemessen (Totallänge, Genauigkeit 1mm) und gewogen (Frischgewicht, Genauigkeit 0,1 g).

## **Ergebnisse**

### ***Fischartenspektrum und Biomasseanteile***

Insgesamt wurden 1.051 Fischindividuen aus 16 Fischarten gefangen (15 Fischarten mittels Elektrofischerei, sieben Fischarten mittels Multi-Maschenbefischung). Die häufigsten Fischarten mit eudominanten Anteilen am Gesamtfang waren der Flussbarsch (N = 369), die Schwarzmundgrundel (N = 318) und das Rotauge (N = 136). Mit insgesamt 76 Individuen stellte der Aal die vierthäufigste Fischart mit einem dominanten Anteil am Gesamtfang dar (Abb.1, Tab.1). Die übrigen Fischarten waren deutlich weniger häufig, unter anderem wurde die Marmorgrundel mit zwei Tieren nachgewiesen (Abb. 2, Tab. 1)

Die Biomasseanteile (Gesamtbiomasse = 28,2 kg) wichen von den beobachteten Häufigkeitsanteilen ab. Mit 8,8 kg wies der Aal den höchsten Biomasseanteil (31,2 %), und das Rotauge 5,1 kg den zweithöchsten Biomasseanteil (18,19 %) auf (Abb. 2, Tab. 1). Weitere Arten mit hohen Biomasseanteilen am Gesamtfang hatte der Flussbarsch (3,1 kg), die Brasse [(*Abramis brama*); 2,9 kg], der Zander [(*Sander lucioperca*); 2,5 kg], der Rapfen [(*Leuciscus aspius*); 2,1 kg] und Aland [(*Leuciscus idus*); 1,7 kg]. Alle übrigen Fischarten hatten einen vergleichsweise geringen Biomasseanteil am Gesamtfang (Abb. 2, Tab. 1).

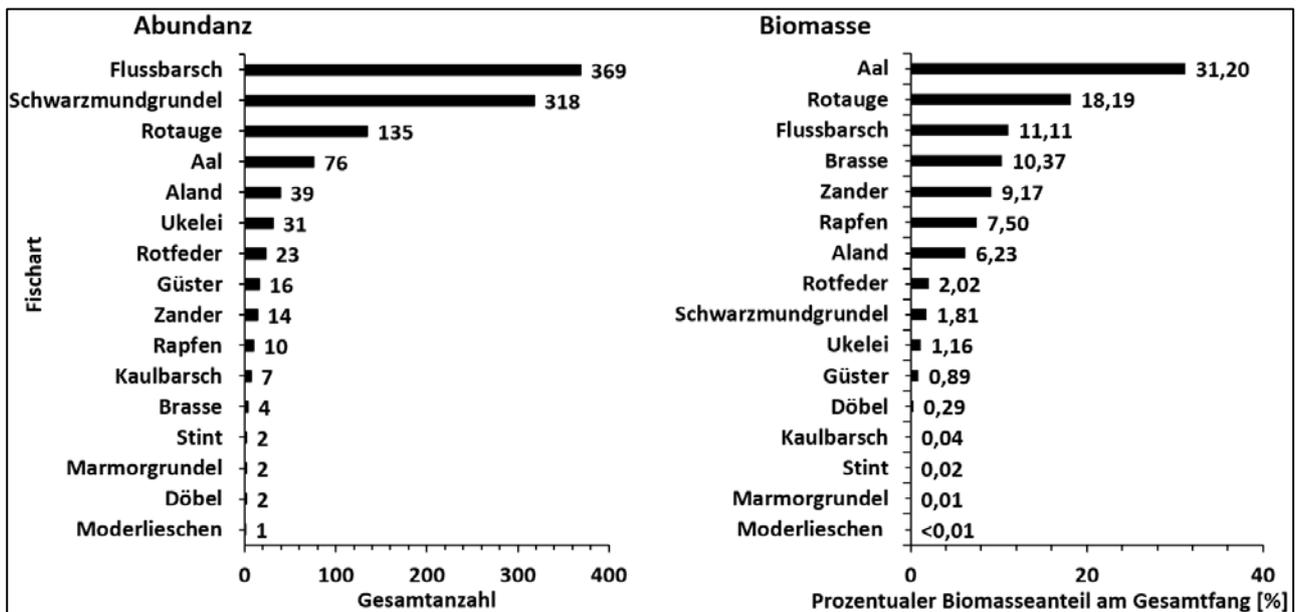


Abb.2: Absolute Abundanzen (links) und Biomasseanteile (rechts) aller nachgewiesenen Fischarten (Elektro- und Stellnetzbefischung).

### Elektrofischerei Einheitsfänge und Fischartenverteilung

Zur Ermittlung der Einheitsfänge wurden die beiden Uferseiten je Untersuchungstransect zusammengefasst. Die mit Abstand höchsten fischartenübergreifenden Einheitsfänge konnten in Transekten mit Schilfbewuchs [Transect T1 (2,51 Fische/Dip) und Transect T6 (0,8 Fische/Dip)] nachgewiesen werden (Abb. 3). Die höchste Artenvielfalt wurde in Transect T6 (11 Fischarten) und in Transect T1 (10 Fischarten) beobachtet (Abb. 3).

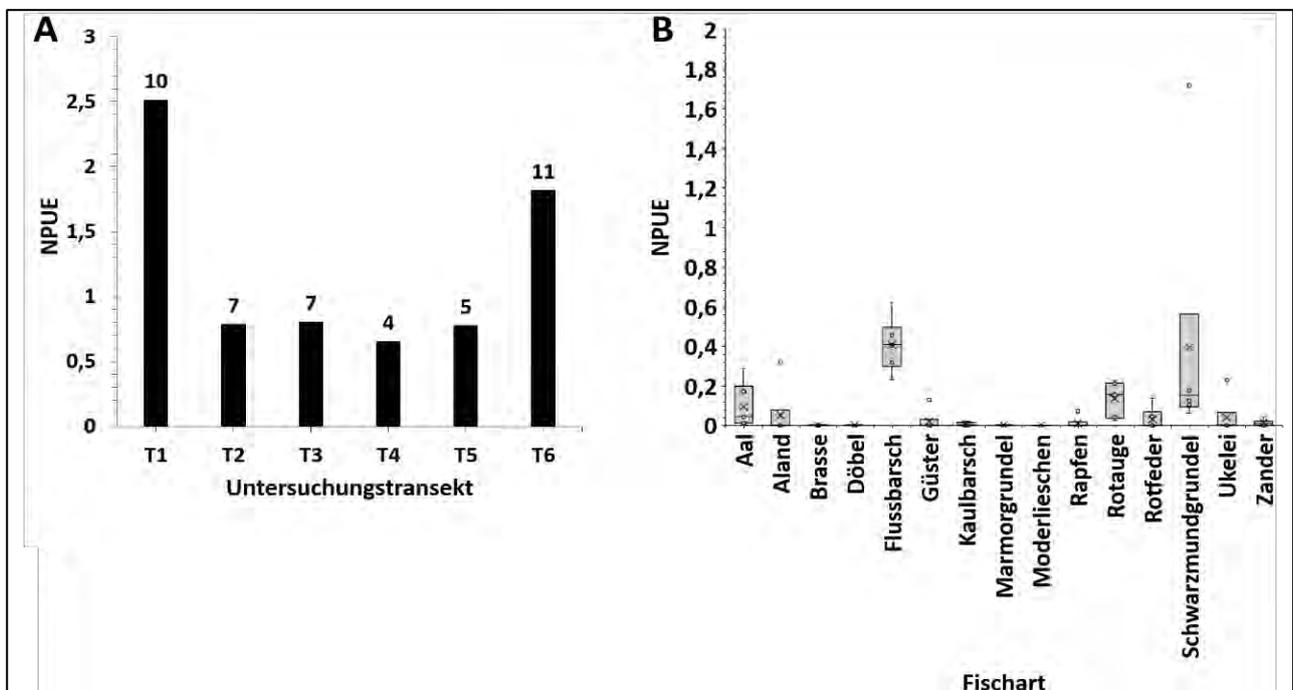


Abb. 3: Transectspezifische Fischartenvielfalt (Artenzahl über dem Balken) bzw. Einheitsfänge aller Fischarten (A) und artspezifische Einheitsfänge (B) auf den Untersuchungstransecten (Elektrofischerei, N = 6).

Die höchsten, durchschnittlichen Einheitsfänge wurden beim Flussbarsch ( $\bar{X} \pm SD = 0,41 \pm 0,12$ ), der Schwarzmundgrundel ( $\bar{X} \pm SD = 0,40 \pm 0,59$ ) und dem Rotaugen ( $\bar{X} \pm SD = 0,14 \pm 0,08$ ) beobachtet (Abb. 3). Die durchschnittlichen Einheitsfänge der anderen Fischarten waren deutlich geringer (Abb. 3, Tab. 1).

Von den insgesamt 15 Fischarten, die mittels Elektrofischerei nachgewiesen wurden, konnten vier Fischarten (Aal, Flussbarsch, Rotaugen und Schwarzmundgrundel) in jedem der sechs Untersuchungstransekten nachgewiesen werden (Tab.1). Viele Fischarten [Aland, Brasse, Döbel (*Squalius cephalus*), Güster (*Blicca bjoerkna*), Marmorgrundel, Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*) und Rapfen] konnten lediglich in einem der Untersuchungstransekte gefangen werden (Tab.1). Die Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) wurde in zwei Transekten (T1 und T6) nachgewiesen.

**Tab. 1: Charakteristika der mit beiden Untersuchungsmethoden nachgewiesenen Fischarten,  $\bar{X}$  geben nur Daten der Elektrofischerei wieder.**

Fischart	Wissenschaftlicher Artname	Anzahl	Bio-masse [kg]	$\bar{X} \pm SD$	Transekt Präsenz	Dominanz-anteil*
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	76	8.8	0,1 ± 0,1	6/6	dominant
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	39	1.7	0,05 ± 0,12	1/6	subdominant
Brasse	<i>Abramis brama</i>	4	2.9	0,001 ± 0,004	1/6	subrezedent
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>	2	0,08	0,002	1/6	subrezedent
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	369	3,1	0,41 ± 0,12	6/6	eudominant
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	16	0,25	0,02 ± 0,05	1/6	rezedent
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	7	0,12	0,0 ± 0,01	3/6	subrezedent
Marmorgrundel	<i>Proterorhinus marmoratus</i>	2	0,003	0,002	1/6	subrezedent
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	1	0,001	0,001	1/6	subrezedent
Rapfen	<i>Leuciscus aspius</i>	10	2,1	0,01	1/6	subrezedent
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	136	5,1	0,14 ± 0,08	6/6	eudominant
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	23	0,560	0,03 ± 0,05	2/6	subdominant
Schwarzmundgrundel	<i>Neogobius melanostomus</i>	318	0,511	0,40 ± 0,59	6/6	eudominant
Stint	<i>Osmerus eperlanus</i>	2	0,005	-	-	subrezedent
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	32	0,327	0,04 ± 0,08	3/6	subdominant
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	14	2,5	0,01 ± 0,02	4/6	rezedent
<b>Σ (alle Arten)</b>		<b>1.051</b>	<b>28,2</b>			

\*Dominanzklassifizierung nach Schwerdtfeger, 1978: > 10 % = eudominant; 10-5 % dominant; 5-2 % subdominant; 2-1 % rezedent; < 1 % subrezedent

## Diskussion

Da die letzte fischereibiologische Untersuchung bereits 16 Jahre zurück lag, führte der Anglerverband Niedersachsen im Jahr 2022 eine Fischbestandserhebung mittels verschiedener Untersuchungsmethoden (Elektrofischerei, Multimaschenstellnetzen) im ESK bzw. in einer angrenzenden Hafenanlage durch. Es konnten insgesamt 1.051 Fischindividuen aus 16 Fischarten nachgewiesen werden. Verglichen mit den Referenzdaten aus dem Jahr 2006 (Borchard 2008) wurden mehr Fischarten (unter anderem Neobiota) nachgewiesen. Insgesamt konnte die höchste Fischartenvielfalt sowie die höchsten, artübergreifenden Einheitsfänge auf den Untersuchungsstrecken mit Schilfbeständen festgestellt werden.

Aufgrund von unterschiedlichen fischereilichen Ansätzen bei der Durchführung der Elektrofischerei war ein direkter Vergleich der Fischartenzusammensetzung und der transekt-spezifischen Einheitsfänge nur in begrenztem Umfang möglich. Bei Betrachtung der Fischartenzusammensetzung aller Fänge konnte jedoch eine deutliche Veränderung beobachtet werden. Dominierte bei der vorherigen Befischung noch das Rotaugen in allen Transekten den Gesamtfang (Borchard 2008), so stellt der Flussbarsch im Jahr 2022 transektübergreifend und transekt-spezifisch die häufigste Fischart dar. Diese Entwicklung kann zum einen auf jahresspezifischen Schwankungen beruhen, da die Fänge deutlich von 0+ Jungfischen dominiert wurden, ist aber möglicherweise auch auf einen grundsätzlichen Wandel in der Fischartengemeinschaft [zum Beispiel durch Nahrungsnetzeffekte, (Liversage et al. 2017)] zurückzuführen.

Insbesondere das Vorkommen der Schwarzmundgrundel, welche 2022 als zweithäufigste Fischart nachgewiesen wurde, kann sich möglicherweise stark auf die Fischartengemeinschaft im ESK ausgewirkt haben. So wurde gezeigt, dass verschiedene Fischarten (z. B. Kaulbarsche) nach der Invasion der Schwarzmundgrundel deutlich in ihren Bestandsdichten abnehmen können (Kornis et al. 2012; Jůza et al. 2018; Morissette et al. 2018). Hierbei kann die Schwarzmundgrundel durch die Prädation von Fischlarven und Jungfischen, aber auch durch Konkurrenz um Nahrungs- und Habitatressourcen, direkt auf die Populationen heimischer Arten einwirken (z. B. Kornis et al. 2012). Die Schwarzmundgrundel selbst stellt jedoch insbesondere für piscivore Fischarten (insbesondere dem Flussbarsch) eine geeignete Nahrungsquelle dar (Liversage et al. 2017; Oesterwind et al. 2017), welche möglicherweise von dem erhöhten Vorkommen der Schwarzmundgrundel profitieren.

Neben der Schwarzmundgrundel wurde die Marmorgrundel im Mündungsareal zum MLK nachgewiesen, welche sich in Westeuropa erfolgreich etabliert hat (Slovák Švolíková et al. 2021). Die Ausbreitung und Bestandsdichte dieser kleinbleibenden Art lassen jedoch darauf schließen, dass sie sich entweder noch im Ausbreitungsprozess befindet [im MLK wurde sie bereits an verschiedenen Streckenabschnitten nachgewiesen (AVN, eigene Daten)] oder sich weniger gut im Elbe-Seitenkanal etablieren kann (z. B. Roche et al. 2021). Die Kesslergrundel, welche bei Befischungen im MLK-System gefangen werden konnte (AVN, eigene Daten), scheint ebenfalls keine großen Bestände im ESK ausgeprägt zu haben. Auch der osteuropäische Wolgazander, welcher erstmalig 2010 im MLK gefangen wurde (Emmrich & Maday, in diesem Tagungsband), konnte bei der vorliegenden Untersuchung nicht nachgewiesen werden. Diese Art wird jedoch regelmäßig von Anglern im ESK gefangen und über die Fangstatistiken gemeldet (Fangstatistik 2022 = 26 Wolgazander). Es wird dementsprechend davon ausgegangen, dass sich diese Fischart mittlerweile im ESK etabliert hat.

Die Befischungsergebnisse deuten weiterhin darauf hin, dass der Kanal aufgrund seiner strukturellen Beschaffenheit nur stellenweise ein geeignetes Habitat für Jungfische verschiedener Fischarten (z. B. Rotfeder, Aland, Rapfen und Döbel) mit spezifischen Habitatansprüchen darstellt. So wurde z. B. die

Rotfeder als strukturorientierte Fischart (Kapuscinski et al. 2014; Maday et al. 2023) alleinig in Untersuchungstransekten nachgewiesen, an denen Schilfbestände vorhanden waren, wohingegen sie in Transekten ohne dichteren Pflanzenbeständen gänzlich fehlte. Die Befischungsergebnisse zeigen, dass selbst kleinere, komplexe Makrophytenbestände einen positiven Einfluss auf die Artenvielfalt im ESK haben können.

Juvenile Döbel und Rapfen konnten nur in einem Transekt gefangen werden, obgleich diese Arten weniger hohe Ansprüche an Uferstrukturen haben. Das begrenzte Vorkommen dieser Arten deutet auf einen Mangel an geeigneten Laich und Jungfischhabitaten (z. B. Balon 1975) im ESK hin und lässt vermuten, dass diese Tiere aus der Elbe eingewandert sind. Obwohl sich einige Fischarten (z. B. die Schwarzmundgrundel) auch in stärker durchströmten Kanalstrecken erfolgreich vermehren können, bevorzugen die meisten heimischen Arten [z. B. Zander, Rotaugen und Brasse; (s. a. Tesch 1959; Kennedy & Fritzmaurice 1969; Garner 1995)] strömungsberuhigte Areale zur Fortpflanzung. Insbesondere die zeitweise hohen Strömungsgeschwindigkeiten des Schiffverkehrs stellen für Fischlarven eine Gefahr dar, da sie so aus den Uferzonen in die Kanalmitte gesogen werden können (Weber et al. 2011; Zajicek & Wolter 2019). Eine entsprechend hohe Bedeutung haben daher strömungsberuhigte Bereiche, die im ESK vor allem in Hafenanlagen zu finden sind.

Dass diese Stillwasserbereiche das ganze Jahr über von diversen Fischarten genutzt werden, belegen sowohl die Befischungsergebnisse aus der Multimaschenstellnetz-Beprobung als auch die Beobachtungen diverser Hafenanlieger. Insbesondere im Frühjahr werden in den Hafenanlagen am ESK regelmäßig Fische beobachtet, die an den verfügbaren Hartstrukturen bzw. Bootsrümpfen laichen. Die unterschiedlichen Hafenstrukturen und die vertauten Boote bieten Jungfischen Schutz vor Räubern, welcher deren Überlebenswahrscheinlichkeit deutlich erhöhen kann (z. B. Helfman 1981; Russell et al. 2008). Die weitgehend strömungsberuhigten Hafenbereiche sind somit als wichtige Habitate anzusehen, die sehr wahrscheinlich einen deutlichen, positiven Effekt auf die Fischartengemeinschaft (Artenanzahl und Individuenzahl) im gesamten Kanalsystem haben.

Die Produktivität der Hafenbecken als Laich- und Jungfischhabitat ließe sich aus fischereibiologischer Sicht durch gezielte Aufwertungsmaßnahmen im Sinne eines nachhaltigen ökosystembasierten Fischereimanagements (vgl. Radinger et al., 2023) zusätzlich steigern. Aktuelle Studien zur strukturellen Aufwertung von Hafenanlagen und deren Einfluss auf die Fischzönose aus dem marinen Bereich zeigen, dass durch die Schaffung neuer, strukturreicher Habitate entlang monotoner Hafenufer sowohl die Fischartendiversität als auch die Fischabundanz deutlich gesteigert werden können (Mercader et al. 2017; Joubert et al. 2023). Die Installation ähnlicher Strukturen (z. B. Bolding et al. 2004), könnte am ESK sowohl die Quantität als auch die Qualität geeigneter Laichplätze und Larven- bzw. Jungfischhabitats erhöhen. Neben der Förderung von Jungfischen unterschiedlicher Fischarten würde diese Art des Habitatmanagements ebenfalls die Verfügbarkeit besiedelbarer Oberflächen in monotonen, aquatischen Habitats für Wirbellose (z. B. Mollusken, Insekten und Krebstiere) erhöhen (Prince & Maughan 1978; Bolding et al. 2004), was wiederum positive Effekte auf die Artenvielfalt diverser Taxa und das gesamte Nahrungsnetz im ESK haben kann.

## **Zusammenfassung**

Im Vergleich zu den 2006 erhobenen fischereilichen Daten wurde durch die vorliegende Untersuchung gezeigt, dass sich sowohl das Fischartenspektrum, als auch die Dominanzverhältnisse in den Fängen im ESK deutlich verändert haben. Neben überwiegend euryöken, heimischen Fischarten wurden zwei gebietsfremde Grundelarten, die Marmorgrundel und die Schwarzmundgrundel

(mittlerweile zweithäufigste Fischart) nachgewiesen. Grundsätzlich konnten eine deutlich höhere Artenvielfalt sowie höhere Einheitsfänge verschiedener Fischarten in den Untersuchungstransekten beobachtet werden, in denen emerse Makrophyten wuchsen, was den positiven Einfluss komplexer Uferstrukturen auf die Fischzönose unterstreicht. Die strukturelle Aufwertung von überwiegend strömungsberuhigten Hafengebieten, welche als wichtige Larven- und Jungfischhabitats für limno- und euryopare Fischarten gelten, stellt eine vielversprechende Möglichkeit dar, um die Bestände insbesondere heimischer Fischarten in monotonen Schifffahrtskanälen nachhaltig zu fördern.

## Danksagung

Wir möchten dem Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt des Bundes (WSA), insbesondere Andreas Bigalke und Florian Korytko, unseren Dank aussprechen. Ebenfalls danken wir Okka Waldeck (FÖJLERIN), Aylin Aykurt (Anglerverband Hamburg e. V.), Britta Beckmann (VFG Schönewörde u. Umgebung) und André Goldenstein für ihre Unterstützung bei der Datenerhebung. Weiterhin möchten wir uns bei Steffen Wieland und Christian von Landwüst (Bundesanstalt für Gewässerkunde) für ihre fachliche Beratung vor der Befischung bedanken.

## Literatur

- Appelberg, M., 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. *Fiskeriverket Information* 2000 1: 1–32.
- Balon, E. K., 1975. The main reproductive guilds of fish: A proposal and definition. *Journal of the Fisheries Board of Canada* 32: 821–864.
- Bolding, B., S. Bonar, & M. Divens, 2004. Use of artificial structure to enhance angler benefits in lakes, ponds, and reservoirs: A literature review. *Reviews in Fisheries Science* 12: 75–96.
- Borchard, B., 2008. Fischereibiologische Untersuchungen im Kanalnetz der Wasser- Schifffahrtsdirektion Mitte: Fischbestandsaufnahme 2006 am Mittellandkanal (MLK), abzweigenden Stichkanälen und am Elbe-Seitenkanal (ESK). im Auftrag für die Bundesanstalt für Gewässerkunde (unveröffentlicht) Koblenz 1–281.
- Copp, G. H., 2010. Patterns of diel activity and species richness in young and small fishes of European streams: A review of 20 years of point abundance sampling by electrofishing. *Fish and Fisheries* 11: 439–460.
- DIN EN 14757, 2015. DIN EN 14757 - Wasserbeschaffenheit - Probenahme von Fischen mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen; Deutsche Fassung EN 14757:2015. 1–34.
- Garner, P., 1995. Suitability indices for juvenile 0 + roach [*Rutilus rutilus* (L.)] using point abundance data. *Regulated Rivers: Research & Management* 10: 99–104.
- Helfman, G. S., 1981. The advantage to fishes of hovering in shade. *Copeia* 2: 392–400.
- Joubert, E., R. P. M. Gauff, B. de Vogüé, F. Chavanon, C. Ravel, & M. Bouchoucha, 2023. Artificial fish nurseries can restore certain nursery characteristics in marine urban habitats. *Marine Environmental Research* 190: 1–12.
- Jůza, T., P. Blabolil, R. Baran, D. Bartoň, M. Čech, V. Draštík, J. Frouzová, M. Holubová, H. A. M. Ketelaars, L. Kočvara, J. Kubečka, M. Muška, M. Prchalová, M. Říha, Z. Sajdlová, M. Šmejkal, M. Tušer, M. Vašek, L. Vejřík, I. Vejříková, A. J. Wagenvoort, J. Žák, & J. Peterka, 2018. Collapse of the native ruffe (*Gymnocephalus cernua*) population in the Biesbosch lakes (the Netherlands) owing to round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion. *Biological Invasions* 20: 1523–1535.
- Kapuscinski, K. L., J. M. Farrell, S. V. Stehman, G. L. Boyer, D. D. Fernando, M. A. Teece, & T. J. Tschaplinski, 2014. Selective herbivory by an invasive cyprinid, the rudd *Scardinius erythrophthalmus*. *Freshwater Biology* 59: 2315–2327.
- Kennedy, M., & P. Fritzmaurice, 1969. The biology of the bream *Abramis brama* (L.) in Irish waters. *Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B: Biological, Geological, and Chemical Science* 67: 95–157.
- Klefoth, T., 2012. Zander aus Osteuropa breiten sich aus. Pressemitteilung des Landessportfischerverbands Niedersachsen e.V. Hannover 1.

- Kornis, M. S., N. Mercado-Silva, & M. J. vander Zanden, 2012. Twenty years of invasion: A review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. *Journal of Fish Biology* 80: 235–285.
- Landwüst, C. von, & S. Wieland, 2021. Fischökologische Erfolgskontrolle der Flachwasserzone Mannhausen am Mittellandkanal, km 277-279, im September 2011. *Bericht BfG- 2082*: 1–71.
- Liversage, K., K. Nurkse, J. Kotta, & L. Järv, 2017. Environmental heterogeneity associated with European perch (*Perca fluviatilis*) predation on invasive round goby (*Neogobius melanostomus*). *Marine Environmental Research* 132: 132–139.
- Maday, A., S. Matern, C. T. Monk, T. Klefoth, C. Wolter, & R. Arlinghaus, 2023. Seasonal and diurnal patterns of littoral microhabitat use by fish in gravel pit lakes, with special reference to supplemented deadwood brush piles. *Hydrobiologia* 850: 1557–1581.
- Matern, S., T. Klefoth, C. Wolter, & R. Arlinghaus, 2021. Environmental determinants of fish abundance in the littoral zone of gravel pit lakes. *Hydrobiologia* 848: 2449–2471.
- Matteikat, W., T. Klefoth, & M. Emmrich, 2016. Charakteristika zweier Populationen der Schwarzmundgrundel *Neogobius melanostomus*, Pallas 1814 im Mittellandkanal. *Lauterbornia* 81: 163–174.
- Mercader, M., A. Mercière, G. Saragoni, A. Cheminée, R. Crec’hriou, J. Pastor, M. Rider, R. Dubas, G. Lecaillon, P. Boissery, & P. Lenfant, 2017. Small artificial habitats to enhance the nursery function for juvenile fish in a large commercial port of the Mediterranean. *Ecological Engineering* 105: 78–86.
- Morissette, O., Y. Paradis, R. Pouliot, & F. Lecomte, 2018. Spatio-temporal changes in littoral fish community structure along the St. Lawrence river (Québec, Canada) following round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion. *Aquatic Invasions* 13: 501–512.
- Oesterwind, D., C. Bock, A. Förster, M. Gabel, C. Henseler, P. Kotterba, M. Menge, D. Myts, & H. M. Winkler, 2017. Predator and prey: the role of the round goby *Neogobius melanostomus* in the western Baltic. *Marine Biology Research* 13: 188–197.
- Prince, E. D., & O. E. Maughan, 1978. Freshwater artificial reefs: biology and economics. *Fisheries* 3: 5–9.
- Radinger, J., S. Matern, T. Klefoth, C. Wolter, F. Feldhege, C. T. Monk, & R. Arlinghaus, 2023. Ecosystem-based management outperforms species-focused stocking for enhancing fish populations. *Science* 379: 946–951.
- Roche, K., L. Šlapanský, M. Trávník, M. Janáč, & P. Jurajda, 2021. The importance of rip-rap for round goby invasion success—a field habitat manipulation experiment. *Journal of Vertebrate Biology* 70: 1–14.
- Russell, I., D. Parrott, M. Ives, D. Goldsmith, S. Fox, D. Clifton-Dey, A. Prickett, & T. Drew, 2008. Reducing fish losses to cormorants using artificial fish refuges: an experimental study. *Fisheries Management and Ecology* 15: 189–198.
- Schwerdtfeger, F., 1978. *Lehrbuch der Tierökologie*. Parey, Hamburg – Berlin.
- Slovák Švolíková, K., B. Števo, P. Križek, P. Mosná, J. Fedorčák, & V. Kováč, 2021. Tubenose goby - A discreet invader from the past goes higher. *Journal of Vertebrate Biology* 70: 1–14.
- Sutela, T., M. Rask, T. Vehanen, & A. Westermark, 2008. Comparison of electrofishing and NORDIC gillnets for sampling littoral fish in boreal lakes. *Lakes and Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use* 13: 215–220.
- Tesch, F. W., 1959. Die Zanderlaichverhältnisse (*Lucioperca lucioperca* L.) auf Grund von Laichnestkontrollen im Müggelsee. *Zeitschrift für Fischerei* 8: 587–596.
- Weber, A., C. Schomaker, & C. Wolter, 2011. Das fischökologische Potential urbaner Wasserstraßen In Jähmig, S., D. Hering, & M. Sommerhäuser (eds), *Fließgewässer-Renaturierung heute und morgen - EG- Wasserrahmenrichtlinie, Maßnahmen und Effizienzkontrolle*. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart: 235–249.
- Wolter, C., & R. Arlinghaus, 2003. Navigation impacts on freshwater fish assemblages: The ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13: 63–89.
- Wolter, C., & A. Vilcinskas, 1997. Perch (*Pera fluviatilis*) as an indicator species for structural degradation in regulated rivers and canals in the lowlands of Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 6: 174–181.
- WSA, 2024. Elbe-Seitenkanal. Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Mittellandkanal / Elbe-Seitenkanal, <https://www.wsa-mittellandkanal-elbe-seitenkanal.wsv.de/webcode/2520906>.
- Zajicek, P., & C. Wolter, 2019. The effects of recreational and commercial navigation on fish assemblages in large rivers. *Science of the Total Environment* 646: 1304–1314.

## Seen-Monitoring seit 1991 an 45 Gewässern in der Holsteinischen-Schweiz/Kreis Plön SH: 40.000 Secchi-Tiefen zur Auswertung erfasst

*Edith M. Reck-Mieth*

Wasser Otter Mensch e.V. - Verein für Ökosystemschutz und -nutzung (WOM e.V.), Robert-Schade-Str. 24, 23701 Eutin  
info@wasser-otter-mensch.de; reck-mieth-seenprogramm@web.de

**Keywords:** Wassertransparenz, saisonale Dynamik des Phytoplanktons, Jahrhundertsommer 2003, Wasseranalysen, Düngezeitpunkt, Klimawandel

### Einführung

Das Citizen-Science-Projekt „Seen-Monitoring seit 1991 – Infos zu 45 Gewässern in der Holsteinischen-Schweiz / Kreis Plön SH“ liegt in der Trägerschaft von „Wasser Otter Mensch e.V - Verein für Ökosystemschutz und -nutzung“ mit Projektpräsentation auf der Plattform „Citizen Science – Bürger schaffen Wissen“. Von den einbezogenen Seen, darunter auch die beiden größten Seen Schleswig-Holsteins, der Große Plöner See und der Selenter See, weisen ca. 2/3 eine Wasserfläche kleiner als 50 ha auf und stehen daher nicht im Focus der EU-Wasserrahmen-Richtlinie. Das Programm umfasst stabil geschichtete wie auch instabil geschichtete Seen, bistabile Seen, ungeschichtete Flachgewässer sowie „river-connected lakes“. Die Erfassung der Sichttiefen ebenso wie die Entnahme der Wasserproben erfolgt seit 1991 unter vergleichbaren Bedingungen.

Im Rahmen des Monitorings werden zur Herbst-Vollzirkulation möglichst zeitparallel aktuell an 48 Messstellen Wasserproben gezogen und von wissenschaftlich anerkannten Laboren u. a. folgende Parameter bestimmt: die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor, der organische Kohlenstoff, der pH-Wert und die Leitfähigkeit. Die Sichttiefe wird von engagierten Bürger und Bürgerinnen wöchentlich in der Vegetationsperiode oder darüber hinausgehend aktuell an 35 Seen mit einer weißen Scheibe (Secchi-Scheibe) nach DIN EN ISO 7027-2:2016 erfasst, einer international anerkannten Messmethode, die weltweit zur Anwendung kommt. Eine internationale Anerkennung erfuhr das Seen-Monitoring durch die Datenspeicherung von über 32.000 Sichttiefen auf dem besonders gesicherten Server der Umweltdatenbank der NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), der Wetter- und Ozeanografie Behörde der Vereinigten Staaten.

Seit 1991 wurden von engagierten Bürgern und Bürgerinnen mehr als 40.000 Sichttiefen erfasst als Indikator für die Wassertransparenz und Algenentwicklung, graphisch nachzuverfolgen auf der Internetseite [www.seen-transparent.de](http://www.seen-transparent.de). Die im Zeitraum 1991 – 2010 auftretenden Sommersichttiefen (KW 28-37, Mitte Juli bis Mitte September) hatte Prof. Winfried Lampert, ehemals Direktor des Max-Planck-Instituts für Limnologie und Initiator des Seen-Monitorings, ausgewertet und festgestellt, dass „über alle Seen in 2003 die niedrigsten Sichttiefen der letzten 20 Jahre“ gemessen wurden.

## Ergebnisse

Wie stellen sich nun im Vergleich mit dem Jahrhundertssommer 2003 die Sichttiefen der „Sommerspitzenreiter“ 2018-2019-2020 dar? Überraschenderweise zeigen die Sommersichttiefen (KW 28-37) dieser Jahre extrem gegenläufige Tendenzen: Seit Start des Monitorings vor 30 Jahren wurden 2003 und 2018 die geringsten Sichttiefen und 2020 und 2019 die größten Sommersichttiefen erfasst.

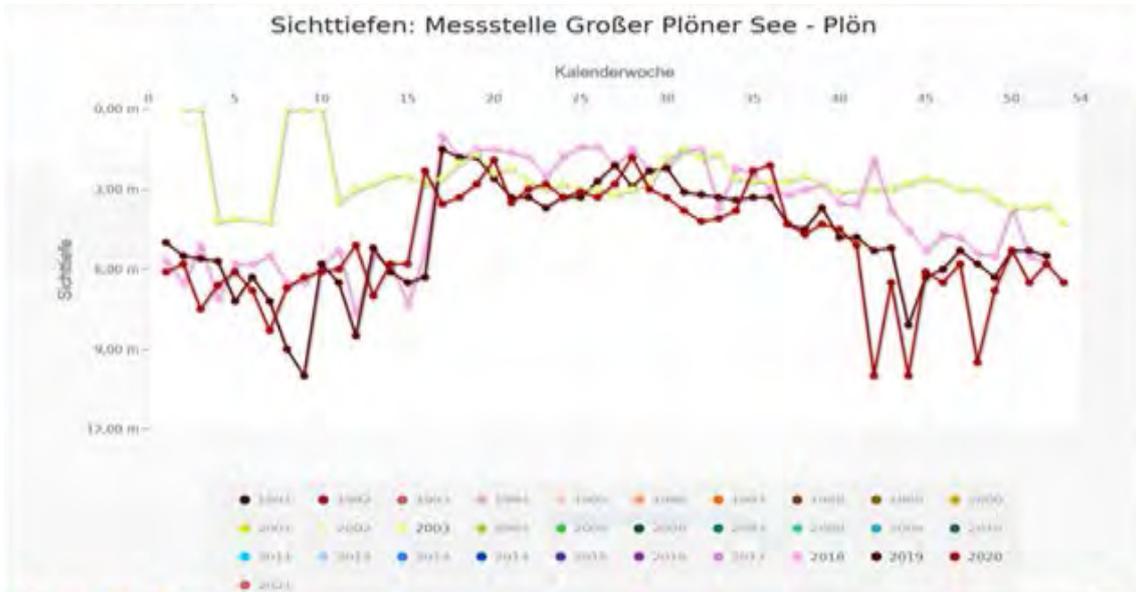


Abb. 1: Großer Plöner See: Sichttiefen 2003 (gelb), 2018 (lila), 2019 (braun) und 2020 (rot). ([www.seen-transparent.de](http://www.seen-transparent.de)).

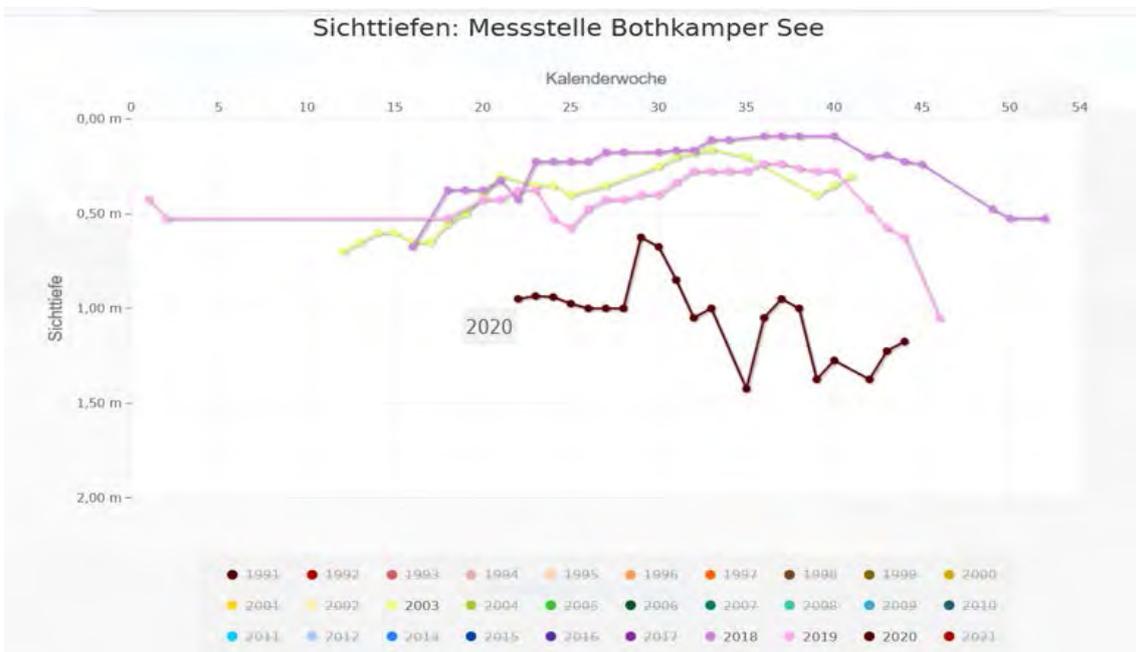


Abb.2: Bothkamper See: Sichttiefen 2003 (gelb), 2018 (violett), 2019 (lila) und 2020 (braun). ([www.seen-transparent.de](http://www.seen-transparent.de)).

Diese gegensätzlichen Reaktionsmuster der Sichttiefen treten zeitparallel gleichermaßen auf in tiefen, stabil geschichteten Seen wie z. B. dem Großen Plöner See (s. Abb.1) sowie auch in Flachseen wie z. B. dem Bothkamper See (s. Abb.2).

Im Ergebnisbericht Bd.2 „10 Jahre Seen-Beobachtung im Kreis Plön 1991-2000“ wurden die Ergebnisse einer Analyse der Witterungscharakteristika veröffentlicht, die im entsprechenden Zeitraum von 10 Jahren die minimalen bzw. maximalen Sichttiefen begleitet hatten. Auch hier zeigt sich, dass der mittleren Lufttemperatur in den Sommermonaten für die Ausprägung der Sommersichttiefe keine dominante Bedeutung zukommt. Erosionsvorgänge im Einzugsgebiet der Seen und – theoretisch erschlossen – die zeitliche Nähe des Niederschlagsereignisses zur individuell gehandhabten Düngeraufbringung scheinen hingegen von ausschlaggebender Bedeutung für die Algenentwicklung und für die Ausprägung der Sichttiefen im Sommer zu sein. Insbesondere spezielle Witterungsbedingungen in zeitlicher Nähe zur ersten Grunddüngung der Landbewirtschaftung im jeweiligen Einzugsgebiet fördern erosionsbedingte Nährstoffe-Einträge. Schwerpunktmäßig in der ersten März Dekade scheinen Anteile der ausgebrachten Düngung durch Niederschläge insbesondere nach einer vorausgehenden Trockenphase, gekennzeichnet durch eine geringe Bodenfeuchte, mobilisiert und über noch gut ausgeprägte Furchen vom Acker abgeschwemmt und in Gewässer eingetragen zu werden. Erst Wochen nach dem Eintrag liegt der häufig die Algenproduktion limitierende Nährstoff Phosphat in einer bioverfügbaren Form transformiert vor und kann im Sommer ein verstärktes Algenwachstum und minimale Sichttiefen bewirken. So können extreme Niederschlagsereignisse mit regional und auch kleinräumig unterschiedlichen Schwerpunkten zu einer verstärkten Eutrophierung mit den bekannten negativen Auswirkungen auf das „Ökosystem See“ wie z. B. Sauerstoffmangel führen.

Binnengewässer stellen sensible Indikatoren für bereits eingetretene Umweltveränderungen dar. Sind Extremsituationen in den Jahren der „Sommerspitzenreiter“ 2003-2018-2019-2020 wie das aufeinander folgende Auftreten der geringsten sowie der größten Sommersichttiefen seit 30 Jahren – zeitparallel in den verschiedensten Seen der Region – eine mögliche Auswirkung des Klimawandels und je nachdem eine Folge von Dürre bzw. von extremen erosiven Niederschlagsereignissen?

Durch Datenabgleich und Auswertung der seit 1991 durchgeführten Wasseranalysen und erfassten Sichttiefen, u. a. auch durch Beurteilung der zeitlichen Verschiebung des Beginns des Klarwasserstadiums, der Frühjahrs- und Sommerblüten sowie deren Dauer, können zukünftig zu erwartende Konsequenzen (Klimawandel) besser abgeschätzt und Konsequenzen wie z. B. abgestufte Schutzmaßnahmen an den im Monitoring einbezogenen Seen und in den Einzugsgebieten gezielt konzipiert werden.

## **Danksagung**

Ein großer Dank gebührt den zahlreichen Messstellen- Betreuer und Betreuerinnen, u. a. Mitglieder von 13 Vereinen aus der Region, für ihr ehrenamtliches Engagement auf der Basis von „Citizen Science - Bürger schaffen Wissen“ zur Erfassung der Sichttiefen seit 1991. Insbesondere bei der Organisation zur Entnahme und Abgabe der Wasserproben unterstützen dankenswerterweise MitarbeiterInnen der Kreisverwaltung Plön bereits seit dem Start das Monitoring. Ein besonderer Dank gilt auch den MitarbeiterInnen des Landeslabors Schleswig-Holstein für ihren zusätzlichen Arbeitseinsatz zur kurzfristigen Analyse dieser Wasserproben. Ebenfalls gebührt den ins Monitoring einbezogenen Fischereibetrieben ein großer Dank für ihren Einsatz im Rahmen des „Seen-Monitorings seit 1991 in der Holsteinischen Schweiz und im Kreis Plön/SH“.

## Der Oberlauf der Emscher - Ökologische Entwicklung eines ehemaligen Schmutzwasserlaufs

*Patrick Volkens & Thomas Korte*

Emschergenossenschaft/Lippeverband (EGLV), Kronprinzenstraße 24, 45128 Essen; volkens.patrick@eglv.de, korte.thomas@eglv.de

**Keywords:** Emscher, Ökologische Entwicklung, Makrozoobenthos, Urbanität, Abwasserfreiheit

### Einleitung

Mit rund 2,3 Millionen Einwohnern ist die Emscher-Region heute eins der am dichtesten besiedelten Gebiete Europas. Ab Mitte des 19. Jahrhunderts war das Gebiet geprägt durch Bergbauaktivitäten und zunehmender Industrialisierung. Die Kombination dieser Faktoren führte, einhergehend mit dem Bevölkerungswachstum, zu wasserwirtschaftlichen Herausforderungen. Aufgrund von Bergsenkungen und immer größer werdenden Abwassermengen aus Industrie, Gewerbe und Siedlungsgebieten sowie durch das Grubenwasser wurde es notwendig, die Emscher technisch auszubauen; sie wurde begradigt, tiefergelegt, kanalisiert und als offener Abwasserkanal genutzt. Aufgrund dieser anthropogenen Einflüsse und einer entsprechend schlechten Wasserqualität war eine biologische Besiedlung (z. B. durch aquatische Wirbellose) nur sehr eingeschränkt möglich.

Nach Beendigung des Bergbaus in der Region und dem Wunsch die Gewässer wieder aufzuwerten, wurden im Zuge eines groß angelegten Umbau-Projekts in einem Zeitraum von 30 Jahren (1991 – 2021), ehemalige Abwasserläufe entflochten, d. h. unterirdische Abwasserführung in Kanälen und die Emscher weitestgehend naturnah umgestaltet. Seit Januar 2022 führt sie, nach 170 Jahren als offener Abwasserkanal, kein Abwasser mehr. Auf den ersten knapp 25 Fließkilometern von Holzwickede bis zur Kläranlage in Dortmund-Deusen besteht die Abwasserfreiheit bereits seit 2009 und auch die ökologischen Verbesserungsmaßnahmen wurden dort bereits 2012 abgeschlossen.

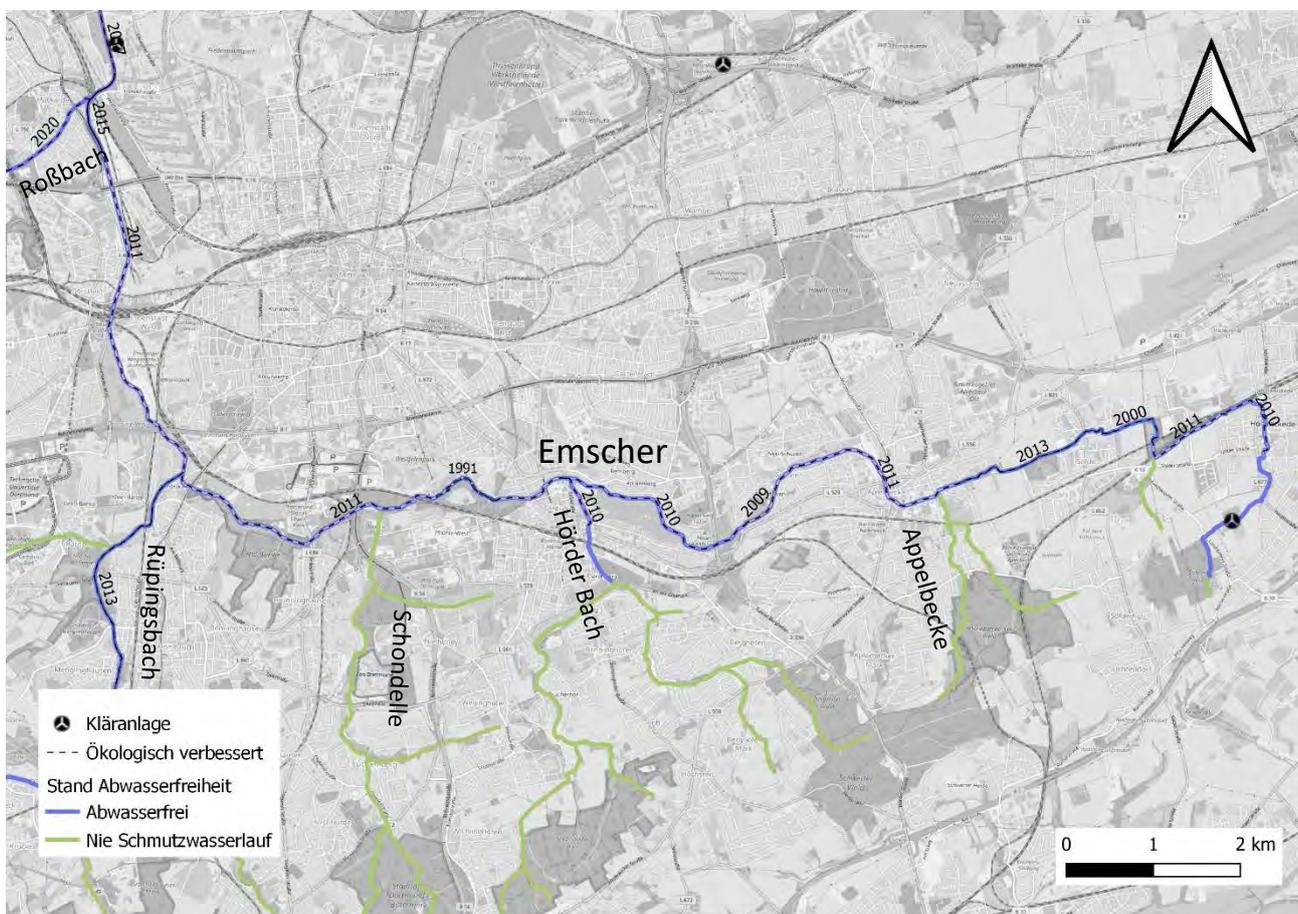
Am Emscher-Oberlauf wird ein umfangreiches Gewässer-Monitoring durchgeführt. Es beinhaltet maßgeblich die Überwachung der aquatischen Wirbellosen (Makrozoobenthos) und der chemisch-physikalischen Parameter. Die Untersuchungen dienen dem Monitoring gemäß WRRL, dem Nachweis der Gewässerverträglichkeit von Mischwasserbehandlungsanlagen und der Dokumentation der Entwicklung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft nach den erfolgten ökologischen Verbesserungsmaßnahmen (Erfolgskontrolle).

In Folgenden werden die Ergebnisse des biologischen Gewässer-Monitorings und der Wiederbesiedlungsprozess des ehemaligen Schmutzwasserlaufs dargestellt.

## Material und Methoden

### Untersuchungsgebiet

Als Emscher-Oberlauf wird der Abschnitt der Emscher von der Quelle in Holzwickede bis zu Kläranlage Dortmund-Deusen (km 58) bezeichnet. Das Einzugsgebiet des Emscher-Oberlaufs umfasst eine Fläche von 158 km<sup>2</sup>, welche sich vor allem über das Dortmunder Stadtgebiet erstreckt, aber auch in kleinen Teilen die Randlagen der Städte Witten und Bochum berührt. Im Quellgebiet durchfließen die Emscher und ihre Nebenläufe (z. B. Appelbecke) hauptsächlich bewaldete Bereiche. Im Fließverlauf wandelt sich dann das Gewässerumfeld und ist vor allem im städtischen Raum durch dichte Bebauung geprägt. Die Hauptnebenläufe in diesem Gebiet sind der Hörder Bach, die Schondelle, der Rüpingsbach und der Roßbach. Der gesamte Oberlauf und seine Nebenläufe sind abwasserfrei und zwischen 2009 und 2015 erfolgten die ökologischen Verbesserungsmaßnahmen am Hauptlauf (Abbildung 7).



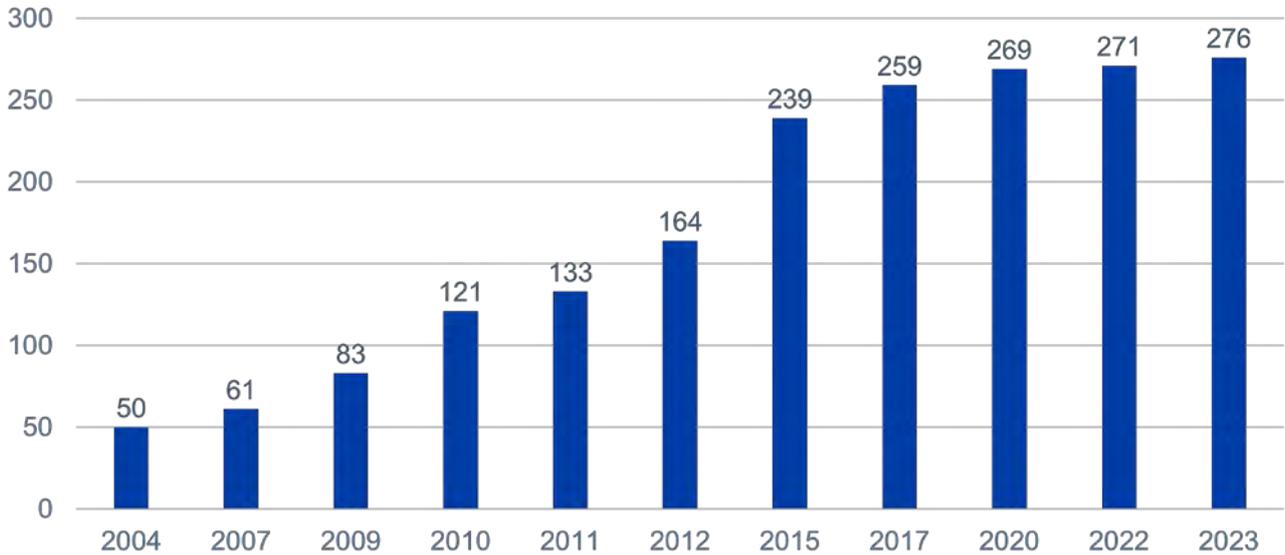
**Abbildung 7: Der Emscher-Oberlauf und seine Nebeneinzugsgebiete. Die Jahreszahlen indizieren den Zeitpunkt der ökologischen Verbesserungen.**

### Methoden

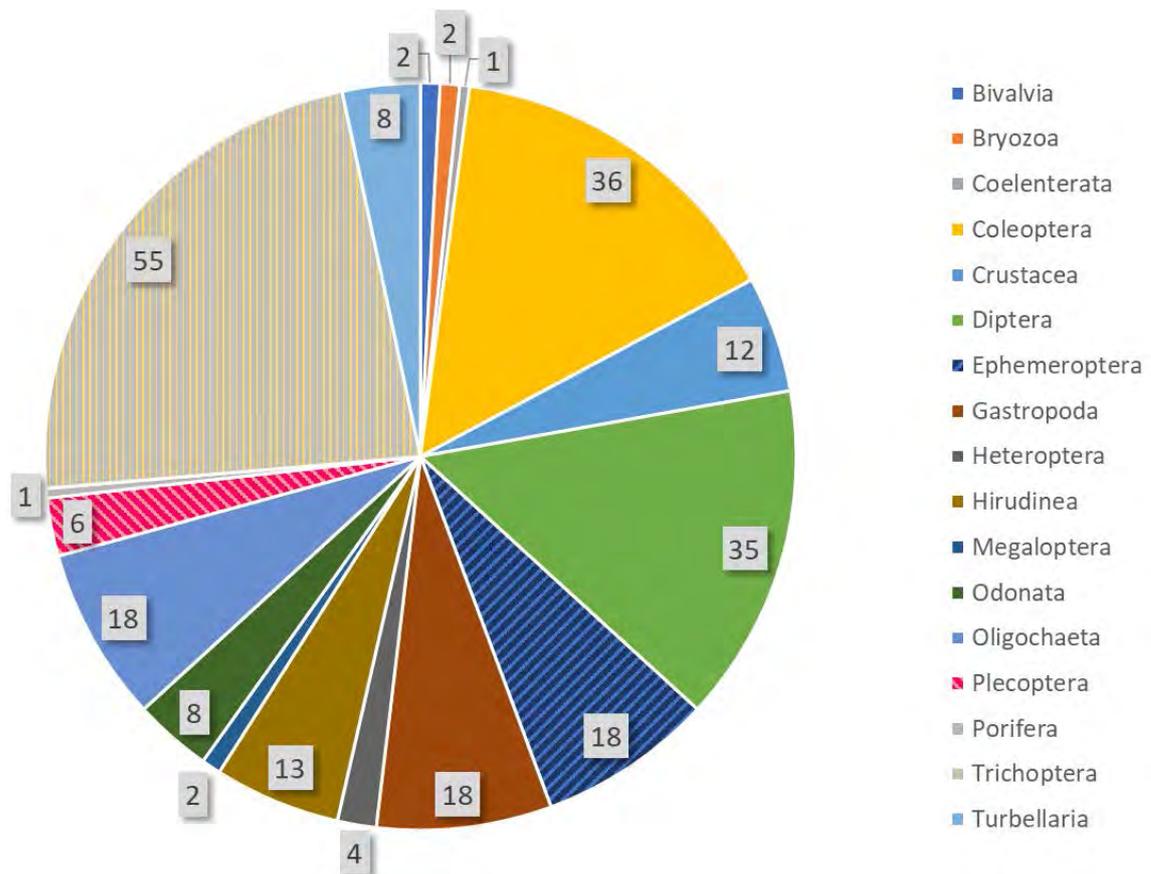
Im Zeitraum von 2004 bis 2023 wurden die aquatischen Wirbellosen (Makrozoobenthos (MZB)) im Emscher-Oberlauf 90-Mal an insgesamt 39 Probenahmestellen beprobt. Die Probenahmen erfolgten in 56 Fällen gemäß der WRRL nach dem Perloides-Verfahren (Meier et al. 2006) und die weiteren 34 Proben wurden nach der DIN 38410 („Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern“) untersucht.

## Ergebnisse

Im Betrachtungszeitraum von 2004 bis 2023 ist die Anzahl der aufsummierten Makrozoobenthos Taxa im Emscher-Oberlauf von 50 auf 276 gestiegen. Dabei ist vor allem ein starker Anstieg im Zeitraum nach Abwasserfreiheit und ökologischer Verbesserung der Emscher in den Jahren 2009 bis 2015 erfolgt. Anschließend ist weiterhin eine Zunahme der Taxazahlen zu erkennen, jedoch mit geringerer Steigung (Abbildung 8).



**Abbildung 8:** Entwicklung der Artenvielfalt im Emscher-Oberlauf zwischen 2004 und 2023. Die Anzahl der Taxa wurde dabei jeweils aufsummiert.

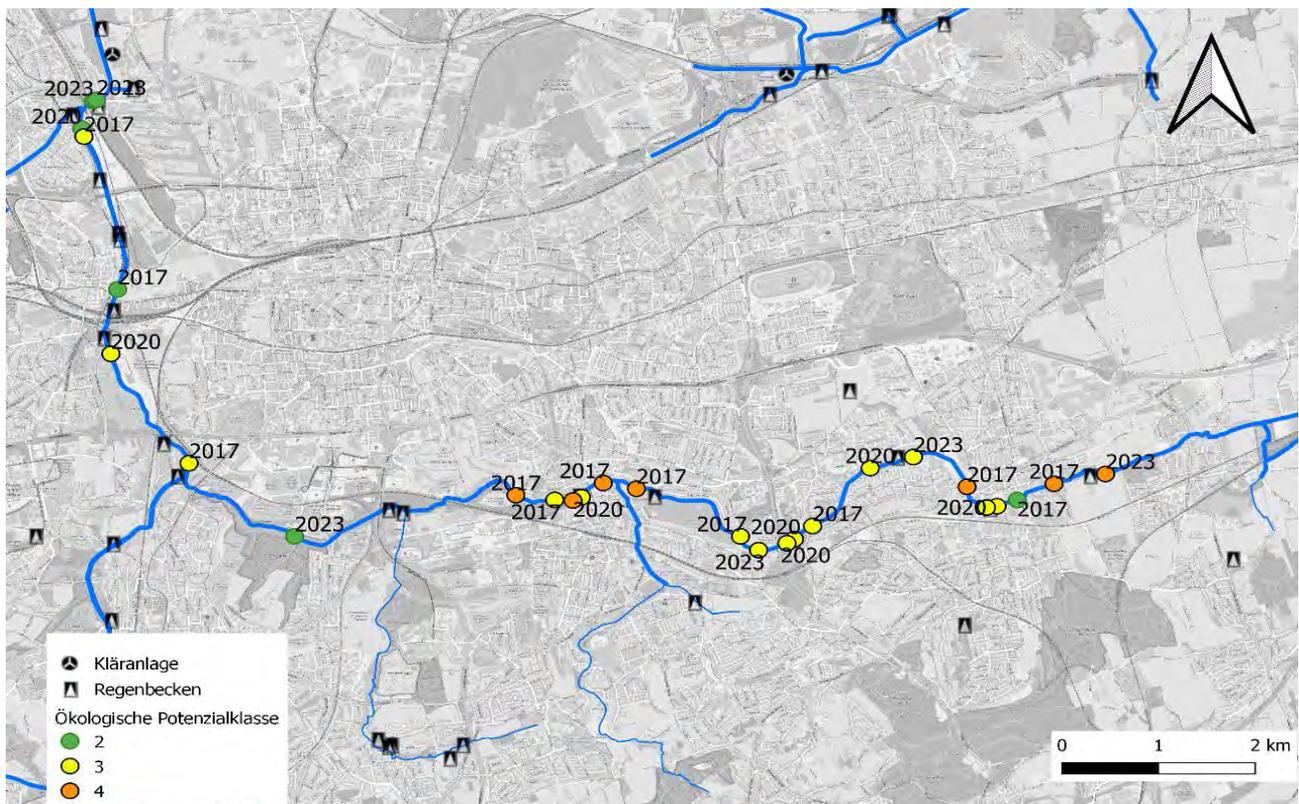


**Abbildung 3:** Zusammensetzung der MZB-Lebensgemeinschaft im abwasserfreien Emscher-Oberlauf von 2011 bis 2023 (n = 90).

Ein Vergleich der Lebensgemeinschaft in der noch abwasserführenden Emscher in 2009 mit den Daten nach Abwasserfreiheit (ab 2011) verdeutlicht die ökologische Auswertung. Bei den Untersuchungen in 2009 (n = 6) im abwasserführenden Teil wurden hauptsächlich Taxa aus den Gruppen der Crustacea (3 Taxa), Diptera (8 Taxa), Gastropoda (3 Taxa), Hirudinea (3 Taxa), Oligochaeta (4 Taxa) und Turbellaria (1 Taxon) nachgewiesen. Dabei waren vor allem belastungstolerante Taxa vertreten. Belastungsintolerante Taxa und Gütezeiger, wie zum Beispiel Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera-Taxa (EPT-Taxa), konnten nicht nachgewiesen werden.

Die Untersuchungen aus dem Oberlauf ab 2011 (n = 90) zeigen eine größere Artenvielfalt. Es konnten 139 Taxa aus insgesamt 17 Gruppen nachgewiesen werden (Abbildung 3). Neben den weiterhin vorhandenen belastungstoleranten Taxa wurden im Emscher-Oberlauf nun auch zusätzlich gütezeigende Taxa gefunden, darunter auch 79 EPT-Taxa. So wurden zwischen 2012 und 2023 zum Beispiel bei insgesamt zehn Probenahmen Vertreter der Gattung *Hydropsyche spec.* (*H. pellucidulla*, *H. saxonica* und *H. siltalia*) nachgewiesen. Auch weitere Trichoptera-Taxa der Gattung *Halesus spec.* konnten in fünfzehn der in diesem Zeitraum genommenen Proben nachgewiesen werden. Diese Funde spiegeln abschnittsweise naturnahe Verhältnisse in der Emscher wieder.

Insgesamt zeigt sich die positive Entwicklung des Emscher-Oberlaufs auch an den Ergebnissen der Perloides-Bewertungen nach WRRL. So erreicht die Emscher an sechs Stellen bereits das „gute“ ökologische Potenzial; d. h. die Ziele der WRRL für das Makrozoobenthos werden erreicht. Am häufigsten wird die Bewertungsklasse „mäßig“ erreicht, insgesamt 14-Mal. Sieben Probenahmestellen werden noch als „unbefriedigend“ eingestuft (Abbildung 4).



**Abbildung 4:** Ergebnisse der letzten an der jeweiligen Probenahmestelle in der Emscher durchgeführten Untersuchung der letzten 10 Jahre.

## **Zusammenfassung**

Die durchgeführten Auswertungen zeigen, dass sich der Emscher-Oberlauf positiv entwickelt und bereits eine hohe Artenvielfalt an Makrozoobenthos-Organismen beherbergt. Vor allem in den Jahren nach Erreichung der Abwasserfreiheit und der Beendigung der ökologischen Umgestaltungen konnte ein starker Zuwachs an Arten beobachtet werden. Im Rahmen dieser Entwicklung stieg auch die Zahl der gütezeigenden Arten an. Der Wiederbesiedlungsprozess des Emscher-Oberlaufs ist jedoch noch nicht abgeschlossen; auch wenn die Steigung der „Besiedlungskurve“ in den letzten Jahren abgenommen hat, werden immer wieder neue Arten gefunden. Für den noch nicht so lange abwasserfrei fließenden Mittel- und Unterlauf stellt der Emscher-Oberlauf zudem ein wichtiges Wiederbesiedlungspotenzial dar.

Positiv zu bewerten sind auch die „guten“ Ergebnisse nach WRRL für das Makrozoobenthos und auch die Erreichung des „mäßigen“ ökologischen Potenzials in vielen Abschnitten ist, für den ehemaligen offenen Abwasserkanal, als positiv zu interpretieren. Nichtsdestotrotz zeigen insbesondere „unbefriedigende“ Bewertungen weiteren Handlungsbedarf zur Verbesserung der Wasserqualität.

## **Literatur**

Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., & Hering, D. (2006).  
Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung zur Untersuchung und Bewertung von  
Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-  
Wasserrahmenrichtlinie.

## **Wassertemperatur und Beschattung: Ergebnisse eines Forschungsprojektes der Länder Bayern, Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Hessen**

*Stephan von Keitz*

Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Wiesbaden,  
Stephan.vonKeitz@umwelt.hessen.de

**Keywords:** Wassertemperatur, Beschattung, Ufervegetation, Maßnahmen

### **Einführung**

Intakte Gewässer und Auen sind von großem ökologischem Wert. Sie leisten darüber hinaus für die Gesellschaft einen kostenlosen Mehrwert, u. a. beim Hochwasserschutz, der Selbstreinigung und Erholung. Voraussetzung hierfür ist, dass die Gewässer ihren natürlichen Fließcharakter aufweisen, was jedoch in der Regel aufgrund der Vielzahl der Querbauwerke nicht gegeben ist. Die Anbindung der Gewässer an die Auen verbessert überdies den Landschaftswasserhaushalt und schafft zusätzliche Lebensräume. Zu den bisherigen Belastungen ist in den letzten Jahren auch die allgemeine Temperaturerhöhung hinzugekommen. Damit kommt dem Faktor Erwärmung/Verdunstung eine steigende Bedeutung auf den Wasserhaushalt und auf die aquatische Biozönose zu, da die Wassertemperatur ein wichtiger ökologischer Leitparameter ist. Veränderungen der Lufttemperatur und der Niederschlagsverteilung wirken sich nicht nur auf die Wassertemperatur und Wassermenge aus, sondern auch auf die chemische Zusammensetzung eines Gewässers. Diese sind somit wichtige Rahmenbedingungen für zahlreiche physikalisch-chemische und biologische Prozesse im Lebensraum Gewässer. Weitergehende Details hierzu finden sich u. a. in dem Beitrag „Folgewirkung des Klimawandels für den Zustand der Fließgewässer – Bedeutung für Bewertung und Management vor dem Hintergrund der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie“ (KA 2021, 611-615).

### **Temperaturbezogene Maßnahmen**

Um der heimischen Biozönose geeignete Lebensräume auch bei Niedrigwasserphasen und während der Reproduktionsphasen zu sichern, sind typspezifische naturnahe Strukturen mit einer ausreichenden Wasserqualität Voraussetzungen. Im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sollen Fließgewässer natürlicher und resilienter werden. Die temperaturbezogenen Maßnahmen umfassen dabei insbesondere folgende Aspekte:

#### ***Erhöhte Anforderungen an Nähr- und Schadstoffeinträge***

Erhöhte Anforderungen an Nähr- und Schadstoffeinträge, um auch in Trockenphasen und bei hohen Wassertemperaturen gute Lebensverhältnisse für gewässergebundene Pflanzen und Tiere aufrechtzuerhalten. Bei verringerten Abflüssen können sich erhöhte Nähr- und Schadstoffkonzentrationen ergeben, die die Gewässerbiozönose direkt oder in Folge von sauerstoffzehrenden Prozessen schädigen können. Aufgrund der aktuellen Bewirtschaftungsplanungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurden in Hessen verschärfte Anforderungen an die Einträge von Phosphor und

Ammonium aus Kläranlagen gestellt. Weiterhin wird an ausgewählten Kläranlagen zusätzlich eine vierte Reinigungsstufe etabliert, um Spurenstoffe zu eliminieren.

### ***Abwärmereglement***

Insbesondere im Rhein- Main-Gebiet kommt es durch die dortigen Großkraftwerke der Energieversorgungsunternehmen sowie durch die Produktions- und Betriebsabwässer der Industrie im Sommer bereits heute zu kritischen Temperaturverhältnissen am stauregulierten Untermain. Zur Einhaltung der darin definierten Anforderungen (Maximaltemperaturen, Aufwärmspannen) wird die Wärmezufuhr durch Abwärmereglements in wasserrechtlichen Bescheiden festgelegt. Durch den Einsatz von Rückkühlwerken kann so der Wärmeeintrag verringert werden. Für wasserwirtschaftliche Planungen und Maßnahmen steht für den hessischen Mainabschnitt ein EDV-gestütztes Wärmesimulationsmodell zur Verfügung, das von den zuständigen Wasserbehörden als Instrument zur Einleiterkontrolle bei kritischen Wärmeperioden seit Frühjahr 2008 eingesetzt wird. Mit dem Wärmemodell für den hessischen Main werden täglich Wassertemperaturprognosen für die kommenden sieben Tage berechnet. In Kooperation mit Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz wurde ein Wassertemperaturvorhersagemodell für den Rhein von Worms bis Köln erstellt. Somit liegen auch für den Rhein Vorhersagen für die Wassertemperatur vor.

### ***Mindestwasserregelung:***

Da sich Wasserentnahmen negativ auf den Wasserhaushalt von Oberflächengewässern auswirken können, wurde in Hessen neben den wasserrechtlichen Erlaubnis- bzw. Bewilligungserfordernissen für Wasserentnahmen als Gewässerbenutzung eine Mindestwasserregelung eingeführt. Neuzulassungen sind nur unter Einhaltung der entsprechenden Vorgaben möglich. Bestehende Zulassungen werden regelmäßig überprüft und bei Bedarf entsprechend angepasst. Der Mindestwassererlass umfasst Entnahmen für Ausleitungswasserkraftwerke, Teiche und Entnahmen ohne Wiedereinleitung. Um den Bewirtschaftungszielen für oberirdische Gewässer zu entsprechen, ist beim Ableiten und Entnehmen von Wasser für eine ausreichende Abflussmenge im Gewässer zu sorgen, welche die ökologischen Gewässerfunktionen berücksichtigt und den aquatischen Lebensraum für Tiere und Pflanzen schützt, um damit auch die Klimaresilienz der Gewässer zu stärken. Morphologische Prozesse, wie Bettbildung und Geschiebehaushalt, werden dabei nicht berücksichtigt.

### ***Beschattung durch Ufervegetation:***

Vor dem Hintergrund des Klimawandels hat das Land Hessen zusammen mit Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz das KLI-WA-Forschungsprojekt (Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft) „2-Grad-Ziel für unsere Bäche – Wassertemperatur und Beschattung“ durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass zusätzliche Beschattung unter extremen sommerlichen Bedingungen sich deutlich auf die Wassertemperatur auswirkt, da dann in der Regel die kurzweilige Strahlung der dominierende Faktor für die Wassertemperatur ist. Im Gegensatz hierzu ergeben sich durch zusätzliche Beschattung kaum Veränderungen der winterlichen Wassertemperaturen. Durch die zusätzliche Beschattung mit 75 % Ufergehölzen kann eine Reduktion um 1,6 °C erreicht werden. Geht man stark vereinfachend davon aus, dass die extremen Bedingungen des Sommers 2003 die im Zuge des Klimawandels zukünftig zu erwartenden mittleren Bedingungen repräsentieren, könnte die klimawandelbedingte Erhöhung der sommerlichen Wassertemperaturen also weitgehend durch zusätzliche Beschattung kompensiert werden.

Das größte Potential der Beschattung zeigt sich in den heute bereits als kritisch zu bewertenden Abschnitten von Bächen und kleinen Flüssen. Hier könnte das Jahresmaximum der Tagesmitteltemperatur durch zusätzliche Ufervegetation um durchschnittlich ca. 2,5 °C, in einigen Fällen sogar

um mehr als 5 °C reduziert werden. Das maximale Potential der Beschattung mit Laubvegetation zur Reduktion der Tagesmittel kritischer sommerlicher Wassertemperaturen liegt bei 6 - 7 °C. Für die hier nicht untersuchten Tagesmaxima liegt das Potential noch deutlich höher. Durch erhöhte Beschattung kann die Überschreitungshäufigkeit und –dauer der Sommer-Orientierungswerte der Wassertemperatur gemäß Oberflächengewässerverordnung deutlich reduziert werden.

Beschattung ist somit ein wirksames Mittel, um negative ökologische Effekte zu mindern. Wie viel unter den lokalen Bedingungen vor Ort tatsächlich erreicht werden kann, hängt dabei vor allem von der Gewässerbreite, dem Gewässerverlauf, der Wassertiefe und der Aufenthaltszeit im betrachteten Abschnitt ab.

Derzeit verfügen nur rund 50 % der Fließstrecken in Hessen über einen Gehölzbewuchs. Somit besteht durch ein verstärktes Fördern und Zulassen einer natürlichen Ufervegetation ein enormes Potenzial, die Wassertemperatur in den Bächen und Flüssen zu reduzieren.

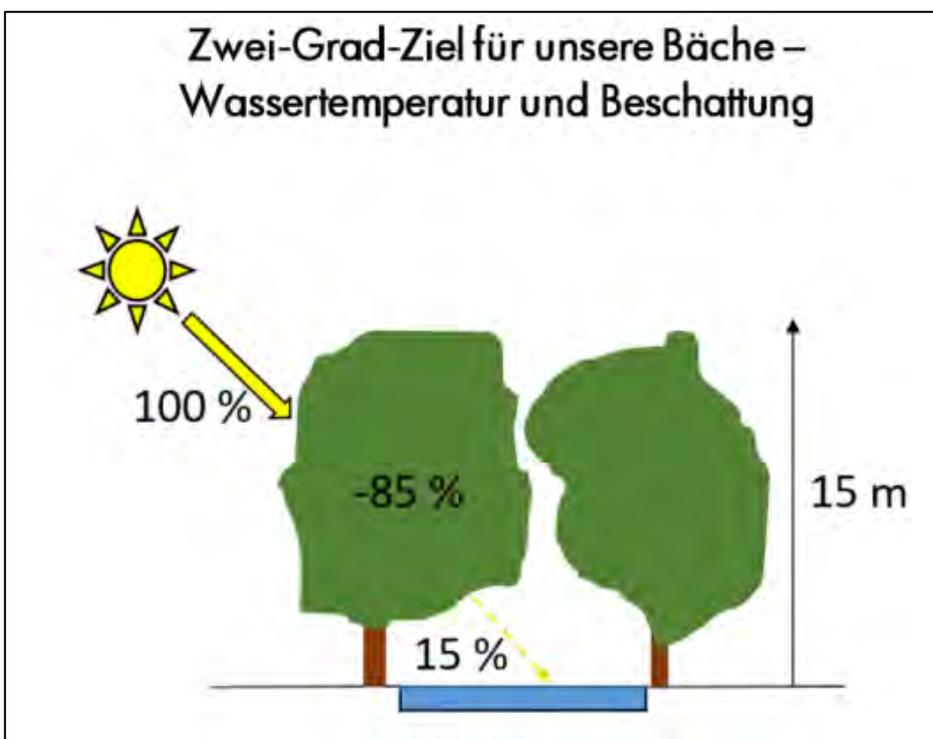


Abb. 1: Reduzierung der Wassertemperatur durch Beschattung © HYDRON 2022.

## Schlussfolgerungen

Zur Frage der Umsetzung vor Ort ergeben sich die folgenden Schlussfolgerungen:

- Natürliche Vegetationsentwicklung und Naturverjüngung vorhandener Gehölze ist besser als Pflanzung. Die „richtigen“ Baumarten müssen dafür allerdings in erreichbarer Entfernung vorhanden sein. Alternativ sind Pflanzung von Junggehölzen aus Naturverjüngung der näheren Umgebung oder von Forstpflanzen aus regionaler Herkunft sinnvoll.
- Es bedarf besiedelbarer Pionierstandorte (= Rohbodenstandorte), damit schnelle Erfolge zu verzeichnen sind.

Die Maßnahme ist im Maßnahmenprogramm des Bewirtschaftungsplan Hessen insoweit adressiert, „...dass die weitgehende Beschattung der Bäche und kleinen Flüsse in Hessen eine sehr wirksame und kosteneffiziente Maßnahme ist, die auf deutlich mehr als 50 % der Fließstrecken erfolgen soll.“

## Entwicklung und Einsatz von Phosphatfällanlagen in Zuläufen von Seen - Erfahrungsbericht aus Mecklenburg-Vorpommern

Stefan Sandrock<sup>1</sup>, André Wizemann<sup>1</sup> & Ilona Korczynski<sup>2</sup>

<sup>1</sup> bioplan - Institut für angewandte Biologie und Landschaftsplanung GmbH, Strandstraße 32a, 18211 Ostseebad Nienhagen

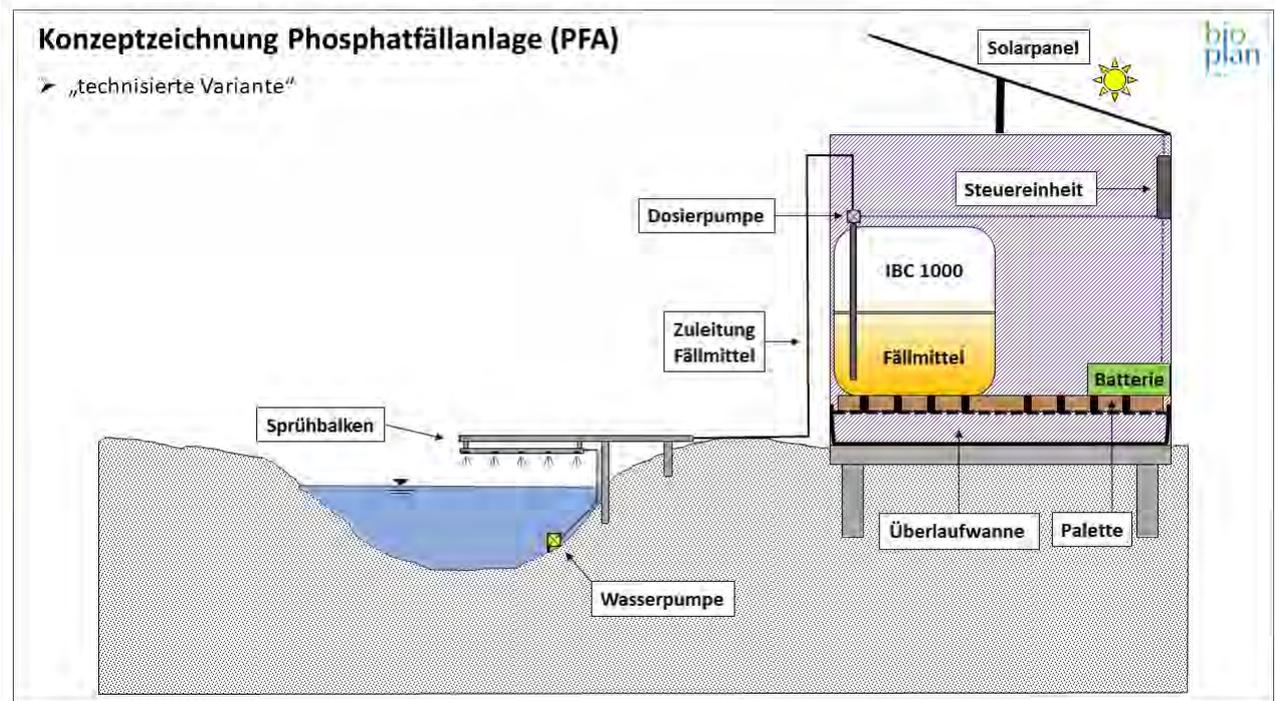
<sup>2</sup> Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern, Referat 640 – Gewässerkunde, Seenprogramm, Paulshöher Weg 1, 19061 Schwerin

**Keywords:** Phosphatfällanlage, Seezulauf, Einzugsgebiet, Phosphor, Eutrophierung, Seesanie rung

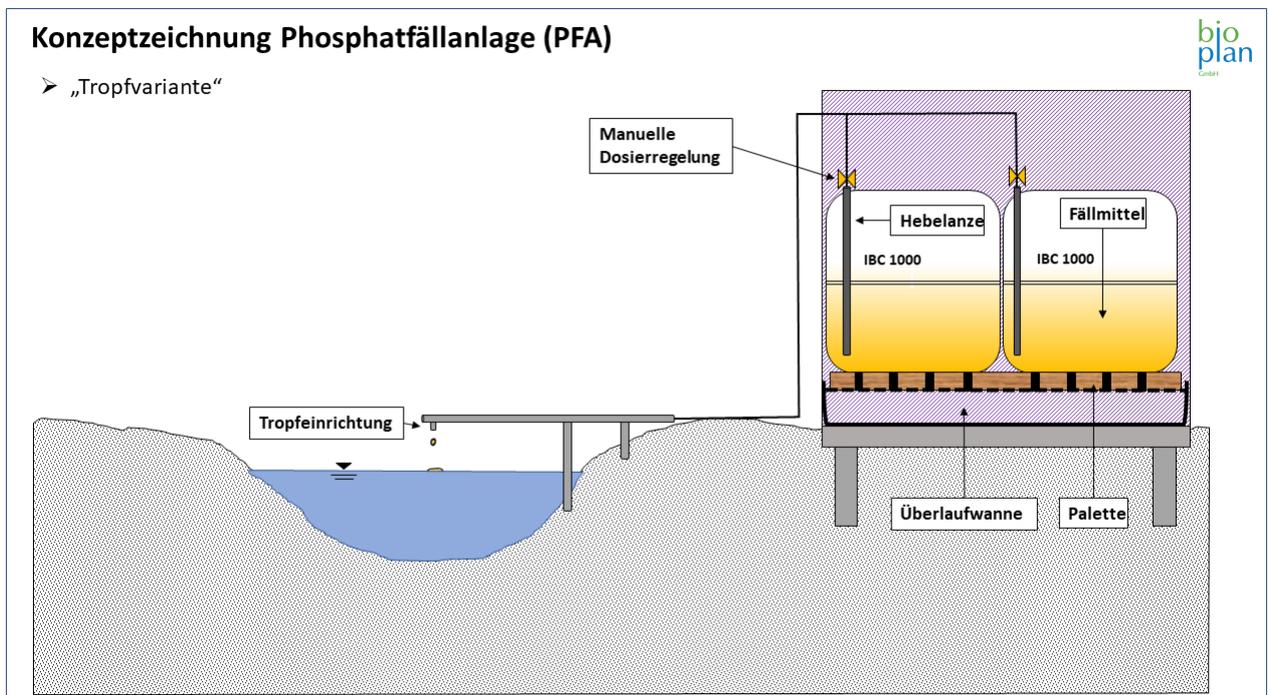
### Entwicklung und Einsatz von Phosphatfällanlagen in Zuläufen von Seen

Die Forderungen der EG-WRRL, den guten ökologischen Zustand in den Seen wiederherzustellen, sind insbesondere für die vielen kleinen bis mittelgroßen Seen in ackerbaulich geprägten, von Kläranlagenabläufen durchsetzten Einzugsgebieten schwer umzusetzen. Daher werden seitens der Landesregierung M-V bei laufenden Sanierungs- und Restaurierungsprojekten ergänzend auch sogenannte „end of pipe“-Lösungen, bei denen es primär um Sofortlösungen zur Reduktion des Phosphoreintrags aus Seezuläufen geht, seit ca. 12 Jahren genehmigt und gefördert.

Bei einer Phosphatfällanlage (PFA) handelt es sich um weitgehend autarke Kompaktanlagen, die kontinuierlich durch Zudosierung von Fällmittel in die fließende Welle eine Fällung auslösen (aktiv mittels Dosierpumpe und Solarbetrieb oder passiv mittels Hebelanze und Schwerkraft; Abb.1 und 2; Sandrock et al. 2023). Die Idee, eine P-Fällung direkt im Fließgewässer (Graben, Bach) vorzunehmen, resultiert aus der Beobachtung, dass Fällmittelflocken bei Strömungsgeschwindigkeiten über 3 cm/sec. über weite Strecken transportiert werden und dabei einen sehr langen intensiven Kontakt mit dem strömenden Wasser haben. Als effektives Fällmittel hat sich dabei Polyaluminiumchlorid (PAC) erwiesen. Schon geringe (stöchiometrisch unteroptimale) Zudosierungen bewirken einen signifikanten P-absenkenden Effekt im Wasserkörper, ohne dass zu erwartende Nebenwirkungen wie starke pH-Absenkungen oder Flockenablagerungen am Gewässergrund auftreten. Funktion und Dosiermengen müssen dafür allerdings kontinuierlich überwacht und optimiert werden. Ein monatliches Monitoringprogramm (inkl. Funktionskontrolle der Anlage) ist unerlässlich. Neben der Messung der Strömungsgeschwindigkeit und der Probenahme – je eine Wasserprobe vor und ca. 100 m nach der Anlage für die Analytik von ortho-Phosphat-Phosphor (SRP) und Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) – werden dabei auch die Sofortparameter Temperatur, pH-Wert, Redoxpotential und Leitfähigkeit aufgenommen. Ergeben sich pH-Verschiebungen größer 0,3 so ist die Dosierung des Fällmittels anzupassen. Um die Dosierung optimal einzustellen, wird die Pump- bzw. Tropfgeschwindigkeit der Anlage ermittelt sowie die aktuelle Fällmittelmenge notiert, um eine rechtzeitige Nachfüllung des Fällmittel-Behälters zu gewährleisten. Bei Strömungsgeschwindigkeit unter 0,03 m/s wird die Anlage abgeschaltet, was vor allem im Sommer bei trockener Witterung vorkommen kann.



**Abb. 1: Schemazeichnung einer Phosphatfällanlage mit Sprühbalken, Dosierpumpe und elektrischer Ansteuerung.**



**Abb. 2: Schemazeichnung einer Phosphatfällanlage mit passiver Tropfeinrichtung, manueller Dosierregelung und Hebelanze.**

Der Einsatz einer PFA als Sanierungsmaßnahme ist sinnvoll, wenn der Seezulauf die Phosphor-Bilanz des Sees maßgeblich beeinflusst, die Phosphorkonzentration im Zulauf zumeist über dem des Sees liegt und der Zulauf die überwiegende Zeit des Jahres ausreichend wasserführend ist. Für die

Errichtung einer Anlage wird mindestens eine Fläche von 3 m<sup>2</sup> benötigt, die eigentumsrechtlich gesichert sein muss. Bei der Standortwahl ist ebenfalls zu berücksichtigen, dass für das Nachfüllen eine feste Zuwegung vorhanden ist, die eine Befüllung auch bei schlechten Witterungsverhältnissen ermöglicht. Die Anlage wird grundsätzlich möglichst nahe am See errichtet, jedoch sollte mindestens eine Fließstrecke von ca. 100 m gegeben sein, um eine ausreichende Reaktionszeit des Fällmittels mit dem zufließenden Wasser zu gewährleisten. Um die Anlage vor Vandalismus oder Manipulation zu schützen, ist eine Errichtung in einem umzäunten Bereich oder Gebäude zu bevorzugen (z. B. Kleingartenanlage, Schöpfwerk, etc.).

**Tab. 1: Übersicht der in M-V an Seezuläufen betriebenen Anlagen. Anzahl Messpaare (n), gemittelte Reduktionsleistung (%) von ortho-Phosphat-Phosphor (SRP) und Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) im Seezulauf.**

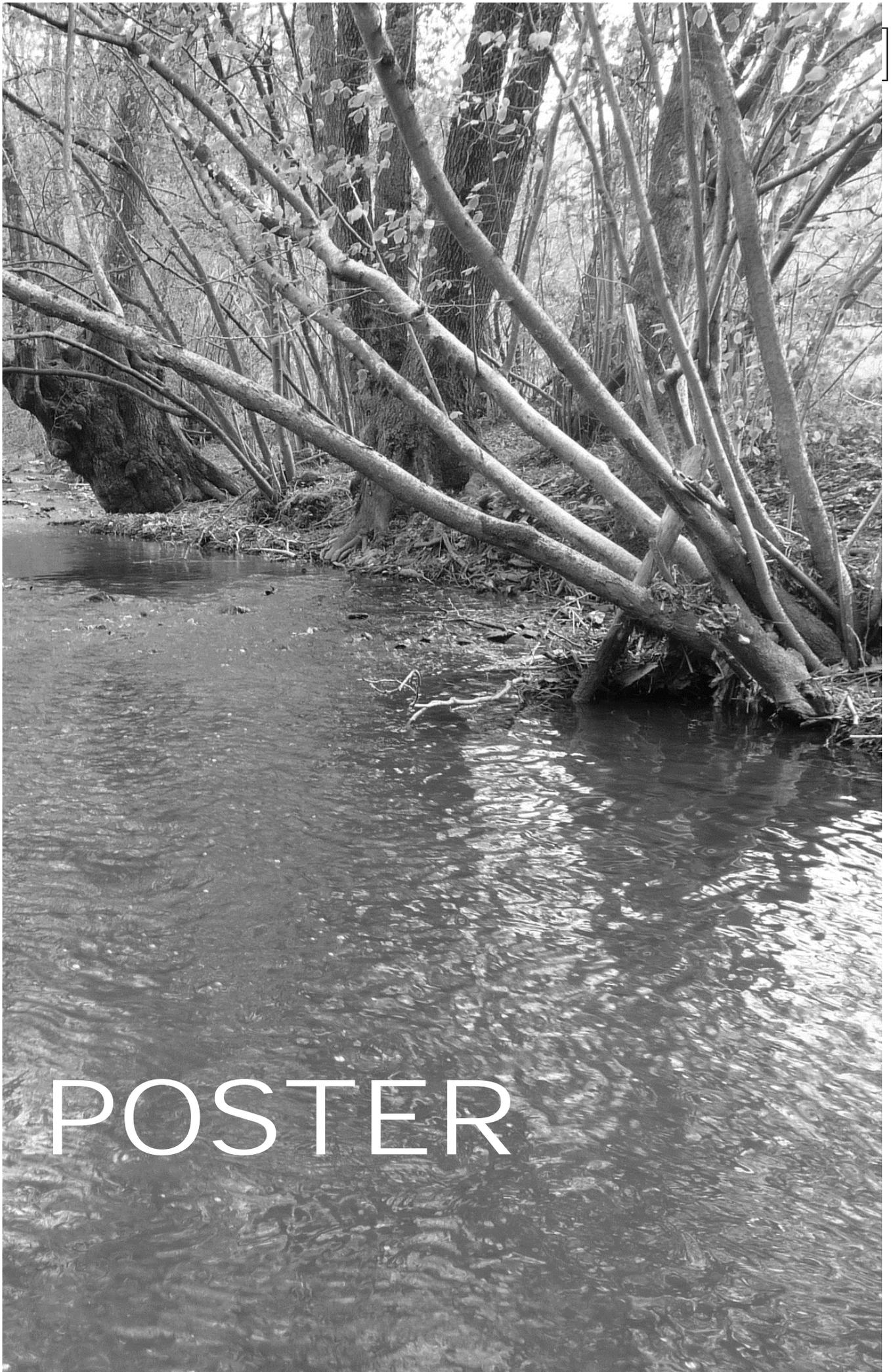
See	Anlage	n *	MW vor PFA		MW nach PFA		Reduktion um (%)	
			SRP in mg/l	TP in mg/l	SRP in mg/l	TP in mg/l	SRP	TP
Duckwitzer See	Basse	99	0,020	0,049	0,007	0,028	63,8	43,8
	Duckwitz	99	0,029	0,063	0,009	0,044	68,1	29,8
Ivenacker See	Augraben	63	0,035	0,065	0,017	0,044	50,7	32,4
	Graben aus Glashütte	80	0,057	0,107	0,014	0,054	75,0	49,4
Melzer See	Schöpfwerksgraben	40	0,030	0,081	0,015	0,058	49,4	28,0
Pannekower See	Pannekower Graben	64	0,642	0,882	0,241	0,522	62,5	40,9
Strasburger See	Mühlenbach	33	0,040	0,078	0,021	0,053	46,7	32,2
	Prinzengraben	24	0,074	0,099	0,019	0,042	74,5	57,7
Teterower See	Kleine Peene	80	0,060	0,130	0,040	0,105	32,9	19,4
	Pampower Graben	102	0,194	0,297	0,136	0,244	29,8	17,9
	Thürkower Graben	91	0,056	0,101	0,032	0,077	43,1	23,8
Wotrumer See	Mühlenbach	88	0,077	0,155	0,053	0,135	30,9	12,4
Zierker See	Mühlengraben	89	0,021	0,047	0,013	0,038	36,7	20,2
	SW Torwitz	75	0,012	0,037	0,008	0,032	35,9	13,6
Rühner See	Steinhäger Bek	15	0,110	0,216	0,045	0,108	58,6	50,0

Gegenwärtig sind in M-V neun Anlagen an fünf Seen in Betrieb. Im Zeitraum von zehn Jahren wurden im Rahmen des begleitenden Monitorings über 870 Wertepaare zu Phosphorwerten (TP, SRP) vor und 100 m nach den Anlagen analysiert (Tab.1). Aus den Mittelwerten wurden für die Einzelanlagen die P-Reduktionsraten errechnet. Die SRP-Werte (ortho-Phosphat-Phosphor) wurden

je nach Gewässer um 30,8 % - 76,2 %, im Mittel um ca. 50 % abgesenkt. Bei den TP-Werten (Gesamt-Phosphat-Phosphor) lag die mittlere Reduktionsrate bei ca. 30 %. Das ist im Vergleich zu großtechnischen Phosphateliminierungsanlagen, wie sie an der Wahnbachtalsperre, am Grunewaldsee oder auch am Tegeler See zum Einsatz kommen, gering, kann in ländlichen Räumen mit geringerer finanzieller Ausstattung jedoch durchaus eine Überbrückungshilfe bis zur Sanierung des Einzugsgebietes darstellen.

## **Literatur**

Sandrock, S., Scharf, E.M., Wizemann, A., Korczynski, I. (2023): Entwicklung und Einsatz von Phosphatfällanlagen in Zuläufen von Seen – Erfahrungsbericht aus Mecklenburg-Vorpommern, Handbuch Angewandte Limnologie, 37. Erg. Lfg. 03/22.



POSTER

## Sanierungs- und Restaurierungsarbeiten am Völser Weiher

*Renate Alber & Samuel Vorhauser*

Biologisches Labor, Landesagentur für Umwelt und Klimaschutz, Unterbergstraße 2, 39055 Leifers, Italy,  
renate.alber@provinz.bz.it, samuel.vorhauser@provinz.bz.it

**Keywords:** Gewässersanierung, Gewässerrestaurierung, Cyanobakterien, Makrophyten

### Einleitung

Der ehemals klare, Makrophyten-dominierte Völser Weiher erfuhr nach einem illegalen Besatz von Graskarpfen eine zunehmende Verschlechterung des Zustandes mit einer einhergehenden Gefährdung der Badetauglichkeit. Graskarpfen fraßen große Mengen an Wasserpflanzen und vernichteten den gesamten Pflanzenbestand. Die Nährstoffe, die normalerweise von den Wasserpflanzen aufgenommen wurden, standen den einzelligen Algen und den potenziell toxinbildenden Cyanobakterien uneingeschränkt zur Verfügung, wodurch Algenblüten begünstigt wurden.

### Material und Methoden

#### *Untersuchungsgebiet*

Der Völser Weiher (Lat 46.523416° N, Lon 11.523440° E) ist ein Gewässer mit einer Ausdehnung von etwa 1,6 ha, einer Maximaltiefe von 3,5 m und liegt in Südtirol, Italien, auf einer Meereshöhe von 1056 m (Abb. 1).

#### *Durchgeführte Arbeiten*

Im Sommer 2019 hat das Biologische Labor der Landesagentur für Umwelt und Klimaschutz in enger Zusammenarbeit mit anderen Ämtern der Landesverwaltung, der Gemeinde Völs, der Firma Systema GmbH, der Firma Limnological Solutions International und einigen Freiwilligen mit der Umsetzung einer Reihe von Restaurierungsarbeiten begonnen.

Dazu wurden in einem ersten Schritt die im Sediment gespeicherten Pflanzennährstoffe anhand von mehreren entnommenen Kurzkernen ermittelt.

Eine Echosondierung brachte Aufschluss über die Sedimentverteilung und über die Morphometrie des Gewässers.

Nach einer Absenkung des Wasserpegels wurde mit Hilfe eines Zugnetzes ein Großteil des Friedfischbestandes entnommen und in einen nahegelegenen Weiher übersiedelt. Die Graskarpfen konnten nach einer weiteren Absenkung endgültig aus dem Weiher entfernt werden.

Anschließend erfolgte eine Fixierung der pflanzenverfügbaren Phosphate im Wasser und Sediment mittels des Produktes Phoslock (Epe et al. 2017), einem Lanthan modifizierten Benthonit.

Darauf erfolgte die Einpflanzung von verschiedenen heimischen und lokalen Characeen Arten, die von Seen derselben Typologie (Pall 2005) entnommen wurden. Sie sind durch ein flaches, üppiges Wachstum gekennzeichnet und können somit eine große Menge an Nährstoffen im Zuge ihres Wachstums aufnehmen, ohne dabei Badegäste zu stören. Die Bepflanzung mit Characeen erfolgte insgesamt vier Mal, jeweils im Frühjahr und im Herbst.

Im Jahr 2023 mussten erstmals wieder nach ca. 20 Jahren die Makrophyten gemäht werden, da neben den Characeen auch hochwüchsige Pflanzen aufkamen.

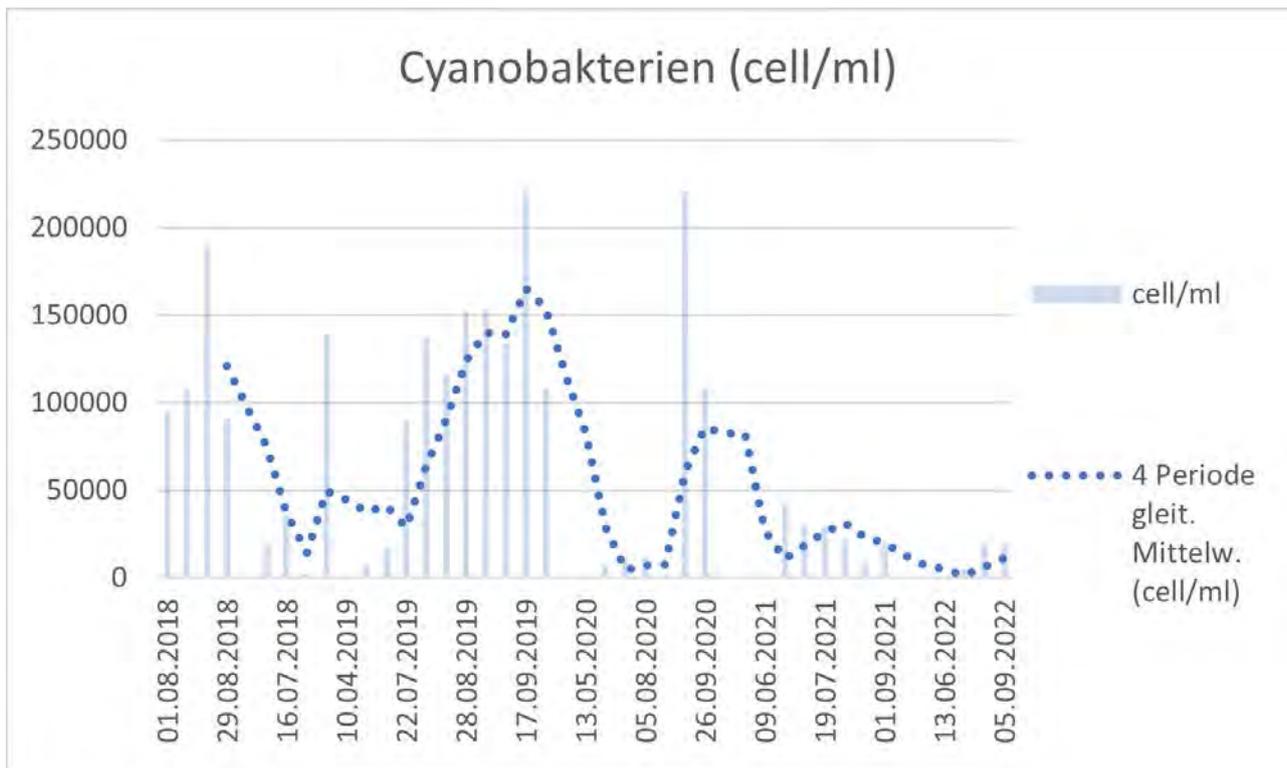


**Abb. 1: Völser Weiher (Drohnenaufnahme von Süden, Sommer 2023).**

## **Ergebnisse**

Es konnte ein gutes Wachstum der Characeen verzeichnet werden, daneben wurde auch das Aufkommen von hochwüchsigen Makrophyten, wie *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton natans* festgestellt, die durch die Restaurierungsmaßnahmen wieder geeignete Bedingungen antrafen.

Zeitgleich mit den Maßnahmen wurde das Gewässermonitoring, das seit 1983 durchgeführt wird, intensiviert und weitergeführt. Neben verschiedenen chemisch-physikalischen Untersuchungen wurde auch die Anzahl der Cyanobakterien, deren Artenzusammensetzung und die Konzentration der Toxine erhoben. Seit Beginn der Maßnahmen konnte eine deutliche Abnahme der Cyanobakterien (Abb. 2), insbesondere der Arten, die für Toxinbildung bekannt sind, sowie ein negativer Trend bei Gesamtphosphor und der Konzentration von Chlorophyll a festgestellt werden.



**Abb. 2: Konzentration der Cyanobakterien (Zellen/ml) im Völser Weiher.**

## Schlussfolgerungen

Der Zustand des Gewässers hat sich seit Beginn der Maßnahmen ständig verbessert und die Cyanobakterien stellten in den letzten Jahren kein Problem mehr für die Badetauglichkeit dar. Durch kontinuierliches Monitoring der chemisch-physikalischen Parameter, der Cyanobakterienkonzentrationen, der mikrobiologischen Parameter und des Makrophytenwachstums werden Entscheidungen über weitere Maßnahmen getroffen.

## Literatur

- Epe T.S., Finsterle K. & Yasseri S. (2017): Nine years of phosphorus management with lanthanum modified bentonite (Phoslock) in a eutrophic, shallow swimming lake in Germany, Lake and Reservoir Management, DOI: 10.1080/10402381.2016.1263693
- Pall K., Moser V., Mayerhofer S. & Till R. (2005): Makrophyten-basierte Typisierung der Seen Österreichs. – Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie der Landesregierung Salzburg, 62 pp.

## Arzneimittelwirkstoffe in NRW – Langzeitmonitoring in Oberflächengewässern

*Nicole Brennholt<sup>1</sup>, Christiane Kreyenschulte<sup>2</sup>, Stefan Kummetat<sup>1</sup> & Jaqueline Lowis<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> LANUV NRW, FB 54, Wuhanstr. 6, 47051 Duisburg; nicole.brennholt@lanuv.nrw.de, stefan.kummetat@lanuv.nrw.de, jaqueline.lowis@lanuv.nrw.de,

<sup>2</sup> Bezirksregierung Düsseldorf, Postfach 300865, 40408 Düsseldorf; christiane.kreyenschulte@brd.nrw.de

**Keywords:** Arzneistoffe, Carbamazepin, Monitoring, Oberflächengewässer, Umweltqualitätsnorm, Bewertung

### Einleitung

Im Rahmen der Gesundheitsversorgung von Mensch und Tier werden eine Vielzahl von Arzneimitteln eingesetzt. Allein in Deutschland sind im Humanbereich zurzeit über 2.500 Wirkstoffe in Gebrauch. Rückstände dieser Arzneimittelwirkstoffe gelangen über verschiedene Eintragspfade in die Umwelt und somit auch in Oberflächengewässer. Bei Humanarzneimitteln sind dies in der Regel punktförmige Einträge über Kläranlagenabläufe (je nach Ausbaustufe) und Mischwasserentlastungen, wohingegen Veterinärarzneimittel diffus über Abschwemmungen sowie Hofabläufe und Drainagen von landwirtschaftlichen Nutzflächen in Gewässer eingetragen werden. Der Eintrag über Kläranlagen ist meist relativ konstant, Konzentrationsschwankungen im Gewässer sind weitestgehend durch das Abflussgeschehen geprägt und es gibt in der Regel keine saisonalen Eintragungsspitzen.

Um diese Gewässerbelastungen zu erkennen, zu quantifizieren und deren Quellen zu identifizieren werden die Gewässer intensiv überwacht. Die Messkonzepte und die Verfahren zur Probenahme, Untersuchung und Bewertung dazu sind im NRW-Leitfaden für das Monitoring der Oberflächengewässer ab dem 4. Monitoringzyklus (2015-2018) niedergelegt. Derzeit liegen aus der Gewässerüberwachung in NRW für 132 Arzneimittelwirkstoffe Monitoringdaten in Oberflächengewässern vor.

### Material und Methoden

#### *Untersuchungsgebiet, Messstellen und Untersuchungsumfang*

Das Oberflächengewässermonitoring in NRW erfolgt an verschiedenen Messstellen, die nach den Vorgaben der Anlage 10 der OGewV (2016) festgelegt werden. Die Messfrequenz beträgt in der Regel 4 - 6 x/ Jahr bei äquidistantem Untersuchungszeitraum. Das Untersuchungsintervall ist jährlich, wenn relevant, ansonsten alle 3 bzw. 6 Jahre. Eine ausführliche Darstellung des Monitorings findet sich im Monitoring-Leitfaden Oberflächengewässer NRW (2020). Für das Monitoring von Arzneimittelwirkstoffen wurden in den Jahren 1997-2022 insgesamt 2.181 Messstellen in ca. 880 Oberflächengewässern verteilt über ganz NRW untersucht.

### **Probenahme**

Die Probenahmen erfolgten in der Regel durch Entnahme einer Stichprobe aus den jeweiligen Fließgewässern mindestens 30 cm unterhalb der Oberfläche und mindestens 30 cm über der Gewässersohle gemäß Arbeitsanweisung „Entnahme von Wasserproben aus Fließgewässern zur chemischen Untersuchung“ des LANUV. Je nach Beschaffenheit der Probenahmestelle wurde die Probe entweder direkt in die Probenahmeflasche oder indirekt mittels Teleskopstange mit Schöpfbecher oder einem Eimer, der an einem Seil befestigt ist, genommen. Bei der indirekten Probenahme mittels Schöpfgerät wurde eine entsprechende Anzahl Teilproben in einem Homogenisiergefäß zu einer Stichprobe vereint (s. Abb. 1). Die Stichproben wurden anschließend randvoll und luftblasenfrei in eine 250 mL Enghals-Braunglasflasche gefüllt und kühl und dunkel für maximal sieben Tage bis zur weiteren Analyse aufbewahrt.



**Abb. 1: Probenahme an einem Fließgewässer mittels Teleskopstange mit Schöpfbecher (links), Umfüllen der Teilprobe in ein Homogenisiergefäß (Mitte) und homogenisierte Stichprobe (rechts) (Quelle: LANUV NRW).**

### **Analytik**

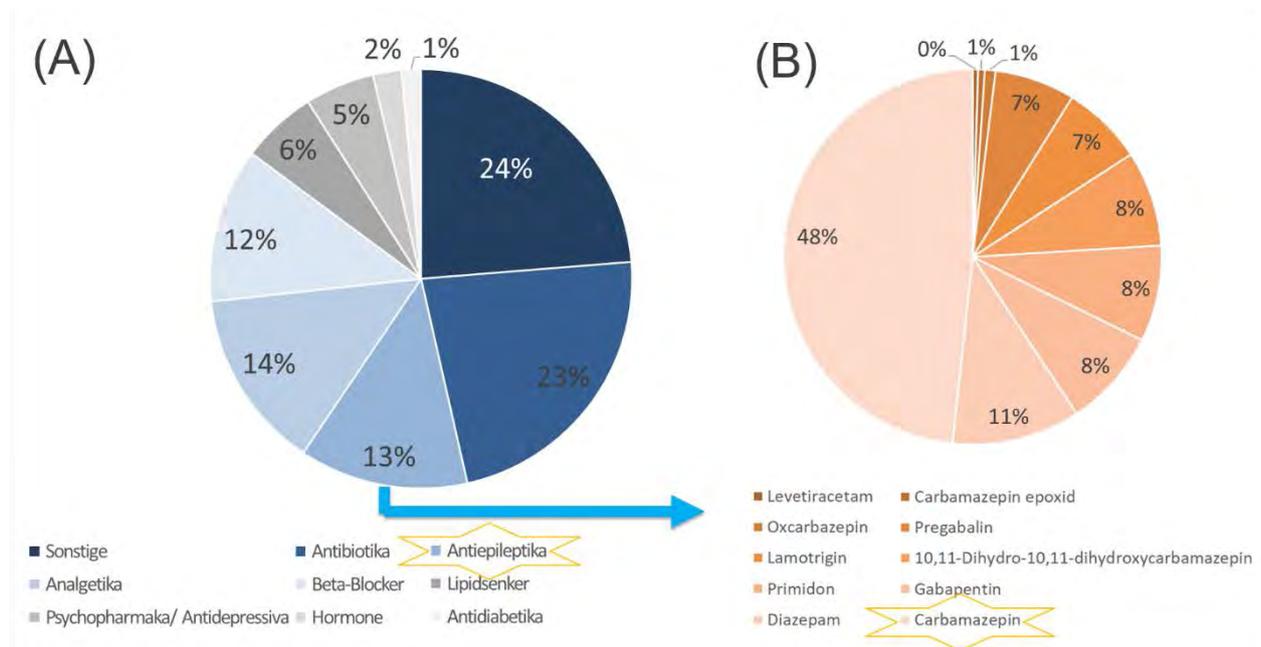
Die Wasserproben wurden mit internen Standards versetzt und ohne weitere Aufbereitung direkt in das Analysensystem (Fa. Agilent) injiziert. Eine ausführliche Anleitung findet sich in der Arbeitsanweisung „Bestimmung von ausgewählten Arzneimittelwirkstoffen und Transformationsprodukten mittels HPLC-MS/MS nach Direktinjektion“ des LANUV. Die Bestätigung und quantitative Bestimmung erfolgte durch Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie gekoppelt mit massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS) gemäß DIN EN ISO 21676 – F47. Die untere Anwendungsgrenze liegt für Oberflächenwasser aktuell bei 25 ng/L.

### **Ergebnisse und Diskussion**

In NRW liegen für 132 Arzneimittelwirkstoffe Monitoringdaten in Oberflächengewässern vor. Insgesamt umfasst der Datensatz 459.511 Einzelmesswerte an 2.181 Messstellen in ca. 880 Oberflächengewässern.

Insbesondere seit dem Jahr 2015 haben sowohl die Anzahl der überwachten Arzneimittelwirkstoffe als auch die Anzahl der jeweiligen Messungen deutlich zugenommen. Der größte Teil der vorliegenden Daten (67 %) sind vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) in ganz NRW selbst gemessene Proben. Die restlichen Daten wurden von den jeweiligen sondergesetzlichen Wasserverbänden in ihrem Zuständigkeitsbereich erhoben (33 %).

Die betrachteten Arzneimittelwirkstoffe wurden neun Wirkstoffgruppen zugeordnet. Bei den untersuchten Arzneimittelwirkstoffen handelt es sich hauptsächlich um Antibiotika (23 %), Analgetika (14 %) und Antiepileptika (12 %) (s. Abb. 2A).

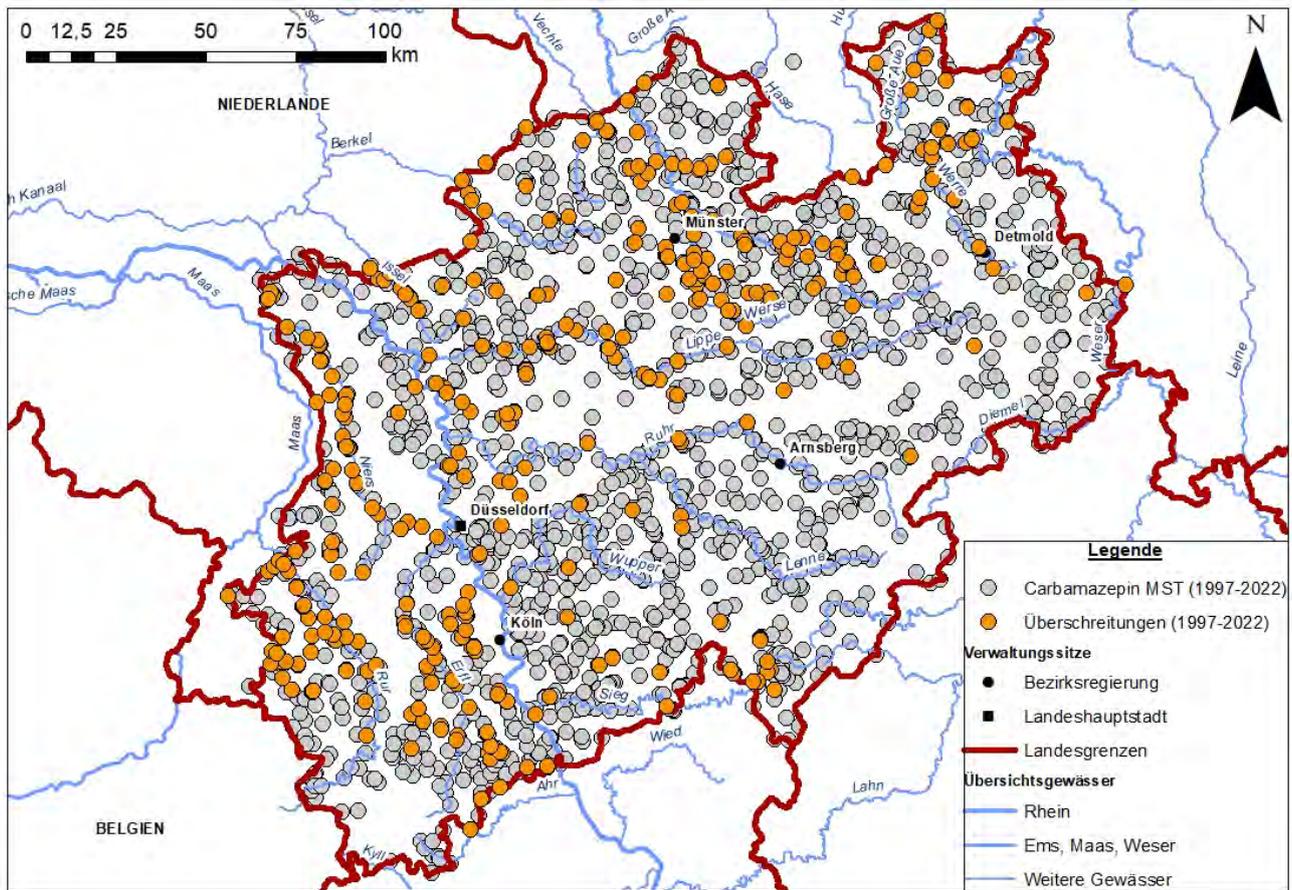


**Abb. 2: (A) Prozentuale Verteilung der 132 untersuchten Arzneimittel auf 9 Wirkstoffgruppen. (B) Prozentualer Anteil der jeweiligen untersuchten Antiepileptika.**

Die längste Datenreihe besteht für den Arzneimittelwirkstoff Carbamazepin, welcher seit dem Jahr 1997 gemessen wird. Carbamazepin wurde an insgesamt 2.110 Messstellen untersucht (s. Abb. 3), so dass inzwischen für den gesamten Untersuchungszeitraum 30.830 Einzelmesswerte vorliegen. Der Arzneimittelwirkstoff Carbamazepin weist nicht nur die längste Datenreihe auf, sondern er ist auch mit fast 50 % das vorherrschende von den untersuchten Antiepileptika (s. Abb. 2B). Weiterhin wird Carbamazepin auch bei verschiedenen psychiatrischen Erkrankungen und als Koanalgetikum eingesetzt.

Die Anzahl der Carbamazepin-Messwerte pro Jahr variiert zwischen 55 im Jahr 1997 und 2.328 im Jahr 2007 (s. Abb. 4). Im Jahr 1998 erfolgte keine Messung. Die Konzentrationen schwanken dabei zwischen Werten unterhalb der Anwendungsgrenze bis zu knapp 10 µg/l im Jahr 2015 (höchster gemessener Wert im betrachteten Zeitraum).

Aktuell wird zur Beurteilung von Carbamazepin ein Orientierungswert von 0,5 µg/l für den Jahresmittelwert herangezogen. Dieser wird jährlich im Mittel in etwa 6% der untersuchten Proben überschritten (Minimum ca. 1 % im Jahr 2021; Maximum ca. 12 % im Jahr 2006, gefolgt von ca. 11,5 % im Jahr 1999, ca. 11 % im Jahr 1997 und ca. 10,4% im Jahr 2003) (s. Abb. 4). Insgesamt weisen im Zeitraum 1997-2022 304 Messstellen eine Überschreitung des Orientierungswertes auf (s. Abb. 3).

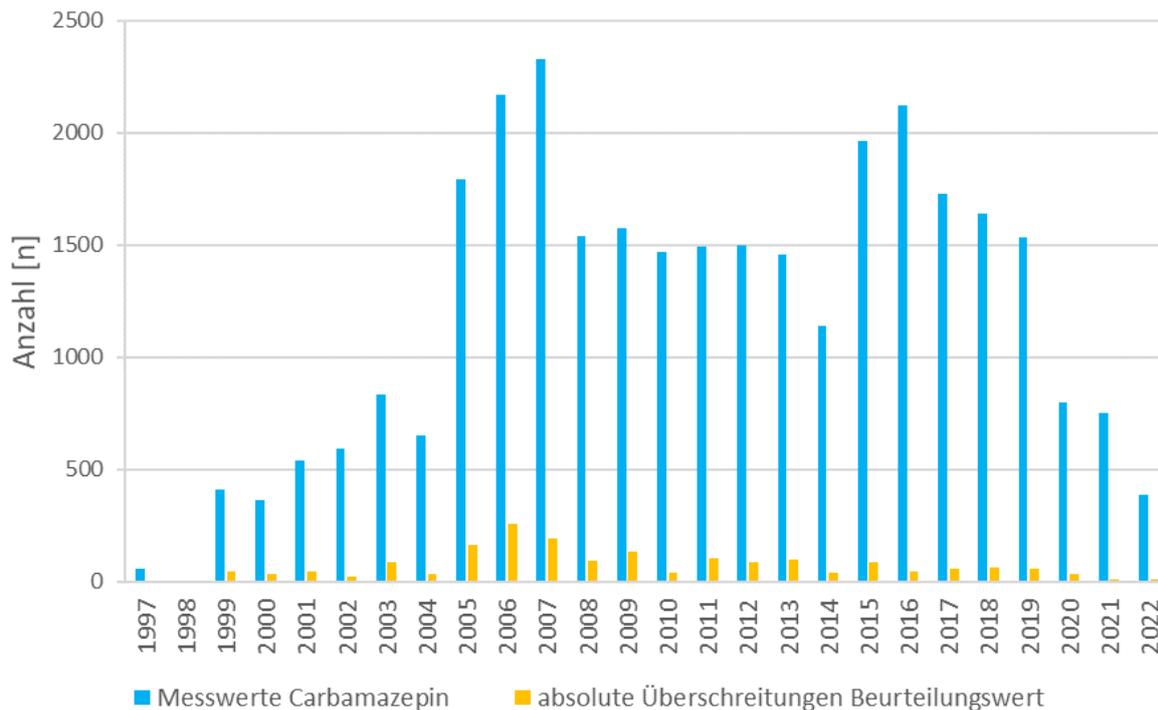


**Abb. 3: Lage aller 2.110 Messstellen (MST) NRWs mit Ergebnissen für Carbamazepin für die Jahre 1997-2022 (graue Punkte) sowie die 304 Messstellen, die eine Überschreitung des Orientierungswertes für Carbamazepin ( $0,5 \mu\text{g/L}$  im Jahresdurchschnitt) aufweisen (orangene Punkte).**

Besondere Relevanz weist Carbamazepin dadurch auf, dass es weder im Untergrund und Uferfiltrat nennenswert abgebaut noch durch Adsorption zurückgehalten wird und somit ins Grund- und auch ins Trinkwasser gelangen kann.

In Oberflächengewässern wird Carbamazepin, im Vergleich zu anderen Arzneimittelwirkstoffen wie z. B. Diclofenac, auch nur schlecht photolytisch abgebaut (u. a. Andreozzi et al. 2002, Doll & Frimmel 2002). Die in Gewässern ermittelten Carbamazepinfrachten sind daher im Jahresgang weitestgehend konstant (Kot-Wasik et al. 2016, Stamm et al. 2012) und Photoabbauprodukte von Carbamazepin im Gewässer eher von untergeordneter Relevanz.

Verschiedene Untersuchungen an aquatischen Organismen zur Toxizität von Carbamazepin selbst zeigen, dass Carbamazepin nicht nur die ROS Homöostase, sondern auch das neuroendokrine System, die Lebensfähigkeit der Zellen, Immunität, Reproduktion, Fressverhalten und Wachstum beeinflussen kann (z. B. Review von Baalia & Cosio 2022).



**Abb. 4: Anzahl der Carbamazepinmesswerte pro untersuchtem Jahr (blaue Säulen) und absolute Anzahl der Orientierungswertüberschreitungen von Carbamazepin (orangene Säulen).**

## Ausblick

Weitergehende Auswertungen der Daten hinsichtlich der Messstellen, die Orientierungswertüberschreitungen aufweisen, unter Berücksichtigung der räumlichen Verteilung und der jeweiligen Untersuchungsjahre sind geplant, um eine umfassende Beurteilung der Carbamazepinkonzentrationen im Gewässer und mögliche Ableitung von Handlungsempfehlungen vornehmen zu können.

## Danksagung

Unser besonderer Dank gilt allen Mitarbeitenden des LANUV NRW, die an der Probenahme sowie deren Analyse beteiligt waren. Des Weiteren danken wir den Wasserverbänden NRW für die Bereitstellung ihrer Daten.

## Literatur

- Monitoring-Leitfaden Oberflächengewässer NRW (2020): Aktuell gültiger Monitoring-Leitfaden Oberflächengewässer NRW zur Zustandsermittlung für den 3. Bewirtschaftungsplan (Stand: 11/2020)
- OGewV (2016): Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist
- Arbeitsanweisung „Entnahme von Wasserproben aus Fließgewässern zur chemischen Untersuchung“ (2023), LANUV-Dokument 630-PFB-AA-005, Version 04 (Stand:08/2023)
- Arbeitsanweisung „Bestimmung von ausgewählten Arzneimittelwirkstoffen und Transformationsprodukten mittels HPLC-MS/MS nach Direktinjektion“ (2022), LANUV-Dokument 644-ADU-AA-005, Version 05 (Stand: 05/2022)

- DIN EN ISO 21676 – F47 (2022): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung ausgewählter Arzneimittelwirkstoffe, Transformationsprodukte und weiterer organischer Stoffe gelöst in Wasser und behandeltem Abwasser - Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS oder -HRMS) nach Direktinjektion
- Andreozzi et al. (2003): Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. *Chemosphere* 50(10): 1319-1330
- Doll T. E. & Frimmel F. H. (2003): Fate of pharmaceuticals–photodegradation by simulated solar UV-light. *Chemosphere* 52(10): 1757-1769.
- Kot-Wasik A., Jakimska A. & Śliwka-Kaszyńska M. (2016): Occurrence and seasonal variations of 25 pharmaceutical residues in wastewater and drinking water treatment plants. *Environmental monitoring and assessment* 188 (12): 661
- Stamm et al. (2012): Organische Spurenstoffe im Rahmen von NADUF Machbarkeitsstudie-Schlussbericht. EAWAG, Schweiz.
- Baalía H. & Cosío C. (2022): Effects of carbamazepine in aquatic biota. *Environmental Science: Processes and Impacts* 24 (2): 209-220

## Belastung linksniederrheinischer Fließ- und Stillgewässer mit *Escherichia coli*

Ute Hansen<sup>1</sup> & Carmen Gallas<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Hochschule Rhein-Waal, Fakultät Kommunikation und Umwelt, Friedrich-Heinrich-Allee 25, 47475 Kamp-Lintfort, Deutschland, ute.hansen@hsrw.eu, <sup>2</sup> Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG), Zentrallabor, Grafschafter Str. 251, 47443 Moers, Deutschland, gallas.c@lineg.de

**Keywords:** *Escherichia coli*, Oberflächengewässer, Verordnung (EU) 2020/741

### Einleitung

In den zurückliegenden zwanzig Jahren wurden regelmäßig Proben aus mehr als sechzig Oberflächengewässern (Abb. 1) des Wasserverbandes LINEG hinsichtlich des Vorkommens von *Escherichia coli* (*E. coli*) untersucht. Ziel der hier vorgestellten Studie war, anhand der 3900 mit der „Most Probable Number“-Methode gewonnenen Datensätze die typische Belastung von Fließ- und Stillgewässern mit diesen Bakterien zu charakterisieren. Sie kommen im menschlichen und tierischen Darm vor und gelten als Indikatoren für fäkale Wasserkontamination.

Die Europäische Gesetzgebung (Verordnung (EU) 2020/741) setzt Qualitätsstandards für wieder-aufbereitetes Abwasser, das in der Landwirtschaft für Bewässerung eingesetzt werden darf (Belló & Hansen 2019). Ein weiteres Ziel der Studie war, die mikrobiologische Belastung der Oberflächengewässer mit diesen Standards zu vergleichen.

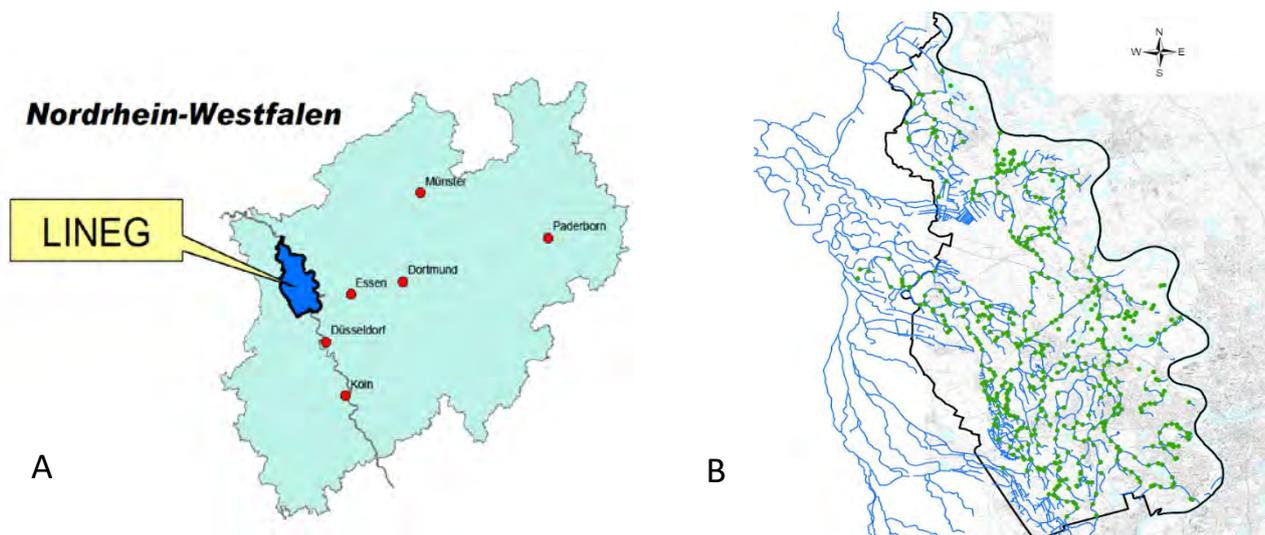


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes (A), Fließgewässer (blau) und Probenahmestellen in grün (B).

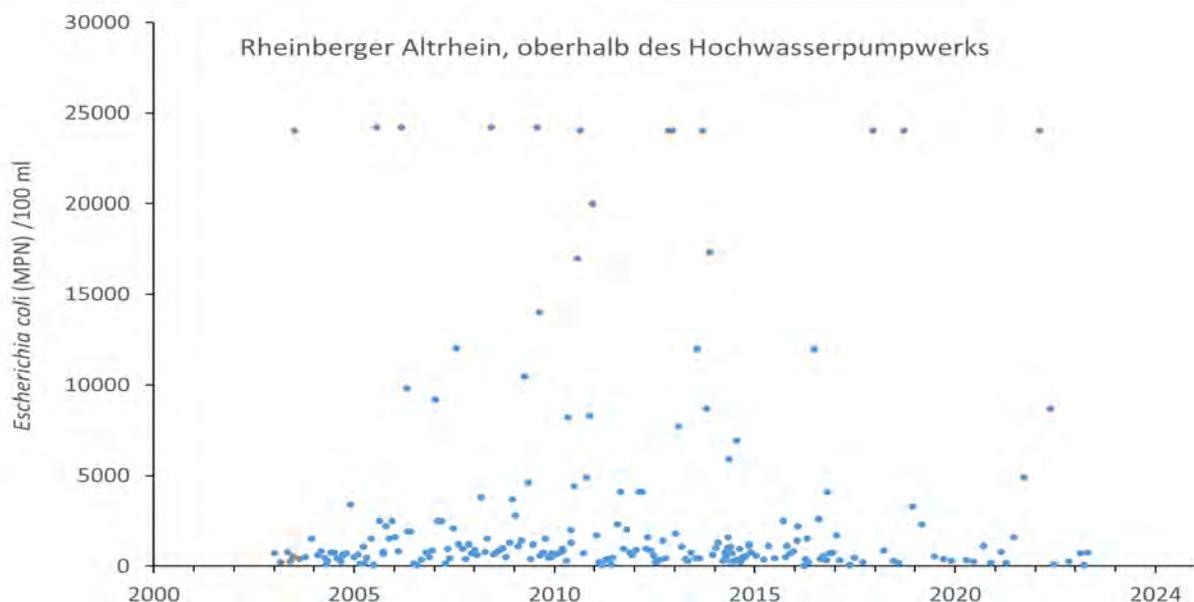
## Material und Methoden

Die *Escherichia coli*-Bestimmung erfolgte mit Hilfe der Colilert-Methodik (IDEXX o.J.), die dem seit 2014 vorliegenden ISO Standard zugrunde liegt (DIN e.V. 2014). Aufgrund der unterschiedlichen Probenzahl pro Gewässer wurde für jedes Gewässer der arithmetische Mittelwert der *E. coli*-Konzentration und der Median berechnet. Diese Werte wurden für verschiedene Gewässertypen gemittelt (Tab. 1).

Der Gesamtdatenpool wurde hinsichtlich der prozentualen Anteile der Proben mit *E. coli*-Konzentrationen größer als 10, 100, 1000 und 10000 pro 100 ml Wasser ausgewertet (Tab. 2).

## Ergebnisse

Die Belastung des Wassers mit Indikatoren für fäkale Kontamination ist zeitlich stark variabel (Abb. 2). Die Daten bestätigen Ergebnisse von Zhao et al. (2022).



**Abb. 2: Variabilität der *E. coli* Belastung des Fließgewässers Rheinberger Altrhein an der Beprobungsstelle oberhalb des Hochwasserpumpwerks; Werte > 24000 / 100 ml konnten bedingt durch die „Most-Probable-Number“-Methodik nicht quantifiziert werden und wurden auf 24000 gesetzt.**

Auch räumlich variiert die Belastung der Gewässer mit *Escherichia coli* stark (Tab. 1). Trotz der starken Variabilität lässt sich feststellen, dass Fließgewässerproben mit deutlich höherer Wahrscheinlichkeit stark belastet sind als Stillgewässer (Tab. 1). Baggerseen wiesen im Mittel geringere Kontaminationslevel auf als Seen und Weiher.

Zwei Drittel der Wasserproben der Oberflächengewässer waren so stark mit *E. coli* kontaminiert, dass sie nicht die Qualität erreicht hätten, die bei aufbereitetem Abwasser für die Bewässerung von Futterpflanzen für milch- und fleischerzeugende Tiere erforderlich ist (Tab. 2) sowie für die Beregnung von Pflanzen, deren essbare Teile nicht in direktem Kontakt mit dem Wasser sind.

**Tab. 1: *E. coli*-Konzentrationen pro 100 ml Wasserprobe („Most Probable Number“): Arithmetische Mittelwerte und Mediane wurden für jedes Gewässer berechnet und für die Gewässertypen gemittelt (die Tabelle zeigt Mediane der Verteilung).**

	Kleinere Fließgewässer	Rhein	Seen, Weiher	Baggerseen	alle Gewässer
<b>Arithmetisches Mittel</b>	570	1318	178	27	372 (4 - 15107)
<b>Median</b>	203	310	77	2	160 (1 - 4400)
<b>Anzahl der Gewässer</b>	46	1	9	14	70

**Tab. 2: Prozentualer Anteil der den jeweiligen *E. coli* Grenzwert überschreitenden Proben an der Gesamtzahl der Proben (n = 3900). Die Grenzwerte gelten für gereinigtes und aufbereitetes kommunales Abwasser, das nach EU Verordnung 2020/741 für die Bewässerung in der Landwirtschaft genutzt werden darf. Für unterschiedliche Nutzungsarten bzw. Kulturen gelten unterschiedliche Qualitätsstandards. Fällt eine Kulturpflanzenart in mehrere Kategorien gelten die Anforderungen der strengsten Kategorie.**

Grenzwert <i>E. coli</i> Anzahl / 100 ml	Prozentualer Anteil der Proben, die den Grenzwert überschreiten	Kategorie der Kulturpflanzen (EU 2020/741)
≤ 10	85 %	Roh verzehrte Nutzpflanzen, deren essbarer Teil mit dem aufbereiteten Wasser in Kontakt kommt und roh verzehrte Hackfrüchte, alle Bewässerungsmethoden
≤ 100	68 %	Roh verzehrte Nutzpflanzen, deren essbarer Teil über dem Boden erzeugt wird und nicht mit dem aufbereiteten Wasser in Kontakt kommt, verarbeitete Nutzpflanzen, Futterkulturen für milch- oder fleischerzeugende Tiere, alle Bewässerungsmethoden
≤ 1000	23 %	Roh verzehrte Nutzpflanzen, deren essbarer Teil über dem Boden erzeugt wird und nicht mit dem aufbereiteten Wasser in Kontakt kommt, verarbeitete Nutzpflanzen, Futterkulturen für milch- oder fleischerzeugende Tiere, Tropfbewässerung
≤ 10 000	4 %	Industrie- und Energiepflanzen

## Diskussion

In Deutschland ist es aktuell nicht üblich, Wasser aus Fließ- und Stillgewässern landwirtschaftlich zu nutzen. Im Verbandsgebiet kommt es allerdings regelmäßig zu (illegalen) Wasserentnahmen aus Fließgewässern für Bewässerungszwecke von Nutzpflanzen und für die Nutzung als Tränkwasser weidender Rinder. Die Daten zeigen, dass vor dem Hintergrund zunehmender Wasserknappheit Hygieneaspekte und entsprechende Monitoring-Aktivitäten eine wichtige Rolle spielen.

## Danksagung

Die Autorinnen danken den an der Beprobung und Analyse beteiligten Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des LINEG-Zentrallabors.

## Literatur

- Bello, N., Hansen, U. (2019): Minimum Quality Requirements for Water Reuse in Agricultural Irrigation - A Review of Legislation in the European Union (2019). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht der Jahrestagung 2018, pp 64-70.
- DIN e. V. (2014): DIN EN ISO 9308-2:2014-06. Wasserbeschaffenheit - Zählung von *Escherichia coli* und coliformen Bakterien - Teil 2: Verfahren zur Bestimmung der wahrscheinlichsten Keimzahl (ISO 9308-2:2012); Deutsche Fassung EN ISO 9308-2:2014
- EU 2020/741: Verordnung (EU) 2020/741 des Europäischen Parlaments und des Rates über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung, Amtsblatt der EU, 177/32 2020.
- IDEXX (o. J): Colilert®-18/Quanti-Tray®; IDEXX Laboratories, Inc., USA
- Zhao, K., Xu, J., Wenda, A., Tjisse-Klasen, E., Hansen, U. (2022) Levels of coliform bacteria, enterococci and NPOC detected in a suburban river over six weeks in November and December 2020. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht der Jahrestagung 2021, Weißensee Verlag, Berlin, 267-271.

## Auswirkungen intermittierender thermischer Nutzung eines Fließgewässers auf Makrozoobenthos und benthische Diatomeen

Dieter Leßmann<sup>1</sup>, Thomas Gubsch<sup>2</sup> & Christoph Steffan<sup>3</sup>

<sup>1</sup> BTU Cottbus Senftenberg, Fachgebiet Gewässerökologie; lessmann@b-tu.de

<sup>2</sup> Hochschule Zittau/Görlitz, Fachgebiet Messtechnik/Prozessautomatisierung; t.gubsch@hszg.de

<sup>3</sup> Institut für Luft und Kältetechnik gGmbH, Hauptbereich Angewandte Energietechnik; christoph.steffan@ilkdresden.de

**Keywords:** Gewässerthermie, Temperatur, Sauerstoff, Makrozoobenthos, Phytobenthos

### Einleitung

Im Zuge der in Deutschland eingeleiteten Wärmewende ist ein zunehmendes Interesse an der thermischen Nutzung von Gewässern zu verzeichnen. Zu den ökologischen Auswirkungen von Gewässerabkühlungen liegen bisher jedoch noch relativ wenige Erkenntnisse vor (Kammer 2018). Umfangreichere Kenntnisse zur Temperatursensitivität von Organismen gibt es insbesondere für Makroinvertebraten und Fische. So ist bekannt, dass sich Temperaturveränderungen auf Makroinvertebraten vielfältig und auf verschiedenen Ebenen auswirken, die von physiologischen und metabolischen Prozessen bis zu Evolutionsprozessen reichen (Bonacina et al. 2023). Für Fische liegt mit der Studie von van Treeck und Wolter (2021) eine erste Grundlage zur Einordnung der ökologischen Verträglichkeit von Temperaturverminderungen für die Fischgemeinschaften im Längsverlauf von Fließgewässern vor.

Im Rahmen des Projekts AQVA HEAT wurde die Vakuum-Flüssigeistechnologie in Kombination mit einer Wärmepumpe an einem Fließgewässer erprobt. Die Technologie ermöglicht einen ganzjährigen Betrieb, bei dem Wasser sowohl sensible als auch latente Wärme entzogen werden kann ([www.ilkdresden.de/vakuumeis](http://www.ilkdresden.de/vakuumeis)). Dabei wird das Wasser nicht nur abgekühlt, sondern auch entgast. Im Rahmen eines die Erprobung der Technologie begleitenden Forschungsvorhabens wurde untersucht, inwieweit deren Nutzung zu Veränderungen der Temperatur und der Sauerstoff-Konzentrationen führt und ob Auswirkungen auf die Gewässerbiozönose nachweisbar sind. Dabei konzentrierten sich die Untersuchungen auf die Besiedlung des Gewässers durch Makrozoobenthos und benthische Diatomeen.

### Material und Methoden

#### *Untersuchungsgewässer*

Die Mandau ist im Stadtgebiet von Zittau dem Fließgewässertyp 9 (silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse) mit Lage im Bereich des Hyporhithrals zuzuordnen. Starke anthropogene Veränderungen des natürlichen Flusslaufs mit kanalartigem Ausbau und diffuse Einleitungen aus dem Stadtgebiet führen zu einer Bewertung der Gewässerstruktur als „erheblich verändert“, des chemischen Zustands mit „nicht gut“ und des ökologischen Potentials mit „unbefriedigend“ (LfULG 2021). Da die Mandau keiner Regulierung des Abflusses unterliegt, treten

starke Durchflussschwankungen auf. Der MNQ beträgt im Untersuchungsabschnitt 460 l/s, der NQ 230 l/s.

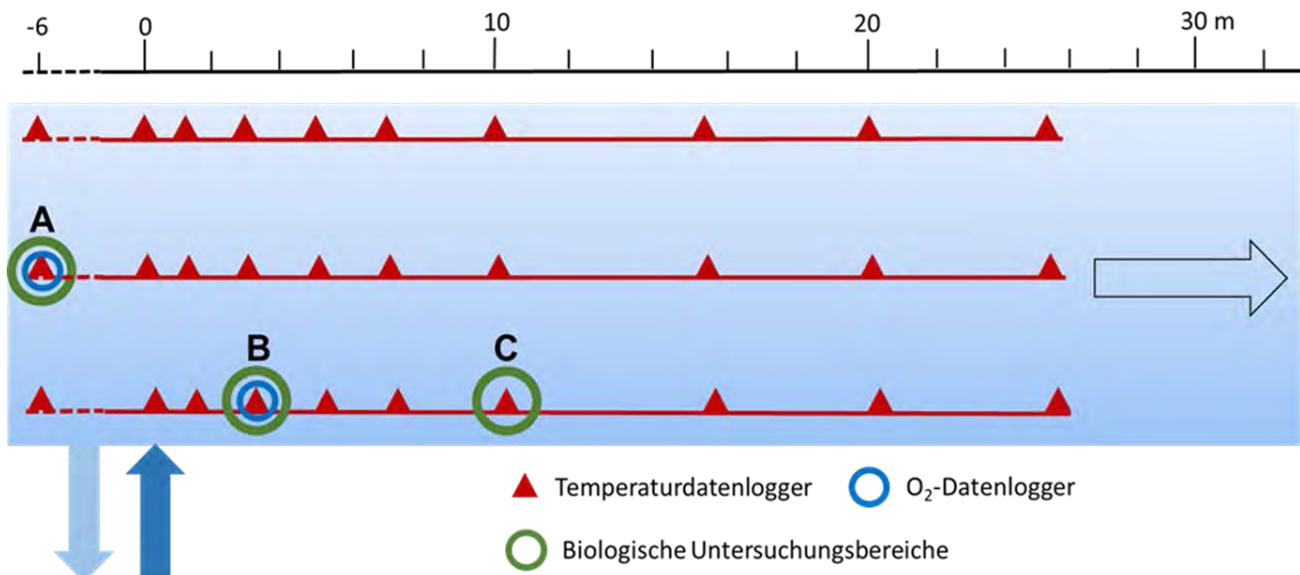
Die Sedimentbeschaffenheit wird im Untersuchungsabschnitt mit rund 40 % vom Mesolithal (faustgroßen Steinen mit variablen Anteilen kleinerer Korngrößen) dominiert. Daneben finden sich Mikrolithal- und Akal-Bereiche, in denen Grobkies bzw. Fein- und Mittelkies vorherrschen. Dazwischen kommen Sand und tonige Ablagerungen vor. Die Steinoberflächen werden in den Sommermonaten meist großflächig von Algenaufwuchs einschließlich fädigen Grünalgen bedeckt.

### **Anlagenbetrieb**

Die Untersuchungen erfolgten im Zeitraum von Ende Juli bis Anfang Dezember 2022, wobei die Versuchsanlage schrittweise Anfang Oktober in Betrieb genommen wurde und mit Wärmegewinnung intermittierend tagsüber zwischen dem 20.10. und 02.12. über einen Gesamtzeitraum von 92 h lief. Der maximale Volumenstrom betrug 18 l/s, was maximal 1,8 % des mittleren Tagesdurchflusses der Mandau ausmachte. Die durch Messungen in den Rohrleitungen vor und nach der Anlage ermittelte maximale Temperaturdifferenz lag bei rund 10 K. Überwiegend betrug die Abkühlung in der Anlage zwischen 2,5 und 7 K. Der Eisanteil erreichte maximal 10 m %.

### **Untersuchungsmethoden**

Vom 27.07.2022 bis 08.12.2022 wurde in der Mandau ein Messnetz mit 30 Temperaturdatenloggern (HOBO MX2203) installiert, die sich in drei Reihen über das Gewässer von ca. 6 m oberhalb der Rückführung des genutzten Wassers bis 25 m unterhalb erstreckten (Abb. 1). Von den Geräten wurde die Wassertemperatur an der Flusssohle in Abständen von 5 Minuten erfasst und gespeichert. Ergänzend waren vom 17.10. bis 30.11.2022 zwei Sauerstoffdatenlogger im Einsatz, die in der Mitte 6 m oberhalb der Rückleitung und rechtsseitig 3 m unterhalb der Rückleitung positioniert waren (Messstellen A und B). Ergänzend hierzu wurden wiederholt Messungen der Wassertemperatur und Sauerstoffkonzentration an allen Messpunkten mit WTW-Handmessgeräten durchgeführt.



**Abb. 1: Lage der Messstellen mit Temperatur- und Sauerstoffdatenloggern sowie die Bereiche biologischer Untersuchungen (A – C) in der Mandau ober- und unterhalb der Wasserentnahme und -rückleitung.**

Die biologischen Untersuchungen konzentrierten sich auf das Makrozoobenthos und die benthischen Diatomeen. Um mögliche Veränderungen der Invertebraten-Besiedlung durch den Anlagenbetrieb auf den Gewässerabschnitt zu ermitteln, wurden Makrozoobenthos-Aufsammlungen am 27.07.22 und 30.11.22 durchgeführt, wobei am 27.07.22 vor Versuchsbeginn eine Gesamtbeprobung der Bereiche B und C erfolgte und am 30.11.22 zusätzlich zum Bereich B/C zeitgleich als Referenzbereich der Bereich A beprobt wurde. Die Aufsammlungen erfolgten mittels Kescher als Multi-Habitat-Sampling über eine größere Fläche und die Auswertungen des gewonnenen Probenmaterials entsprechend der Anleitung zur Probenahme und Aufbereitung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern im Rahmen der Gewässerbewertung gemäß EU-WRRL (Meier et al. 2006). Für die Datenauswertung und –bewertung wurde auf die Software PERLODES zurückgegriffen ([gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/perlodes-online.html](http://gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/perlodes-online.html)).

Ergänzend wurden in den Untersuchungsbereichen A, B und C jeweils fünf mit künstlichem Feinkies-Substrat gefüllte Röhrchen mit einem Volumen von 200 ml ausgebracht, die in regelmäßigen Abständen ausgetauscht wurden, um deren Besiedlung in Abhängigkeit von der Exposition zur Wasserrückleitung aus der Anlage unter verschiedenen Betriebszuständen zu erfassen. Auch die hierdurch nach dem Aussortieren, Bestimmen und Zählen gewonnenen Daten wurden mit PERLODES ausgewertet. Beispielhaft werden im vorliegenden Bericht Expositionszeiträume berücksichtigt, in denen die Anlage mit Abkühlung des entnommenen Wassers lief.

Zur Ermittlung der Besiedlung der Untersuchungsbereiche durch benthische Diatomeen wurden Glas-Objektträger als Aufwuchssubstrate in den Bereichen A, B und C exponiert und im Rhythmus der Makrozoobenthos-Substratröhrenuntersuchungen entnommen, bearbeitet und ausgewertet. Aufbereitung und mikroskopische Auswertung erfolgten gemäß Schaumburg et al. (2012). Für die Datenauswertung und –bewertung wurde auf PHYLIB zurückgegriffen ([gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/phylib-online.html](http://gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/phylib-online.html)).

## **Ergebnisse**

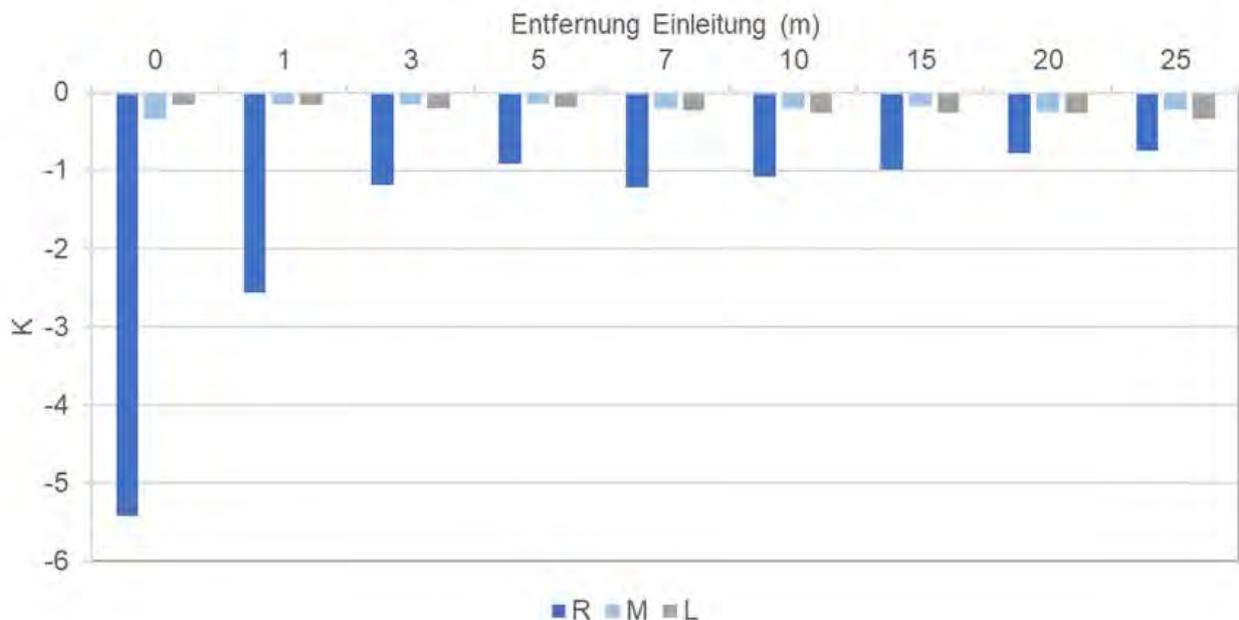
### ***Sauerstoffkonzentrationen***

Die Sauerstoffkonzentrationen folgten im Untersuchungsabschnitt einem ausgeprägten Tagesgang mit Sättigungswerten nachmittags im Maximum von bis zu 130 % und nächtlichen Rückgängen auf rund 80 % im Minimum. Die Mandau wies im Untersuchungszeitraum an der Referenzstelle A mit im Mittel rund 11 mg/l und einem Minimum-Wert von 8,4 mg/l stets eine sehr gute Sauerstoffverfügbarkeit auf. Unterhalb der Rückleitung wurden an B minimal 8,2 mg/l gemessen. Die Differenz zwischen A und B betrug maximal 1,7 mg/l. Dieser Maximalwert wurde aber nur an zwei Tagen registriert. Überwiegend betrug die Differenz zur unbeeinflussten Messstelle weniger als 1 mg/l.

### ***Wassertemperaturen***

Der in der Versuchsanlage erfolgende Entzug von Wärme führte zu einer Abkühlung des der Mandau entnommenen Wassers. Angesichts der geringen Volumenströme durch die Anlage sowie des für ein ausgebautes Gewässer relativ turbulent fließenden Wassers im Flussbett waren die Voraussetzungen für eine gute Durchmischung des Wasserkörpers nach der Rückleitung des abgekühlten Wassers gegeben. Der Anlageneinfluss auf die Gewässertemperaturen beschränkte sich auf den rechtsseitigen Uferbereich. Unmittelbar unterhalb der Rückleitung wurde eine maximale Temperaturdifferenz von 5,4 K registriert. Flussabwärts nahm die Temperaturdifferenz sehr schnell ab. Während in 1 m Entfernung noch maximal 2,6 K zu verzeichnen waren, überschritten die Messwerte in 3 bis 10 m Entfernung 1,2 K nicht (Abb. 2). An den Messstellen in 15, 20 und 25 m Entfernung entlang des

rechtsseitigen Ufers war der Einfluss der Abkühlung zwar noch nachweisbar, die Differenz zur Referenzstelle blieb jedoch stets unter 1 K. Aus den Messwerten ließen sich keine Temperaturveränderungen durch den Anlagenbetrieb auf die Messstellen in der Flussmitte und entlang des linksseitigen Ufers ablesen.



**Abb. 2: Während des Anlagenbetriebs von den Temperaturdatenloggern an den Messstellen entlang des rechtsseitigen Ufers (R), in der Flussmitte (M) und entlang des linksseitigen Ufers (L) erfasste maximale Differenz der Temperaturen zwischen den Referenzmesspunkten und den Messpunkten unterhalb der Einleitung des thermisch genutzten Wassers.**

## *Makrozoobenthos*

### Aufsammlungen

Durch die vor und nach dem Versuchsbetrieb durchgeführten Makrozoobenthos-Aufsammlungen konnte zunächst die Besiedlung im unbeeinflussten Ist-Zustand ermittelt werden. Die Ergebnisse ließen sich zudem mit denen nach Ende des Versuchsbetriebs vergleichen. Des Weiteren konnte nach Versuchsende geprüft werden, ob sich Unterschiede in der Besiedlung zwischen dem Bereich oberhalb der Rückleitung und dem unterhalb gelegenen Bereich durch die Veränderung der thermischen Bedingungen ausgebildet haben.

Die biozönotischen Kennwerte weisen sowohl im Vergleich der beiden Beprobungstermine für den unterhalb der Wasserrückleitung gelegenen Bereich als auch im Vergleich zwischen dem oberhalb mit dem unterhalb gelegenen Bereich bei der Beprobung nach Versuchsende nur geringe Unterschiede auf (Tab. 1). Jahreszeitlich bedingt ist die Taxazahl bei den November-Beprobungen etwas niedriger als im Sommer, da zu dieser Zeit viele Arten nur mit kleinen, nicht bis zur Art bestimmbar Larven vorkamen. Im Vergleich zwischen dem Bereich A mit dem Bereich B/C liegt am 30.11. die Taxazahl unterhalb der Rückleitung sogar etwas höher. Die Gesamtabundanz am 30.11. entspricht weitestgehend der am 27.07.

Die Diversitätsindices zeigen für den Shannon-Index in Verbindung mit der Evenness für alle Bereiche gleichermaßen relativ gute Werte um 3 an (Tab. 1). Im Hinblick auf die thermische Nutzung

des Wassers aus der Mandau ist der KLIWA-Index für die Betrachtungen von besonderem Interesse. Er zeigt die (sommerliche) Schwerpunkttemperatur der Biozönose auf Basis des von den vorkommenden Taxa bevorzugten Temperaturbereichs an (Halle et al. 2016). Zwischen den beiden Beprobungen des unterhalb der Rückleitung gelegenen Bereichs gibt es dabei keine Veränderungen des KLIWA-Index. Der Bereich B/C hat am 30.11. sogar einen um 0,6 höheren Index-Wert als der Bereich A (Tab. 1). Auch aus dem Rhithron-Typie-Index ist keine Verschiebung der Besiedlung innerhalb der Längszonierung des Gewässers zu flussaufwärts niedrigeren Durchschnittstemperaturen ablesbar, da nur ein minimaler Anstieg des Wertes zu verzeichnen ist bzw. dieser leicht unter dem Wert des Referenzbereichs am 30.11. liegt. Saprobienindex und Faunaindex spiegeln die Wasserbeschaffenheit bzw. die hydromorphologische Gewässerbeschaffenheit wider. Der Wert des Saprobienindex um 2 zeigt für alle Proben eine mäßige Belastung durch mikrobiell abbaubare organische Stoffe an, die den Sauerstoffhaushalt belasten können. Der Faunaindex kann Werte zwischen -2 und +2 annehmen. Die Werte um 0 erklären sich daraus, dass die Mandau in dem untersuchten Bereich deutlich von einer natürlichen Gewässerstruktur abweicht. Aufgrund der indizierten allgemeinen Degradation des Gewässers ergibt sich für den untersuchten Abschnitt der Mandau unabhängig von der thermischen Nutzung eine Einstufung in die ökologische Zustandsklasse 4 („unbefriedigend“).

**Tab. 1: Biozönotische Kennwerte für die Makrozoobenthos-Zönosen und Makrozoobenthos-basierte Indikationswerte auf Grundlage der Makrozoobenthosaufsammlungen.**

Metrik	Bereiche BC 27.07.22	Bereich A 30.11.22	Bereiche BC 30.11.22
Taxa-Anzahl	59	50	53
Abundanz [Ind./m <sup>2</sup> ]	2989	3858	2911
Shannon-Index	3,08	3,02	3,12
Evenness	0,75	0,77	0,79
KLIWA-Index (Temperaturpräferenz)	17,5	16,8	17,4
Rhithron-Typie-Index (RTI)	6,62	6,94	6,70
Deutscher Saprobienindex	1,97	2,01	2,07
Deutscher Faunaindex	-0,083	0,043	-0,053

### Substratröhrenbesiedlung

Zusätzlich zu den Benthosaufsammlungen vor und nach Ende des Versuchsbetriebs wurde die Besiedlung künstlicher, in Röhren ausgebrachter Substrate durch das Makrozoobenthos im unmittelbaren Einflussbereich der Wasserrückleitung an den Stellen B und C im Vergleich mit der oberhalb gelegenen Referenzstelle A untersucht. In beiden exemplarisch betrachteten Expositionszeiträumen ist im Bereich B die höchste Zahl an Taxa aller drei Bereiche zu finden (Tab. 2). Die Gesamtabundanz liegt einmal niedriger und im zweiten Zeitraum höher als an den anderen Stellen. Die Diversitätsindices erreichen unterhalb der Rückleitung sogar höhere Werte als an der Referenzstelle. Der KLIWA-Index liefert indifferente Ergebnisse und zeigt im ersten Zeitraum keine

Besiedlung der Substratröhren durch Taxa an, die im Vergleich mit der Stelle A niedrigere Wassertemperaturen bevorzugen. Für den zweiten Zeitraum ergibt sich ein um bis zu 1,4 niedrigerer Wert. Auch aus dem Rhithron-Typie-Index ist nicht ablesbar, dass bevorzugt kühlere Durchschnittstemperaturen bevorzugende Arten sich in den Röhren der beiden unterhalb der Rückleitung gelegenen Untersuchungsbereiche ansiedelten (Tab. 2).

**Tab. 2: Biozönotische Kennwerte für die Makrozoobenthos-Zönosen und Makrozoobenthos-basierte Indikationswerte auf Grundlage der Substratröhrenbesiedlung für zwei Zeiträume des Anlagenbetriebs.**

Metrik	Bereich A	Bereich B	Bereich C
<b>18.10.22 - 08.11.22</b>			
Taxa-Anzahl	41	57	46
Abundanz [Ind./L]	696	539	631
Shannon-Index	2,50	3,10	2,72
Evenness	0,67	0,77	0,71
KLIWA-Index (Temperaturpräferenz)	17,4	17,8	17,7
Rhithron-Typie-Index (RTI)	8,0	6,6	7,0
Deutscher Saprobienindex	1,99	2,03	2,05
<b>09.11.22 – 28.11.22</b>			
Taxa-Anzahl	19	31	26
Abundanz [Ind./L]	254	530	397
Shannon-Index	1,75	2,07	1,94
Evenness	0,59	0,60	0,60
KLIWA-Index (Temperaturpräferenz)	18,9	17,9	17,5
Rhithron-Typie-Index (RTI)	8,2	7,7	9,3
Deutscher Saprobienindex	2,05	2,00	1,86

### ***Benthische Diatomeen***

Die Untersuchung der benthischen Diatomeenzönosen erbringt für die Indikationswerte in beiden ausgewählten Zeiträumen nur sehr geringe Unterschiede zwischen den drei Gewässerbereichen. Bei fast identischer Taxazahl weist die Bewertung des ökologischen Zustands im Vergleich zwischen der Referenzstelle mit den Stellen unterhalb der Rückleitung nur eine maximale Differenz von 0,3 auf (Tab. 3). Fast alle Werte lassen sich unabhängig von der thermischen Nutzung der ökologischen Zustandsklasse 4 („unbefriedigend“) zuordnen, was dem Ergebnis beim Makrozoobenthos entspricht. Verglichen mit der Referenzstelle zeigen die Bereiche B und C etwas ausgeglichenerere Dominanzstrukturen, wobei *Navicula gregaria* und *N. lanceolata* sowie *N. tripunctata* an allen Stellen zu den dominierenden Arten gehören, ohne zusammen jedoch auf einen Anteil von über 40 % der Gesamtzönose zu stellen. Die Berechnungen sowohl des Trophieindex als auch des Saprobienindex erbringen keine Unterschiede zwischen den Probestellen.

**Tab. 3: Diatomeen-basierte Indikationswerte für zwei Zeiträume des Anlagenbetriebs.**

<b>Metrik</b>	<b>Bereich A</b>	<b>Bereich B</b>	<b>Bereich C</b>
<b>18.10.22 - 08.11.22</b>			
Taxazahl	57	58	57
Ökol. Zustand	3,5	3,4	3,8
Trophieindex	3,1	3,0	3,2
Saprobienindex	2,2	2,2	2,2
<b>09.11.22 – 28.11.22</b>			
Taxazahl	55	59	58
Ökol. Zustand	4,0	3,8	3,9
Trophieindex	3,3	3,2	3,2
Saprobienindex	2,2	2,2	2,2

### **Schlussfolgerungen**

Durch den Betrieb der Versuchsanlage traten als ökologisch relevant einzuschätzende Veränderungen der Temperatur ausschließlich im Bereich unmittelbar unterhalb der Rückleitung des thermisch genutzten Wassers auf. Ab 3 m unterhalb der Rückleitung konnten keine Temperaturveränderungen über 1,2 K registriert werden. In der Gewässermitte und entlang des linksseitigen Ufers waren keine Beeinflussungen der Temperatur durch den Anlagenbetrieb nachweisbar. Damit ist auch die Entstehung einer Kältebarriere ausgeschlossen, die das Migrationsverhalten von Gewässerorganismen, insbesondere Fischen, hätte beeinflussen können. Auch der durch die Anlagentechnologie bedingte Entzug des Sauerstoffs im genutzten Wasser führte zu keinem Zeitpunkt zu für Organismen kritischen Werten der Sauerstoffkonzentration im Gewässer.

Die Ergebnisse der Makrozoobenthos-Untersuchungen und der Untersuchungen der benthischen Diatomeen liefern keine Anhaltspunkte dafür, dass sich Unterschiede in der biologischen Besiedlung im Einflussbereich der Rückleitung des thermisch genutzten Wassers im Bereich >3 m von der Einleitungsstelle im Vergleich mit anderen Bereichen des untersuchten Gewässerabschnitts durch den Anlagenbetrieb entwickelten. Der gewässerökologische Zustand veränderte sich durch den Anlagenbetrieb in den beeinflussten Bereichen nicht.

Die Ergebnisse können wegen des intermittierenden Versuchsbetriebs nur als Hinweis auf die Möglichkeit eines umweltverträglichen Betriebs von Gewässerthermie-Anlagen an Fließgewässern gesehen werden. Sie lassen noch keine Aussagen zu den Auswirkungen eines kontinuierlichen Anlagenbetriebs auf Gewässerbiozöosen im Einflussbereich der Rückleitung abgekühlten Wassers zu.

### **Danksagung**

Die Vorhaben wurde durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages gefördert (FKZ 03EN6004).

## Literatur

- Bonacina, L., F. Fasano, V. Mezzanotte & R. Fornaroli (2023): Effects of water temperature on freshwater macroinvertebrates: a systematic review. *Biol. Rev.* 98: 191–221.
- Halle, M., A. Müller & A. Sundermann (2016): Ableitung von Temperaturpräferenzen des Makrozoobenthos für die Entwicklung eines Verfahrens zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels in Fließgewässern. *KLIWA-Berichte 20*. Arbeitskreis KLIWA.
- Kammer, H. (2018): Thermische Seewassernutzung in Deutschland Bestandsanalyse, Potential und Hemmnisse seewasserbetriebener Wärmepumpen. Springer Vieweg.
- LfULG (2021): Mandau-3 (DESN\_67414-3); Steckbrief Oberflächenwasserkörper, Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027 (Entwurf). Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaats Sachsen.
- Meier, C., P. Haase, P. Rolauffs, K. Schindehütte, F. Schöll, A. Sundermann & D. Hering (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de)
- Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer, A. Vogel & A. Gutowski (2012): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos – Phylib. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- van Treeck, R. & C. Wolter (2021): Temperaturempfindlichkeiten der Fischgemeinschaften in deutschen Fließgewässern – Überprüfung der Orientierungswerte für die Temperatur. Projekt O 10.20 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2020.

## Microbial functional diversity and presence of toxic substances in waterbodies and groundwater in the Lower Rhine region

*Vanessa Meinert<sup>1</sup>, Carmen Gallas<sup>2</sup>, Fabian Itzel<sup>2,3</sup> & Daniela Lud<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Fakultät Kommunikation und Umwelt, Hochschule Rhein-Waal, Friedrich-Heinrich-Allee 25, 47475 Kamp-Lintfort. [vanessa.meinert99@gmail.com](mailto:vanessa.meinert99@gmail.com) & [daniela.lud@hochschule-rhein-waal.de](mailto:daniela.lud@hochschule-rhein-waal.de)

<sup>2</sup> Linksniederrheinische Entwässerungsgenossenschaft (LINEG) Friedrich-Heinrich-Allee 64, 47475 Kamp-Lintfort. [gallas.c@lineg.de](mailto:gallas.c@lineg.de) & [itzel.f@lineg.de](mailto:itzel.f@lineg.de)

<sup>3</sup> Zentrum für Wasser- und Umweltforschung (ZWU) der Universität Duisburg-Essen, Universitätsstraße 2, 45141 Essen

**Keywords:** Biolog EcoPlates, endocrine disrupting chemicals, luminescent bacteria test, Lower Rhine region, pharmaceuticals

### Introduction

For all vertebrates, the endocrine system is necessary to regulate biological processes such as the metabolism, reproduction, development and energy balance (Street et al. 2018; Kurowska et al. 2022) by segregating hormones which react with specific receptors (La Merrill et al. 2020).

However, there are endocrine-disrupting chemicals (EDCs) which get involved with the endocrine system causing several health risks (La Merrill et al. 2020) which makes them a world-wide health problem (Predieri et al. 2022; Street et al. 2018). EDCs bind to hormone receptors and are able to activate the cell just as if the natural hormone would have bound to the receptor (Predieri et al. 2022).

EDCs are released into the environment by wastewater treatment plants (WWTPs) in many cases (Gehrmann et al. 2018; Kasprzyk-Hordern et al. 2009). If found in aquatic ecosystems, effects such as feminization of fish, a lowered biodiversity or increased mortality rate might occur (Adjei et al. 2022; Jobling et al. 2009). In WWTPs, many chemicals are removed during the biological treatment and during ozonation or sand filtration (Gehrmann et al. 2018). However, common methods are not efficient in removing synthetic and naturally occurring EDCs (Vilela et al. 2021; Bielak et al. 2017) and other pharmaceuticals (Mills et al. 2015). Further, high amounts of energy and high operating costs are needed to remove these substances (Mills et al. 2015).

The study should show if waterbodies and the groundwater (GW) in the Lower Rhine-Region are adversely affected by toxic substances. For the investigation different methods such as the luminescent bacteria test (Abbas et al. 2018) and Biolog EcoPlates (Zhao et al. 2021) are used. Additionally chemical screening such as measuring the conductivity or oxygen content was done to investigate the quality of surface water. Three different sampling sites were assessed in the creek Große Goorley in Kamp-Lintfort. Sampling Site 1 and 2 were upstream of the WWTP and Site 3 was located downstream of the WWTP. The two GW sampling sites (A and B) were located in Kamp-Lintfort as well. The sites in the Große Goorley and GW Site A were investigated three times and GW Site B once.

## Materials and Methods

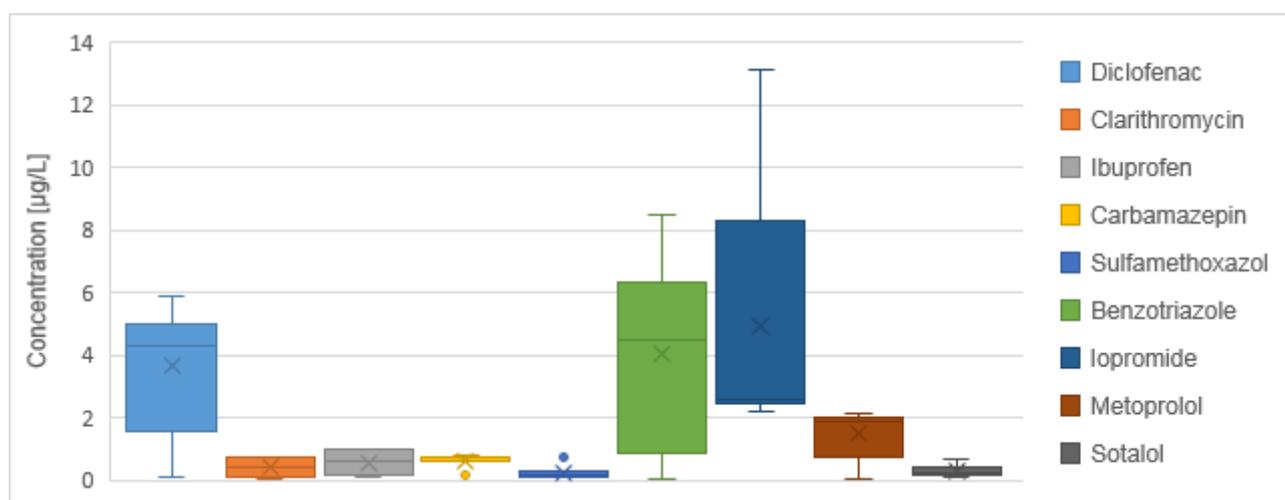
The bioassay with the luminescent bacteria *Vibrio fischeri* (BioFix Lumi Leuchtakterien 945006, Macherey & Nagel, Düren) was conducted according to DIN EN 11348-3 as a first step to get an overview if there is an acute contamination in the waterbody. The test is described as a sensitive, fast and inexpensive method to indicate toxicity (Parvez et al. 2006) that can be used for all water sources such as flowing waters, sewage sludge or treated wastewater (Abbas et al. 2018). The measurements were taken in triplicates for each sample. The results of the luminescent bacteria tests of samples were measured in different dilutions and compared with the luminescence of the negative control (no toxic substance added).

By using EcoPlates (EcoPlate 1560, Biolog, Hayward), the microbial community in different kinds of waterbodies can be investigated (Zhao et al. 2021). The plates consist out of 96 wells which are pre-filled with different carbon sources. Each plate is made of three repeated sets of the same sources (Biolog 2018). The carbon-sources can be subdivided into six different groups, which are carbohydrates, polymers, carboxylic and ketonic acids, amino acids as well as amides and amides (Biolog 2018; Zak et al. 1994). If a carbon source is utilized, a change in the colour of the wells can be observed. Due to bacterial respiration, the colourless tetrazolium dye will change into the purple formazan (Biolog 2018; Pierce et al. 2014).

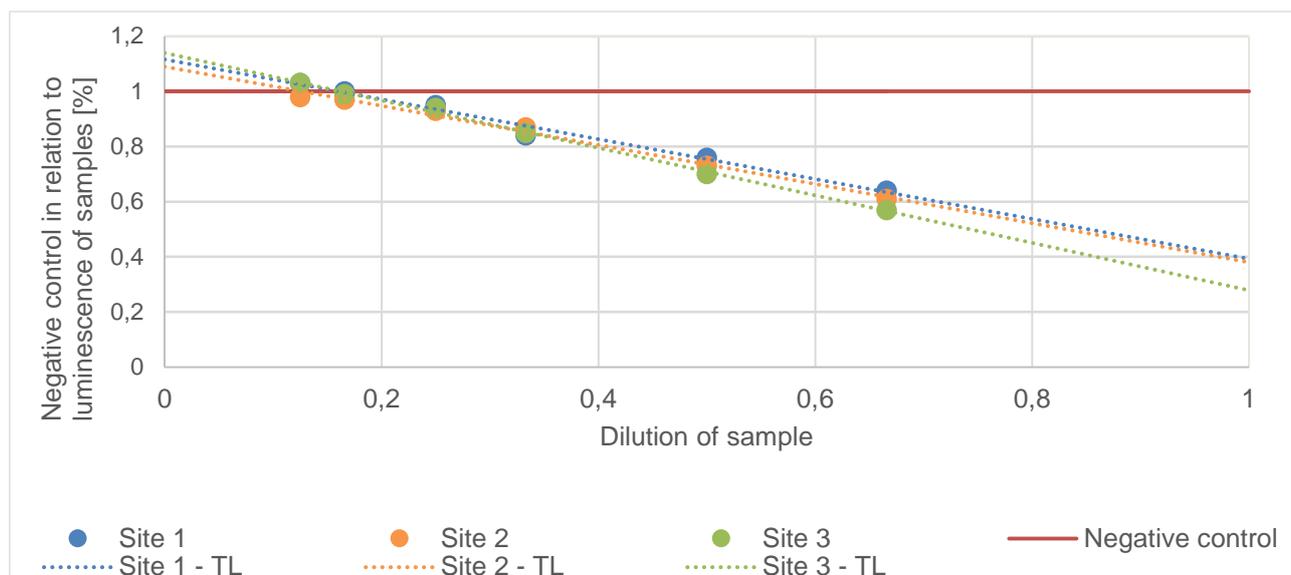
Solid phase extraction (SPE) was done for Site 2 and GW sampling Site A. The selected samples with elevated toxicity were analysed via gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS). The chemical analysis indicates a good quality, i.e., the conductivity, oxygen, nitrate and sulphate content of the samples are within the standard ranges.

## Results

Results of previous investigations show that different pharmaceuticals can be found in the Große Goorley (Figure 1). In addition, the results of the luminescent bacteria test suggest that all sampling sites indicate an acute toxicity, both in surface water (Figure 2) and in groundwater (Figure 3). It is important to mention that there was a heavy rain event before and during the sampling in the Große Goorley.



**Figure 1: Pharmaceuticals found at different concentrations in the Große Goorley between 2016 and 2023 (based on LINEG 2023, unpublished).**



**Figure 2: Results of luminescent bacteria test sampling Sites 1 - 3. 24.07.2023. TL = Trendlines.**

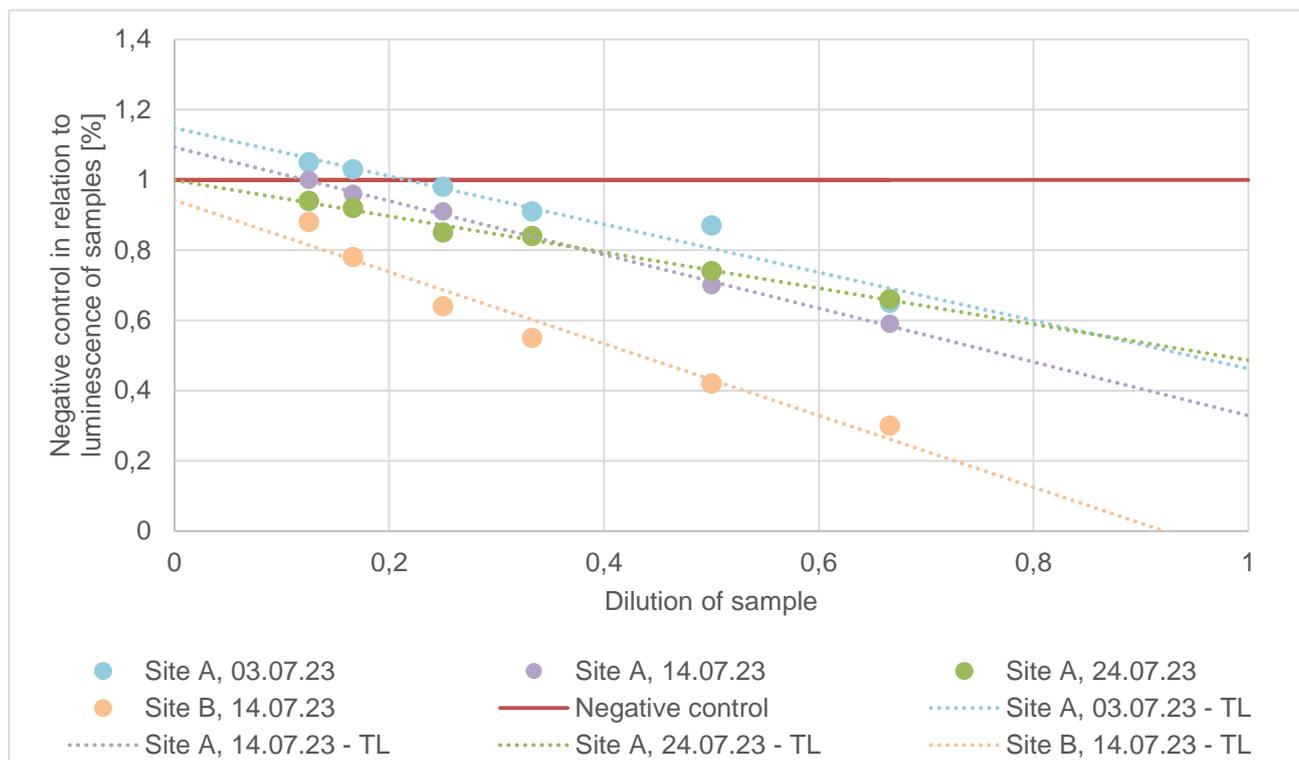
The results of the GC-MS analysis are shown in Table 1.

**Table 1: Substances which were found with GC-MS according to the sampling sites, Site 2 (03.07.2023 and 24.07.2023); GW Site A (24.07.2023).**

	Site 2	GW Site A
1-Hexadecanol		X
2,6,10,14-Tetramethylheptadecane	X	
2-Methyl-2,3-Pentenediol		X
3-Hexadecene (Z)	X	X
3-Eicosene (E)		X
9-Octadecenamide (Z)-	X	
Acrylophenone		X
E-14-Hexadecenal	X	
E-15-Heptadecenal	X	
Eicosane		X
Hexadecane	X	X
Oxalic Acid	X	
Squalene		X
Tetradecane		X

The EcoPlates showed that the average well color development was higher downstream of the WWTP than above, indicating the dominance of carbon-compound metabolizing bacteria. Further, the microbial functional diversity is similar in all sampling sites in the Große Goorley. The utilization of carbohydrates (30.90 – 37.43 %) as well as carboxylic and ketonic acids (23.54 – 31.69 %) is the highest in all sampling sites. This shows that there is a high utilization of easily available carbon sources in the Große Goorley (Tiquia et al. 2008). In general, it can be said that the sampling sites above the WWTP show a higher utilization of carbohydrates.

The utilization of amino acids (14.55 – 22.33 %) and polymers (11.97 – 17.84 %) is lower as the utilization of carbohydrates and carboxylic and ketonic acids. Amino acids are an important source for different biological functions (Brandstaetter et al. 2022). The moderate amount of amino acid degrading bacteria shows that polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) degrading species such as *Pseudomonas* may be present in the Große Goorley (Luengo und Olivera 2020) which might show a contamination with PAHs. However, no PAHs were found with GS-MS in the Große Goorley (Table 1). The utilization of polymers is difficult to assess since there are natural and synthetic polymers which might have caused the relative high polymer degrading bacterial community. Synthetic polymers may be caused by the high amounts of waste in the Große Goorley.



**Figure 3: Results of luminescent bacteria test of different GW samples at different sampling dates. TL = Trend lines**

## Discussion

### *Große Goorley*

Many different pharmaceuticals have already been detected in the aquatic environment (Biswas et al. 2021) which is also the case in the Große Goorley (Figure 1), where diclofenac and ibuprofen were found. Those pharmaceuticals are difficult to be removed (Kasprzyk-Hordern et al. 2009) and affect aquatic species adversely. For example, rainbow trouts (*Oncorhynchus mykiss*) show an altered

reproduction pattern if exposed to diclofenac at concentrations of 0.5 µg/L (Biswas et al. 2021). In the Große Goorley, a maximum concentration of 5.9 µg/L was found, i.e. adverse effects can be expected. Further, ibuprofen damages the endocrine system of zebrafish (*Danio rerio*) (Falfushynska et al. 2022). Another substance of concern is benzotriazole. The chemical was found most frequently with up to 8.50 µg/L (LINEG 2023, unpublished). The substance is used in the pharmaceutical and industrial sector (Kassab 2023; Shi et al. 2019; Li et al. 2010) and can damage the respiratory system, influence the growth and reproduction of aquatic organisms and is considered as an EDC (Deng et al. 2019). Concentrations above 10 µg/L caused changes in expression levels of vitellogenin in female marine medaka (*Oryzias*) (PubChem n.d.). However, scientists assume that the use of benzotriazole will increase in the future due to the high potential in cancer treatment (Kassab 2023).

The literature review of detected compounds (Table 1) show that many of the substances are used in cosmetics, the pharmaceutical sector and in food industry. One possible explanation of the presence of these chemicals in Große Goorley is that they pass the WWTP without being fully degraded. In addition, different intermediate chemicals such as 3-Hexadecene were found. However, it can be said that the effects of the found substances are in most cases not severe and no or only low EDC effects can be expected in the Große Goorley.

By summing up all the results it might be possible that the toxicity shown with the luminescent bacteria test is caused due to a rain event before and during the sampling. In general, it can be said that EDCs and pharmaceuticals are more difficult to be removed during periods of high rainfall (Kasprzyk-Hordern et al. 2009). In addition, it is possible that wastewaters directly run into surface waters if the rain event is too strong. It is estimated that 1-3 % of the municipal waste waters directly flow into surface waters in Germany (LAWA 2016).

### **Groundwater**

Previous investigations done by the LINEG (2023, unpublished) showed that several chemicals such as benzene, biphenyl or toluol can be detected in the groundwater. Especially the PAH acenaphthene is present in concentrations which exceed ecotoxicological values for fish by far (PubChem n.d.). This is in line with the results of the luminescent bacteria test showing toxicity for the sample.

Also the other GW samples from sampling site A showed toxicity (Figure **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** 3). GC-MS analyses showed that different chemicals are present in the groundwater sample (Table 1). They originate from cosmetics or are used as industrial intermediates or solvents.

### **Conclusions**

In summary for the Große Goorley it can be said that low toxicity of the waterbody was detected in all samples. There are substances, which can cause severe effects in aquatic organisms, especially due to the long-term exposure of the organisms. The microbial functional diversity is heterogenous which shows that the bacteria are able to cope with introduction of substances into the waterbody. However, because of the frequent introduction of wastewater during heavy rain events, many substances such as pharmaceuticals pollute the Große Goorley. Therefore, new technologies are needed to improve the removal of EDCs and pharmaceuticals. In addition, municipal urban development must change. This would ensure that less wastewater directly flows into waterbodies if there is a heavy rain event.

The groundwater samples showed more toxic results. Especially Site B contained a lot of different toxic substances which should not come into contact with further aquatic or terrestrial life.

However, Site A also showed toxic results. Further tests with the luminescent bacteria test could be done to compare the water during periods of low rainfall and during heavy rain events.

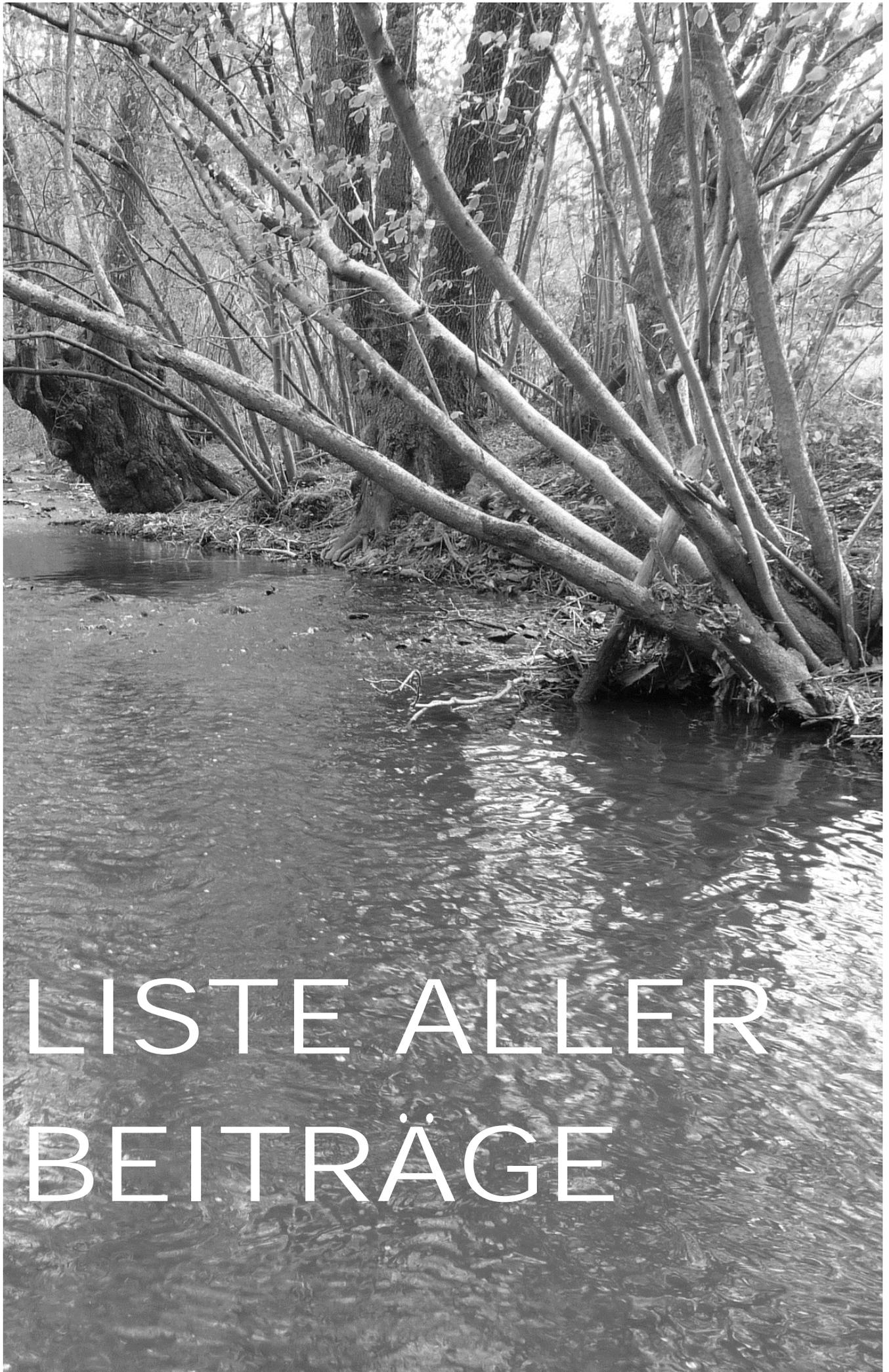
## Acknowledgements

This study summarizes the results of my master thesis at the Rhine-Waal University of Applied Sciences. Many thanks to my supervisors Prof. Dr. Daniela Lud and Dr. Carmen Gallas for their support. I would like to extend my sincere thanks to the biological and chemical department of the LINEG for providing me with data about the Große Goorley and the support during the groundwater sampling and the assessment of the chromatograms.

## Literature

- Abbas, Mazhar; Adil, Muhammad; Ehtisham-Ul-Haque, Syed; Munir, Bushra; Yameen, Muhammad; Ghaffar, Abdul et al. (2018): *Vibrio fischeri* bioluminescence inhibition assay for ecotoxicity assessment: A review. In: *The Science of the total environment* 626, S. 1295–1309. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.066.
- Adjei, Joseph K.; Dayie, Alberta D.; Addo, Justice K.; Asamoah, Anita; Amoako, Ernest O.; Egho, Benedicta Y. et al. (2022): Occurrence, ecological risk assessment and source apportionment of pharmaceuticals, steroid hormones and xenoestrogens in the Ghanaian aquatic environments. In: *Toxicology reports* 9, S. 1398–1409. DOI: 10.1016/j.toxrep.2022.06.011.
- Bielak, H.; Itzel, F.; Simon, A.; Tuerk, J.; Dopp, E. (2017): Impact of ozone treatment on the degradation and activity of endocrine active substances in wastewater.
- Biolog (2018): BIOLOG EcoPlate. Microbial Community Analysis. Hg. v. BIOLOG. Online verfügbar unter <https://www.biolog.com/wp-content/uploads/2023/08/00A-012-Rev-F-EcoPlate-IFU.pdf>, zuletzt geprüft am 27.11.2023.
- Biswas, Chayan; Maity, Sukhendu; Adhikari, Madhuchhanda; Chatterjee, Ankit; Guchhait, Rajkumar; Pramanick, Kousik (2021): Pharmaceuticals in the Aquatic Environment and Their Endocrine Disruptive Effects in Fish. In: *Proc Zool Soc* 74 (4), S. 507–522. DOI: 10.1007/s12595-021-00402-5.
- Brandstaetter, Christian; Fricko, Nora; Rahimi, Mohammad J.; Fellner, Johann; Ecker-Lala, Wolfgang; Druzhinina, Irina S. (2022): The microbial metabolic activity on carbohydrates and polymers impact the biodegradability of landfilled solid waste. In: *Biodegradation* 33 (1), S. 71–85. DOI: 10.1007/s10532-021-09967-6.
- Deng, Jiaqin; Li, Xiaodong; Wei, Xue; Liu, Yunguo; Liang, Jie; Tang, Ning et al. (2019): Sulfamic acid modified hydrochar derived from sawdust for removal of benzotriazole and Cu(II) from aqueous solution: Adsorption behavior and mechanism. In: *Bioresource technology* 290, S. 121765. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.121765.
- DIN EN ISO 11348-3:2009-05, Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Hemmwirkung von Wasserproben auf die Lichtemission von *Vibrio\_fischeri* (Leuchtbakterientest) - Teil\_3: Verfahren mit gefriergetrockneten Bakterien (ISO\_11348-3:2007); Deutsche Fassung EN\_ISO\_11348-3:2008.
- Falfushynska, Halina; Poznanskyi, Dmytro; Kasianchuk, Nadiia; Horyn, Oksana; Bodnar, Oksana (2022): Multimarker Responses of Zebrafish to the Effect of Ibuprofen and Gemfibrozil in Environmentally Relevant Concentrations. In: *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 109 (6), S. 1010–1017. DOI: 10.1007/s00128-022-03607-2.
- Gehrmann, Linda; Bielak, Helena; Behr, Maximilian; Itzel, Fabian; Lyko, Sven; Simon, Anne et al. (2018): (Anti-)estrogenic and (anti-)androgenic effects in wastewater during advanced treatment: comparison of three in vitro bioassays. In: *Environmental science and pollution research international* 25 (5), S. 4094–4104. DOI: 10.1007/s11356-016-7165-4.
- Jobling, Susan; Burn, Robert W.; Thorpe, Karen; Williams, Richard; Tyler, Charles (2009): Statistical modeling suggests that antiandrogens in effluents from wastewater treatment works contribute to widespread sexual disruption in fish living in English rivers. In: *Environmental health perspectives* 117 (5), S. 797–802. DOI: 10.1289/ehp.0800197.
- Kasprzyk-Hordern, Barbara; Dinsdale, Richard M.; Guwy, Alan J. (2009): The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. In: *Water research* 43 (2), S. 363–380. DOI: 10.1016/j.watres.2008.10.047.

- Kassab, Asmaa E. (2023): Benzotriazole scaffold: An overview of antiproliferative potential, mechanisms of action, and structure-activity relationships. In: *Archiv der Pharmazie* 356 (8), e2300102. DOI: 10.1002/ardp.202300102.
- Kurowska, Patrycja; Mlyczyńska, Ewa; Dawid, Monika; Respekta, Natalia; Pich, Karolina; Serra, Loïse et al. (2022): Endocrine disruptor chemicals, adipokines and reproductive functions. In: *Endocrine* 78 (2), S. 205–218. DOI: 10.1007/s12020-022-03061-4.
- La Merrill, Michele A.; Vandenberg, Laura N.; Smith, Martyn T.; Goodson, William; Browne, Patience; Patisaul, Heather B. et al. (2020): Consensus on the key characteristics of endocrine-disrupting chemicals as a basis for hazard identification. In: *Nature reviews. Endocrinology* 16 (1), S. 45–57. DOI: 10.1038/s41574-019-0273-8.
- LAWA (2016): Mikroschadstoffe in Gewässern. Magdeburg. Online verfügbar unter Data-Driven Approaches for Quantitative and Qualitative Control of Urban Drainage Systems (Preliminary Results) †., zuletzt geprüft am 03.11.2023.
- Li, Zhi-Hua; Li, Ping; Rodina, Marek; Randak, Tomas (2010): Effect of human pharmaceutical Carbamazepine on the quality parameters and oxidative stress in common carp (*Cyprinus carpio* L.) spermatozoa. In: *Chemosphere* 80 (5), S. 530–534. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.04.046.
- Luengo, José M.; Olivera, Elías R. (2020): Catabolism of biogenic amines in *Pseudomonas* species. In: *Environmental microbiology* 22 (4), S. 1174–1192. DOI: 10.1111/1462-2920.14912.
- Mills, Matthew R.; Arias-Salazar, Karla; Baynes, Alice; Shen, Longzhu Q.; Churchley, John; Beresford, Nicola et al. (2015): Removal of ecotoxicity of 17 $\alpha$ -ethinylestradiol using TAML/peroxide water treatment. In: *Scientific reports* 5, S. 10511. DOI: 10.1038/srep10511.
- Parvez, Shahid; Venkataraman, Chandra; Mukherji, Suparna (2006): A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (*Vibrio fischeri*) for acute toxicity prediction of chemicals. In: *Environment international* 32 (2), S. 265–268. DOI: 10.1016/j.envint.2005.08.022.
- Pierce, Melissa L.; Ward, J. Evan; Dobbs, Fred C. (2014): False positives in Biolog EcoPlates™ and MT2 MicroPlates™ caused by calcium. In: *Journal of microbiological methods* 97, S. 20–24. DOI: 10.1016/j.mimet.2013.12.002.
- Predieri, Barbara; Alves, Crésio A. D.; Iughetti, Lorenzo (2022): New insights on the effects of endocrine-disrupting chemicals on children. In: *Jornal de pediatria* 98 Suppl 1 (Suppl 1), S73-S85. DOI: 10.1016/j.jpmed.2021.11.003.
- PubChem (n.d.): Explore Chemistry. Online available at: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>, accessed between 07.11.2023 - 20.11.2023.
- Shi, Zhou-Qi; Liu, You-Sheng; Xiong, Qian; Cai, Wen-Wen; Ying, Guang-Guo (2019): Occurrence, toxicity and transformation of six typical benzotriazoles in the environment: A review. In: *The Science of the total environment* 661, S. 407–421. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.138.
- Street, Maria Elisabeth; Angelini, Sabrina; Bernasconi, Sergio; Burgio, Ernesto; Cassio, Alessandra; Catellani, Cecilia et al. (2018): Current Knowledge on Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs) from Animal Biology to Humans, from Pregnancy to Adulthood: Highlights from a National Italian Meeting. In: *International journal of molecular sciences* 19 (6). DOI: 10.3390/ijms19061647.
- Tiquia, S. M.; Schleibak, M.; Schlaff, J.; Floyd, C.; Benipal, B.; Zakhem, E.; Murray, K. S. (2008): Microbial community profiling and characterization of some heterotrophic bacterial isolates from river waters and shallow groundwater wells along the Rouge River, southeast Michigan. In: *Environmental technology* 29 (6), S. 651–663. DOI: 10.1080/09593330801986998.
- Vilela, Caren L. S.; Villela, Helena D. M.; Duarte, Gustavo A. S.; Santoro, Erika P.; Rachid, Caio T. C. C.; Peixoto, Raquel S. (2021): Estrogen induces shift in abundances of specific groups of the coral microbiome. In: *Scientific reports* 11 (1), S. 2767. DOI: 10.1038/s41598-021-82387-x.
- Zak, J.; Willig, M.; Moorhead, D.; Wildman, H. (1994): Functional diversity of microbial communities: A quantitative approach. In: *Soil Biology and Biochemistry* 26 (9), S. 1101–1108. DOI: 10.1016/0038-0717(94)90131-7.
- Zhao, Qiong; Zhou, Ke; Zhang, Fengfeng; Zhao, Yujie; Sun, Haibo; Xie, Fengxing (2021): Effect of aquaculture water eutrophication on color development in Biolog EcoPlates. In: *Aquacult Int* 29 (1), S. 373–386. DOI: 10.1007/s10499-020-00632-y.



# LISTE ALLER BEITRÄGE

Die Abstracts aller Beiträge finden sich im Abstractband der Jahrestagung 2023 im Archiv der DGL-Tagungshomepage unter <https://www.dgl-jahrestagungen.de/archiv.html>

#### **PLENARVORTRÄGE**

Intraspecific variation and resilience to anthropogenic pressures

**Luc De Meester**

Metamorphose eines Physikers zum Talsperrenlimnologen – Stationen und Begegnungen in einem 40jährigen Berufsleben

**Lothar Paul**

Entangled systems – the cross-boundary change of biodiversity

**Kristin Scharnweber**

Umsetzung des Ems-Auenschutz-Konzeptes von 1990 bis heute

**Hannes Schimmer**

Adding the biodiversity genomic perspective to limnology

**Ann-Marie Waldvogel**

Contribution to conserve aquatic biodiversity in zoos: Implementation of the IUCN's "One Plan Approach" in the Aquarium of the Cologne Zoo

**Thomas Ziegler**

#### **VORTRÄGE NACHWUCHSPREIS**

Reviving the Past: resurrected Daphnia and the secrets they hold

**Jana Isanta-Navarro**

Ecological impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems: a global meta-analysis

**Malwina Schafft, Benjamin Wegner, Nora Meyer, Christian Wolter, Robert Arlinghaus**

Vom eisernen Vorhang zum grünen Band: Langfristige Trends und Wendepunkte in der Wasserqualität der Elbe

**Alexander Wachholz**

#### **POSTERPREIS**

MitoGeneExtractor: Efficient extraction of mitochondrial genes from next-generation sequencing libraries

**Marie V. Brasseur, Christoph Mayer; Jonas J. Astrin; Matthias F. Geiger**

The role of tolerances, competition and dispersal for colonisation patterns of benthic invertebrates in a multistressed urban stream system

**Svenja M. Gillmann; Armin W. Lorenz; Willem Kaijser; Hong Hanh Nguyen; Daniel Hering**

Wellenbelastung der Fahrgastschiffahrt auf Uferzonen im Bodensee

**Ole Lessmann; Karla Martínez-Cruz; Jens P. Armbruster; Wolfgang Ostendorp; Frank Peeters**

One to preserve it all - Fixation strategies for morphology and DNA of freshwater zooplankton communities

**Tobias Nickel; Anna Dölz; Alexandra Schönle; Ann-Marie Waldvogel**

Trophic redundancy of stream macroinvertebrate community increases with time since restoration

**Alexandra Schlenker; Mario Brauns; Patrick Fink; Armin Lorenz; Markus Weitere**

A Long Term Ecological Research project to investigate the Rhine Eco-Evolutionary System (REES)

**Alexandra Schönle; Ann-Marie Waldvogel**

## **VORTRÄGE**

Induction of DVM in Daphnia by fish: Exploring the exudation of the underlying infochemical by cyprinid fish

**Johanna Ahlers**

Temperature as a driver of groundwater ecosystem functioning in an urban area? Munich City as a case study

**Julia Becher; Christian Griebler; Kai Zosseder; Peter Bayer**

Indirect response to external drivers through trait variation in predator-prey systems

**Lutz Becks; Tom Réveillon; Ruben Hermann**

Freshwater macroinvertebrate richness in Singapore's reservoirs – biodiversity patterns and processes

**Christina Belle; Juergen Geist**

Gewässergüte des in der Rheinaue gelegenen Baggersees Monsterloch und seine geplante Anbindung an den Rhein

**Tanja Bergfeld-Wiedemann; Pauline Onjira; Sascha Krenek; Marieke Frassl**

Effekte wiederholter pulsartiger Pyrethroid-Expositionen auf eine benthische Lebensgemeinschaft

**Sarah Betz-Koch ; Pia Lüdeke ; Jörg Oehlmann ; Matthias Oetken**

Multiple stressor effects in freshwater invertebrates – lessons learned from functional genomics

**Marie Brasseur; Florian Leese; Christoph Mayer**

Langzeituntersuchungen der Makrophytenentwicklung in nordwestdeutschen Fließgewässern

**Holger Brux**

Neustart eines Flusses: Biologische Erstbesiedlung des Emscher-Hauptlaufs nach Herstellung der Abwasser- und Grubenwasserfreiheit

**Jannis Budke; Armin W. Lorenz; Thomas Korte; Mario M. Sommerhäuser**

Depth distribution of dissolved oxygen stable isotopes constrain temperature-related diel metabolic balances in Germany's largest drinking water reservoir: The Rappbode System

**Marlene Dordoni; Michael Seewald; Karsten Rinke; Jakob Schmidmeier; Johannes A. C. Barth**

Die Lenneauen-Renaturierung in Hagen (NRW)

**Jörg Drewenskus**

Entwicklung des Fischbestandes in Deutschlands viertlängstem Schifffahrtskanal und Diskussion von Managementansätzen zur Förderung heimischer Fischarten in angrenzenden Hafenanlagen  
**Matthias Emmrich; Andreas Maday**

Wissen am Haken – Sensibilisierung der Angler für aquatische Neozoen am Beispiel des Wolgazanders (*Sander volgensis*) im niedersächsischen Kanalsystem  
**Matthias Emmrich; Andreas Maday**

Flushing away the future: The effects of wastewater treatment plants on aquatic invertebrates  
**Daniel Enns; Sarah Cunze; Nathan Baker; Jörg Oehlmann; Jonas Jourdan**

Stable isotope ( $^{15}\text{N}$ ) labelling facilitates the measurement of macroinvertebrate dispersal across species and feeding types  
**Julian Enß; Milen Nachev; Christian K. Feld**

Wasserverluste und Eutrophierung - Maßnahmen zum Erhalt eines ostfriesischen Flachsees  
**Tim Epe**

DEMOSTREAM – Nutzung möglicher Synergieeffekte im biologischen Monitoring von Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen und Israel  
**Christian K. Feld; Armin W. Lorenz; Yaron Hershkovitz**

Fatty acid biomarkers in stream biofilms along a multiple stressor gradient  
**Patrick Fink**

Natriumpercarbonat-Einsatz als Akut-Maßnahme zur internen Seerestaurierung bei Abundanz von Cyanophyceen – Ergebnisse aus Labor und Feld  
**Björn Fischer; Andreas Szabados; Patrick von Busch; Andreas Boenert; Max Ehlig; Dominique Mario Gampe; Thomas Willuweit**

Auswirkungen von Schwall/Sunk auf karpfenartige Fische, mit Fokus auf Larvenstrandung von Barbe (*Barbus barbus* L.) und Nase (*Chondrostoma nasus* L.)  
**Simon Führer; Stefan Auer; David R. M. Graf; Thomas Hasler; Felix Stoisser; Anna Coudrais; Antonin Olejarz; Elora Fauchery; Daniel Mameri; Stefan Schmutz; Daniel S. Hayes**

Bridging between food web theory and observed seasonal plankton dynamics and regulation  
**Ursula Gaedke; Xiaoxiao Li; Lia Hemerik; Peter de Ruiter**

Über 20 Jahre EG-WRRL und keine Verbesserung in Sicht – sind wir mit unseren Bewertungsmethoden am Ende?  
**Carmen Gallas; Martin Sorg; Thomas Hörren**

Güteentwicklung im ersten Jahr der abwasserfreien Emscher  
**Nadine Gerner; Peter zur Mühlen**

Neue Ideen für das Eutrophierungsmanagement von Flachseen: Über die Theorie der alternativen Gleichgewichte hinaus  
**Daniel Graeber; Mark J. McCarthy; Tom Shatwell; Dietrich Borchardt; Erik Jeppesen; Martin Søndergaard; Torben Lauridsen; Thomas A. Davidson**

Entwicklung der Fischlebensgemeinschaft eines revitalisierten Tieflandbachs im Ruhrgebiet  
**Stefan Grosenick; Armin Lorenz**

Aktuelle Herausforderungen bei der Sanierung und Restaurierung von Seen – Neuerungen im  
Merkblatt DWA-M 606 „Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie“  
**Björn Grüneberg; Tim Epe; Michael Hupfer**

Laubrückhalt und Laubzersetzung – frühe Indikatoren für den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen  
in urbanen Fließgewässern  
**Ulrike Haase; Luisa Kauert; Thomas Berendonk; Mario Brauns**

Microbial Communities and Manganese Cycling in Wahnbach Reservoir: Insights from 16S-rRNA  
Amplicon Sequencing  
**Lea Hahn; Solveig Vriesen; Gabriele Packroff; Jutta Meier; Werner Manz**

Quantitative und qualitative Analyse eines auf Mulchfolien wachsenden Biofilms als  
Nahrungsquelle für *Physa fontinalis* – Unterschiede zwischen konventionellen und Biokunststoffen  
**Verena Haupt; Bodo Philipp; Friederike Gabel**

Ökologie trifft auf Toxikologie: Veränderungen der Makrozoobenthosgemeinschaft entlang von  
Toxizitätsgradienten  
**Sebastian Heß; Delia Hof; Matthias Oetken; Andrea Sundermann**

Stadt, Land, Fluss – lässt sich ein Zusammenhang zwischen der Umlandnutzung und dem  
ökotoxikologischen Zustand in Fließgewässern herstellen?  
**Delia Lara Hof; Thomas Bing; Klaus Peter Ebke; Gustav Glock; Sebastian Heß;  
Jörg Oehlmann; Andrea Sundermann; Matthias Oetken**

Untersuchungen zur Dynamik der räumlichen Verteilung kolmativer Feinsedimente im Interstitial  
**Sven Holl; Thomas Zumbroich**

Quantification of bank erosion using structure-from-motion photogrammetry  
**Thea Hose; Anna-Lena Henke; Oliver Grothum; Anette Eltner; Thomas Ulrich Berendonk**

Kryptische Diversität im Fokus: Ökologische Unterschiede und Vulnerabilität des Artkomplexes  
*Gammarus roeselii* in Zeiten des Biodiversitätsverlustes  
**Jana Kabus; Vanessa Hartmann; Sarah Cunze; Andrea Dombrowski; Ioannis Karaouzas;  
Spase Shumka; Jonas Jourdan**

Macroinvertebrate communities in the Draa River basin, Northwest Africa: Trends, adaptations, and  
a shift of species  
**Nils Kaczmarek; Mokhtar Benlasri; Ralf B. Schäfer; Elisabeth Berger**

Defence evaluation of distinct morphological trait changes of *Daphnia magna* against its predator  
*Triops cancriformis*  
**Patricia Diel; Marvin Kiene; Matthias Schott; Christian Laforsch**

Zeitliche Veränderungen der Grundwasserfauna in einem urbanen Aquifer  
**Fabien Koch; Kathrin Menberg; Svenja Schweikert; Jessica Hengel; Cornelia Spengler;  
Hans Jürgen Hahn; Philipp Blum**

Sicherung genetischer Vielfalt bei der Erhaltungszucht von Bachmuscheln  
**Meike Koester; Ralph Kuehn; Juergen Geist**

Verändern trophische Interaktionen die Wachstumsreaktionen von Phytoplankton bei Phosphor- und Stickstoff-Limitierung in experimentellen Planktongemeinschaften?  
**Melanie Köhne; Andrea Redoglio; Erik Sperfeld**

Indikation landbürtiger Sedimenttoxizität durch submerse Makrophyten (SUM) im Suhrer See und Konsequenzen für Artenschutz und WRRL Routinen  
**Christiane Krambeck**

Einfluss der Gewässerqualität und des Polymertyps auf die Sauerstoffbilanz plastikgebundener Biofilme  
**Maike Kuhls; Friederike Gabel**

Pflanzenbedarfsgerechte Beregnung mit gereinigtem Abwasser auf semiariden Standorten – ist diese Praxis trotz des Vorhandenseins von Spurenstoffen eine verantwortbare Strategie zur Schonung der Grundwasserressourcen in Zeiten des Klimawandels?  
**Corinna Lorey; Hinnerk Voermanek; Gerhard Meier; Ernst-Dieter Meinecke;  
Regina Nogueira**

Priorisierung von Stressoren für ein zielgerichtetes Gewässermanagement: Relevanz der Wasserqualität für das Makrozoobenthos, Diatomeen und Fische  
**Nele Markert; Barbara Guhl; Christian K. Feld**

Unterschiedliche Eigelegfarben beim Kalikokrebs *Faxonius immunitis*  
**Andreas Martens**

Impact of carp farming intensities on pond biodiversity  
**Sven Matern; Philipp Czaplá; Uwe Brämick**

Nahrungsnutzung uferbewohnender Spinnen im Kontext einer Renaturierung  
**Daniela Mewes; Meike Koester; Mario Brauns; Carola Winkelmann; Patrick Fink**

Drivers of Sediment Phosphorus Buffering and Implications for Internal Eutrophication in Floodplain Waterbodies of the River Elbe  
**Michele Meyer; Matthias Koschorreck; Markus Weitere; Nuria Perujo**

Bacterial colonization dynamics of zooplankton carcasses (*Arctodiaptomus salinus*) in the saline Lake Shira, southern Siberia  
**Darshan Neubauer; Olesya Kolmakova; Jason Woodhouse; Michail Gladyshev;  
Hans-Peter Grossart**

Analyse der ökologischen Belastungen durch Fahrgast- und Freizeitschiffahrt auf Seen in Deutschland: Zwischenstand des DBU-Projektes SuBoLakes nach zwei Jahren  
**Darshan Neubauer; Ralf Köhler; Ole Lessman; Jörg Ostendorp; Wolfgang Ostendorp;  
Frank Peeters**

Penetration of Aquatic Insects and Nutrients into Adjacent Terrestrial Ecosystems  
**Tarn Preet Parmar; Cornelia Twining; Jeremy Shipley; Dominik Martin-Creuzburg**

Robustness of planktonic food webs against a nutrient pulse perturbation depending on the functional diversity  
**Arne Pfennig; Steven Flamm; Toni Klauschies; Laurie Wojcik; Guntram Weithoff; Ursula Gaedke**

Seen-Monitoring seit 1991 an 45 Gewässern in der Holsteinischen-Schweiz/Kreis Plön SH – Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Sommersichttiefen  
**Edith Reck-Mieth**

N:P stoichiometry is the main driver of zooplankton growth response to nutrient (co-)limited experimental phytoplankton communities  
**Andrea Redoglio; Erik Sperfeld**

Ein automatisches, modulares Heizsystem für experimentelle Durchflusssysteme  
**Philipp M. Rehsen; Iris Madge Pimentel; Arne J. Beermann; Florian Leese; Jeremy J. Piggot; Sebastian Schmuck**

Persistenz hormonell wirksame Stoffe in der aquatischen Umwelt des Niederrheinischen Tieflands  
**Petra Reinders; Fabian Itzel**

Die Rolle von Umweltkontext, Maßnahmendesign und Projektumsetzung für das Erreichen ökologischer Renaturierungsziele  
**Wolfram Remmers; Stefan Stoll**

Phototrophe Schwefelbakterien als Indikatoren komplexer Veränderungen in geschichteten Seen  
**Jacqueline Rücker; Brigitte Nixdorf**

Entwicklung und Einsatz von Phosphatfällanlagen in Zuläufen von Seen - Erfahrungsbericht aus Mecklenburg-Vorpommern  
**Stefan Sandrock; André Wizemann; Ilona Korczynsk**

Hydrochorie in Mittelgebirgsbächen im Kontext von Ufervegetation und Landschaft  
**Sebastian Schäfer; Gert Rosenthal**

Beaver activities modify benthic communities of small streams to resemble “potentially natural conditions”  
**Sara Schloemer; Daniel Hering**

The Concept of Stress-induced community tolerance (SICT): a suitable tool to understand effects of multiple stressor interactions across scales?  
**Mechthild Schmitt-Jansen; Bastian Polst; Franziska Fiolka; Stefan Lips**

Von der Diamantelektrode und Hormonen, Medikamentenrückständen sowie weiteren Rückständen im Wasser bis zu giftigen Kippen – Modellexperimente zur oxidativen Abwasserreinigung von Schadstoffen im Wasserkreislauf für die Umweltbildung  
**Wolfgang Schmitz**

Automated Daphnia measurements for phenotypic plasticity research and assessment of sublethal effects in ecotoxicological hazard assessment

**Matthias Schott; Philipp Kropf; Magdalena Mair**

Shedding Light on Phytoplankton Dynamics: Exploring the Combined Effects of Fluctuating Light Quality and Intensity in a Mixed Water Column

**Brian Schulze; Julian Dohmen; Alexander Wacker**

How do agricultural types differ in their effect on river biota? A Germany-wide analysis

**Christian Schürings; Jochem Kail ; Willem Kaijser; Daniel Hering**

The impact of climate change on German lakes

**Robert Schwefel; Sylvia Jordan; Michael Hupfer**

Nutrient retention efficiency and concentration variability in a small reservoir

**Tom Shatwell; Maria Determann; Andreas Musolff; Marieke Frassl; Karsten Rinke**

Co-limitation of phytoplankton by phosphorus and nitrogen: what drives growth response patterns in experimental communities?

**Erik Sperfeld; Andrea Redoglio**

Trait changes in crustacean zooplankton during the last century

**Dietmar Straile**

Optimal prey preference – implications and constraints

**Patch Thongthaisong; Sabine Wollrab**

Diversity begets diversity: adaptation promotes coexistence across trophic levels

**Ellen van Velzen**

Ökologische Entwicklung des Emscher-Oberlaufes

**Patrick Volkens; Thomas Korte; Mario Sommerhäuser**

Trait distribution explains phytoplankton community composition

**Phuong-Anh Vu; Lutz Becks**

Tiefenerosion und Klimawandel – Wie entwickeln sich die Auenhabitats in der Erosionsstrecke an der Elbe bis 2060

**Arnd Weber; Peter Horchler**

Taxonomic and functional effects of floodplain decoupling on terrestrial plant and animal communities

**Franziska Wensku; Christian Hech; Daniel Hering; Kathrin Januschke; Georg Rieland; Andrea Rumm; Mathias Scholz; Arnd Weber; Peter Horchler**

Die Auswirkungen des Klimawandels auf den Schlupferfolg und die Embryonalentwicklung von kieslaichenden Fischen: Untersuchung multipler Stressoren-Effekte in einer Freiland-Mesokosmenanlage

**Romy Wild; Christoffer Nagel; Jürgen Geist**

Implementierung eines satellitenbasierten Seenmonitorings in Baden-Württemberg – aktueller Stand und weitere Schritte

**Thomas Wolf; Kristina Popp; Karin Schenk; Hendrik Bernert**

Shifts in plankton phenology with global warming

**Sabine Wollrab**

Einfluss der Bekämpfung der Massenentwicklung von Cyanobakterien durch Ultraschall auf das Zooplankton im Hiltruper See

**Bettina Zeis; Victoria Scheuerer**

## **POSTER**

Sanierungs- und Restaurierungsarbeiten am Völser Weiher

**Renate Alber; Samuel Vorhauser**

Arzneimittelwirkstoffe in NRW – Langzeitmonitoring in Oberflächengewässern

**Nicole Brennholt; Christiane Kreyenschulte; Stefan Kummetat; Jaqueline Lowis**

Auswirkungen von Polyamidpartikeln und dem Herbizid Terbutylazin auf das Wachstum und die Entwicklung von *Egeria densa*

**Isabell Bußmann; Friederike Gabel**

Flood- mediated contamination of riparian floodplain plants and their respective root-zone soil with organic pesticides

**Franziska Fiolka; Ralf Schulz**

Vertical profiles of oxygen, redox potential and dissolved metals along the fluid to consolidated mud layer in the Ems estuary

**Annika Fiskal; Lorenzo Rovelli; Andreas Schöl**

Investigating the variability of eDNA-based invertebrate and fish detection within the horizontal stream profile

**Lina Frank; Florian Leese; Till-Hendrik Macher; Robin Schütz; Arne J. Beermann**

Untersuchung biologischer und physikochemischer Parameter im Wesel-Datteln-Kanal und Blauen See zur Risikobewertung von Algenblütenaufkommen

**Valerie Greif; Bettina Zeis; Axel Bergmann**

Temporal and Spatial Analysis of Groundwater Nitrate Concentrations: Long Term Trends and Land Use Impacts in the Lower Rhine Region

**Yana Cherepinina; Carmen Gallas; Fabian Itzel; Ute Hansen**

Belastung linksniederrheinischer Fließ- und Stillgewässer mit *Escherichia coli*

**Ute Hansen; Carmen Gallas**

Aufnahme von Mikroplastik bei *Daphnia*: Einfluss von Temperatur, Futter- und Sauerstoffverfügbarkeit

**Nadine Hoffschroer; David Betke; Paul Diletti; Bettina Zeis**

Polyvinylchlorid-Mikroplastikpartikel als Adsorbens für Kupfer und Auswirkungen der Exposition auf *Asellus aquaticus*

**Henrike Jägel; Friederike Gabel; Tanja Broder**

Totholz in urbanen Gewässern: Auswirkungen von Totholzersatzstrukturen auf die Makrozoobenthos-Besiedlung

**Yara Kobbe; Friederike Gabel; Elisabeth Irmgard Meyer**

Emerging Threats: Insights into the toxic *Prymnesium parvum* bloom as a cause of the environmental disaster in the river Oder

**Sascha Krenek; Demetrio Mora; Julia Kleinteich; Michael Schlüsener; Arne Wick; Helmut Fischer**

Auswirkungen intermittierender thermischer Nutzung eines Fließgewässers auf Makrozoobenthos und benthische Diatomeen

**Dieter Leßmann; Thomas Gubsch; Christoph Steffan**

Microbial functional biodiversity and presence of toxic substances in waterbodies and the groundwater in the Lower Rhine region, Germany

**Vanessa Meinert; Carmen Gallas; Daniela Lud**

Cross-ecosystem transfer of polyunsaturated fatty acids via emergent aquatic insects: a case study in a midsize, mesotrophic lake

**Dominik Martin-Creuzburg; Cornelia W. Twining; J. Ryan Shipley; Tarn Preet Parmar**

Potential impacts of invasive crayfish on native benthic fish: shelter use and agonistic behaviour

**Essmat Mohammed; Rahma Amen; Hoda M. Mostafa; Carola Winkelmann**

Projekt Schlamm-TEC: Kompetenzbündelung für eine ökologische Behandlung nährstoffbelasteter Kleingewässer

**Franziska Kreher; Tobias Neumann; Jacqueline Rücker; Brigitte Nixdorf; Hendrik Ostrop; Dominique Mario Gampe; Thomas Kaupper; Felix Pfaff; Tillmann Lüders**

Developing an agricultural land-use intensity index for the assessment of stream ecosystem health

**Devanshi Pathak; Alina Kindinger; Dietrich Borchardt; Karin Frank; Mario Brauns; Mechthild Schmitt-Jansen; Olaf Büttne; Patrick Fink; Ulrike Scharfenberge**

Machbarkeitsstudie zur Reduzierung der Nährstofffrachten und Klimafolgenanpassung eines eutrophen Flachsees im Norden Niedersachsens

**Jessica Ramm; Angela Pannek; Marcus Rudolph; Kerstin Norda**

Durchlässe als teilendes Element? Uferverbau hat keinen Einfluss auf Unterschiedlichkeit der Makrozoobenthos-Zönose

**Joachim Rikus; Elisabeth I. Meyer; Friederike Gabel**

Eventbasierte Erfassung und Bewertung diffuser Pflanzenschutzmitteleinträge für den Biodiversitätsverlust in hessischen Fließgewässern (PSM-Biodiv)

**Jessica Rosenbaum; Andrea Sundermann; Matthias Oetken**

Bridging ecological and modelling needs using novel model evaluation approaches for a river water temperature model

**Ulrike Scharfenberger; Sebastian Müller; Stephan Thober; Sabine Attinger;  
Dietrich Borchardt; Justin Calabrese; Luis Samaniego; Soohyun Yang; Rohini Kumar**

Occurrence and seasonality of biogenic polyphosphates in lakes sediments

**Lucas Schröder; Peter Schmieder; Michael Hupfer**

Auswirkungen von Diclofenac in Kombination mit PET auf *Asellus aquaticus*

**Theresa Sodenkamp; Frederike Kunz; Mika Radtke; Moana Ritterbecks; Lina van de Loo;  
Friederike Gabel**

Too hot to handle? – Natural stream characteristics mitigate negative effects of extreme low-flows on macroinvertebrates

**Hannah-Marie Stappert; Jochem Kail; Daniel Hering**

Unraveling the causes and trends of mass fish mortality events: First results from a systematic review

**Francisco Sylvester; Phillip J. Haubrock; Boris Adamovich; Markus Hecker; Jonas Jourdan;  
Floencia Liquin; Deike U. Lüdtke; Flurina Schneider; Ismael Sot; Christian Wolter;  
Jörg Oehlmann; Peter Haase; Henner Hollert; Klement Tockner**

Detection of polyamide microplastics in natural sediments using fluorescence microscopy and multispectral imaging flow cytometry

**Katrin Wendt-Potthoff; Sara Arshad; Sumaira Saleem; Lukas Kruckenfellner; Peter Ebke;  
Susanne Dunker**

*Gammarus fossarum* populations exhibit strong genetic isolation in the headwater regions of the Kinzig catchment

**Marie-Thérèse Werner; Kamil Hupało; Florian Leese; Martina Weiss**

Das Potential renaturierter Fließgewässer gegenüber klimawandelbedingter Stressoren

**Fiete Winkelmann; Hanna Schlüter**

Beeinträchtigung von Zooplanktonorganismen durch Cyanobakterien: Abbau der Reservestoffe in *Daphnia magna*

**Bettina Zeis; Nadine Hoffschroer**

ISBN 978-3-9818302-8-6