



**DGL**  
Deutsche Gesellschaft  
für Limnologie e. V.  
(German Limnological Society)

## **Ergebnisse der Jahrestagung 2024**

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

an der Technischen Universität Dresden

vom 16. – 20. September 2024, Dresden



(German Limnological Society)

## **Ergebnisse der Jahrestagung 2024**

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

an der Technischen Universität Dresden

vom 16. - 20. September 2024, Dresden

**Impressum:**

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:  
vertreten durch das Präsidium der DGL;  
Rellinghauser Str. 334f, 45136 Essen  
Ergebnisse der Jahrestagung in Dresden 2024  
Eigenverlag der DGL, Essen 2025

**Redaktion und Layout:**

Geschäftsstelle der DGL, Tanja Pottgiesser

**Druck:**

diebuchdrucker.de CMYK GmbH  
Schloßstraße 110, 12163 Berlin

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

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

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

## INHALTSVERZEICHNIS

### POSTERPREIS

7

Deep Learning for Biodiversity Monitoring of Benthic Diatoms in Freshwater Ecosystems <b>Dina Abdelmguid, Michael Kloster &amp; Bánk Beszteri</b> .....	8
--	---

Dispersion von Makroinvertebraten: Trait-basierte Ansätze sollten innerartliche Variabilität und Einfluss der Habitatqualität berücksichtigen

<b>Julian Enß &amp; Christian K. Feld</b> .....	12
---	----

Ausgeglichenere C:N:P-Verhältnisse im Wasser erhöhen die Nitrataufnahme in benthischen Biofilmen

<b>Anika Große, Nuria Peruj, Alexander J Reisinger, Patrick Fink, Dietrich Borchardt, Daniel Graeber</b> .....	17
--	----

Decomposition and Colonization of Leaf Litter in the Oder River Following the Disastrous Algal Bloom in 2022 with Notes on Improving Fungal Spore Identification and Counts by Automated Imaging and Machine Learning

<b>Nora König, Svenja Balzer, Gwendoline M. David, Annette Rudolph, Mark O. Gessner</b> .....	23
---	----

### VORTRÄGE

31

Untersuchung der Bildung des Sauerstoffminimums in der Unterems unter Betrachtung der Schwebstoffkonzentrationen

<b>Tea Behrends, Christine Borgsmüller, Andreas Schöl, Oliver Wurl, Dennis Oberrecht, Andreas Wurpts</b> .....	32
--	----

Integrated Water Management: Linking The Danube River With The Black Sea

<b>Jürg Bloesch, Bernd Cyffka, Thomas Hein, Cristina Sandu, Nike Sommerwerk</b> .....	37
---	----

Diatom communities in non-perennial rivers – new challenges for diatoms and ecologists alike

<b>Andrea Burfeid Castellanos</b> .....	39
---	----

Fünf Jahre Auenförderung im Bundesprogramm Blaues Band Deutschland

<b>Thomas Ehlert</b> .....	44
----------------------------	----

Der Faktencheck Artenvielfalt zeigt: Es steht nicht gut um die Biodiversität der Binnengewässer und Auen in Deutschland

<b>Christian K. Feld, Hong Hanh Nguyen, Peter Haase, Daniel Hering, Ursula Schmedtje, Claudia Pahl-Wostl, Stefanie von Fumetti, Jörg Freyhof, Hans Jürgen Hahn, Phillip J. Haubrock, Sonja Jähnig, Kathrin Januschke, Bernd Klauer, Moritz Reese, Nike Sommerwerk, Dietmar Straile &amp; Franziska Tanneberger</b> .....	50
--	----

LIFE Bachmuschel – ein Lebensraum- und Artenschutzprojekt für Brandenburg

<b>Karolin Eils, Maria Böhme, Sven Matern, Robert Seeger, Steffen Zahn, Inga Willecke, Michael Zauft</b> .....	50
--	----

## Inhaltsverzeichnis

Diversitätsbewertung von Ufer- und Auenzönosen – Matabarcoding aus Erhebungen flugfähiger Insekten mittels Malaise-Fallen am Niederrhein <b>Carmen Gallas, Thomas Hörren &amp; Martin Sorg.....</b>	<b>58</b>
Use of remote sensing to assess the impact of treated wastewater discharge on water quality in the river Aller <b>Seyedmorteza Ghorashinejad, Corinna Lorey, Regina Nogueira, Mahmud Haghghi .....</b>	<b>69</b>
Phylib-FG 7.0 - ein deutlich verbessertes und erweitertes Instrument zur Bewertung von Fließgewässern in Übereinstimmung mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie <b>Antje Gutowski, Ilka Schönfelder, Doris Stelzer &amp; Andreas Müller.....</b>	<b>79</b>
Taxonomical Community Composition of Emerging Aquatic Insects of the Oder River and its Floodplains after the 2022 Catastrophe <b>Nadja Heitmann, Tarn Preet Parmar, Sebastian Ayala Clarke, Janine Rüegg, Dominik Martin-Creuzburg.....</b>	<b>89</b>
Working equipment in planktology and the exchange about it <b>Albert Keim .....</b>	<b>91</b>
Benennung von Algentaxa in Checklisten, Taxonomie, Monitoring und Metabarcoding <b>Wolf-Henning Kusber, Nélida Abarca &amp; Jonas Zimmermann.....</b>	<b>98</b>
Experimentelle Untersuchungen zum Gefährdungspotential durch <i>Prymnesium parvum</i> im Werra-Weser-Einzugsgebiet <b>Beke Lohmann; Maike Lorenz; Birgit Olberg; Urban Tillmann; Thomas Friedl; Eckhard Coring.....</b>	<b>105</b>
Gibt es einen Zusammenhang zwischen Fließgewässerkolmation, Sedimentfauna und Bewertung nach Wasserrahmenrichtline? <b>Teresa Luftenstein, Alcides Aybar-Galdos, Heide Stein, Markus Noack, Hans Jürgen Hahn .....</b>	<b>115</b>
Bestandsentwicklung der Eintagsfliegen, Steinfliegen, Wasserkäfer und Wasserwanzen der Fulda über vier Jahrzehnte (1981-2021 ff.) <b>Michael Marten .....</b>	<b>123</b>
Modellierung von Kupferemissionen in deutsche Gewässer durch Antifouling für Sportboote <b>Karoline Morlin &amp; Stephan Fuchs .....</b>	<b>133</b>
Ökologische Klassifikation von Bootsstationierungsanlagen an Seen in Deutschland (BoStA-IMPACT) <b>Wolfgang Ostendorp &amp; Jörg Ostendorp .....</b>	<b>140</b>
Daten analysieren, Modelle verstehen: Web-basierte Anwendungen in der limnologischen und fachbiologischen Ausbildung <b>Thomas Petzoldt, Johannes Feldbauer &amp; Monique Meier .....</b>	<b>151</b>
Vom „schwarzen“ zum lebendigen Fluss - die ökologische Entwicklung der Unteren Wupper <b>Katharina Rettig, Patrick Heidbüchel &amp; Andrea van den Boom.....</b>	<b>160</b>

## Inhaltsverzeichnis

Erste Ergebnisse aus dem ZIM-Projekt „Schlamm-TEC“ als Beitrag zum besseren Verständnis von Kleingewässern <b>Jacqueline Rücker, Franziska Horn, Dominique Gampe, Thomas Kaupper, Christian Gruner, Tillmann Lüders &amp; Brigitte Nixdorf .....</b>	<b>171</b>
Einsatz von Satellitendaten zur Erfassung der Wasserqualität in großen Flusssystemen am Beispiel der Oder <b>Kerstin Stelzer, Paula Torre Zaffaroni, Jorrit Scholze, Vanessa Bremerich, Carole Lebreton &amp; Tobias Goldhammer .....</b>	<b>182</b>
Satellitendaten für Ästuare – der Copernicus High Resolution Coastal Service <b>Kerstin Stelzer, Carole Lebreton, Dmitry Van der Zande, Quinten Vanhellemont &amp; Martin Böttcher.....</b>	<b>191</b>
Rolle des Sediments im Management von Flachseen <b>Kai-Uwe Ulrich, Ina Hildebrandt &amp; Jens Meisel.....</b>	<b>194</b>
Morphologische Bestimmung vs. DNA-DNA-Metabarcoding im Kontext einer detaillierten Betrachtung eines renaturierten, urbanen Einzugsgebietes <b>Nele Wittmeier, Dominik Buchner, Svenja Gillmann, Marie-Thérèse Werner, Arne Beermann, Florian Leese, Armin Lorenz .....</b>	<b>204</b>
Satellitenbasiertes Seenmonitoring in Baden-Württemberg – erste Erfahrungen und weitere Schritte <b>Thomas Wolf, Kristina Popp, Philipp Bauer &amp; Hendrik Berner.....</b>	<b>212</b>
<b>POSTER</b>	<b>220</b>
Automatische Sichttiefenerfassung – ein Leidensweg? <b>Holger Dienemann; Marwin Haßfeld; Markus Harzdorf; Steffen Herold; Maria Reitz &amp; Steffen Wiehart .....</b>	<b>221</b>
Die Mildenitz – ein norddeutscher Tieflandfluss in Mecklenburg-Vorpommern als Beispiel für die langjährige Entwicklung der Makrozoobenthosgesellschaft <b>Claudia Hellmann &amp; Angela Berlin .....</b>	<b>227</b>
Local Cosmos – App Baukasten für Artbestimmung, Monitoring und Bildung <b>Beate Rendgen-Heugle, Ralph Schill &amp; Thomas Uher .....</b>	<b>236</b>
Blue eyes, black holes and blooms of filamentous algae in dwindling Chara meadows. Drone supported monitoring. <b>Christiane Krambeck, Henning Thiessen &amp; Frank Schlemminger .....</b>	<b>243</b>
Einfluss von Ufermauern auf das litorale Makrozoobenthos im Bodensee <b>Oliver Miler, Jens Peter Armbruster &amp; Wolfgang Ostendorp.....</b>	<b>254</b>
Flora & Fauna unter Wasser mit dem LakeExplorer bestimmen <b>Ralph Schill, Meinolf Asshoff, Rainer Borcherding, Franz Brümmer, Björn Marten Philipps, Beate Rendgen-Heugle, Wolfgang Schröder &amp; Thomas Uher .....</b>	<b>264</b>

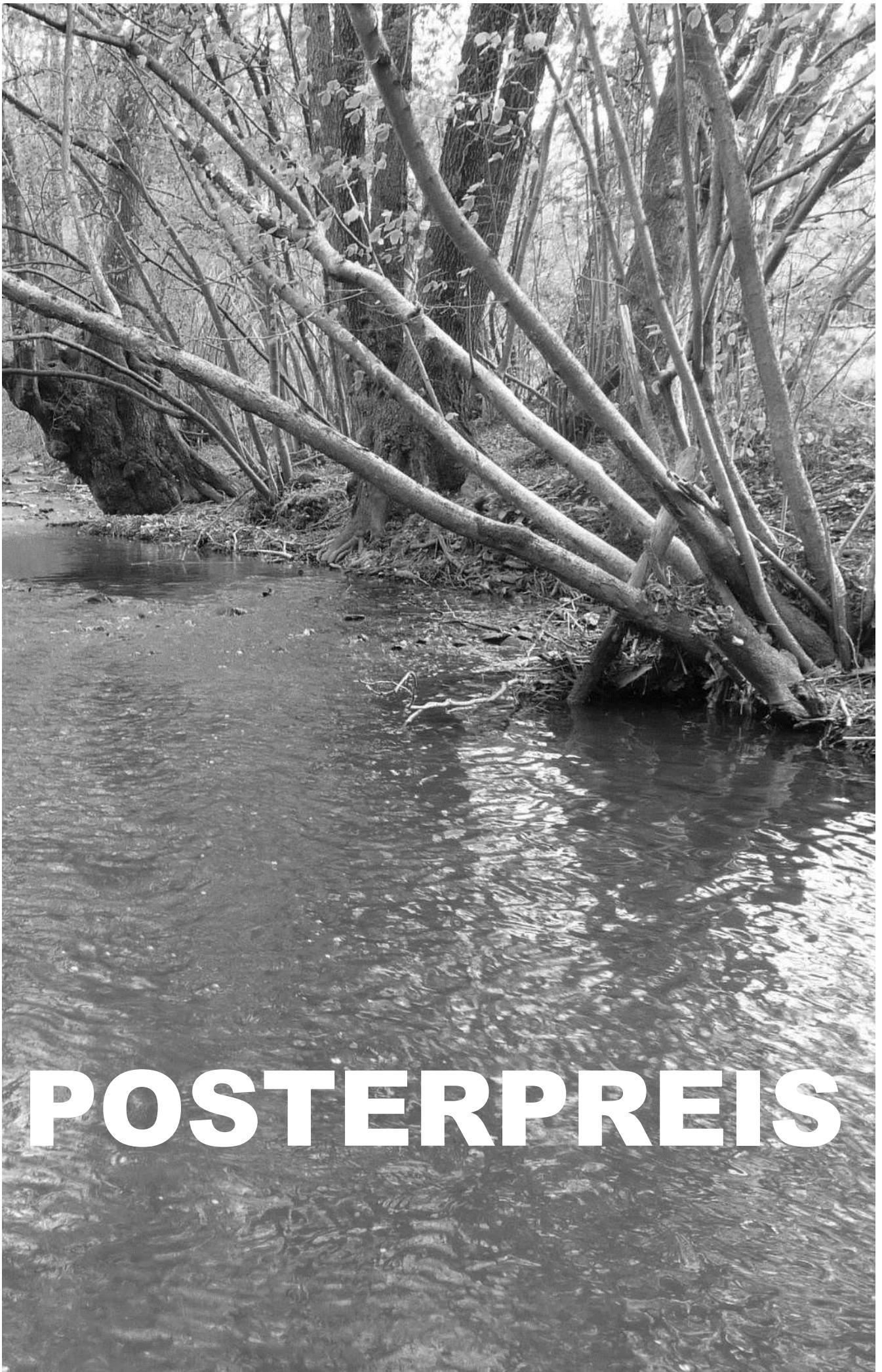
## **Inhaltsverzeichnis**

How monitoring data and numerical modelling complement each other: The response of  
Lake Constance to a storm event in summer

**Bernd Wahl & Stefan Mirbach.....269**

**LISTE ALLER BEITRÄGE**

**275**



**POSTERPREIS**

# Deep Learning for Biodiversity Monitoring of Benthic Diatoms in Freshwater Ecosystems

Dina Abdelmguid, Michael Kloster & Bánk Beszteri

Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Abteilung Phykologie, Universitätsstr. 2, 45141 Essen,  
Dina.abdelmguid@uni-due.de

**Keywords:** Biodiversity Monitoring, Diatom Identification, Deep Learning Classifier

## Introduction

The DNAquaIMG project (<https://dn aquaimg.eu/>) aims to transform biodiversity monitoring through the integration of state-of-the-art molecular and automated image-based techniques with routine freshwater ecological monitoring activities under the European Water Framework Directive (WFD). As part of DNAquaIMG, our subproject aims to further develop and apply state-of-art computer vision methods utilizing deep learning (DL) models to image data obtained by advanced imaging technologies for diatom biodiversity monitoring.

The most severe current challenge for the broader application of these methods is the lack of sufficient training image data covering the taxonomic breadth of the benthic diatom flora of Europe. This means that to train DL classifiers capable of identifying any diatom from a freshwater sample from Europe, at least hundreds of example images for each of the few thousand diatom taxa recognized in Europe, identified in a consistent manner, would be required. Such a data set is not currently available; and constructing it via manual annotation activities only would be an enormous effort that does not presently appear practicable. Instead of sequentially approaching the problem (first collect enough training data to cover all taxa, then apply classifiers trained on these data for biodiversity monitoring), we envision an iterative process involving expert interaction with DL algorithms in which the latter could enable an efficient deployment of expert time and effort, and complement those to speed up collecting training data. In a first step, we would like to select a classifier type that will also allow an at least partial resolution of more fine-grained taxonomic categories than on the model was trained on, i.e., training a classifier with genus labels, and testing its ability to separate species via feature clustering.

In my research I am comparing two main different classifier model architectures to assess which of them better captures visual similarities. There are convolutional neural network(CNN) and transformer networks where previous researchers were conflicting on which architecture outperform the other in the image classification task as CNN rely on convolutional layers for feature extracting followed by activation function and max-pooling layers on the other hand transformers were originally designed for natural language processing and it was expanded for image processing tasks designed on self-attenuation mechanism.

## Material and Methods

### Data

Our research utilizes UDE DIATOMS in the Wild 2024 dataset (Venkataraman et al., 2024), the dataset contains 83,570 images of 611 diatom taxa, we are using subset of this dataset named as small dataset comprised a manual selection of images with nearly homogeneous backgrounds, free of frustule or non-diatoms particles. G refers to genus level where small dataset representing 29 different genera, each represented by 150 images while S refers to species level with 67 different species.

To address class imbalance, classes with less than 150 images in the small dataset were oversampled by augmentation to improve the robustness and diversity of our training dataset. Augmentations applied include random horizontal and vertical flips, adjusting gray value distribution attributes such as brightness, contrast, saturation, and hue using random jitter, rotating images by random angles up to 60 degrees, and introducing Gaussian noise.

### Deep Learning Models

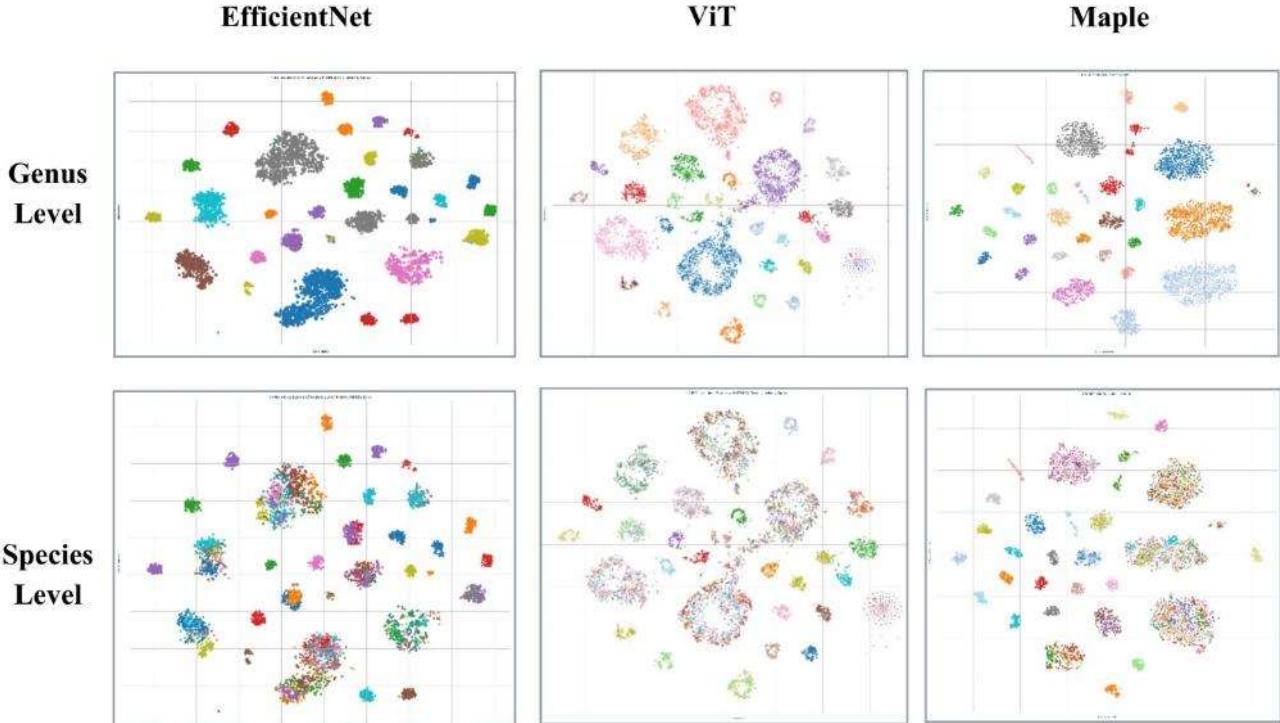
We used EfficientNet (Tan and Le 2019) as a convolutional network; ViT-16 (Dosovitskiy 2020) as an image transformer, both architectures were fine-tuned on UDE DIATOMS in the Wild 2024 dataset with CNNs relying on learned convolutional filters, and ViTs leveraging attention-based mechanisms to model global relationships in the image. This will help us to see which architecture will fit with our requirements better and to extract fine grained morphological features from different genres to differentiate between species.

For the third method, I am using MAPLE (MAhalanobis distance-based uncertainty Prediction for reLiabIE classification with an EfficientNet classifier) (Venkataraman, Benbihi et al. 2023) which aims to estimate classification uncertainty and detect Out-Of-Distribution (OOD) points, With an EfficientNet classifier backbone as a model specifically addressing subclustering of heterogeneous classes.

## Results

t-SNE was used to visualize the distribution of taxa in feature space, with well-separated taxa taken as indication of the ability of feature representations to resolve taxa. We compare a labelling of examples by their genus vs. species labels (the latter being unknown to the classifiers during their training). The t-SNE visualizations for genus-level classifications on the small dataset are displayed in the upper part of Figure (1), corresponding to the EfficientNet, ViT, and Maple models, respectively. The performance of EfficientNet and ViT is very similar, with nearly separated clusters and some outliers. In comparison, the Maple model shows a better separation of genera.

When displaying these same feature representations colored by species labels (lower part of Figure 1), all models seem to have been able to separate species as well to some extent. The model was able to differentiate species features although it was trained on an abstracted genus level. The visual impression is that MAPLE performs somewhat better with regard to separating both genera and species, possibly due to its use of a sub clustering technique integrated during training.



**Figure 1:** Different models results in Genus and Species level

For the Efficient net and ViT, an extra clustering method was used to evaluate the clustering of feature representations of taxa and compare it with Maple output (in which such a clustering is included). Different clustering methods were examined like HDBSCAN (McInnes, Healy et al. 2017) which is density based clustering algorithm that identifies clusters of varying densities and automatically detects the optimal number of clusters, X-means (Pelleg and Moore 2000) clustering which extends K-means by dynamically determining the number of clusters based on the Bayesian Information Criterion (BIC), and Gaussian Mixture Models (GMMs) (Reynolds 2009) a probabilistic model that represents data as a mixture of Gaussian distributions, using the Expectation-Maximization algorithm to estimate parameters, all of the previous methods don't require a predefined cluster count. Each method leads to different clustering output with each model. I decided to use the method with the highest results across the two networks which is HdbSCAN. Maple utilizes x-means clustering in its pre-clustering phase during training where it refines labelling by splitting the samples into several clusters that closely follow a Gaussian distribution.

We used internal metrics for species-level clustering shown in Table (1), like the Davies- Bouldin Index (DBI) (Singh, Mittal et al. 2020) assesses clustering quality by calculating the average similarity ratio of each cluster to its most similar counterpart, the Clainski-Harbsaz Index (Wang and Xu 2019) it calculates the ratio of the sum between-cluster dispersion to within-cluster dispersion, it usually evaluates how the clusters are well separated from each other and how well the data points are tightly grouped and the Silhouette Score (Shahapure and Nicholas 2020) which evaluates the cohesiveness of points within clusters and their separation from other clusters. Each of these metrics offers insights into the effectiveness and structure of our clustering results at different levels of taxonomic resolution, based on the t-SNE representations. According to all of these metrics, MAPLE provided the best clustering in comparison to the other two tested models.

**Table 1: Evaluation Metrics-**

		<b>HDBSCAN</b>
<b>Efficient-Net</b>	Number of clusters:	<b>31</b>
	Silhouette score:	<b>0.44</b>
	Calinski-Harabasz Index:	<b>372.6</b>
	Davies-Bouldin Index:	<b>1.42</b>
<b>ViT</b>	Number of clusters:	<b>42</b>
	Silhouette score:	<b>0.38</b>
	Calinski-Harabasz Index:	<b>434.4</b>
	Davies-Bouldin Index:	<b>1.07</b>
<b>Maple</b>	Number of clusters:	<b>41</b>
	Silhouette score:	<b>0.62</b>
	Calinski-Harabasz Index:	<b>1747.3</b>
	Davies-Bouldin Index:	<b>1.06</b>

## Discussion

My results show that it is possible to use classifiers trained to recognize diatom genera to also cluster species at least to some extent. This is supported by both the visual separation of individual taxa in feature space, as well as a series of cluster metrics tested. Next, I would like to investigate whether these results also hold up when applying these methods to more diverse, real life data with more classes and more disturbing factors present in the images, as is the case during high throughput imaging of diatoms.

## References

- Dosovitskiy, A. (2020). "An image is worth 16x16 words: Transformers for image recognition at scale." arXiv preprint arXiv:2010.11929.
- McInnes, L., et al. (2017). "hdbSCAN: Hierarchical density based clustering." J. Open Source Softw. 2(11): 205.
- Pelleg, D. and A. Moore (2000). X-means: Extending K-means with Efficient Estimation of the Number of Clusters. ICML'00, Citeseer.
- Reynolds, D. A. (2009). "Gaussian mixture models." Encyclopedia of biometrics 741(659-663).
- Shahapure, K. R. and C. Nicholas (2020). Cluster quality analysis using silhouette score. 2020 IEEE 7th international conference on data science and advanced analytics (DSAA), IEEE.
- Singh, A. K., et al. (2020). Clustering evaluation by davies-bouldin index (dbi) in cereal data using k-means. 2020 Fourth international conference on computing methodologies and communication (ICCMC), IEEE.
- Tan, M. and Q. Le (2019). Efficientnet: Rethinking model scaling for convolutional neural networks. International conference on machine learning, PMLR.
- Venkataramanan, A., et al. (2023). Gaussian Latent Representations for Uncertainty Estimation using Mahalanobis Distance in Deep Classifiers. Proceedings of the IEEE/CVF International Conference on Computer Vision.
- Wang, X. and Y. Xu (2019). An improved index for clustering validation based on Silhouette index and Calinski-Harabasz index. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, IOP Publishing.
- Venkataramanan, A., Kloster, M., Burfeid-Castellanos, A., Dani, M., Mayombo, N. A. S., Vidakovic, D., Langenkämper, D., Tan, M., Pradalier, C., & Nattkemper, T. (2024). "UDE DIATOMS in the Wild 2024: A new image dataset of freshwater diatoms for training deep learning models." GigaScience, 13, giae087. <https://doi.org/10.1093/gigascience/giae087>.

# **Dispersion von Makroinvertebraten: Trait-basierte Ansätze sollten innerartliche Variabilität und Einfluss der Habitatqualität berücksichtigen**

*Julian Enß<sup>1,2</sup> & Christian K. Feld<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> Aquatische Ökologie, Universität Duisburg-Essen, julian.enss@uni-due.de

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

**Keywords:** Makrozoobenthos, aquatische Insekten, Ausbreitung, Modellierung, Gewässerstrukturgüte, morphologische Traits

## **Einleitung**

Dispersion (Ausbreitung) von aquatischen Insekten ist ein grundlegender ökologischer Prozess, der den Genfluss zwischen Populationen sicherstellt und die Wiederbesiedelung nach Störungen der Lebensräume ermöglicht. Trotz ihrer Bedeutung sind die Mechanismen der Dispersion aquatischer Insekten wenig erforscht, was Prognosen über zurückgelegte Distanzen und den Anteil der dispergierenden Individuen einer Population erschwert. Besonders für Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera) fehlen empirische Daten zu zurückgelegten Dispersionsdistanzen, weswegen viele Modelle auf stellvertretende Werte (Proxys) ausweichen, wie zum Beispiel die Ausprägung von Merkmalen (Traits) wie Körper- oder Flügellängen. Solche Ansätze vernachlässigen jedoch die innerartliche Variabilität dieser Traits, welche wiederum durch verschiedene Umweltbedingungen beeinflusst werden kann. Die vorliegende Studie untersucht die Beziehung zwischen der Ausprägung der häufig genutzten Traits Körper- und Vorderflügellänge und den Dispersionsdistanzen ausgewählter aquatischer Insektentaxa sowie den Einfluss der Gewässerstrukturgüte auf die Ausprägung dieser Merkmale.

## **Material und Methoden**

### ***Untersuchungsgebiet***

Die Probenahme erfolgte an sieben Standorten entlang von sandgeprägten Tieflandbächen in Nordrhein-Westfalen, Deutschland. Diese Standorte repräsentierten ein Spektrum von naturnahen bis stark degradierten Habitaten.

### ***Malaise-Fallen und Probenverarbeitung***

Es wurden pro Standort insgesamt sieben Malaise-Fallen entlang eines Gradienten von 5 bis 200 Metern quer zum Gewässer zwischen Mai und November 2022 betrieben. Die gefangenen Eintags-, Stein- und Köcherfliegen wurden in 96% Ethanol konserviert und im Labor unter einem Stereomikroskop bestimmt. Dabei wurden Körper- und Vorderflügellängen sowie das Geschlecht der Individuen dokumentiert.

### **Messung der morphologischen Traits**

Gemessen wurden Körperlänge und Vorderflügellänge. Zusätzlich wurde die relative Flügellänge (Verhältnis von Flügellänge zur Körperlänge) ermittelt. Die Messungen erfolgten digital unter einem Stereomikroskop (Stereo Stemi 508 Blue, Firma Carl Zeiss Microscopy GmbH, Jena, Deutschland) mit einer Genauigkeit von 0,01 mm mit der Software Zeiss Zen Blue (v. 10.3.9, Fa. Carl Zeiss Microscopy GmbH, Jena, Deutschland).

### **Habitatbewertung**

Die Habitatqualität der Gewässer wurde nach der deutschen Gewässerstrukturgüte (Gellert et al. 2014) erhoben, welches die Gewässerstruktur anhand der Parameter Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlstruktur, Querprofil, Uferstruktur und angrenzende Uferzone in sieben Klassen einteilt. Die untersuchten Standorte wurden in Kategorien mit "guter" (Gewässerstrukturgüte 1-2) und "schlechter" Habitatqualität (Gewässerstrukturgüte 3-7) unterteilt.

### **Statistische Analysen**

Die Beziehung zwischen morphologischen Traits und Dispersionsdistanz (=Fangdistanz zum Gewässer) wurde mittels Spearman-Korrelation untersucht. Zudem wurden Geschlechtsunterschiede sowie Unterschiede zwischen Individuen aus Habitaten mit unterschiedlicher Qualität mit t-Tests analysiert.

## **Ergebnisse**

### **Variabilität der Traits**

Insgesamt wurden 650 Individuen von elf Taxa analysiert. Die Körperlängen der Individuen variierten stark zwischen den Taxa, mit einer Länge von durchschnittlich 5,6 mm bei *Baetis* sp. bis zu 14,6 mm bei *Glyphotaelius pellucidus*. Die Flügellängen korrelierten bei allen Taxa stark mit den Körperlängen. Die relative Flügellänge war bei allen untersuchten Taxa wenig variabel und bewegte sich im Bereich von 0,98 bis 1,27.

Etwa 50 % (Median) aller Individuen wurden in Entferungen < 37 m zum Gewässer gefangen und 90 % innerhalb der ersten 75 m. Das 90%-Perzentil war artspezifisch und reichte von 10 m (Trichoptera: *Chaetopteryx villosa*) bis 100 m (Trichoptera: *Glyphotaelius pellucidus*, *Potamophylax rotundipennis*; Plecoptera: *Nemoura cinerea*; Ephemeroptera: *Procloeon* sp.).

### **Zusammenhang zwischen Ausprägung der Traits und Dispersionsdistanzen**

Bei drei untersuchten Taxa wurden positive Korrelationen zwischen Dispersionsdistanz und der Ausprägung der morphologischen Traits gefunden. Bei *Baetis* sp. (Ephemeroptera), *Nemoura cinerea* (Plecoptera) und *Polycentropus irroratus* (Trichoptera) wurden signifikante Korrelationen der Dispersionsdistanz mit der Körper- und Vorderflügellänge festgestellt. Die Korrelationskoeffizienten reichten von mäßig ( $\rho = 0,36$ ) bis stark ( $\rho = 0,77$ ). Positive Korrelationen wurden bei beiden Geschlechtern von *Nemoura cinerea* und *Polycentropus irroratus* beobachtet, während bei *Baetis* sp. nur für die Männchen genügend Daten für eine Auswertung vorlagen. Im Gegensatz dazu zeigte die relative Flügellänge bei keinem der untersuchten Taxa eine signifikante Korrelation mit der Dispersionsdistanz. Bei den anderen untersuchten Taxa zeigten sich keine signifikanten Korrelationen.

### **Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen**

Bei vier der elf untersuchten Taxa zeigten Weibchen größere Körper- und Vorderflügellängen als Männchen, während Männchen oft größere relative Flügellängen aufwiesen. *Nemoura cinerea* war die einzige untersuchte Steinfliegenart, bei der Weibchen signifikant größere Körper- und Flügellängen als Männchen hatten. Bei den Köcherfliegen *Chaetopteryx villosa*, *Glyphotaelius pellucidus* und *Potamophylax rotundipennis* zeigten Weibchen ebenfalls größere Körper- und Flügellängen, während die Männchen größere relative Flügellängen aufwiesen. Bei den untersuchten Eintagsfliegen wurden keine signifikanten geschlechtsspezifischen Unterschiede festgestellt.

### **Habitspezifische Unterschiede**

Die Analyse der Gewässerstrukturgüte zeigte, dass die Weibchen mehrerer Arten größere Körper- und Vorderflügellängen aufwiesen, wenn sie an Abschnitten mit schlechter Gewässerstrukturgüte gefangen wurden. Bei den Köcherfliegen *Potamophylax rotundipennis* und *Chaetopteryx villosa* waren diese Unterschiede signifikant: Weibchen aus degradierten Habitaten waren im Durchschnitt um 1 mm größer als solche aus naturnahen Habitaten.

## **Diskussion**

Die Studie zeigt, dass die Körper- und die Vorderflügellänge wichtige Faktoren für die Dispersionsdistanz von Makroinvertebraten sein können. Größere Individuen können bei der Dispersion effizienter sein, was darauf zurückzuführen ist, dass sie körperliche Anstrengungen im Verhältnis zu ihrem Gewicht mit geringerem Energieaufwand bewältigen können (Harrison 1980; Shurin et al. 2009; Jenkins et al. 2007). Dies bestätigt frühere Annahmen, dass größere Körpermaße eng mit der Dispersionsfähigkeit korrelieren und es den Insekten ermöglichen, in ihrer adulten Phase größere Distanzen zu überwinden (Lancaster und Downes 2017; Schmidt-Kloiber und Hering 2015).

Diese positive Korrelation zwischen Körper- und Flügellänge mit der zurückgelegten Dispersionsdistanz in mehreren Taxa legt nahe, dass Dispersions-Modelle, die nur artspezifische Durchschnittswerte von Körper- und Vorderflügellänge berücksichtigen, wesentliche innerartliche Unterschiede übersehen, die die Dispersion beeinflussen (Rundle et al. 2009; Sekar 2012). Es ist wahrscheinlich, dass Individuen mit größeren Körpermaßen bei der Überwindung größerer Distanzen zwischen geeigneten Habitaten eine entscheidende Rolle für den Ausbreitungserfolg einer Art spielen.

Die relative Flügellänge (RWL) scheint hingegen weniger verlässlich zu sein, um Dispersionsdistanzen vorherzusagen. Während sie bei einigen Köcherfliegenarten eine leicht negative Korrelation mit der Dispersionsdistanz zeigte, blieb dieser Zusammenhang bei den meisten untersuchten Taxa aus. Dies deutet darauf hin, dass das Verhältnis von Körper- zu Flügellänge innerhalb einer Art stabil bleibt, auch wenn die absolute Körper- und Flügellänge variieren kann.

Die Variabilität der relativen Flügellänge zwischen den Geschlechtern war artspezifisch unterschiedlich ausgeprägt. Während in einigen Fällen Männchen eine höhere relative Flügellänge aufwiesen, zeigten in anderen Fällen die Weibchen höheren Werte. Dennoch konnten keine klaren Unterschiede in den Dispersionsdistanzen zwischen den Geschlechtern festgestellt werden. Dies verdeutlicht, dass Dispersion ein komplexer Prozess ist und nicht ausschließlich mit der Ausprägung des Körperbaus erklärt werden kann.

Ein weiterer Aspekt der Studie war der Einfluss der Gewässerstrukturgüte auf die Ausprägung der Körperlänge und Vorderflügellänge. Weibliche Individuen aus Lebensräumen mit schlechterer Strukturqualität wiesen bei zwei Arten größere Körper- und Vorderflügellängen auf. Die Bedeutung der Habitatqualität für die Ausprägung morphologischer Merkmale ist in der Literatur gut dokumentiert (Svensson 1975; Wagner 2002; Westveer et al. 2017). Unsere Ergebnisse bestätigen, dass die Habitatbedingungen nicht nur das Wachstum und die Entwicklung der Larven, sondern auch die Merkmalsausprägung der adulten Stadien beeinflussen. Die beobachteten Unterschiede in der Ausprägung von Körper- und Vorderflügellänge lassen sich jedoch nicht auf einzelne Umweltfaktoren zurückführen. Vielmehr sind sie das Ergebnis eines komplexen Zusammenspiels verschiedener abiotischer und biotischer Einflüsse, wie Temperatur, Nahrungsverfügbarkeit und Konkurrenz um Ressourcen mit anderen Arten (Anderson & Cummins 1979; Honěk 1993). Eine mögliche Begründung für die beobachteten Unterschiede könnte sein, dass diese Arten in suboptimalen Habitaten weniger in Fortpflanzung investieren (z. B. Anzahl der Eier) und mehr in Dispersion, wie zum Beispiel in längere Vorderflügel (Zera und Denno 1997; Guerra 2011; Stearns 1989). Diese Anpassung ermöglicht es ihnen, unvorteilhafte Lebensräume zu verlassen und erhöht die Wahrscheinlichkeit, neue, potenziell bessere Habitate zu erreichen.

## Zusammenfassung

Die Studie zeigt, dass Unterschiede in der Körper- und Vorderflügellänge innerhalb einer Art die Dispersionsdistanz beeinflussen können. Individuen mit längeren Körpern und Vorderflügeln legen dabei größere Distanzen zurück. Dies deutet darauf hin, dass bestehende Dispersionsmodelle das tatsächliche Ausbreitungspotenzial von aquatischen Insekten unterschätzen oder verzerrt darstellen könnten, wenn sie sich ausschließlich auf starre artspezifische Traits stützen und innerartliche Variationen außer Acht lassen. Zudem zeigt sich, dass die Ausprägung dieser Merkmale und ihre Variabilität von der Gewässerstrukturgüte der Lebensräume abhängen kann. Unsere Ergebnisse verdeutlichen, dass Dispersionsdistanzen, die in einzelnen empirischen Studien gemessen werden, nicht ohne weiteres auf die gesamte Art übertragen werden können, wenn mögliche Einflüsse biotischer und abiotischer Umweltfaktoren unberücksichtigt bleiben. Zukünftige Studien sollten deshalb gezielt untersuchen, wie Habitatstrukturen die Ausprägung von Traits und damit die Dispersionsdistanzen beeinflussen.

## Danksagung

Besonderer Dank gilt Louisa May Dunne, Hagen Feldmann, Megan Feldbusch, Ronja Finke, Luca Steiner, Cornelia Wagner und Johanna Wierschem für ihre wertvolle Unterstützung bei Feld- und Laborarbeit. Diese Studie wurde im Rahmen einer Promotion innerhalb des Sonderforschungsbereichs (SFB) RESIST durchgeführt, der von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) gefördert wird – (SFB 1439/1 - Projektnummer: 426547801).

## Literatur

- Anderson, N. H.; Cummins, K. W. (1979): Influences of Diet on the Life Histories of Aquatic Insects. In J. Fish. Res. Bd. Can. 36 (3), S. 335–342. DOI: 10.1139/f79-052.
- Gellert, G.; Pottgiesser, T.; Euler, T. (2014): Assessment of the structural quality of streams in Germany-- basic description and current status. In Environmental Monitoring and Assessment 186 (6), S. 3365–3378.

- Guerra, P. A. (2011): Evaluating the life-history trade-off between dispersal capability and reproduction in wing dimorphic insects: a meta-analysis. In Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society 86 (4), S. 813–835.
- Harrison, R. G. (1980): Dispersal Polymorphisms in Insects. In Annu. Rev. Ecol. Syst. 11 (1), S. 95–118.
- Honěk, A. (1993): Intraspecific Variation in Body Size and Fecundity in Insects: A General Relationship. In Oikos 66 (3), S. 483–492.
- Jenkins, D. G.; Brescacin, C. R.; Duxbury, C. V.; Elliott, J. A.; Evans, J. A.; Grabley, K. R. et al. (2007): Does size matter for dispersal distance? In Global Ecology and Biogeography 16 (4), S. 415–425.
- Lancaster, J.; Downes, B. J. (2017): Dispersal traits may reflect dispersal distances, but dispersers may not connect populations demographically. In Oecologia 184 (1), S. 171–182.
- Rundle, S. D.; Bilton, D. T.; Foggo, A. (2009): By wind, wings or water: body size, dispersal and range size in aquatic invertebrates. In A. G. Hildrew, D. G. Raffaelli, R. Edmonds-Brown (Eds.): Body Size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems. Cambridge University Press, S. 186–209.
- Sekar, S. (2012): A meta-analysis of the traits affecting dispersal ability in butterflies: can wingspan be used as a proxy? In The Journal of Animal Ecology 81 (1), S. 174–184
- Schmidt-Kloiber, A.; Hering, D. (2015): www.freshwaterecology.info – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. In Ecological Indicators 53, S. 271–282.
- Shurin, J. B.; Cottenie, K.; Hillebrand, H. (2009): Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. In Oecologia 159 (1), S. 151–159.
- Stearns, S. C. (1989): Trade-Offs in Life-History Evolution. In Functional Ecology 3 (3), p. 259
- Svensson, B. W. (1975): Morphometric Variation of Adult *Potamophylax cingulatus* (Trichoptera) Reflecting Environmental Heterogeneity in a South Swedish Stream. In Oikos 26 (3), p. 365.
- Westveer, J. J.; Verdonschot, P. F. M.; Verdonschot, R. C. M. (2017): Substrate homogenization affects survival and fitness in the lowland stream caddisflies *Micropterna sequax* and *Potamophylax rotundipennis*: a mesocosm experiment. In Freshwater Science 36 (3), S. 585–594.
- Zera, A. J.; Denno, R. F. (1997): Physiology and ecology of dispersal polymorphism in insects. In Annual Review of Entomology 42, S. 207–230.

## Ausgeglichenere C:N:P-Verhältnisse im Wasser erhöhen die Nitrataufnahme in benthischen Biofilmen

Anika Große<sup>1</sup>, Nuria Peruj<sup>2</sup>, Alexander J Reisinger<sup>3</sup>, Patrick Fink<sup>1,2</sup>, Dietrich Borchardt<sup>1</sup>, Daniel Graeber<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Aquatische Ökosystemanalyse, Brückstr. 3a Magdeburg

<sup>2</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Fließgewässerökologie, Brückstr. 3a Magdeburg

<sup>3</sup> Department of Soil, Water, and Ecosystem Sciences - University of Florida, Gainesville, FL, USA 32601

anika.grosse@ufz.de; nuria.perujo-buxeda@ufz.de; reisingera@ufl.edu; patrick.fink@ufz.de;

dietrich.borchardt@ufz.de; daniel.graeber@ufz.de

**Keywords:** Nitrataufnahme, Stöchiometrie, Benthische Biofilme, Nitratretention

### Einleitung

Fließgewässerökosysteme sind wichtig für Nährstoffkreisläufe, wobei benthische Biofilme in Oberläufen als wichtige Prozessoren von Nährstoffen, insbesondere Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P), fungieren und den Transport flussabwärts beeinflussen (Newbold et al. 1982). Die „macronutrient-access-hypothesis“ besagt, dass die mikrobielle Nährstoffaufnahme durch das Ungleichgewicht zwischen bioverfügbarem (reakтивem) gelösten organischen C (rDOC), reaktivem N und reaktivem P (rDOC:N:P) und dem biologischen C:N:P-Verhältnis der mikrobiellen Biomasse beeinflusst wird (Graeber et al. 2021). Viele Fließgewässer, insbesondere in anthropogen beeinflussten Gebieten, weisen einen Überschuss an reaktivem N (hauptsächlich Nitrat und Ammonium) auf, der in erster Linie aus landwirtschaftlicher Nutzung stammt. Dieser Überschuss führt zu einer Ko-Limitierung von DOC und P, wodurch die Fähigkeit der Böden und aquatischen Ökosysteme, N zu speichern, eingeschränkt wird (Wachholz et al. 2023).

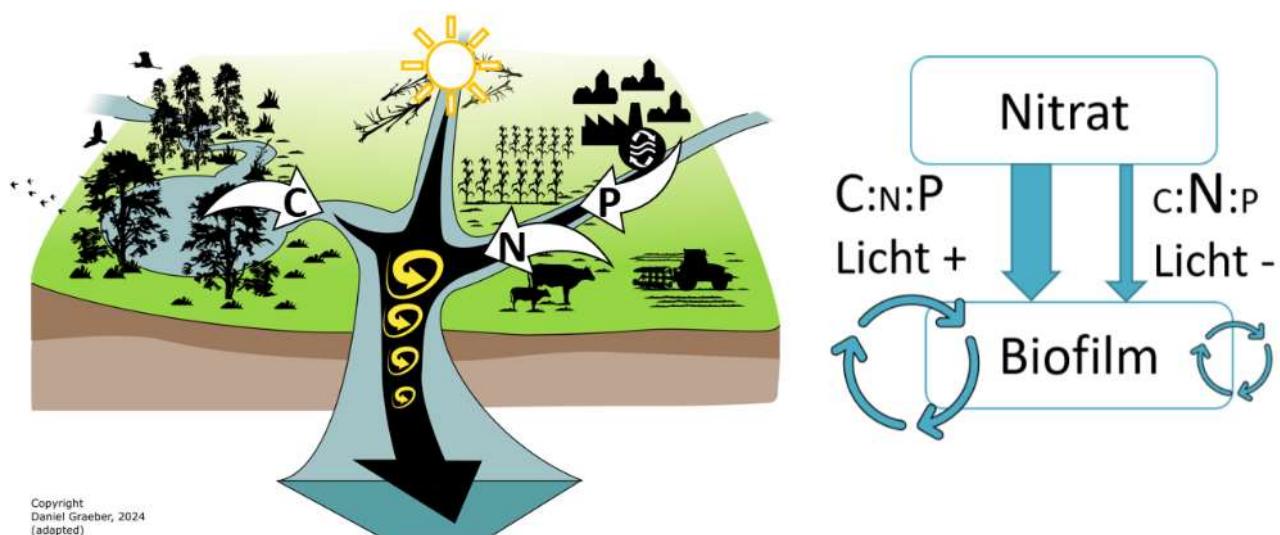


Abb. 1: Anthropogene Einflüsse auf Fließgewässer-Ökosysteme (links) und Konzeptgrafik für die Hypothesen (rechts).

Nitraufnahme ist ein energieaufwändiger Prozess (Rodríguez-Cardona et al. 2021). Die autotrophe Nährstoffaufnahme in Fließgewässern wird in erster Linie durch die Lichtintensität reguliert, welche durch Waldsterben und Rodung zunehmen könnte (Wymore et al. 2016; Reisinger et al. 2019). Die heterotrophe Aufnahme steigt mit der DOC-Freigängigkeit und dem DOC:Nitrat-Verhältnis (Bechtold et al. 2012; Oviedo-Vargas et al. 2013; Rodríguez-Cardona et al. 2016). Die Verbesserung der Bedingungen für autotrophe und heterotrophe Nitraufnahme kann die Nitraufnahme insgesamt optimieren. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die Nitraufnahme neben einer Licht- und C-Limitation auch P-limitiert sein kann, was jedoch noch nicht vollständig untersucht worden ist. Frühere Studien haben Korrelationen zwischen der Nitraufnahme und dem DOC:Nitrat-Verhältnis (Rodríguez-Cardona et al. 2016), der Lichtverfügbarkeit (Wymore et al. 2016) und der P- und Lichtverfügbarkeit (Pasqualini et al. 2024) aufgezeigt, aber der Zusammenhang zwischen allen Faktoren wurde nicht vollständig untersucht.

Es gibt nur begrenzte Erkenntnisse darüber, wie sich Veränderungen des reaktiven DOC:N:P-Verhältnisses und der Lichtintensität auf die Nitraufnahme auswirken. Noch weniger ist über ihre Effekte auf die langfristige N-Retention in Biofilmen in Fließgewässern bekannt. Studien deuten darauf hin, dass Fließgewässer Nährstoffe effizienter zurückhalten, wenn das reaktive DOC:N:P-Verhältnis näher am C:N:P-Verhältnis der mikrobiellen Biomasse liegt und damit ausgeglichener ist, da die Remineralisierung des Nährstoffs reduziert wird (Mulholland et al. 1991; Dodds et al. 2004). Ausgeglichenere DOC:N:P-Verhältnisse könnten das interne N-Recycling und die Retention in benthischen und hyporheischen Biofilmen im Vergleich zu Systemen mit einem N-Überschuss verbessern.

Demzufolge wurde untersucht, wie sich ausgeglichenere DOC:N:P Verhältnisse im Wasser, die näher an den C:N:P Verhältnissen der mikrobiellen Biomasse liegen, sowie eine erhöhte Lichtverfügbarkeit auf die benthische Nitraufnahme und die längerfristige Retention in benthischen Biofilmen auswirken. Es wurde die Hypothese aufgestellt, dass eine erhöhte Lichtverfügbarkeit sich positiv auf die benthische Nitraufnahme in Biofilmen auswirken wird. Zusätzlich wurde erwartet, dass die Zugabe von organischem C und P, also die Verschiebung des C:N:P Verhältnisses im Wasser hin zu einem geringeren N-Überschuss und einer geringeren DOC- und P-Limitierung, die Nitraufnahme ebenfalls erhöhen wird. Abschließend wurde die Hypothese aufgestellt, dass diese höhere Aufnahme sich auch in einem erhöhten internen N-Recycling widerspiegelt, das eine längere Verweildauer in diesen Biofilmen anzeigt (Abbildung 1).

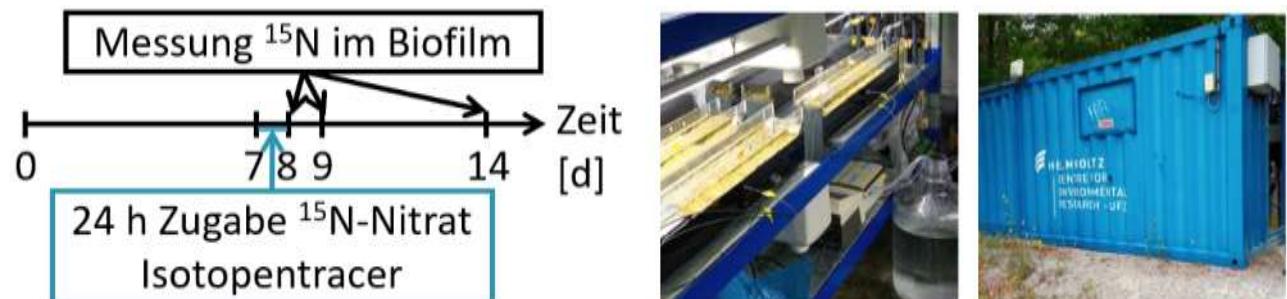
## Material und Methoden

Die Hypothesen wurden in einem mobilen Mesokosmos-System (MOBICOS, Fink et al. 2020) getestet, welches sich im Oberlauf der Holtemme im Harz befindet. Der MOBICOS beinhaltet 24 Plexiglasrinnen, die kontinuierlich mit frischem, filtriertem Bachwasser (50 µm Maschenweite) versorgt wurden. Das Experiment wurde in einem voll-faktoriellen Design mit zwei verschiedenen Lichtintensitäten (geringe Lichtverfügbarkeit = L-; hohe Lichtverfügbarkeit = L+) und zwei verschiedenen reaktiven DOC:N:P Verhältnissen geplant (Treatmentinformationen in Tabelle 1). Das reaktive DOC:N:P Verhältnis in der Holtemme (Hintergrund DOC:N:P = CP-) war durch einen starken N-Überschuss und daher durch eine DOC- und P-Ko-Limitierung gekennzeichnet. Für das veränderte, reaktive DOC:N:P Verhältnis (CP+) wurde das reaktive DOC:N:P Verhältnis durch kontinuierliche Zugabe von Natriumacetat und Kaliumphosphat stärker an das mittlere C:N:P Verhältnis der mikrobiellen Biomasse (68:14:1, Godwin und Cotner 2018) angepasst.

**Tab. 1:** Treatmentinformationen für hohe (L+) und niedrige (L-) Lichtverfügbarkeit (photosynthetisch aktive Strahlung, PAR) sowie mit Hintergrund rDOC:N:P Verhältnis (CP-) oder ausgeglichenerem rDOC:N:P Verhältnis (CP+), die Mittelwerte ( $\pm$ Standardabweichung), reaktiven DOC-, gelösten anorganischen N- (DIN) und löslichen reaktiven P- (SRP) Konzentrationen.

Treatment	PAR [ $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ]	rDOC:N:P	rDOC [mg C L $^{-1}$ ]	DIN [mg N L $^{-1}$ ]	SRP [ $\mu\text{g P L}^{-1}$ ]
L-CP-	16.1 $\pm$ 4.4	349:937:1	0.54 $\pm$ 0.16	1.70 $\pm$ 0.09	4 $\pm$ 2
L-CP+	22.3 $\pm$ 6.8	68:38:1	2.57 $\pm$ 0.81	1.69 $\pm$ 0.10	98 $\pm$ 24
L+CP-	92.2 $\pm$ 24.0	354:940:1	0.55 $\pm$ 0.16	1.70 $\pm$ 0.09	4 $\pm$ 1
L+CP+	90.0 $\pm$ 13.4	78:44:1	2.57 $\pm$ 0.99	1.69 $\pm$ 0.09	85 $\pm$ 9

Die Messung der Nitrataufnahme und -retention wurde mit einer stabilen Isotopen-Tracer-Zugabe geplant. Die Kaliumnitratlösung ( $\text{K}^{15}\text{NO}_3$ ) wurde nach einer Besiedlungsphase von 7 Tagen für 24 Stunden zugegeben. Anschließend wurde das  $^{15}\text{N}$ -Signal im benthischen Biofilm an Tag 8 gemessen, um die Nitrataufnahme zu bestimmen. Danach wurde die Zugabe des stabilen Isotopentracers gestoppt, und das  $^{15}\text{N}$ -Signal wurde erneut an Tag 9 und Tag 14 gemessen. Der Zeitplan des Experiments ist in Abbildung 2 dargestellt.

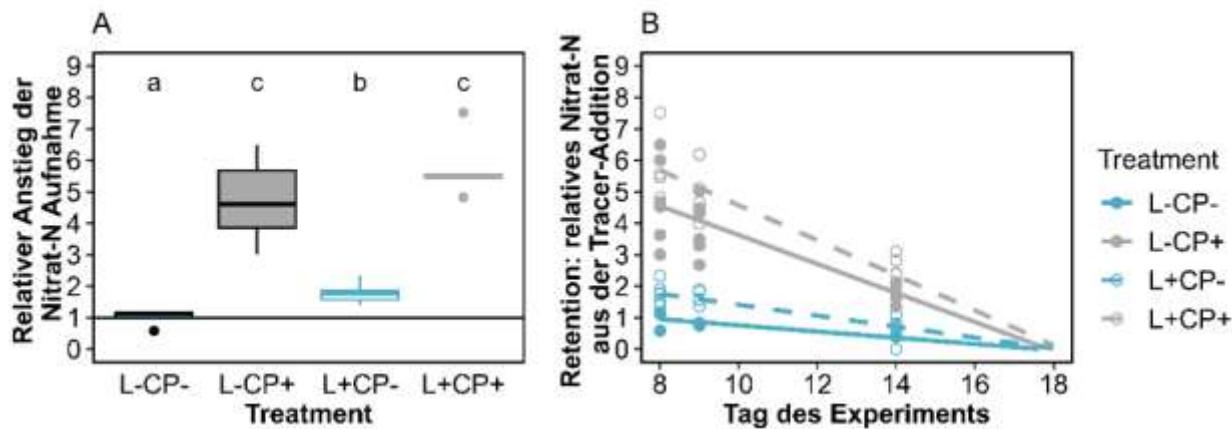


**Abb. 2:** Zeitlicher Ablauf des Experiments (links) und MOBICOS-Infrastruktur (rechts).

## Ergebnisse

In dem Experiment wurde die benthische Nitrataufnahme (Abbildung 3A) in erster Linie durch das Gleichgewicht des reaktiven DOC:N:P Verhältnisses bestimmt. Ein signifikanter Anstieg der Nitrataufnahme wurde beobachtet, wenn die DOC- und P-Limitierungen reduziert wurden, wobei die Aufnahmeraten um den Faktor 4,7 (L-CP+) und 5,7 (L+CP+) im Vergleich zu den Hintergrundbedingungen (L-CP-) anstiegen. Ein positiver Einfluss der Lichtverfügbarkeit wurde ebenfalls unter nährstofflimitierten Bedingungen (CP-) festgestellt, wobei eine 1,8-fach erhöhte Nitrataufnahme durch eine erhöhte Lichtverfügbarkeit (L+CP-) gemessen wurde.

**Abb. 3:** **Zunahme der benthischen Nitrataufnahme an Tag 8 (A) und Retention an Tag 8, 9 und 14 (B);** alle Werte sind relativ zur Hintergrundbehandlung mit geringer Lichtverfügbarkeit und umgebendem C:N:P-Verhältnis (L-CP-); Buchstaben in (A) stehen für signifikant unterschiedliche Gruppen, die mit einer paarweisen PERMANOVA ermittelt wurden.



Die Nitratretention wurde durch Messen des verbleibenden  $^{15}\text{N}$ -Signals im Biofilm 24 Stunden (Tag 9) und 6 Tage (Tag 14) nach der Tracerzugabe unter Verwendung eines kinetischen Modells erster Ordnung gemessen (Abbildung 3B). Die Nitratretention wurde veranschaulicht, indem die absolute Menge des zurückgehaltenen N im Verhältnis zu dem Hintergrund-Treatments (L-CP-) berechnet wurde, um den Rückgang des  $^{15}\text{N}$ -Signals in den verschiedenen Treatments zu zeigen. Dies ermöglichte einen klaren Vergleich, wie viel Nitrat im Laufe der Zeit in jedem Treatment zurückgehalten wurde. Die Ergebnisse zeigten einen signifikanten Effekt des reaktiven DOC:N:P Verhältnisses sowie eine Wechselwirkung zwischen dem Tag der Probenahme und dem reaktiven DOC:N:P Verhältnis. Das bedeutet, dass die Zugabe von bioverfügbarem DOC und P (und damit eine geringere DOC- und P-Limitierung bzw. ein geringerer N-Überschuss) den Achsenschnittpunkt, also die Aufnahme am Tag 8 als Ausgangswert, erhöhte. Ein negativer Koeffizient für die Wechselwirkung zwischen reaktivem DOC:N:P Verhältnis und dem Tag der Probenahme deutete auf einen steileren Rückgang des  $^{15}\text{N}$ -Signals in Treatments mit weniger DOC- und P-Limitierung (CP+) hin.

Die Retentionszeit wurde berechnet, indem der Tag nach der Zugabe bestimmt wurde, an dem kein  $^{15}\text{N}$ -Signal aus der Tracerzugabe zu erwarten war. Dazu wurden die Parameter aus dem Modell (einschließlich der nicht signifikanten) verwendet. Diese Retentionszeiten lagen zwischen 9,4 und 11,5 Tagen, was den Schluss zulässt, dass sich die Retentionszeiten zwischen den Behandlungen nicht unterschieden.

## Diskussion

Die Studie bestätigte, dass die Nitrataufnahme in benthischen Biofilmen unter den experimentellen Bedingungen weitgehend durch das Gleichgewicht von reaktivem DOC:N:P Verhältnissen bestimmt wurde. Dabei konnten höhere Aufnahmeraten beobachtet werden, wenn DOC- und Phosphor-Limitierungen durch die Zugabe von Acetat und Phosphat reduziert sind. Die in der „macronutrient-access-hypothesis“ (Graeber et al. 2021) beschriebene Wirkung konnte nachgewiesen werden. Eine erhöhte Lichtverfügbarkeit hatte weniger Einfluss, da sie die Nitrataufnahme nur unter Bedingungen mit hoher DOC- und P-Limitierung erhöhte. Dabei ist zu beachten, dass auch für das L+ Treatment eher moderate Lichtbedingungen verwendet wurden, um die Umweltparameter nahe an den Bedingungen im Holtemme-Einzugsgebiet zu halten.

Trotz der höheren Nitrataufnahme durch die Zugabe von DOC und P erhöhte sich die Verweilzeit des Stickstoffs in den Biofilmen nicht. Dies lässt darauf schließen, dass der Stickstoff schnell wieder freigesetzt wurde, möglicherweise als gelöster organischer oder anorganischer Stickstoff. Die Ergebnisse zeigten, dass sowohl heterotrophe als auch autotrophe Organismen mehr Nitrat assimilieren können, wenn die Nährstoffverhältnisse ihrem optimalen Bedarf entsprechen. Die erwartete Wirkung von Licht war jedoch weniger ausgeprägt, was wahrscheinlich auf die geringe autotrophe Biomasse während der Tracerzugabe zurückzuführen ist.

Um den Stickstoffkreislauf besser zu verstehen, sollten zukünftige Forschungsarbeiten die verschiedenen Wege der Stickstofffreisetzung untersuchen und die unterschiedlichen Rollen von DOC und P bei der Aufnahme und Speicherung von Nitrat berücksichtigen.

Das Experiment zeigte, dass benthische Biofilme in Fließgewässern mit einem Überschuss an Nitrat im Vergleich zu P und DOC nicht ihr volles NitratAufnahmepotenzial erreichen können. Als die reaktiven DOC:N:P Verhältnisse an die mikrobiellen Bedürfnissen anpasst wurden, verbesserte sich die NitratAufnahme erheblich, was einen größeren Einfluss hatte als eine erhöhte Lichtverfügbarkeit. Dies deutet darauf hin, dass nicht nur die Lichtverfügbarkeit, sondern auch die Nährstoffverhältnisse eine wichtige Rolle bei der NitratAufnahme in Fließgewässern spielen und dass flussaufwärts gelegene Moore und Auen, die DOC liefern, eine entscheidende Rolle in diesem Prozess spielen können.

Allerdings führte eine höhere NitratAufnahme in diesem Experiment nicht zu einer längerfristigen Speicherung des Stickstoffes in Biofilmen. Während der Stickstoff möglicherweise nicht sofort in eine reaktive Form zurückkehrte, ist sein Verbleib unklar – ob er als anorganischer oder organischer Stickstoff, als Partikel oder denitrifiziert freigesetzt wird (Mulholland 1996). Künftige Studien sollten zusätzlich untersuchen, wie natürliche DOC-Quellen anstelle von Acetat die Aufnahme und Speicherung von Nitrat beeinflussen.

## Schlussfolgerungen

Die DOC-Konzentration in Fließgewässerökosystemen kann durch Landnutzungen wie Feuchtgebiete erhöht werden (Hansen et al. 2016), wodurch möglicherweise die Bedingungen für die NitratAufnahme (Hansen et al. 2018) und die (vorübergehende) Retention verbessert werden. Diese Ergebnisse verdeutlichen die Notwendigkeit, die Auswirkungen der Landnutzung auf den Nährstoffkreislauf in Fließgewässern weiter zu untersuchen. Darüber hinaus sollen die Ergebnisse weitere Arbeiten zur stöchiometrischen Wiederherstellung und zum Potenzial zur Verringerung hoher Nitratkonzentrationen sowie zur Bekämpfung der Eutrophierung in Fließgewässern anregen.

## Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Helmholtz International Research School TRACER durchgeführt. Die Autoren danken dem UFZ-Wasseranalytiklabor (GEWANA), v. a. Andrea Hoff, Kerstin Lerche und Ina Siebert für die hervorragende technische Unterstützung. Darüber hinaus danken die Autoren Ines Locker, Julia Pasqualini und Mario Brauns für ihre methodische Unterstützung bei der Stabilisotopenanalyse. Die Autoren möchten auch Frederik Lemke, Kristin Böning, Anne Ballmann, Florian Zander, Stephan Willige und Ute Link für ihre unschätzbare Hilfe beim Experiment und Ulrike Schlägel für ihre statistische Unterstützung danken. Zuletzt möchten die Autoren Michele Meyer für die Unterstützung bei der Erstellung dieses Beitrags danken.

## Literatur

- Bechtold HA, Marcarelli AM, Baxter CV, Inouye RS (2012) Effects of N, P, and organic carbon on stream biofilm nutrient limitation and uptake in a semi-arid watershed. *Limnol Oceanogr* 57:1544–1554. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.5.1544>
- Dodds WK, Martí E, Tank JL, et al (2004) Carbon and nitrogen stoichiometry and nitrogen cycling rates in streams. *Oecologia* 140:458–467. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1599-y>
- Fink P, Norf H, Anlanger C, et al (2020) Streamside mobile mesocosms (MOBICOS): A new modular research infrastructure for hydro-ecological process studies across catchment-scale gradients. *Int Rev Hydrobiol* 105:63–73. <https://doi.org/10.1002/iroh.201902009>
- Godwin CM, Cotner JB (2018) What intrinsic and extrinsic factors explain the stoichiometric diversity of aquatic heterotrophic bacteria? *ISME J* 12:598–609. <https://doi.org/10.1038/ismej.2017.195>
- Graeber D, Tenzin Y, Stutter M, et al (2021) Bioavailable DOC: reactive nutrient ratios control heterotrophic nutrient assimilation—An experimental proof of the macronutrient-access hypothesis. *Biogeochemistry* 155:1–20. <https://doi.org/10.1007/s10533-021-00809-4>
- Hansen AT, Dolph CL, Finlay JC (2016) Do wetlands enhance downstream denitrification in agricultural landscapes? *Ecosphere* 7:e01516. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1516>
- Hansen AT, Dolph CL, Foufoula-Georgiou E, Finlay JC (2018) Contribution of wetlands to nitrate removal at the watershed scale. *Nat Geosci* 11:127–132. <https://doi.org/10.1038/s41561-017-0056-6>
- Mulholland P (1996) Role in nutrient cycling in streams. In: *Algal ecology*. Academic Press, pp 609–639
- Mulholland PJ, Steinman AD, Palumbo AV, et al (1991) Role of Nutrient Cycling and Herbivory in Regulating Periphyton Communities in Laboratory Streams. *Ecology* 72:966–982. <https://doi.org/10.2307/1940597>
- Newbold JD, O'Neill RV, Elwood JW, Van Winkle W (1982) Nutrient Spiralling in Streams: Implications for Nutrient Limitation and Invertebrate Activity. *Am Nat* 120:628–652. <https://doi.org/10.1086/284017>
- Oviedo-Vargas D, Royer TV, Johnson LT (2013) Dissolved organic carbon manipulation reveals coupled cycling of carbon, nitrogen, and phosphorus in a nitrogen-rich stream. *Limnol Oceanogr* 58:1196–1206. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.4.1196>
- Pasqualini J, Graeber D, Bartusch A, et al (2024) Disentangling effects of multiple agricultural stressors on benthic and hyporheic nitrate uptake. *Biogeochemistry*. <https://doi.org/10.1007/s10533-024-01130-6>
- Reisinger AJ, Doody TR, Groffman PM, et al (2019) Seeing the light: urban stream restoration affects stream metabolism and nitrate uptake via changes in canopy cover. *Ecol Appl* 29:e01941. <https://doi.org/10.1002/eap.1941>
- Rodríguez-Cardona B, Wymore AS, McDowell WH (2016) DOC:NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ratios and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> uptake in forested headwater streams. *J Geophys Res Biogeosciences* 121:205–217. <https://doi.org/10.1002/2015JG003146>
- Rodríguez-Cardona BM, Wymore AS, McDowell WH (2021) Nitrate uptake enhanced by availability of dissolved organic matter in tropical montane streams. *Freshw Sci* 40:65–76. <https://doi.org/10.1086/713070>
- Wachholz A, Dehaspe J, Ebeling P, et al (2023) Stoichiometry on the edge—humans induce strong imbalances of reactive C:N:P ratios in streams. *Environ Res Lett* 18:044016. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acc3b1>
- Wymore AS, Coble AA, Rodríguez-Cardona B, McDowell WH (2016) Nitrate uptake across biomes and the influence of elemental stoichiometry: A new look at LINX II. *Glob Biogeochem Cycles* 30:1183–1191. <https://doi.org/10.1002/2016GB>

# Decomposition and Colonization of Leaf Litter in the Oder River Following the Disastrous Algal Bloom in 2022 with Notes on Improving Fungal Spore Identification and Counts by Automated Imaging and Machine Learning

Nora König<sup>1,2 \*</sup>, Svenja Balzer<sup>1,2 \*</sup>, Gwendoline M. David<sup>1,3</sup>, Annette Rudolph<sup>4</sup>, Mark O. Gessner<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Department of Plankton and Microbial Ecology, Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Stechlin, Germany

<sup>2</sup> Department of Ecology, Berlin Institute of Technology (TU Berlin), Berlin, Germany

<sup>3</sup> Université de Strasbourg, CNRS, ENGEES, UMR 7362, 67000 Strasbourg, France

<sup>4</sup> Department of Planning Building Environment, Berlin Institute of Technology (TU Berlin), Berlin, Germany

\* These authors contributed equally to this work

**Keywords:** aquatic hyphomycetes, decomposition, invertebrates, leaf litter, machine learning, Oder River disaster, *Prymnesium parvum*

## Introduction

Streams and rivers are exposed to a large number of anthropogenic stressors that impair aquatic communities and ecosystem functions (Omerod et al., 2010). This includes pollution directly impacting ecosystems but also inputs by contaminants that can trigger harmful algal blooms. The potential impacts of such blooms are varied. Massive fish kills have been described (Feng et al., 2024), and other organisms and processes can be affected as well. Two important groups of organisms in streams and rivers are benthic macroinvertebrates and fungi known as aquatic hyphomycetes. Both are key players in leaf-litter decomposition, which is a fundamental process of river ecosystem functioning (Marks 2019) with potential to assess impacts of environmental stressors (Gessner and Chauvet 2002).

A remarkable trait of aquatic hyphomycetes is their capacity to sporulate under water. Their characteristic spore shapes facilitate the reliable identification of many species and also enable quantitative estimates of sporulation activity (Gessner, 1999). However, spore identification and quantification are laborious and require expert knowledge, which currently limits the application of aquatic hyphomycete sporulation activity and community composition as metrics in river bioassessment. The use of image analysis could overcome these limitations, especially when images analyses are automated by machine learning (e.g. Luo et al., 2018). Classification algorithms such as decision trees or Convolutional Neural Networks (CNN) allow sorting particles based either on particle properties or directly on images (Raschka & Mirjalili, 2017). Imaging cytometry is an efficient way to obtain the large number of images required for machine learning. One promising instrument developed for that purpose is the FlowCam™, which generates particle images and a range of particle properties; it is also easy to use (Hildebrand et al. 2016) and has been successfully applied to zoo- and phytoplankton analyses (Frost et al., 2023).

In summer 2022, saltwater discharge combined with low-flow and high water temperatures led to a disastrous bloom of the haptophyte *Prymnesium parvum* in the Oder River. As a result, the fish community suffered from mass mortality amounting to about 1000 tons of dead fish along a river stretch of 200 km (Starck and Wolter, 2024). The aim of the present study was to gain insight into whether this catastrophic incidence had implications beyond fish mortality, notably on leaf-litter decomposition and the aquatic hyphomycete and macroinvertebrates associated with the decomposing leaves. To do so, we performed a field experiment in the autumn and winter of 2022/23 and 2023/24 along 200 km on the German shore of the Oder River. We examined structural (e.g. community composition) and functional (e. g. decomposition rate) responses to evaluate impacts of the *Prymnesium* bloom and potential recovery from the impairments. In addition, we explored the potential of aquatic hyphomycete spore counts and identification by image analysis and machine learning for future use of aquatic hyphomycete communities in bioassessment.

## Methods

To determine rates of leaf-litter decomposition and colonization by fungi and macroinvertebrates, we collected freshly fallen leaves of black alder (*Alnus glutinosa*) in October 2022 and 2023. The leaves were air-dried, weighed in packs of  $4.00 \pm 0.1$  g, remoistened until they were pliant, and placed in coarse-mesh litter bags (10 mm mesh size). In November 2022 and 2023 (henceforth referred to as year 1 and 2), six replicate litter bags were secured at each of five sites extending ~200 km along the German shore of the Oder River (Fig. 1).

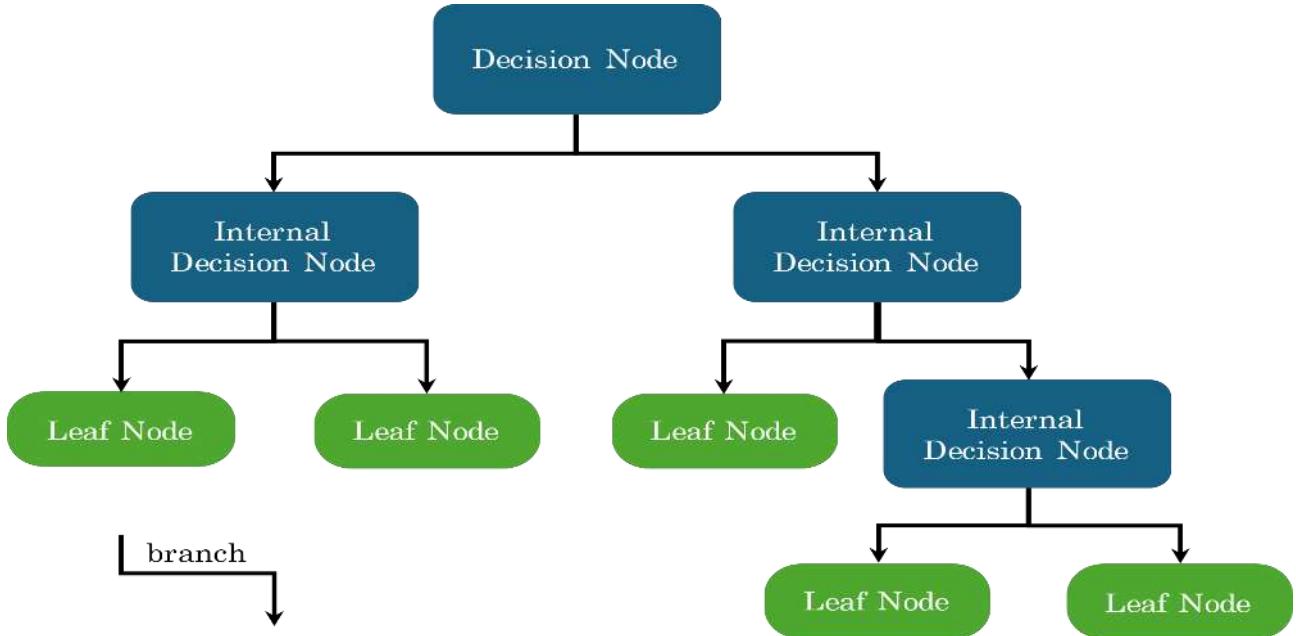
The litter bags were retrieved 3 to 4 months after exposure and processed directly upon return to the laboratory. The recovery rate of the bags was 83% in year 1 and 100% in year 2. The collected leaves were individually cleaned from sand, debris and attached macroinvertebrates, which were stored in 80% ethanol. The remaining leaf material was frozen, later freeze-dried and weighed to calculate decay rates based on degree-days using an exponential decay model (Gessner and Peters, 2020). Fungal biomass was assessed by determining ergosterol concentrations (Gessner, 2020). The macroinvertebrates were identified to family level, counted and assigned to functional feeding groups (Schmidt-Kloiber and Hering, 2015). To test for differences in decay rate, fungal biomass, macroinvertebrate abundance among sites and between collection years, we performed two-way ANOVAs. Variation in macroinvertebrate community composition was assessed using NMDS.

To determine the potential of automated imaging and machine learning to identify and quantify spores of litter-decomposing fungi from running waters, we selected five strains of aquatic hyphomycetes to grow them on malt extract medium (0.1, 1 and 2%) on 2% agar plates. The five selected species were *Tetracladium marchalianum* (TEMA), *Neonectria lugdunensis* (NELU), *Lunulospora curvula* (LUCU), *Amniculicola longissima* (ANLO), *Tricladium splendens* (TRSP) and *Anguillospora crassa* (ANCR). To induce sporulation, agar plugs were cut from the cultures and submerged in Petri dishes filled with deionized water and placed on a shaker for 24 h at 16 °C. The resulting spore suspensions were preserved in 2% formalin and passed through a 100-µm screen before analysis on a FlowCam 8000 Series Dynamic Imaging Particle Analyzer (Yokogawa Fluid Imaging Technologies, Inc, Scarborough, ME, USA).

The resulting dataset included captured images of individual particles and a large number of properties (features) determined by the FlowCam software by default for each of the particles (VisualSpreadsheet 5 user guide). Besides fungal spores, the data contained images of debris such as agar pieces, hyphal fragments, and fibres. Images that were blurred or showed multiple spores were manually removed from the dataset. Every spore observation was manually assigned a label

corresponding to the respective aquatic hyphomycete species. All particles not identified as an aquatic hyphomycete spore were assigned to a class called “debris.”

We implemented a decision-tree model to classify the images of the particles. The dataset was split into a training and a test dataset, representing, respectively, 70% and 30% of the total dataset. To avoid biases, we balanced the training dataset such that each class contained equal numbers of particles. The decision-tree model iteratively divided the dataset into groups based on property values of the particles (Fig. 1). The results are presented in a tree-like structure, where internal nodes represent the decisions, branches are possible outcomes of the decisions and leaf nodes are the observations (i.e. images assigned to a given class) assigned to one of seven classes (i.e. each of the six aquatic hyphomycete species and debris).



**Figure 2:** Schematic of a decision tree used to classify aquatic hyphomycete spores and particles in spore suspensions.

To improve model performance and reduce computational cost, only 7 or 9 of the most important features were selected for model training, and ranked by permutation feature importance, i.e. by randomly rearranging the features (shuffling) in the dataset. A significant drop in model performance after shuffling indicates that a given feature is important for the model's predictions. Model performance was tested with an increasing number of the most important features, and the model was chosen that had the lowest number of features. This strategy ensured high performance while avoiding overfitting, which occurs when a model learns to perfectly predict the training data but poorly classifies particles not previously encountered. The predictive performance of a classification model was evaluated by using four criteria: accuracy, precision, recall and the F1-score (Raschka & Mirjalili, 2017). These metrics were calculated based on true and false positives (i.e. correctly classified particles) and predictions of negatives made by the model. Each metric was calculated for each of the classes and the average was used to describe the overall model performance (Raschka & Mirjalili, 2017). The macro average (was calculated by dividing the sum of the scores for the individual classes by the number of classes):

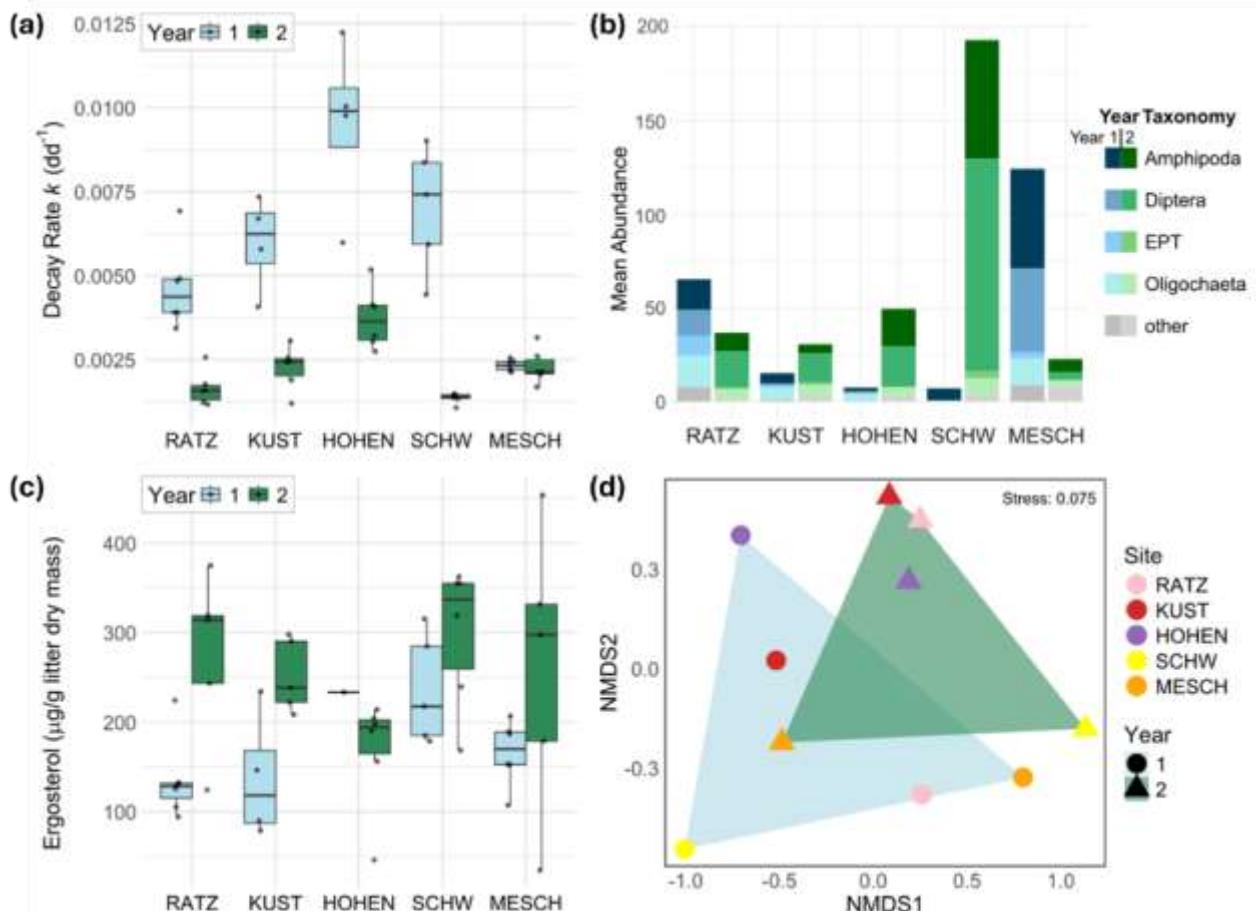
$$\text{macro average} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \text{class}_i \quad (\text{Eq. 1})$$

## Results and Discussion

### Litter decomposition and colonization

Leaf-litter decay rates were significantly lower in year 2 than in year 1 ( $p < 10^{-16}$ ), and rates at one site (Hohenwutzen) were significantly higher than those at all other sites ( $p \leq 0.007$ ; Fig. 2a). However, there was also a highly significant interaction between site and year ( $p = 10^{-13}$ ). Despite the slower leaf-litter decomposition, fungal biomass in the decomposing leaves was consistently higher in the second year ( $p = 0.02$ ; Fig. 2b). No spatial patterns or a spatio-temporal interaction were detected in this case.

Amphipoda and Diptera were the predominant macroinvertebrate taxa (Fig. 2c). There was no clear spatial ( $p = 0.22$ ) or temporal pattern ( $p = 0.055$ ) but a strong interaction between year and site ( $p = 10^{-7}$ ), largely reflecting the highest and lowest total abundances at Mescherin in year 1 and 2, respectively, and the opposite pattern for Schwedt. Although detected at all sites, Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT taxa) had invariably low abundances. Visual inspection suggested no clear grouping of communities at different locations. The composition of macroinvertebrate communities at the family level differed between years (Fig. 2d), except for one site (Mescherin), where the community in year 2 resembled those in year 1 at the other sites.



**Figure 3:** Spatial and temporal pattern of (a) litter decay rates based on degree days, (b) macroinvertebrate abundances, (c) fungal biomass assessed as ergosterol concentration, and (d) macroinvertebrate community structure analysed by NMDS.

Our main hypothesis was that the *P. parvum* bloom in the Oder River in the summer of 2022 had a similarly dramatic impact on ecosystem functioning (here leaf-litter decomposition) as on the fish community. In particular, we expected higher fungal biomass, greater macroinvertebrate abundances and faster decomposition in year 2, when more time had elapsed for communities to recover from potential impairments caused by the toxic algal bloom. Fungal biomass was indeed higher at most sites in year 2, implying that fungal communities might have been on a recovery trajectory. However, this pattern for fungal biomass was not consistent across the five sites and opposite to our data on decomposition rates. These results currently preclude firm conclusions about the recovery of ecosystem functioning in the Oder River, especially in the absence of reference data from years prior to the catastrophic incidence.

Similarly, the large variation we observed in the abundance and community structure of litter-associated macroinvertebrate communities, characterized by large differences among sites, between years, and a strong interaction between both, indicates that unknown local environmental factors were more important in driving the patterns observed for macroinvertebrates than the mass development of toxic *P. parvum* in the summer of 2022.

#### ***Improving fungal decomposer assessments by image analyses and machine learning***

The training set comprising balanced data on aquatic hyphomycete spores contained 8,663 and the test dataset 40,738 observations. The model achieved an overall accuracy of 94% and an F1-score of 0.73 (macro average). The predicted precision was high for the two dominant classes, lower for the smaller classes, ranging from 0.34 for ANLO to 0.71 for TRSP (Table 1).

**Table 2:** **Balanced dataset after resampling, presenting the predicted number of observations in the training and test dataset, as well as precision, recall and F1-score (performance scores).**

<b>Class</b>	<b>Training set</b>	<b>Test set</b>	<b>Precision</b>	<b>Recall</b>	<b>F1-score</b>
LUCU	1285	1104	0.80	0.98	0.88
NELU	1343	575	0.55	0.97	0.70
TEMA	1285	551	0.64	0.96	0.77
ANCR	1128	484	0.35	0.87	0.50
TRSP	1052	451	0.71	0.92	0.80
ANLO	1285	299	0.34	0.98	0.50
<b>Sum of spores</b>	<b>7219</b>	<b>3664</b>			
Debris	1285	37275	1.00	0.93	0.97
<b>Accuracy</b>					0.94
<b>Macro average</b>			0.63	0.94	0.73
<b>Weighted average</b>			0.97	0.94	0.95

Recall was high for all classes, ranging from 0.87 for ANCR to 0.98 for ANLO and LUCU. Although ANLO was almost never misclassified (i.e. recall = 0.98), debris was often classified as ANLO, which is why precision for this species was exceptionally low (0.34). ANCR was most frequently misclassified, the incorrect predictions being evenly distributed across all other classes. In contrast,

assignments to LUCU, NELU, TEMA and TRSP were rarely incorrect (Table 2). Incorrectly classified debris observations represented a small fraction of all debris observations (~7%), but given their large total number, the absolute number of misidentifications was still high (2424).

Machine learning has been used to classify images of spores from fungi other than aquatic hyphomycetes (e.g. Zhou et al. 2019) as well as images of plankton (Blaschko et al. 2005) and a range of other organisms. The classification performance achieved in the present study, although based on a simple model, is similar to those of models used to detect other fungi, including species harmful to humans that have been examined to aid in disease prevention and medical diagnoses (Zieliński et al., 2020). This comparison and the absolute performance level of our models suggests potential of the approach to identify and quantify fungi also in environmental settings, particularly aquatic hyphomycetes that grow and sporulate on decomposing leaves in streams.

Decision trees are relatively simple models that are straightforward to interpret (Raschka & Mirjalili, 2017). However, a weakness is their sensitivity to imbalanced class sizes, leading to poor predictions of less frequent observations. Resampling the training dataset improved the prediction performance for these classes. Downsizing the very diverse debris class limited the learning ability of our model, since the number of observations was too small to capture all characteristics of this class. This limitation was the likely reason why observations of debris were misclassified.

**Table 3:** Confusion matrix showing proportions of true labels assigned to predicted labels.

True label	<b>ANCR</b>	0.87	0.02	0.02	0.02	0.03	0.01	0.02
	<b>ANLO</b>	0.01	<b>0.98</b>	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
	<b>DEBRIS</b>	0.02	0.01	<b>0.93</b>	0.01	0.01	0.01	0.00
	<b>LUCU</b>	0.00	0.00	0.01	<b>0.98</b>	0.00	0.01	0.00
	<b>NELU</b>	0.00	0.00	0.01	0.01	<b>0.97</b>	0.02	0.00
	<b>TEMA</b>	0.00	0.00	0.02	0.01	0.00	<b>0.96</b>	0.00
	<b>TRSP</b>	0.04	0.01	0.02	0.00	0.00	0.00	<b>0.92</b>
		<b>ANCR</b>	<b>ANLO</b>	<b>DEBRIS</b>	<b>LUCU</b>	<b>NELU</b>	<b>TEMA</b>	<b>TRSP</b>
Predicted label								

Our semi-automated approach enhances efficiency compared to the traditional method of identifying and counting aquatic hyphomycete spores under a microscope. However, some manual preprocessing of the images, such as excluding blurred images and images containing multiple spores, proved necessary to make the method sufficiently robust. In the future, models should be trained and tested with more data to be able to obtain balanced models based on a sufficient number of debris observations. Moreover, a more complex model using both images and particle properties is likely to enhance model performance and thus accurate predictions. Finally, more than the six species included in the present study need to be considered, because natural communities of aquatic hyphomycetes in streams typically comprise a greater number of taxa (Bärlocher 1992).

## Summary and Conclusions

Our field experiment showed that both fungi and macroinvertebrates colonized leaf litter in the autumn and winter of 2022, shortly after a toxic bloom by the haptophyte *Prymnesium parvum* led to a massive fish kill in the Oder River. Although differences in decomposition rates were detected among sites, neither an upstream-downstream gradient nor any other spatial pattern was apparent. Interannual differences in leaf-litter decomposition were opposite to expectations, with significantly lower decay rates in the second year at all sites but one. These finding suggests that the impairment of leaf-litter colonization and decomposition by the toxic bloom was much less dramatic than the immediate impact on the fish community.

Application of artificial intelligence to image analysis of aquatic hyphomycete spores will help getting information on fungal communities colonizing leaf-litter in running waters, suggesting that the approach holds promise to employ FlowCam technology combined with machine learning to classify aquatic hyphomycete spores much more efficiently than is possible at present. This would enable future automated community analyses of aquatic hyphomycetes colonizing and reproducing on decomposing leaf litter and add a potentially powerful metric to assessing impacts of environmental or anthropogenic stressors on the structure and functioning of running waters.

## Acknowledgments

We thank Manuela Abelho, Monika Degebrodt, Elanor Eberlein and Xavier-François Garcia for field and laboratory assistance, Isabel Fernandes for providing aquatic hyphomycete cultures, and Stella Berger for enabling FlowCam imaging. This work was partly supported by the Oder~So project funded by the German Federal Ministry for Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMUV; project no. 3523570100) and administered by the German Federal Agency of Nature Conservation (BfN). Additional support was received through the Collaborative Research Centre ‘Multilevel Response to Stressor Increase and Decrease in Stream Ecosystems’ (RESIST, CRC 1439/1, project number: 426547801) funded by the German Research Foundation (DFG).

## References

- Bärlocher F (1992) Community organization. In: F. Bärlocher (Ed.) *The ecology of aquatic hyphomycetes*, Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 38–76.
- Blaschko, M.B., Holness, G., Mattar, M.A., Lisin, D., Utgoff, P.E., Hanson, A.R., Schultz, H., & Riseman, E.M. (2005). Automatic *in situ* identification of plankton. Proceedings of the 7th IEEE Workshops on Application of Computer Vision (WACV/MOTION'05), vol. 1, pp. 79–86.
- Feng, L., Wang, Y., Hou, X., Qin, B., Kuster, T., Qu, F., Chen, N., Paerl, H.W., & Zheng, C. (2024). Harmful algal blooms in inland waters. *Nature Reviews Earth and Environment* 5, 631–644.
- Frost, P.C., Pearce, N.J., Berger, S.A., Gessner, M.O., Makower, A.K., Marzett, V., Nejstgaard, J.C., Pralle, A., Schälicke, S., Wacker, A., Wagner, N., & Xenopoulos, M.A. (2023). Interactive effects of nitrogen and phosphorus on growth and stoichiometry of lake phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 68, 1172–1184.
- Gessner, M.O. (1999). Aquatische Hyphomyceten. In: von Tümpeling, W., Friedrich, G. (Eds.) *Methoden der biologischen Wasseruntersuchung, Band 2, Biologische Gewässeruntersuchung*, Gustav Fischer Verlag, Jena, Germany, pp. 185–198.
- Gessner, M.O., & Chauvet, E. (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications* 12, 498–510.
- Gessner, M.O. (2020). Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: Bärlocher, F., Gessner, M.O., Graça, M.A.S. (Eds.), *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer, Cham, Switzerland, pp. 247–255.

- Gessner, M.O., & Peeters, F. (2020). Determining temperature-normalized decomposition rates. In: Bärlocher, F., Gessner, M.O., Graça, M.A.S. (Eds.), *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer, Cham, Switzerland, pp. 553-560.
- Hildebrand, M., Davis, A., Abbriano, R., Pugsley, H.R., Traller, J.C., Smith, S.R., Shrestha, R.P., Cook, O., Sanchez-Alvarez, E.L., Manandhar-Shrestha, K., & Alderete, B. (2016). Applications of imaging flow cytometry for microalgae. *Methods in Molecular Biology* 1389, 47-67.
- Luo, J.Y., Irisson, J.O., Graham, B., Guigand, C., Sarafraz, A., Mader, C., & Cowen, R.K. (2018). Automated plankton image analysis using convolutional neural networks. *Limnology and Oceanography: Methods* 16, 814-827.
- Marks, J.C. (2019) Revisiting the fates of dead leaves that fall into streams. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 50, 547-568.
- Ormerod, S.J., Dobson, M., Hildrew, A.G., & Townsend, C.R. (2010). Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 55, 1-4.
- Raschka, S., & Mirjalili, V. (2017). Python machine learning: Machine learning and deep learning with Python, scikit-learn, and TensorFlow 2. Packt Publishing Ltd., Birmingham, UK.
- Schmidt-Kloiber, A., & Hering, D. (2015). www. freshwaterecology.info – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators* 53, 271-282.
- Starck, S., & Wolter, C. (2024). Resilience approach for assessing fish recovery after compound climate change effects on algal blooms. *Sustainability* 16, 5932.
- Zhou, Y, Feng Y, Zhang H (2019). Human fungal infection image classification based on convolutional neural network. In: Wang, Y., Huang, Q., Peng, Y. (Eds), *Image and Graphics Technologies and Applications. Proceedings of the 14th Chinese Conference on Image and Graphics Technologies and Applications (IGTA 2019)*. Communications in Computer and Information Science, vol. 1043. Springer, Singapore, pp. 1-12.
- Zieliński, B., Sroka-Oleksiak, A., Rymarczyk, D., Piekarczyk, A., & Brzychczy-Włoch, M. (2020). Deep learning approach to describe and classify fungi microscopic images. *PLoS ONE* 15, e0234806.



# VORTRÄGE

# Untersuchung der Bildung des Sauerstoffminimums in der Unterems unter Betrachtung der Schwebstoffkonzentrationen

Tea Behrends<sup>1</sup>, Christine Borgsmüller<sup>2</sup>, Andreas Schöl<sup>2</sup>, Oliver Wurl<sup>3</sup>, Dennis Oberrech<sup>1</sup>, Andreas Wurpts<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Forschungsstelle Küste – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Jahnstraße 1, D-26506 Norden+Tea.Behrends@nlwkn.niedersachsen.de,

<sup>2</sup> Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, D-56068

**Keywords:** Ems Ästuar, Sauerstoffminimumzone, Fluid Mud, sedimentinduzierte Schichtung, Sauerstoffzehrung

## Einleitung

Ästuare gehören zu den empfindlichsten und zugleich produktivsten Ökosystemen der Welt (Elliott & Whitfield, 2011). Sie bieten zahlreiche Ökosystemdienstleistungen wie Fischfang, Kultivierung von Muschelbeständen, Transport von Gütern, Entsorgung von Abwässern und andere Aktivitäten für den Menschen (Costanza et al. 1997). Hierbei kann das Ökosystem die Akkumulation der anthropogenen Belastungen oftmals nicht mehr gewährleisten (Wolanski & Elliott, 2015). Häufige Konsequenz daraus ist eine Sauerstoffunversorgung bzw. Hypoxie, was groß- oder auch kleinräumige Sauerstoffminimumzonen entstehen lässt (Rabalais et al., 2010; Diaz, 2001).

Sauerstoffminimumzonen treten u.a. als natürliches Phänomen in stark geschichteten Ästuaren (salt wedge estuary) im unteren Teil der Wassersäule, wie beispielweise im Changjiang Ästuar (Wei et al., 2007; Li et al., 2011) oder Pamlico Ästuar (Standley & Nixon, 1992) auf. Infolge der Schichtungsintensität und damit reduzierter vertikaler Durchmischung wird der Sauerstoffabbau gefördert (Wei et al., 2007; Li et al., 2011; Zhang et al., 2017; Sun et al., 2024). Weitere Faktoren sind die Verweilzeit in der unteren entkoppelten Wassersäule (Rabouille et al., 2008) oder die Abhängigkeit zur Wassertemperatur (Chen et al., 2007). Neben der Ausbildung von salzinduzierten geschichteten Systemen kann es infolge anthropogener Eingriffe (z. B. Begradiungen und Vertiefungen) zu hohen Ansammlungen von Schwebstoffen ( $>40 \text{ g/l}$ ) in der Trübungszone kommen (Talke & de Swart, 2006). In extremer Form bildet sich Flüssigschllick in der Wassersäule was eine starke sedimentinduzierten Schichtung zur Folge hat. Diese sogenannte Flüssigschllickschicht kann nach Becker et al. (2018) eine höhere Schichtungsintensität ausbilden, als stark salzinduzierte geschichtete Ästuare. Der Effekt der schwebstoffinduzierten Dichteschichtung auf die Sauerstoffzehrung ist bislang noch wenig erforscht und Gegenstand aktueller Untersuchungen.

## Material und Methoden

In der hier vorliegenden Studie ist im Emsästuar bei einer hohen Ansammlung von Schwebstoffkonzentrationen mit phasenweiser massiver Bildung von Flüssigschllick in den Sommermonaten eine starke Sauerstoffzehrung beobachtet worden. Diese führt zu einer mehrere Monate andauernden

Sauerstoffminimumzone mit teils hypoxischen Zuständen über eine Strecke von 20 km im oberen Teil des Ästuars.

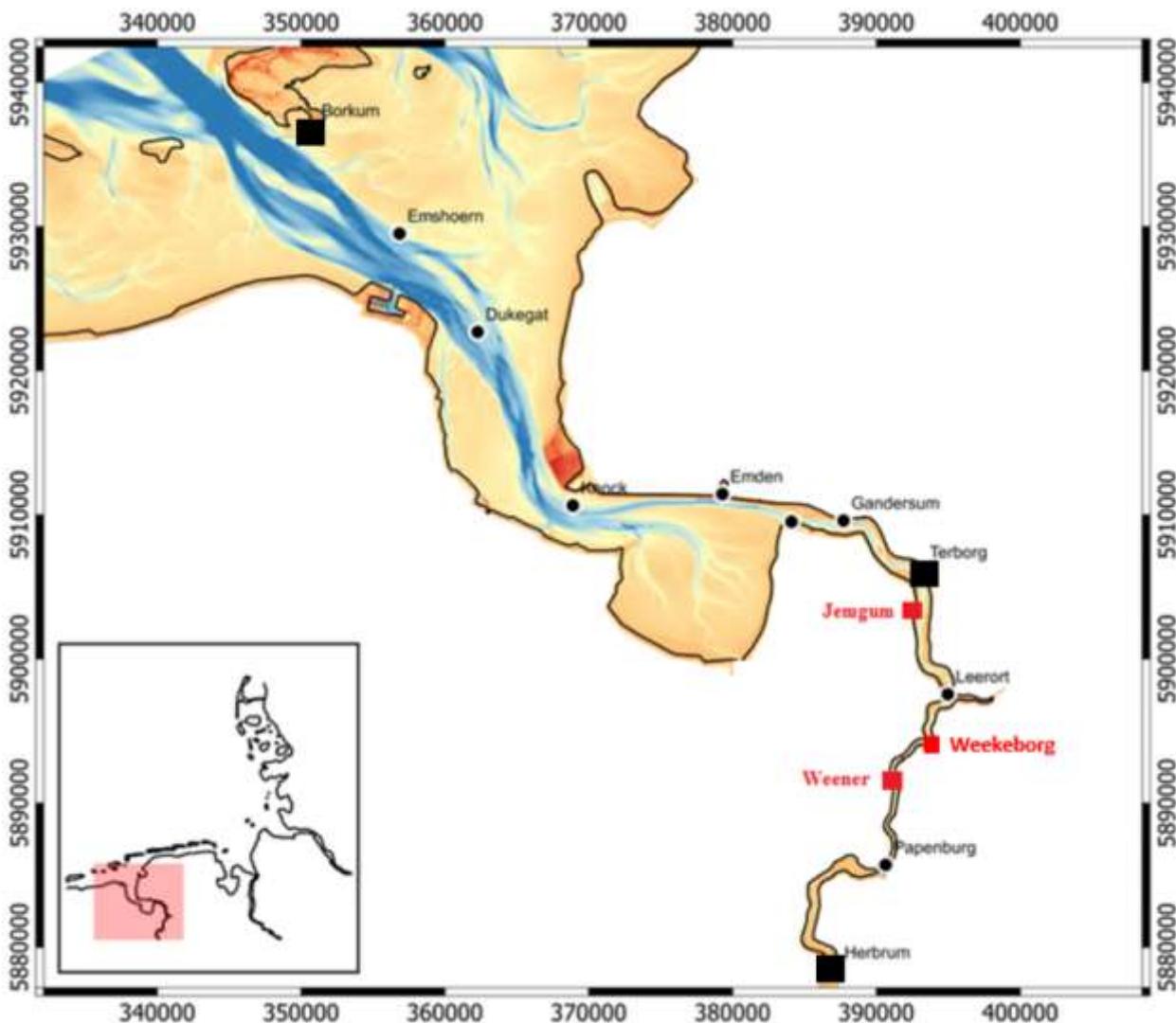
### ***Untersuchungsgebiet***

Das Emsästuar ist ein teildurchmisches Ästuar und erstreckt sich seewärts von der ostfriesischen Insel Borkum bis zum landseits gelegenen Tidewehr in Herbrum (siehe Abb. 1). Im oberen Teil des Ästuars, der Unterems, bildet sich bei niedrigen Oberwassermengen eine Flüssigschlickstrecke von Terborg bis zum Tidewehr in Herbrum aus (Oberrecht et al., 2016). Die über den Großteil der Gezeit deutlich ausgeprägte sedimentinduzierte Schichtung führt zu einer vollständigen Entkopplung der Wassersäule mit einem frei fließenden oberflächennahen Bereich und einer auf ungefähr von der Sohle an bis zur Hälfte der Wassertiefe beschränkte hochkonzentrierte Flüssigschlickschicht. Letztere zeigt Schwebstoffkonzentrationen von 10 – 300 g/l. Durch die hohe (rheologische) Viskosität wird die horizontale Strömungsgeschwindigkeit und vertikale Turbulenzproduktion stark gedämpft (Oberrecht, 2021). Dadurch wird deutlich, dass sich im Flüssigschlick bei geschichteten Zuständen die Aufenthaltszeiten erhöhen und zusätzlich eine starke Sauerstoffzehrung entstehen kann, während in der oberen freifließenden Wassersäule der Sauerstofftransport vorrangig von der Tidedynamik beeinflusst wird.

### ***Messdatenerhebung***

Innerhalb der Flüssigschlickstrecke sind in einem Zeitraum mit niedrigen Oberwassermengen im Jahr 2014 an drei Standorten (Jemgum, Weener, Weekeborg, siehe Abb. 1) hochaufgelöste Insitu-Messungen durchgeführt worden. An den Standorten Jemgum und Weener wurden an fest installierten Gewässergütemessstellen (erhoben durch den NLWKN) auf einer Höhe von 1,5 m über der Gewässersohle Trübungsdaten erhoben. Die Erhebung der Daten erfolgte mit Hilfe einer Hach-Lange Infrarot Streulichtsonden. Die gemessenen Trübungsdaten werden mit laborermitteltem beprobter Schwebstoffkonzentrationen korreliert und in Schwebstoffkonzentrationen umgerechnet. Die Schwebstoffkonzentrationen wurden anschließend zur Ermittlung des Vorhandenseins einer Flüssigschlickschicht ( $SSC > 10 \text{ g/l}$ ) herangezogen. Außerdem sind an diesen Standorten die Wasserstandsmessungen zur Beschreibung der Gezeiten genutzt worden.

Zwischen den oben genannten Gewässergütestellen, ist zusätzlich bei Ems Km 11,75 am Standort Weekeborg an einer Bojenkonstruktion in 5 verschiedenen Tiefen (betrieben durch die BfG), die Strömungsgeschwindigkeit, der Wasserdruck, die Wassertemperatur, die Leitfähigkeit/Salinität und die Sauerstoffsättigung mittels Aanderaa Sonden und Minidots gemessen worden. Die Sauerstoffsättigung wurde mit Hilfe der Wassertemperatur und der Leitfähigkeit in eine Sauerstoffkonzentration [mg/l] umgerechnet (UNSECO-Formel nach Herfort & Kipfer (2004)). Anhand der Strömungsgeschwindigkeiten, dem Wasserdruck, der Wassertemperatur und der Salinität konnte der Zeitindex der geschichteten Zeiträume durch Berechnung der Richardson-Zahl herausgefiltert werden. Grundlage zur Beschreibung einer vorhandenen Flüssigschlick waren die Schwebstoffkonzentrationsmessungen der umliegenden Messstellen (Jemgum/Weener).

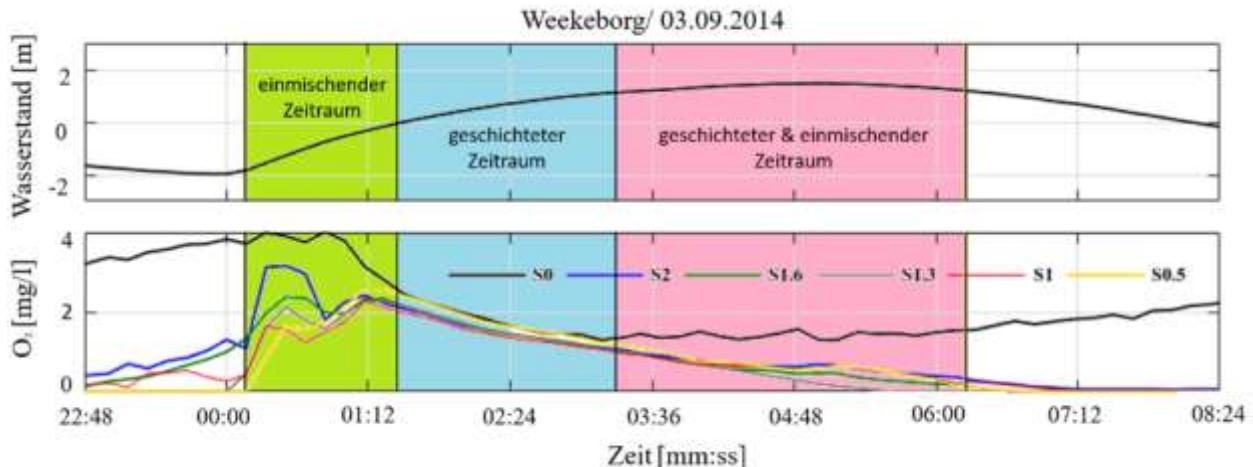


**Abbildung 1:** Darstellung des Untersuchungsgebietes

## Ergebnisse & Diskussion

Mit Hilfe dieser Auswertung und Analyse konnte bei der Sauerstoffkonzentration im Bereich der entkoppelten Wassersäule ein linearer Abfall beobachtet werden (siehe Abb.2). Diese Beobachtung zeigte sich im gesamten untersuchten Zeitraum von April bis Oktober 2014. In der weiteren Analyse stellte sich heraus, dass der Gradient/Neigung des linearen Abfalls der Sauerstoffkonzentrationen u.a. von der Wassertemperatur und der Schwebstoffkonzentration (organischer Anteil) abhängig ist. Durch diese Betrachtung konnte die Sauerstoffzehrung als Ausdruck des täglichen Sauerstoffbedarfs hergeleitet werden. Im Bereich von 11 bis 14 °C wurde eine tägliche Sauerstoffzehrungsrate von 0 bis 10 mg/l/d, mit nahezu linearem Anstieg, gemessen. Bei Wassertemperaturen > 14 °C eine exponentiell steigende Zehrung. Die maximalsten Zehrungsraten sind im Bereich von 20,5 bis 24,5 °C mit bis zu 24,5 mg/l/d berechnet. Unter Annahme der fluidmechanischen Eigenschaften in der untersuchten Schicht und mit den verbundenen, zeitweise hohen auftretenden Schwebstoffkonzentrationen von > 40 g/l ist ein hoher POC-Gehalt anzunehmen. Das hat zur Folge, dass mit zunehmender Wassertemperatur heterotrophe Mikroorganismen durch die Zersetzung der organischen Bestandteile Sauerstoff verbrauchen. Außerdem siedeln sich aufgrund geringer Strömungsgeschwindigkeiten und geringen Turbulenz mehr Bakterien auf den Schwebstoffpartikeln

an (Simon et al., 2005; Becker et al., 2018; Oberrecht, 2021), welches eine hohe Sauerstoffzehrung auslösen kann.



**Abbildung 2: Verlauf des Wasserstandes und der Sauerstoffkonzentration innerhalb einer Tide.**

Ansicht von oben nach unten: Wasserstand in [m] gemessen mittels Aanderaa Sonde und die Sauerstoffkonzentration [mg/l] in 5 Messtiefen gemessen mittels Minidots und Aanderaa Sonden. Ansicht der Messtiefen von links nach rechts: S0 (schwarz) beschreibt eine Aanderaa Sonde an der Wasseroberfläche mit Hilfe eines Bojen Systems, S2 (gelb) beschreibt eine Aanderaa Sonde konstant auf einer Höhe von 2m über der Gewässersohle, S1.6 (grün) beschreibt einen Minidot konstant auf einer Höhe von 1,6m über der Gewässersohle, S1.3 (grau) beschreibt einen Minidot konstant auf einer Höhe von 1,3m über der Gewässersohle, S1 (rot) beschreibt eine Aanderaa Sonde konstant auf einer Höhe von 1,0 m über der Gewässersohle und S0.5 (gelb) beschreibt einen Minidot konstant auf einer Höhe von 0,5 m über der Gewässersohle.

## Zusammenfassung

Es ist gelungen anhand der oben genannten Daten einen physikalischen Zusammenhang zwischen der Sauerstoffzehrung, der Wassertemperatur als auch den Schwebstoffkonzentrationen (organischem Anteil) herzustellen. Es wird deutlich, dass der Effekt der hohen Schwebstoffkonzentrationen in der unteren hochkonzentrierten Hälfte der geschichteten Wassersäule einen großen Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt hat. Ähnliches Verhalten konnte auch von Sun et al. (2024) im Pearl Ästuar beobachtet werden. Dies macht deutlich, dass gerade die Intensität der sedimentinduzierten Schichtung bei Bildung einer Flüssigschlickschicht eine enorme Auswirkung auf die Sauerstoffkonzentration infolge geringer Belüftung und hoher Aufenthaltszeiten hat. Dies führt im Emsästuar folglich zu den bereits dokumentierten hypoxischen Zuständen und der Ausbildung der Sauerstoffminimumzone bzw. hat dazu einen erheblichen Einfluss.

Die hier gewonnenen Ergebnisse können zu einem verbesserten Systemverständnis in der Ausbildung von anthropogen veränderten Ästuaren beitragen. Gerade im Hinblick auf die geltenden Richtlinien, wie der WRRL und dem darin verankerten Verschlechterungsverbot des ökologischen Zustandes ist die Analyse der komplexen-dreidimensionalen Sauerstoffdynamik im Zusammenhang mit der Schwebstoffdynamik und Morphologie von großer Bedeutung.

## Literatur

- Becker, M., Maushake, C., & Winter, C. (2018). Observations of mud-induced periodic stratification in a hyperturbid estuary. *Geophysical Research Letters*, 45(11), 5461-5469.
- Chen, C. C., Gong, G. C., & Shiah, F. K. (2007). Hypoxia in the East China Sea: one of the largest coastal low-oxygen areas in the world. *Marine Environmental Research*, 64(4), 399-408.
- Costanza, R., Cumberland, J. H., Daly, H., Goodland, R., & Norgaard, R. B. (1997). An introduction to ecological economics. Crc Press.
- Diaz, R. J. (2001). Overview of hypoxia around the world. *Journal of environmental quality*, 30(2), 275-281.
- Elliott, M., & Whitfield, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94(4), 306-314.
- Herfort, M., & Kipfer, K. (2004). Skript „Physik aquatischer Systeme“, Hydrosphäre, Physikalische Eigenschaften des Wassers, o.O.
- Li, X., Bianchi, T. S., Yang, Z., Osterman, L. E., Allison, M. A., DiMarco, S. F., & Yang, G. (2011). Historical trends of hypoxia in Changjiang River estuary: Applications of chemical biomarkers and microfossils. *Journal of Marine Systems*, 86(3-4), 57-68.
- Oberrecht, D., Franz, B., & Wurpts, A. (2016). Hydro-und morphodynamische Auswirkungen eines Tidesteuerungsbetriebes mit dem Emssperrwerk. NLWKN-Forschungsstelle Küste. Gutachten, 1-56.
- Oberrecht, D. (2021). Development of a numerical modeling approach for large-scale fluid mud flow in estuarine environments, Thesis, Hannover, Germany.
- Rabalaïs, N. N., Diaz, R. J., Levin, L. A., Turner, R. E., Gilbert, D., & Zhang, J. (2010). Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences*, 7(2), 585-619.
- Rabouille, C., Conley, D. J., Dai, M. H., Cai, W. J., Chen, C. T. A., Lansard, B., & McKee, B. (2008). Comparison of hypoxia among four river-dominated ocean margins: The Changjiang (Yang-tze), Mississippi, Pearl, and Rhône rivers. *Continental Shelf Research*, 28(12), 1527-1537.
- Simon, M., Lunau, M., Lemke, A. (2005). Trübe Aussichten. Bakterien und Schwebstoffe im Watt, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg (Hrsg.), EINBLICKE Nr.41, Frühjahr 2005
- Stanley, D. W., & Nixon, S. W. (1992). Stratification and bottom-water hypoxia in the Pamlico River estuary. *Estuaries*, 15, 270-281.
- Sun, J., Yu, L., Yang, X., Gan, J., Yin, H., & Li, J. (2024). Sediment oxygen uptake and hypoxia in coastal oceans, the Pearl River Estuary region. *Water Research*, 267, 122499.
- Talke, S. A., & de Swart, H. E. (2006). Hydrodynamics and morphology in the Ems/Dollard estuary: Review of models, measurements, scientific literature, and the effects of changing conditions.
- Wei, H., He, Y., Li, Q., Liu, Z., & Wang, H. (2007). Summer hypoxia adjacent to the Changjiang Estuary. *Journal of Marine Systems*, 67(3-4), 292-303.
- Wolanski, E., & Elliott, M. (2015). Estuarine ecohydrology: an introduction. Elsevier.
- Zhang, H., Zhao, L., Sun, Y., Wang, J., & Wei, H. (2017). Contribution of sediment oxygen demand to hypoxia development off the Changjiang Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 192, 149-157.

# Integrated Water Management: Linking The Danube River With The Black Sea

Jürg Bloesch<sup>1</sup>, Bernd Cyffka<sup>2</sup>, Thomas Hein<sup>3</sup>, Cristina Sandu<sup>4</sup>, Nike Sommerwerk<sup>5</sup>

1 Emeritus Eawag-ETH Zürich and Honorary Member of IAD (juerg.bloesch@emeriti.eawag.ch)

2 Catholic University of Eichstätt-Ingolstadt and Floodplain Institute Neuburg/Danube

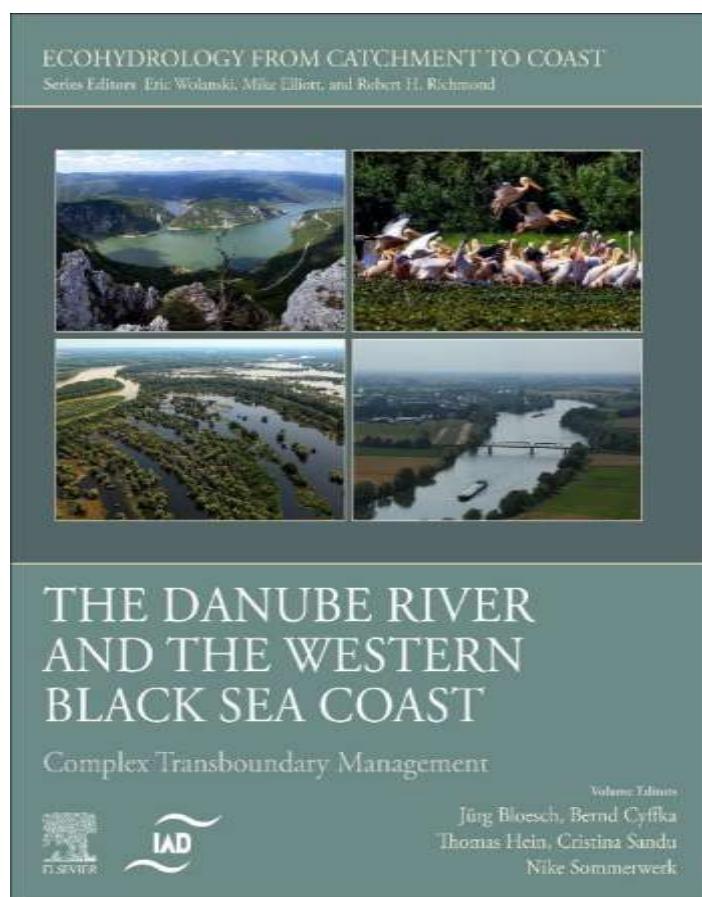
3 Christian Doppler Laboratory for MERI, BOKU University, Vienna, and WasserCluster Lunz

4 Vice-President IAD, Bucharest

5 Museum für Naturkunde – Leibniz Institute for Evolution and Biodiversity Science (MfN), Berlin

**Keywords:** Danube River, Black Sea, Management, Hydromorphology, Eutrophication, Sturgeons

The five Co-Authors act as Editors of an ELSEVIER-Book to be published in spring 2025 and entitled “The Danube River and the Western Black Sea Coast: Complex Transboundary Management” in the series “Ecohydrology from catchment to coast”. A couple of distinct case studies clearly show the existing environmental problems, also in the Danube River Basin. Sturgeons, one of the Danube flagship species, are presented in several chapters to illustrate the link between the sea and the river due to their natural life cycle. The book, supported by the International Association for Danube Research (IAD), is addressed to various potential readers, from scientists and students to water managers, economists, nature conservationists and the interested public.



An Introduction (“Theory and Practice – Science meets Management”) and a Summary including an Outlook (“Towards a sustainability approach for the socio-ecological system”) encompass three parts with 17 chapters: The first Part (Chapters 2-7) treats selected scientific aspects of the Danube River and its recipient, the Black Sea, such as hydrology and hydromorphology, sediments, water quality, aquatic biodiversity in the river system, the Danube Delta and the Western Black Sea Coast. The middle Part (Chapters 8-13) covers key pressures and transboundary water management: hydromorphological alterations and overexploitation of aquatic resources, invasive species, climate change, political key players, the role of protected areas, and stakeholder participation. The third Part (Chapters 14-16) assesses visions for a sustainable future in the Danube River Basin considering history, ecosystem

services, human interaction, and improving biodiversity through floodplain conservation and restoration.

Here, we present a selection of three specific scientific topics emphasizing the interlinkage between riverine and marine ecosystems, reflecting the field of theory and practice, major human pressures as well as main obstacles for the implementation of restoration and conservation (including governance, politics and management):

- (1) Hydromorphology (significantly altered mainly by technical constructions for navigation, hydropower plants and flood protection), sediment transport by the Danube (drastically reduced by some 40% through numerous dams, in particular the Iron Gate reservoir formed by the Iron Gate I and II dams) and raised shore erosion (up to 2-3 m per year) in the Black Sea;
- (2) Nutrient load and eutrophication, with reference concentrations in the 1960s of  $\sim 300 \times 10^3$  tons TN/year and  $20 \times 10^3$  tons TP/year, peaking in the 1970 and 1980s ( $750 \times 10^3$  tons TN/year and  $68 \times 10^3$  tons TP/year, in 2000), and with a decrease during the 1990s until 2022 by installing WWTPs and an industrial crisis in the Lower Danube countries ( $500 \times 10^3$  tons TN/year and  $31 \times 10^3$  tons TP/year during 2015-2018). These data from the Danube River Basin Management Plans of the ICPDR show clearly, that there is still considerable restoration potential;
- (3) Biodiversity: Despite considerable efforts in sturgeon protection, the drastic decline of anadromous sturgeons continues (3 out of 6 native species are extinct, 3 are at extreme threat of extinction). The main reasons are disrupted connectivity by the Iron Gates hydropower dams, navigation impacts (e.g., Danube bifurcation Bala Branch), loss of spawning, nursing, feeding and overwintering habitats and overfishing, incl. poaching and caviar black market. An effective sturgeon conservation, based on their long life and late maturity as well as considering their genetic integrity, encompasses both in-situ and ex-situ measures, i.e., also keeping broodstocks in captivity and performing coordinated restocking from non-commercial hatcheries.

Environmental protection of aquatic ecosystems to conserve biodiversity needs to consider, amongst other, ecosystem services, floodplain ecology, effects of climate change, and sustainable use of resources. Above all, global warming affects detrimentally the abiotic and biotic parts of aquatic ecosystems. Hence, sound science must be the basis for river basin management, such as the holistic view by the catchment approach (rivers are the veins of the landscape). Accounting for the requirements of Integrated Water Resources Management (IWRM) and the rather poor implementation of environmental law (despite the key role of the governmental ICPDR to enforce the EU Water Framework Directive), the decision makers and politicians face multiple challenges: to have procedural knowledge, to support and trust science, to understand and rate expert debates, to perform careful handling of land use, to finance the development and harmonization of new methodology and proper monitoring programs, to have a holistic view of the social-ecological systems, and to cope with inherent conflicts of interest. All in all, we know enough to act and start with any implementation. Basic managerial tools are learning by doing, adaptive management, transparent and well-designed communication, early involvement of relevant stakeholders to discuss and co-design solutions (sound public participation), and public awareness. In the long term, the prevailing primacy of economy (business as usual), exploiting ecosystems for profit, must be ended and the environmental costs of any business should be internalized. The elaboration of Sustainable Development Strategies for the Danube and Black Sea regions can foster the wellbeing of inhabitants. Thereby, we define sustainability as the balanced triad between Environment-Nature-Ecology (Planet), Social Issues (People) and Economy (Profit). The key message is that fighting the causes provides much better solutions than fighting the negative effects themselves (end-of-pipe solutions).

# Diatom communities in non-perennial rivers – new challenges for diatoms and ecologists alike

*Andrea Burfeid Castellanos*

Phykologie AG, Fakultät Biologie, Universität Duisburg-Essen, andrea.burfeid-castellanos@uni-due.de

**Keywords:** IRES, Bacillariophyta, Climate Change, drought, metabarcoding, microscopy

## Introduction

Non-perennial rivers are also called intermittent rivers and ephemeral streams (known as IRES) and are characterised by periodical cessation of river flow up to complete drying of the riverbed (Datry et al. 2021). There are two main types of IRES, the freezing rivers (FIREs) and the drying ones (IRES). Although both ecosystems share some effects, like the use of the hyporheic zone as a refuge and the alteration of the connectivity driving adaptations in the ecological community, they also are quite distinct (Tolonen et al. 2019). Here I will focus on the drying non-perennial rivers and their effects on benthic diatom communities, as they are the ones that have been put most into focus.

Through the advent of climate change, the number of non-perennial rivers and streams (IRES) is increasing (Messager et al. 2021). This is why the international focus has been shifting towards understanding their effects on riparian communities. As part of these communities, diatoms are interesting organisms with quick reproduction times but a resilient positioning within the biofilm. Until now, most studies on diatoms in non-perennial rivers were executed in the drier ecotypes of Europe, with a preponderance of studies based in and around Portugal and Spain (Taurozzi et al. 2024). Only few studies have focused on benthic diatom communities of non-perennial rivers and streams in other climates than the tropics or subtropics. From those, a majority was based on karstic rivers.

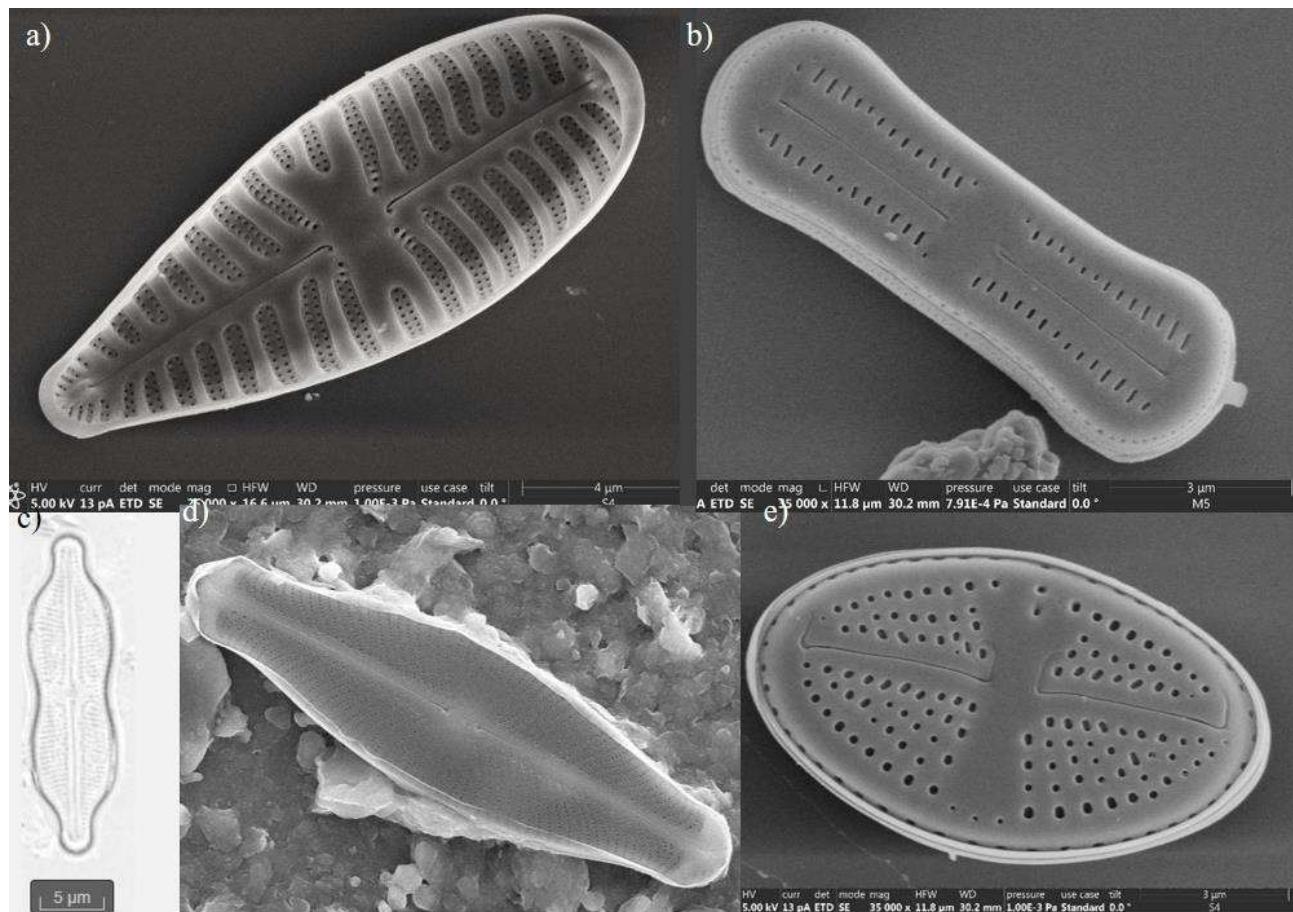
Benthic diatoms are found inside the biofilm. The biofilm in the perennial rivers has been studied more closely and shows a clear succession of r-strategists preceding k-strategists, generating a further micro-ecosystem within the periphyton. In non-perennial rivers, however, the tolerance of the organisms conditions the further succession when drying (Sabater et al. 2016). Depending on the existing humidity, the hydrophilic biofilm can create a refuge or reservoir for life, keeping the ecosystem biofilm alive for a longer period, increasing the possibility of successful recolonisation when the connectivity is reestablished. Adaptations of the biofilm to drought have been characterised by Sabater and collaborators (2017), where the discoloration attaching anthocyanins to avoid deleterious effects of UV light have been observed.

## Results and Discussion

Within the biofilm, functional groups for benthic diatoms were established according to attachment to substrate or each other (life forms) or their position within the biofilm (ecological guilds) (Rimet

and Bouchez 2012; Passy 2007). It stands to reason that the position of the diatoms within the biofilm might give an advantage in the case of drying. In the Mediterranean region, it was observed that the functional groups were clearly defined. As connectivity wanes, lake-like groups characterized by increasing planktonic and high-profile guilds appear within intermittent pools. Further drying drives motile diatoms to succeed in the intermittently dry regions, possibly through their ability to find micro-refuges (Burfeid Castellanos 2018). However, this clear difference may be due to the harsher climate of the Mediterranean, as in other climates with higher humidity, the functional groups seem to have more diffused responses (B-Béres et al. 2014; Várbaró et al. 2020; B-Béres et al. 2019).

To further investigate how the drying in non-perennial rivers affect the biofilm in general and diatoms in particular, several Spanish teams attempted field and lab experiments. Quevedo Ortiz et al. (2024) attempted several experiments, including *in-situ* artificial pools and drying experiments on tiles to prove the existence of resistance (survival) and resilience (recolonization) strategies in benthic diatoms. On the other hand, Tornés and Ruhí (2013) showed that the flow intermittency of non-perennial rivers reduced nestedness and increased homogenisation, leading to a reduction in specialist taxa and increase of generalists. Still in the Mediterranean climate, a physiological experiment led by Timoner (2012) showed a decrease of autotrophy following prolonged drought. However, even after a prolonged drought, the hyporheic productivity was observed to peak.



**Figure 1:** Example of the aerophilic diatoms found in Germany and around the Mediterranean. a) *Gomphonella olivacea*, b) *Humidophila simplex*, c) *Neidiomorpha binodiformis*, d) *Sellaphora* sp., e) *Luticola frequentissima*.

Most studies have been focussed on the diatom community structure (biodiversity and biological index quality) of non-perennial rivers. These rivers and droughts drive the community to increase the proportion of aerophile and sub-aerophile taxa. On the other hand, field observations show that size

of diatoms increases in dry locations, hinting to the facilitation of sexual reproduction in the face of loss of connectivity.

The main question is how to sample diatoms in non-perennial rivers and streams. The traditional identification through microscopy on digested material may obscure the presence of dead diatoms, while also making the identification of cryptic species difficult. On the other hand, newer technologies like DNA metabarcoding may be better to show species (or sequence) diversity, but can also potentially include dead cell DNA, free DNA of organisms not in the system and the number of genes within differently sized diatoms makes it difficult to quantify (Vasselon et al. 2019).

Furthermore, what studies using DNA metabarcoding in non-perennial rivers have found, is that there is a relatively low proportion of the aerophile and sub-aerophile diatom taxa in the reference databases (Pissaridou et al. 2021; Burfeid-Castellanos et al. 2024). Using the diatom communities DNA metabarcoding to calculate diatom indices and biodiversity measures, the communities of intermittent rivers outperformed the permanent ones both with low and higher anthropogenic stressors (Pissaridou et al. 2021). When comparing the results of DNA metabarcoding with (digital) microscopy, biodiversity was higher in dry locations if identified using microscopy (Burfeid-Castellanos et al. 2024). Most of the sequences found in dry rivers were not identified to species or genus level. The responses to drying also varied depending on the homogenization of the community, as I have observed in several climates.

Biodiversity studies based on microscopy found that it was not affected by drought in the Mediterranean, although the ecological quality ratio decreases (Calapez et al. 2014). Species composition varied highly between non-perennial and permanent rivers (Novais et al. 2014), and was mostly homogenized in non-perennial rivers (Falasco et al. 2016a). Looking how this affects water management, Karaouzas and colleagues (2019) found some diatom indices, like the IPS to be resistant to drying.

However, there have been a few developments in diatom indices including a newly created index for the Balearic Islands (Delgado et al. 2012). In the European Union the diatom index IPS has an important standing and has been adapted by Italian scientists, either concentrating on the addition of new technologies and microhabitat differentiation (Falasco et al. 2016b) or the addition of physiological parameters (Bona et al. 2017).

Naturally non-perennial rivers can be perennialized by an addition of flow, either by effects of Wastewater Treatment Plants, urban or agricultural runoff, melting water or outflows. This means that originally periodically drying IRES maintain an extra quantity of water. The effect is, that the communities will be determined by the new water added to the system, thus being de facto permanent rivers.

## Future Outlook

So, what does the future entail? At this point, the use of DNA for biodiversity appraisals would be contraindicated, as only microscopy can give quantitative results. There is full potential for the increase of the reference databanks with terrestrial taxa, to improve the coverage of aerophilic and sub-aerophilic diatoms and making DNA metabarcoding a better tool for species biodiversity and potential species homogenization monitoring in the future.

Further questions are still open. Are the physiological effects of drying the same on diatom communities along the climates? There seems to be a non-negligible effect of combined humidity and temperature on the survival of diatoms within the biofilm. To prepare for potential effects of

climate change it would make sense to understand the different effects, patterns and pathways as much as possible.

Can the current methods of identification (both DNA metabarcoding and microscopy) identify real changes in community due to the potential noise of dead material being observed as alive? Due to this, the Water Framework Directive (European Commission 2017, 2000/60/EC) mandated monitoring might be necessary to be adapted to add a physiological component and not only non-perennial rivers of the Mediterranean being the only non-perennial rivers to be monitored. Further, equivalent methodologies as already present in phytoplankton research to quantify living and dead algae within the biofilm would be a very important addition in that direction.

As non-adapted ecosystems tend to homogenise their species when faced with drought, the potential loss of unknown species and following biodiversity loss increases. This of course not only affects diatoms but all the organisms sharing their ecosystems and will be a very important potential hazard in the future of climate change affected rivers and streams.

## Acknowledgements

I hereby thank the diatom community focussing on IRES on their hard work. I further acknowledge the

## Literature

- B-Béres, V.; Török, P.; Kókai, Z.; Krasznai, E. T.; Tóthmérész, B.; Bácsi, I. (2014): Ecological diatom guilds are useful but not sensitive enough as indicators of extremely changing water regimes. In *Hydrobiologia* 738 (1), pp. 191–204. DOI: 10.1007/s10750-014-1929-y.
- B-Béres, Viktória; Tóthmérész, Béla; Bácsi, István; Borics, Gábor; Abonyi, András; Tapolczai, Kálmán et al. (2019): Autumn drought drives functional diversity of benthic diatom assemblages of continental intermittent streams. In *Advances in Water Resources* 126, pp. 129–136. DOI: 10.1016/j.advwatres.2019.02.010.
- Bona, F.; Piano, E.; Badino, Guido; Falasco, E. (2017): Diatomee in tempi di magra. indicazioni per il monitoraggio dei fiumi mediterranei intermittenti. In *Biologia Ambientale* 31, pp. 41–48.
- Burfeid Castellanos, A. M. (2018): Ecological factors and diatom diversity at rivers of the Iberian Mediterranean river basins: macro-scale, meso-scale and micro-scale = Factores ecológicos y diversidad de diatomeas en los ríos de las cuencas hidrográficas del mediterráneo ibérico: marco-escala, meso-escala y micro-escala. Ph.D. Thesis. Universitat de Barcelona. Available online at <http://www.tdx.cat/handle/10803/663475>, checked on 1/9/2019.
- Burfeid-Castellanos, Andrea M.; Mones, Phillip; Dani, Mimoza; Beszteri, Bank (2024): Non-Perennial rivers and streams under hydrological stress in extreme hydrological conditions -comparing the effectiveness of amplicon sequencing and digital microscopy for diatom biodiversity appraisal. In *Front. Ecol. Evol.* 12, p. 1355018. DOI: 10.3389/fevo.2024.1355018.
- Calapez, Ana Raquel; Elias, Carmen L.; Almeida, Salomé F. P.; Feio, Maria João (2014): Extreme drought effects and recovery patterns in the benthic communities of temperate streams. In *Limnetica* (33), pp. 281–296. DOI: 10.23818/limn.33.22.
- Datry, Thibault; Allen, Daniel; Argelich, Roger; Barquin, Jose; Bonada, Nuria; Boulton, Andrew et al. (2021): Securing Biodiversity, Functional Integrity, and Ecosystem Services in Drying River Networks (DRYvER). In *RIO* 7, Article e77750. DOI: 10.3897/rio.7.e77750.
- Delgado, C.; Pardo, I.; García, L. (2012): Diatom communities as indicators of ecological status in Mediterranean temporary streams (Balearic Islands, Spain). In *Ecological Indicators* 15 (1), pp. 131–139. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.09.037.
- European Commission (2017): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. WFD.
- Falasco, E.; Piano, E.; Bona, F. (2016a): Diatom flora in Mediterranean streams: Flow intermittency threatens endangered species. In *Biodiversity and Conservation* 25, pp. 2965–2986.

- Falasco, Elisa; Piano, Elena; Bona, Francesca (2016b): Suggestions for diatom-based monitoring in intermittent streams. In *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* (417), p. 38. DOI: 10.1051/kmae/2016025.
- Karaouzas, Ioannis; Smeti, Evangelia; Kalogianni, Eleni; Skoulidakis, Nikolaos Th. (2019): Ecological status monitoring and assessment in Greek rivers: Do macroinvertebrate and diatom indices indicate same responses to anthropogenic pressures? In *Ecological Indicators* 101, pp. 126–132. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.01.011.
- Messager, Mathis Loïc; Lehner, Bernhard; Cockburn, Charlotte; Lamouroux, Nicolas; Pella, Hervé; Snelder, Ton et al. (2021): Global prevalence of non-perennial rivers and streams. In *Nature* 594 (7863), pp. 391–397. DOI: 10.1038/s41586-021-03565-5.
- Novais, M. H.; Morais, M. M.; Rosado, J.; Dias, L. S.; Hoffmann, L.; Ector, L. (2014): Diatoms of Temporary and Permanent Watercourses in Southern Europe (Portugal). In *River Research and Applications*, pp. 1216–1232. DOI: 10.1002/rra.2818.
- Passy, S. I. (2007): Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. In *Aquatic Botany* 86 (2), pp. 171–178. DOI: 10.1016/j.aquabot.2006.09.018.
- Pissaridou, Panayiota; Vasselon, Valentin; Christou, Andreas; Chonova, Teofana; Papatheodoulou, Athina; Drakou, Katerina et al. (2021): Cyprus' diatom diversity and the association of environmental and anthropogenic influences for ecological assessment of rivers using DNA metabarcoding. In *Chemosphere* 272, p. 129814. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.129814.
- Quevedo-Ortiz, Guillermo; Fernández-Calero, José María; Cañedo-Argüelles, Miguel; Schiller, Daniel von; Fortuño, Pau; Bonada, Núria; Gomà, Joan (2024): An experimental study to assess resistance and resilience strategies of freshwater diatoms to cope with drying in Mediterranean temporary rivers. In *Hydrobiologia*, pp. 1–14. DOI: 10.1007/s10750-024-05585-4.
- Rimet, F.; Bouchez, A. (2012): Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. In *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 406, pp. 1–12. DOI: 10.1051/kmae/2012018.
- Sabater, Sergi; Timoner, Xisca; Bornette, Gudrun; Wilde, Mélissa de; Stromberg, Juliet C.; Stella, John C. (2017): Chapter 4.2 - The Biota of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Algae and Vascular Plants. In T. Datry, N. Bonada, A. J. Boulton (Eds.): *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams - Ecology and Management*. 1st Edition: Academic Press, pp. 189–216. Available online at <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128038352000164>, checked on 4/24/2019.
- Sabater, Sergi; Timoner, Xisca; Borrego, Carles; Acuña, Vicenç (2016): Stream Biofilm Responses to Flow Intermittency: From Cells to Ecosystems. In *Front. Environ. Sci.* 4. DOI: 10.3389/fenvs.2016.00014.
- Taurozzi, Davide; Cesarini, Giulia; Scalici, Massimiliano (2024): Diatoms as bioindicators for health assessments of ephemeral freshwater ecosystems: A comprehensive review. In *Ecological Indicators* 166, p. 112309. DOI: 10.1016/j.ecolind.2024.112309.
- Timoner, Xisca; Acuña, Vicenç; Schiller, Daniel von; Sabater, Sergi (2012): Functional responses of stream biofilms to flow cessation, desiccation and rewetting: Flow intermittency effects on stream biofilms. In *Freshwater Biology* 57 (8), pp. 1565–1578. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2012.02818.x.
- Tolonen, Katri E.; Picazo, Félix; Vilmi, Annika; Datry, Thibault; Stubbington, Rachel; Pařil, Petr et al. (2019): Parallels and contrasts between intermittently freezing and drying streams: From individual adaptations to biodiversity variation. In *Freshw Biol* 64 (10), pp. 1679–1691. DOI: 10.1111/fwb.13373.
- Tornés, E.; Ruhí, A. (2013): Flow intermittency decreases nestedness and specialisation of diatom communities in Mediterranean rivers. In *Freshwater Biology* 58 (12), pp. 2555–2566. DOI: 10.1111/fwb.12232.
- Várbíró, Gábor; Borics, Gábor; Novais, Maria Helena; Morais, Maria Manuela; Rimet, Frédéric; Bouchez, Agnès et al. (2020): Environmental filtering and limiting similarity as main forces driving diatom community structure in Mediterranean and continental temporary and perennial streams. In *Science of the Total Environment* 741, p. 140459. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140459.
- Vasselon, V.; Rimet, F.; Domaizon, I.; Monnier, O.; Reyjol, Y.; Bouchez, A. (2019): Assessing pollution of aquatic environments with diatoms' DNA metabarcoding: experience and developments from France water framework directive networks. In *Metabarcoding and Metagenomics* 3, Article e39646. DOI: 10.3897/mbmg.3.39646.

## **Fünf Jahre Auenförderung im Bundesprogramm Blaues Band Deutschland**

*Thomas Ehlert*

Bundesamt für Naturschutz, Konstantinstraße 110, 53179 Bonn, thomas.ehlert@bfn.de

**Keywords:** Bundesprogramm Blaues Band Deutschland, Förderung, Bundeswasserstraßen, Auen, Renaturierung

### **Politischer und gesetzlicher Auftrag zur Renaturierung von Wasserstraßen und Auen**

Das Bundesprogramm „Blaues Band Deutschland“ (BBD) ist eine gemeinsame Initiative von Bundesverkehrsministerium und Bundesumweltministerium zur Renaturierung der Bundeswasserstraßen und ihrer Auen. Das Programm wurde am 01.02.2017 vom Bundeskabinett beschlossen (BMDV & BMUV 2017). Das Ziel ist es, Flüsse und ihre Auen zu einem bundesweiten Biotopsystem zu verbinden - soweit das mit der schifffahrtlichen Nutzung vereinbar ist – und gleichzeitig neue Akzente in Richtung Naturschutz, Hochwasservorsorge, Freizeit und Erholung zu setzen. Das BBD bietet eine langfristige Perspektive: Bis 2050 sollen durch Renaturierungsmaßnahmen, beispielsweise den Rückbau nicht mehr benötigter Uferbefestigungen oder dem Anschluss von Altarmen und Flutrinnen, die großen Fließgewässer und ihre Auen einen Teil ihrer natürlichen Lebensraumvielfalt zurück erhalten (Fachgruppe Blaues Band 2019).

Mit dem Start des Förderprogramms Auen am 01.02.2019 (BMU 2019) und der Übertragung des wasserwirtschaftlichen Ausbaus der Bundeswasserstraßen an die Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) mit Inkrafttreten des Gesetzes am 08.06.2021 (Deutscher Bundestag 2021) wurden die grundsätzlichen Voraussetzungen für die Umsetzung von Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung geschaffen.

### **Zusammenarbeit im Bundesprogramm Blaues Band**

Im Bundesprogramm Blaues Band engagieren sich das Bundesamt für Naturschutz (BfN), die Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt (GDWS) und die Bundesanstalt für Immobilienaufgaben (BImA) gemeinsam mit regionalen Partnern für die Schaffung eines Biotopverbundes von nationaler Bedeutung im Einklang mit der schifffahrtlichen Nutzung.

Projekte, die schwerpunktmäßig die naturnahe Entwicklung der Wasserstraßen und ihrer Ufer zum Ziel haben, werden durch die Wasserstraßen- und Schifffahrtsämter mit Haushaltsmitteln des BMDV umgesetzt. Dabei werden Projektvorschläge, die mit Vorhaben regionaler Akteure im Rahmen des Förderprogramms Auen des BfN in der Aue gekoppelt werden, bevorzugt realisiert.

Die Umsetzung von Maßnahmen in den Auen erfolgt durch Naturschutzverbände, Stiftungen, Kommunen und Landkreise im Förderprogramm Auen mit Haushaltsmitteln des BMUV. Ebenfalls

mit Mitteln des BMUV werden Vorhaben der Bundesforstbetriebe finanziert, die Maßnahmen in Auen auf Flächen im Eigentum der BImA umsetzen (Kaiser et al. 2024, Schleupner 2024).

Bei der Projektvorbereitung sowie den Erfolgskontrollen im Anschluss an die Projektumsetzung sind neben den o. g. Akteuren auch die Bundesanstalt für Wasserbau, die Bundesanstalt für Gewässerkunde und das Umweltbundesamt beratend tätig. So können fachliche Hinweise, auch zu möglichen Risiken für die spätere Projektumsetzung, bereits zu einem frühen Stadium in die Konkretisierung der Projektideen einfließen (Krempel et al. 2024).

## Förderprogramm Auen

Mit dem Förderprogramm Auen soll der Auenzustand an Bundeswasserstraßen verbessert werden, indem beispielsweise Flutrinnen wieder an den Fluss angeschlossen und Auenwiesen und -wälder sowie Feuchtgebiete wieder naturnah entwickelt werden. Kommunen, Vereine, Verbände und andere können Fördermittel beantragen und dazu beitragen, die Auen entlang der Bundeswasserstraßen als Zentren der biologischen Vielfalt und Achsen des Biotopverbundes naturnah zu entwickeln und den Auenzustand zu verbessern.

Bis zu 75 % der Ausgaben eines Vorhabens werden mit Mitteln des Bundesumweltministeriums gefördert. Die verbleibenden 25 % können über Eigenmittel des Antragstellers oder über Drittmittel (bspw. der Bundesländer oder von Stiftungen etc.) gedeckt werden. Flächen des Projektträgers sowie von Kommunen und der Länder, die im Fördergebiet liegen, können in das Projekt eingebracht werden. Der Wert der Fläche schmälert den 25 %-igen Eigenanteil. Voruntersuchungen können bei Bedarf bis zu 100 % gefördert werden. 2024 stehen Haushaltsmittel des Bundes in Höhe von ca. 8 Mio. € für Auenrenaturierungsprojekte zur Verfügung. Der Bedarf ist mit 12-15 Mio. €/a aber größer, um die gesteckten Ziele erreichen zu können.

Anträge zur Projektförderung sind beim Bundesamt für Naturschutz (BfN) zu stellen, das für die Betreuung und Abwicklung des „Förderprogramms Auen“ zuständig ist. Detaillierte Informationen für eine Antragstellung, z. B. welche Maßnahmen gefördert werden und welche Unterlagen einzureichen sind, sind auf der Website des BfN unter <https://www.bfn.de/thema/bundesprogrammblaues-band-deutschland> eingestellt. Dort ist auch ein kurzer Film zur Vorbereitung und zum Ablauf der Projektförderung abrufbar.

## Stand der Umsetzung im Förderprogramm Auen

Das Interesse am Förderprogramm Auen ist groß: Seit 2020 wurden 28 Projektskizzen eingereicht, davon befinden sich 12 Projekte in der Umsetzung, 2 wurden bereits abgeschlossen. Die Karte in Abbildung 1 zeigt, dass Projekte an Ems, Weser, Wümme, Aller, Elbe und Havel, Saar und Main umgesetzt werden bzw. wurden. Projekte an Rhein, Neckar und Werra sind in Vorbereitung. Viele Förderprojekte werden in Kooperation zw. Naturschutzverbänden, Stiftungen, Kommunen oder Landkreisen mit der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) umgesetzt.



© GeoBasis-DE / BKG (2023)  
 © Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes  
 © Bundesamt für Naturschutz  
 © European Environment Agency (EU-DEM) (2022)

**Abb. 1:** Projekte im Förderprogramm Auen, Stand November 2024

## Ausblick

Mittlerweile ist das Bundesprogramm Blaues Band Deutschland als wichtiges Instrument der ökologischen Gewässer- und Auenentwicklung sowie als Perspektive für eine nachhaltige Entwicklung der Bundeswasserstraßen und ihrer Auen in der Umsetzungsphase angekommen und gut etabliert. Um naturnahe Flusslandschaften wiederherzustellen und ihre Resilienz zu stärken, müssen Fluss, Ufer und Aue gemeinsam entwickelt werden. Neben der Bereitstellung der notwendigen finanziellen und personellen Ressourcen sind Kooperationen unterschiedlicher Akteure ein besonders zielführender Weg, um Renaturierungen effizient und erfolgreich umzusetzen. Neben den Projektträgern im Förderprogramm Auen, der Bundesanstalt für Immobilienaufgaben und den Wasserstraßen- und Schifffahrtsämtern schließt die Zusammenarbeit vor Ort weitere Akteure ein, wie die zuständigen Behörden der Länder und Kommunen sowie regionale und lokale Verbände und Vereine mit Bezug zur jeweiligen Flusslandschaft.

Neben der angestrebten ökologischen Verbesserung der Situation von Bundeswasserstraßen sind Renaturierungen von Gewässern und Auen längst eine Frage der Daseinsvorsorge geworden und gehen weit über das Ziel Naturschutz bzw. Schutz der biologischen Vielfalt hinaus. Wetterextreme wie Starkregen mit großen Regenmengen, Flusshochwasser, aber auch Hitze und Dürre nehmen in Folge des Klimawandels in ihrer Häufigkeit und Intensität weiter zu. Die letzten 10 Jahre waren global die wärmsten seit Aufzeichnungsbeginn. Die durchschnittliche Temperatur wird 2024 voraussichtlich erstmals weltweit mehr als 1,5°C über dem vorindustriellen Niveau liegen [Copernicus 2024]. Es ist auch eine Frage der ökonomischen Vernunft, Korridore an Flüssen von weiterer Verbauung frei zu halten, damit das Schadenspotenzial bei Hochwasser nicht weiter ansteigt.

## Literatur

- BMDV & BMUV - Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur & Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2017): Bundesprogramm Blaues Band Deutschland, Eine Zukunftsperspektive für die Wasserstraßen – beschlossen vom Bundeskabinett am 1. Februar 2017. 34 S., Bonn.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (Hrsg.) (2019): Richtlinien zur Förderung von Maßnahmen im Rahmen des Bundesprogramms „Blaues Band Deutschland“ (Förderprogramm Auen). Bundesanzeiger BAnz AT 20.02.2019 B4. Bonn.
- Copernicus (2024): 2024 virtually certain to be the warmest year and first year above 1.5°C. Pressemitteilung 07.11.2024
- Deutscher Bundestag (2021). Gesetz über den wasserwirtschaftlichen Ausbau an Bundeswasserstraßen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele der Wasserrahmenrichtlinie Vom 2. Juni 2021.  
Bundesgesetzblatt Jahrgang 2021 Teil I Nr. 28, ausgegeben zu Bonn am 8. Juni 2021.
- Fachgruppe Blaues Band (Hrsg.) (2019): Eckpunktepapier zum „Fachkonzept Biotopverbund Gewässer und Auen“ im Bundesprogramm „Blaues Band Deutschland“. 24 S., Bonn.
- Kaiser, L., Volk, C., Busse, M. & Ehlert, T. (2024): Das Blaue Band Deutschland – Gemeinsam für mehr biologische Vielfalt an unseren Flüssen und Auen. Korrespondenz Wasserwirtschaft 1/2024: 21-28.
- Krempel, C., Schmidt-Wygasch, C., Kellermann, J. & Shilton, D. (2024): Die Bundesoberbehörden BfG, BAW und UBA im Blauen Band – Beratung, Monitoring und Begleitforschung. Korrespondenz Wasserwirtschaft 1/2024: 43-50.
- Schleupner, C. (2024): Die Rolle der BImA im BBD - eine Bestandsaufnahme. Korrespondenz Wasserwirtschaft 1/2024: 51-53.

## **Der Faktencheck Artenvielfalt zeigt: Es steht nicht gut um die Biodiversität der Binnengewässer und Auen in Deutschland**

*Christian K. Feld<sup>1</sup>, Hong Hanh Nguyen, Peter Haase, Daniel Hering, Ursula Schmedtje, Claudia Pahl-Wostl, Stefanie von Fumetti, Jörg Freyhof, Hans Jürgen Hahn, Phillip J. Haubrock, Sonja Jähnig, Kathrin Januschke, Bernd Klauer, Moritz Reese, Nike Sommerwerk, Dietmar Straile & Franziska Tanneberger*

<sup>1</sup> Aquatische Ökologie, Fakultät für Biologie und Zentrum für Wasser- und Umweltforschung, Universität Duisburg-Essen, Universitätsstraße 5, Essen D-45141, christian.feld@uni-due.de

**Keywords:** Belastungen, Trends, Ökosystemleistungen, Maßnahmen, Transformation

### **Zusammenfassung**

Biologische Vielfalt oder Biodiversität umfasst den Reichtum an biologischen Arten, ihre genetische, stammesgeschichtliche und funktionelle Vielfalt sowie die Vielfalt von Ökosystemen an Land und im Wasser. Wir Menschen sind dabei, diese biologische Vielfalt auf unserem Planeten Erde im Anthropozän zu verringern und in ihrer globalen Verteilung grundlegend zu verändern. Diese Entwicklung macht auch vor Deutschland nicht halt. Die Kenntnisse zum Zustand und zu den Trends der Biodiversität in Deutschlands sind jedoch je nach betrachtetem Ökosystem sehr unterschiedlich, was mit der oft heterogenen und lückenhaften Datengrundlage zusammenhängt.

Mit dem Faktencheck Artenvielfalt wurde von 2021 bis 2024 erstmalig unter Beteiligung von 140 Autorinnen und Autoren der Versuch unternommen, eine Bestandsaufnahme der vorhandenen Kenntnisse und Fakten zur Biodiversität in Deutschland durchzuführen. Im Hinblick auf die Binnengewässer und Auen standen dabei Fragen zur aktuellen Artenvielfalt, ihrer Trends in den vergangenen Dekaden sowie der meist menschengemachten Treiber des Biodiversitätsverlustes im Mittelpunkt. Zusammenhänge zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen wurden herausgearbeitet und anhand der verfügbaren Evidenz eingeordnet. Schließlich wurden Handlungsoptionen zur Verbesserung der Situation identifiziert und bewertet. Es wurden dabei insgesamt acht Süßwasserlebensräume unterschieden: Fließgewässer mit ihren Auen und Ästuaren, Seen und kleine Stillgewässer, Quellen, Moore und das Grundwasser.

Die Ergebnisse sind alarmierend. Die Mehrzahl der untersuchten aquatischen Pflanzen- und Tiergruppen sowie ihrer Lebensräume ist in einem eher ungünstigen Erhaltungszustand. Viele Arten zeigen negative Bestandstrends, insbesondere Fische, Amphibien, Reptilien und einige Insektengruppen. Alarmierend ist zudem, dass die Mehrzahl der Binnengewässer und Fließgewässerstrecken in Deutschland nicht bzw. nicht regelmäßig überwacht werden. Die Datenlage zu vielen kleinen Bachoberläufen und Quellen sowie Teichen, Söllen und anderen kleinen Stillgewässern ist dünn. Das gilt auch für zahlreiche meist sehr kleine Organismengruppen, wie Bakterien, Archaeabakterien und Pilze; Fakten zu ihrer Vielfalt in Binnengewässern und Auen sind kaum vorhanden.

Die Befunde geben Anlass zur Besorgnis, zumal zahlreiche Studien einen Zusammenhang zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen demonstrieren. Letztere umfassen beispielsweise die für uns

so wichtige Selbstreinigung des Wassers, die Retention von Stickstoff oder die Festlegung von klimaschädlichem Kohlendioxid in pflanzlicher Biomasse sowie im Boden.

Die Suche nach Lösungen gestaltet sich nicht einfach. Die Förderung der Biodiversität von Flora und Fauna, beispielsweise durch Renaturierungsmaßnahmen, zeigte in der Vergangenheit zwar durchaus positive Wirkungen; für eine deutschlandweite Verbesserung wird es aber notwendig sein, auch die politischen, gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen an die ökologischen Ziele anzupassen. Wie das aussehen könnte, wurde im Faktencheck Artenvielfalt hinsichtlich der indirekten Treiber von Biodiversität und Biodiversitätsverlust sowie mit Blick auf notwendige Managementmaßnahmen und mögliche Transformationspotenziale beleuchtet.



Der „Faktencheck Artenvielfalt“ wurde vom BMBF gefördert und war Teil der BMBF-Forschungsinitiative zum Erhalt der Artenvielfalt (FEdA). Hintergrundinformationen zum Projekt und zur Forschungsinitiative gibt es auf der Website <https://www.feda.bio/de/faktencheck-artenvielfalt/>. Der vollständige Projektbericht und eine Zusammenfassung für die Entscheidungsfindung wurden publiziert und können über die Website des OEKOM-Verlages (<https://www.oekom.de/buch/faktencheck-artenvielfalt-9783987260957>) kostenlos heruntergeladen werden. Beide Produkte sind im Buchhandel in Printform erhältlich.

## Danksagung

Wir bedanken uns bei den zahlreichen Gutachterinnen und Gutachtern in den Forschungsinstitutionen und Behörden, die mit ihren wertvollen Hinweisen und Kommentaren konstruktiv zum Faktencheck Artenvielfalt beigetragen haben. Dem BMBF danken für die Förderung des Projektes.

## Literatur

Wirth, C., Brügelheide, H., Farwig, N., Marx, J., Settele, J. (Hrsg.) (2024): Faktencheck Artenvielfalt – Bestandsaufnahme und Perspektiven für den Erhalt der biologischen Vielfalt in Deutschland. ÖKOM Verlag, München, 1.256 Seiten. DOI: <https://doi.org/10.14512/9783987263361>

## **LIFE Bachmuschel – ein Lebensraum- und Artenschutzprojekt für Brandenburg**

*Karolin Eils<sup>1</sup>, Maria Böhme<sup>1</sup>, Sven Matern<sup>2</sup>, Robert Seeger<sup>2</sup>, Steffen Zahn<sup>2</sup>, Inga Willecke<sup>1</sup>, Michael Zauft<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Stiftung Naturschutzfonds Brandenburg; Heinrich-Mann-Allee 18/19 14473 Potsdam;

kaeolin.eils@naturschutzfonds.de

<sup>2</sup> Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam Sacrow; im Königswald 2 14469 Potsdam; sven.matern@ifb-potsdam.de

**Keywords:** Bachmuschel, Artenschutz, Maßnahmenumsetzung, EU, LIFE-Projekt

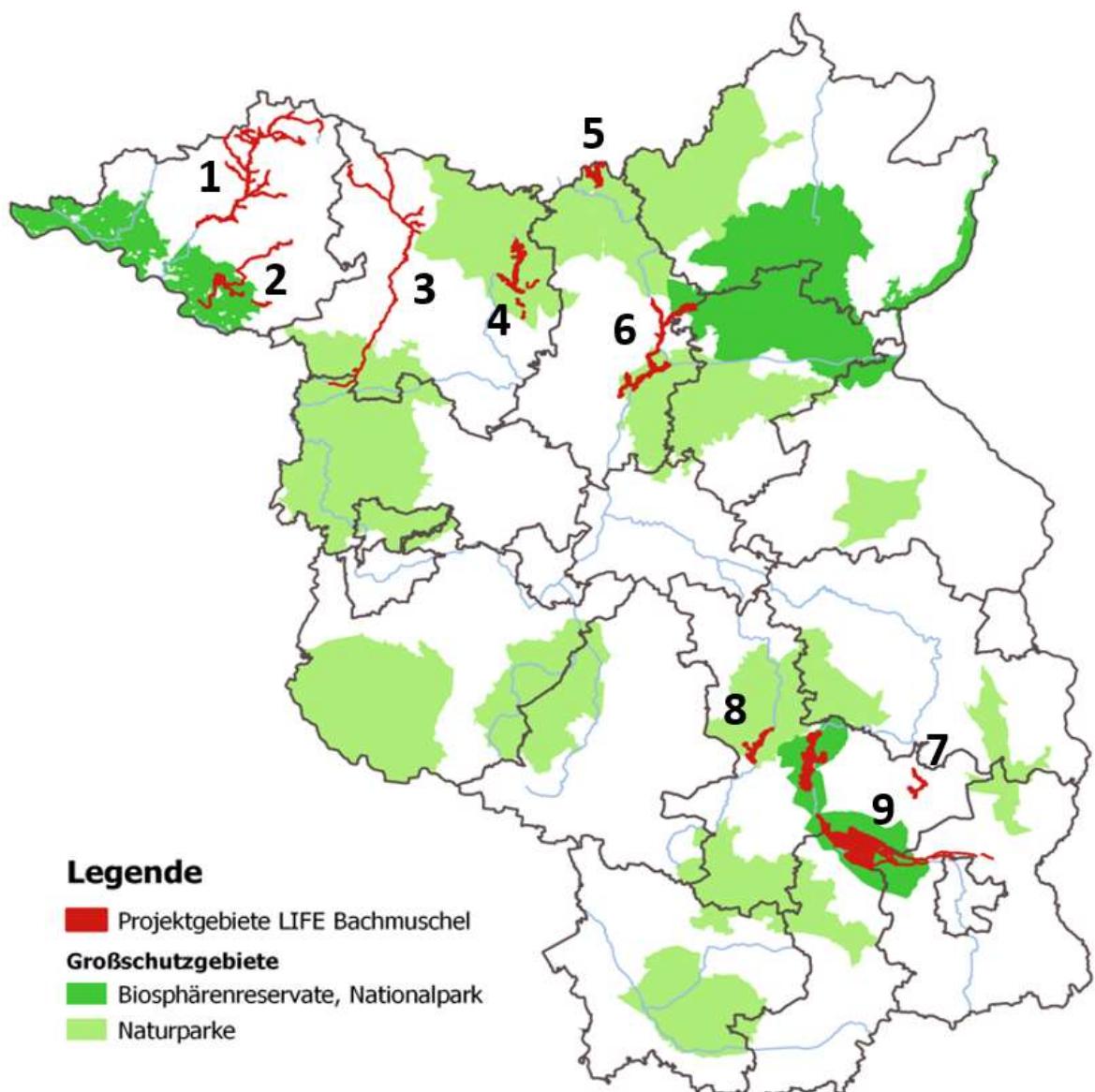
### **Das LIFE Bachmuschel Projekt**

Bachmuscheln sind für das Ökosystem Fließgewässer von immenser Bedeutung. Bis zu 85 Liter filtert eine erwachsene Muschel täglich und reinigt so Flüsse und Bäche – eine herausragende und wichtige ökologische Funktion! Heute ist die Bachmuschel aus vielen Gewässern verschwunden oder nur noch in geringen Populationsgrößen vorhanden. Die Gründe hierfür sind vielfältig.

Mit "LIFE Bachmuschel" widmet sich die Stiftung Naturschutzfonds Brandenburg im Zeitraum von 2023 bis 2032 dem Schutz der Bachmuschel und somit auch der Renaturierung unserer Fließgewässer. Der Fokus liegt hierbei vor allem auf Maßnahmen zur Verbesserung des Lebensraums sowie Maßnahmen, um einzelne Bachmuschelpopulationen und ihre Wirtsfische in ihrem Bestand zu stützen oder wiederanzusiedeln. Von den zahlreichen Maßnahmen werden nicht nur die Bachmuschelbestände profitieren, sondern viele weitere Arten des Lebensraums Fließgewässer wie Steinbeißer (*Cobitis taenia*), Groppe (*Cottus gobio*) und Edelkrebs (*Astacus astacus*).

Zu der Thematik der Wirtsfische wird die Stiftung vom Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam Sacrow (IfB) unterstützt und das Staatliche Museum für Naturkunde Stuttgart (SMNS) beschäftigt sich mit der genetischen Analyse der norddeutschen, insbesondere brandenburgische, Bachmuschelpopulationen. Finanziert wird das Projekt zu 3/4 aus EU-Geldern des LIFE-Programms und zu 1/4 von der Stiftung Naturschutzfonds Brandenburg. So stehen dem Projekt insgesamt rund 11,6 Mio. € zur Verfügung.

Die Projektgebietskulisse umfasst insgesamt 14 FFH-Gebiete mit einer Gesamtfläche von 19.380 ha und mehr als 300 km Fließgewässerstrecke des LRT 3260 „Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des *Ranunculion fluitans* und des *Caltrichon-Batrachion*“ als Lebensraum der Bachmuschel. Diese sind in neun Projektgebiete zusammengefasst (siehe Abbildung 1).



**Abbildung 1:** Projektgebiete: 1. Stepenitz, Dömnitz, Kümmernitz; 2. Cederbach, Karthane; 3. Dosse; 4. Rheinsberger Rhin; 5. Thymenfließ; 6. Schnelle Havel; 7. Barolder Mühlenfließ; 8. Dahme; 9. Spree. (Karte: Inga Willecke)

## Wissenschaftliche Grundlagen

Die Erfassung der Populationsgröße und Habitatqualität wurde für alle Projektgewässer zum Beginn des Projektes vorgenommen. Zur Erfolgskontrolle wird diese Erfassung etwa zur Projektmitte und nochmal zum Ende bzw. nach Beendigung der Maßnahmen erfolgen. Alle Erfassungen werden nach den Methoden des bundesweiten FFH-Monitorings für Mollusken (BFN 2017) durchgeführt. Neben den Mollusken wird auch die Fischfauna in den gleichen Zeiträumen durch den Projektpartner IfB kartiert.

Die genetischen Untersuchungen werden ebenfalls zum Beginn des Projektes, zur Maßnahmenbegleitung und zur abschließenden Evaluierung durch das SMNS durchgeführt. Neben den Projektgebieten werden weitere ausgewählte Populationen im Einzugsgebiet der Nord- und Ostsee betrachtet. Die gewonnenen Erkenntnisse sind für eine Sicherung der genetischen Diversität bei der Durchführung der Bestandsstützungs- und Wiederansiedlungsmaßnahmen zwingend notwendig.



**Abbildung 2: Muschelmonitoring an der Dosse. (Foto: Michael Zauft)**

Um Gefährdungsursachen besser identifizieren zu können, wird sowohl ein chemisches Monitoring als auch eine Sedimentanalyse durchgeführt. Beim chemischen Monitoring soll vor allem der Nitrat-Stickstoffgehalt in den Gewässern bestimmt werden, da dieser einen Einfluss auf die Reproduktionsfähigkeit der Population und die Mortalitätsraten von Jungmuscheln hat.

## **Maßnahmen**

### ***Gewässerunterhaltung anpassen***

Eine unsachgemäße oder übermäßige Gewässerunterhaltung erhöht oft die direkte Mortalität von Bachmuscheln und weiteren Molluskenarten, indem diese mit dem geräumten Material aus dem Gewässer entnommen werden. Darüber hinaus werden wichtige Bachmuschel- und Wirtschaftshabitate zerstört. Um eine solche Gewässerunterhaltung in Zukunft zu vermeiden, sollen Schulungen von Mitarbeitenden der zuständigen Wasser- und Bodenverbände (WBVs) sowie der durch sie beauftragten Lohnunternehmen durchgeführt werden. Hierbei ist es besonders wichtig, dass Maschinenführende für gewässerökologische Belange sowie die Lebensweise der Bachmuschel und weiterer geschützter Arten sensibilisiert werden. Darüber hinaus soll eine engere Abstimmung mit den WBVs über die Notwendigkeit, den Turnus und die Ausführung von Gewässerunterhaltungs- und Räumungsarbeiten stattfinden, um Gefährdungen zu identifizieren, die vermieden werden könnten und ggf. auch Schutzmaßnahmen einzuplanen. Als Beteiligungselemente werden sowohl die regionalen Gewässerschauen, Gewässerbeiratssitzungen als auch gesonderte Beratungen genutzt.



Abbildung 3: Gewässerunterhaltung am Thymenfließ. (Foto: Michael Zaufit)

### **Gewässerstrukturen verbessern**

Der Gewässerausbau hat das Fließregime vieler Bäche und Flüsse grundlegend geändert. Durch die Begradiung und die Entfernung von Gewässer- bzw. Habitatstrukturen (Totholz, Wurzelbärte, flutende Vegetation) fehlt es dem Fließgeschehen an Eigendynamik und Heterogenität. Die unterschiedlichen, von der Bachmuschel im Laufe ihres Lebenszyklus benötigten bzw. besiedelten Habitate (Kiesbänke, Kolke, Spülrinnen) fehlen oder liegen räumlich weit auseinander. In begradierten und ausgebauten Abschnitten kommt es bei Niedrigabflüssen zu einer deutlichen Reduzierung der Fließgeschwindigkeit. Zunehmende Sauerstoffdefizite, ein Anstieg der Wasser-temperatur und Sedimentanreicherung führen dann zu einer Verschlechterung der Lebensbedingungen für die in strömendem Wasser lebende Bachmuschel.

Um den Zustand in den Fließgewässern der neun Projektgebiete zu verbessern werden Kies, Totholz und Steine eingebracht (siehe Abbildung 4). Mit diesen kleinflächigen Maßnahmen werden neue Habitat sowohl für die Bachmuschel als auch für ihre Wirtsfische geschaffen, die Strömungsvariabilität erhöht und die Sohlstruktur verbessert. Die Umsetzung kann zum Teil im Rahmen der Gewässerunterhaltung oder über einfache wasserrechtlicher Genehmigungsverfahren bei den Unteren Behörden der Landkreise erfolgen. Dadurch wird der Planungs- und Zeitaufwand deutlich reduziert.



Abbildung 4: Einbau von Totholz in die Stepenitz. (Foto: Marko Bläsche)



Abbildung 5: Sohlgleite an der Dosse. (Foto: Michael Zaufit)

Neben der Nutzung als Vorflut, wurden viele Fließgewässer in der Vergangenheit zur Wasserkraftgewinnung (meist Mühlenstandorte) angestaut und mit Wehren versehen. Weitere neuere Wehre wurden zur Stauregulierung der Gewässer gebaut. Auf Grund der hohen Überfallhöhen der Wehre ist eine ökologische Durchgängigkeit sowohl für Fische als auch für weitere aquatische Lebewesen nicht mehr gegeben. Populationen werden dadurch voneinander isoliert und die Reproduktion findet nur noch eingeschränkt statt. Überalterung und genetische Verarmung der Populationen sind das Resultat. Um die ökologische Durchgängigkeit wieder herzustellen, sollen Wehre in den Projektgebieten zurückgebaut und durch geeignete Strukturen, z. B. Sohlgleiten ersetzt werden (siehe Abbildung 5). Für die Gleiten wird eine natürliche Stein- und Kiesmischung verwendet, welche als Lebensraum von den Muscheln und Fischen genutzt werden kann. Dies ist die allgemein anerkannte und vielfach umgesetzte Methode, um die Durchgängigkeit nach ökologischen und hydrologischen Gesichtspunkten zu gewährleisten. Der Bauausführung muss eine wasserbauliche Planung voran gehen, die zur Erlangung der entsprechenden naturschutz- und wasserrechtlichen Genehmigung benötigt wird.

#### ***Sediment- und Nährstoffeinträge reduzieren***

Auenwälder und Ufergehölze fehlen vielerorts als wichtige, natürliche Puffer zur Reduzierung von Nährstoff-, Sediment- und Pestizideinträgen. Mit der Pflanzung standortgerechter Ufergehölze in Gruppen oder Einzelbäumen wird angestrebt, langfristig eine abschnittsweise Beschattung zu erreichen (Abbildung 6). So werden der Makrophytenaufwuchs und die Gewässererwärmung in den Sommermonaten reduziert. Wenn sich die Gehölze etabliert haben, stellen sie des Weiteren wichtige Uferstrukturen, wie z. B. Wurzelbärte, dar und stabilisieren das Ufer, was den Eintrag von Sedimenten reduziert.



**Abbildung 6: Anpflanzung mit Erlen. (Foto: Inga Willecke)**

Durch die deutliche Intensivierung der Landnutzung seit Mitte des 20. Jahrhunderts haben sich die erosionsbedingten Sediment- und Nährstoffeinträge aus den angrenzenden Flächen in die Gewässer stark erhöht. Hierbei haben die Feinsedimente, die die Zwischenräume des Interstitials verstopfen, insbesondere für Jungmuscheln und Fischlaich verheerende Auswirkungen, da sie die Durchströmbarkeit und damit die Sauerstoffzufuhr herabsetzen. Der gröbere, fließende Sand auf der Gewässersohle stellt vor allem eine Beeinträchtigung für die adulten Bachmuscheln dar und führt gleichzeitig zu einer Übersandung von kiesigen Habitaten.

Die Sediment- und insbesondere Nährstoffeinträge über Entwässerungsgräben sollen durch ein Verschließen der Gräben mit vor Ort gewonnenem Material, in der Regel degraderter Torf, reduziert werden. Dies ist hauptsächlich für ungenutzte Fläche geplant. Für Flächen, die sich noch in der Nutzung befinden, muss jeweils eine Einzelfallbegutachtung und -abstimmung mit Nutzern und Eigentümern erfolgen. Das Gleiche gilt für Drainagen, deren Notwendigkeit und Rückbaumöglichkeit jeweils separat betrachtet werden muss. Die Umsetzung kann meistens über eine einfache wasser- und naturschutzrechtliche Erlaubnis erfolgen.

Um die schon vorhanden, teilweise hohe Sand- und Feinsedimentfracht im Gewässer zu reduzieren, ist der Bau von Sandfängen an geeigneten Punkten im Fließgewässersystem Sandfänge vorgesehen. Dadurch wird der Rückhalt der überschüssigen Sedimentfrachten erreicht, die dem Gewässersystem so wieder entnommen werden können. Eine regelmäßige Unterhaltung der Sandfänge ist erforderlich und soll nach Möglichkeit über die zuständigen Wasser- und Bodenverbände erfolgen. Voraussetzung für diese Maßnahme ist die Verfügbarkeit gewässernaher Flächen in Form von Stiftungseigentum bzw. Zustimmungen zur Nutzung der Flächen Dritter.

### ***Wiederansiedlung und Bestandstützung***

Die Populationsbiologie der Bachmuschel stellt auf Grund ihrer Komplexität hinsichtlich des Lebens- und Fortpflanzungszyklus einen weiteren Gefährdungsfaktor für den Erhalt der Art dar. Der kritischste Abschnitt ist die Entwicklung vom Glochidium zur geschlechtsreifen Jungmuschel. Für die getrenntgeschlechtliche Vermehrung müssen sich männliche und weibliche Individuen in unmittelbarer Distanz zueinander befinden. Durch die Isolation von Individuen und kleinen Populationen wird der Reproduktionserfolg stark reduziert und resultiert in einer Überalterung, genetischen Verarmung oder dem Aussterben von Lokalpopulationen. Findet eine Abgabe von befruchteten Glochidien ins Wasser statt, besteht bis zur vollständigen Entwicklung einer Jungmuschel eine geringe Überlebensrate. Dies ist vor allem durch die zwingend notwendige, parasitäre Phase an geeigneten Wirtsfischen bedingt. Sind diese nicht oder nur in geringen Abundanzen vorhanden, fallen die Glochidien zum Gewässergrund und sterben dort ab.



Abbildung 7: Einsetzen von Elritzen. (Foto: Michael Zaufit)

Mit dem Einsetzen von Wirtsfischen und der Stärkung der Fischfauna soll der Fortpflanzungskreislauf der Bachmuschel unterstützt werden (Abbildung 7). Eine Maßnahme, um Muschelbestände zu vergrößern oder neue anzusiedeln ist die künstliche Beimpfung. Dabei werden trächtige Bachmuscheln entnommen und unter kontrollierten Bedingungen in geschlossenen Aquakultur-Systemen gehalten. Nachdem die Muscheln ihre Glochidien abgegeben haben, werden Wirtsfische gefangen und in einem belüfteten Wassertank mit den Glochidien infiziert. Die muscheltragenden Fische werden in die jeweiligen Gewässer ausgesetzt. In Fließgewässern, in denen die Bachmuschel heute ausgestorben ist, wird die Wiederansiedlung eine Maßnahme sein. So kann über die Umsiedlung ausgewachsener Muscheln in Gebieten mit vorhandenen Populationen diese vergrößert oder neue Populationen angelegt werden. Bei beiden Maßnahmen ist zu beachten, dass die Muscheln aus ausreichend großen Spenderpopulationen innerhalb der gleichen Fließgewässereinheit kommen.

## Weiterführende Literatur

- Bundesamt für Naturschutz (BFN) (2017): Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring, Auszug: Mollusken - Bundesamt für Naturschutz (BfN) und Bund-Länder-Arbeitskreis (BLAK-FFH-Monitoring und Berichtspflicht (Hrsg.). DOI 10.19217/skr480
- Gebler R.-J. (2005): Entwicklung naturnaher Bäche und Flüsse – Maßnahmen zur Strukturverbesserung, Verlag Wasser + Umwelt
- Lundberg, S., Österling, M. (eds) (2016): Return of the Thick-shelled River Mussel – Restoring floodplains, habitats and connectivity by using mussels and brains. Handbook, UC4LIFE project. Skåne County Administrative Board, 2016.
- Schneider, L. D., Österling M. E. (2018): Strategies to re-introduce *Unio crassus* and its affiliated host fish in the River Suså Management plan (Action: A1) for UC LIFE Denmark (LIFE15NAT/DK/000948): Actions for improved conservation status of the thick-shelled river mussel (*Unio crassus*) in Denmark.

# **Diversitätsbewertung von Ufer- und Auenzönosen – Metabarcoding aus Erhebungen flugfähiger Insekten mittels Malaise-Fallen am Niederrhein**

*Carmen Gallas<sup>1</sup>, Thomas Hörren<sup>2</sup> & Martin Sorg<sup>2</sup>*

1 Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft, Friedrich-Heinrich-Allee 64, 47475 Kamp-Lintfort,  
gallas.c@lineg.de

2 Entomologischer Verein Krefeld e. V., Magdeburger Str. 38-40, 47800 Krefeld hoerren@entomologica.de,  
sorg@entomologica.de

**Keywords:** Insektenmonitoring, Metabarcoding, Biodiversität, Malaise-Fallen

## **Einleitung**

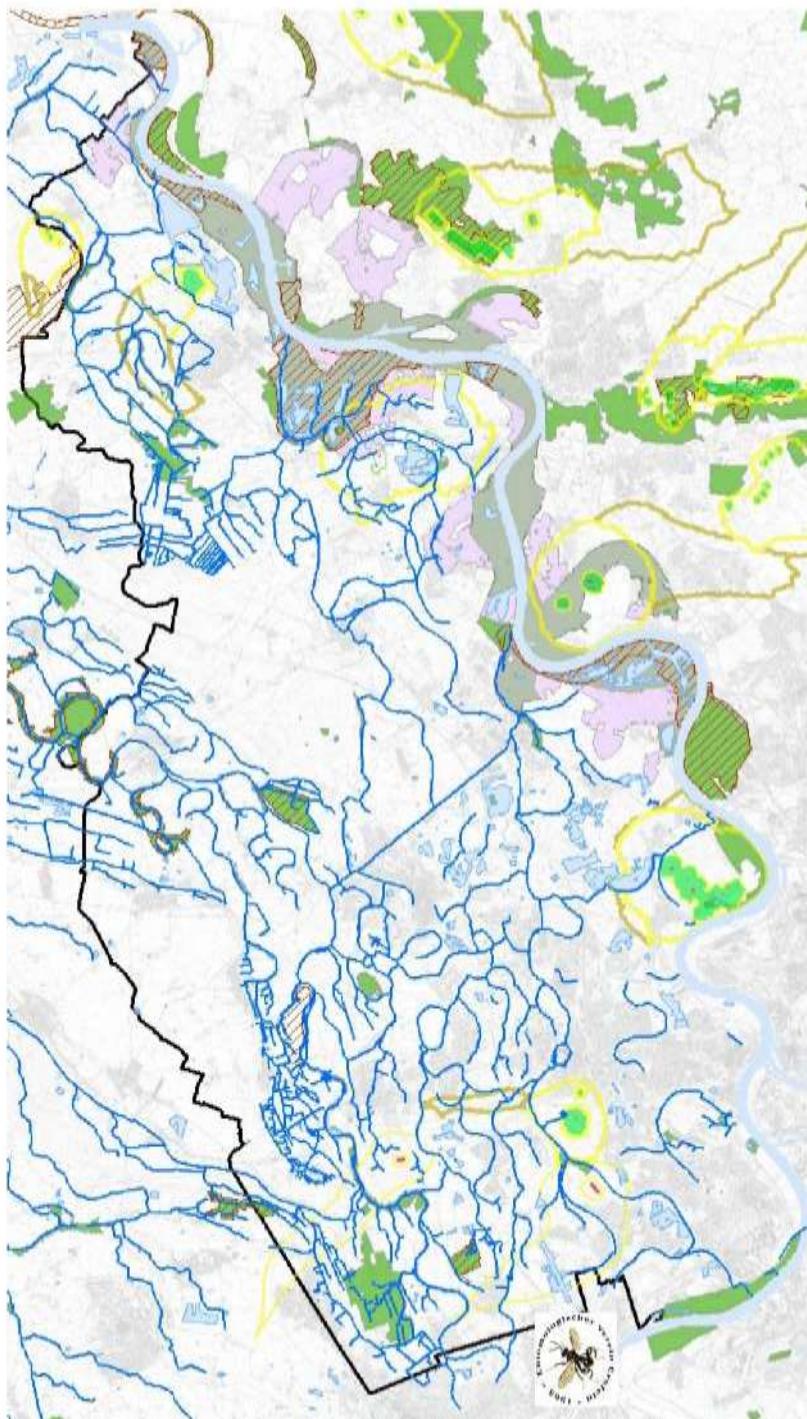
Am Linken Niederrhein in Nordrhein-Westfalen ist die Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG) für die wasserwirtschaftlichen Belange zuständig. Die Gebietsgröße umfasst 624 km<sup>2</sup> mit einem Fließgewässersystem von insgesamt 404 km Länge. Die östliche Grenze des Verbandsgebietes bildet der Rhein. Teilgebiete der Stadt Krefeld liegen im Süden, die Stadt Xanten im Norden (Karte 1). In der naturräumlichen Betrachtung ist das Untersuchungsgebiet dem Niederrheinischen Tiefland zuzuordnen (Paffen, Schüttler & Müller-Miny 1963; von Kürten 1977). Zu den Aufgaben der LINEG zählen u. a. die Regelung des Wasserabflusses der oberirdischen Gewässer und deren Unterhaltung, Rückführung der Gewässer in einen naturnahen Zustand und Regelung des Grundwasserstandes.

Die wissenschaftlich orientierte Insektenkunde - Entomologie - hat in Krefeld eine bereits über einhundertjährige Tradition. Der Entomologische Verein Krefeld e. V. wurde als wissenschaftlich orientierte, gemeinnützige Fachgesellschaft im Jahr 1905 gegründet. Seine Mitglieder befassen sich auf breiter Basis mit nahezu allen Themen der Biologie und Systematik einheimischer Insekten (Entomologischer Verein Krefeld e. V. o. J). Seit über 30 Jahren setzen die Krefelder Entomologen in standardisierter Methodik Malaise-Fallen ein, um die flugfähigen Insekten am Niederrhein und weit über die Region hinaus zu erfassen (Schwan et. al. 1993, Sorg et. al. 2022). Zudem obliegt dem Verein die Betreuung umfangreicher Insekten-Sammlungen, Herbare und Archive.

Für den Erhalt und die ökologische Verbesserung von Artenvielfalt und den Naturraum Niederrhein kooperieren beide Organisationen seit 2018. So werden beispielsweise an gewässernahen und weiteren Standorten die flugfähigen Insekten mittels standardisierten Malaise-Fallen erfasst.

Renaturierungen an Fließgewässern zeigen nicht immer den erhofften Effekt. Verbesserungen des ökologischen Zustands stellen sich, wenn überhaupt, erst nach Jahren der Maßnahmenumsetzung ein. Die Gewässerzönose reagiert sehr langsam und ist gegenüber vielen Faktoren empfindlich (multiple Stressoren), die außerdem aufgrund von Überlagerungen häufig nicht in vollem Umfang ersichtlich sind. Die übliche Untersuchungsmethode für das Monitoring der aquatischen Wirbellosen nach EN 16150:2012 erfasst die benthische Lebensgemeinschaft. Das Makrozoobenthos wird hierbei einmalig auf einer Fläche von insgesamt 1,25 m<sup>2</sup>, zusammengesetzt aus 20 Einzelproben in

prozentualer Verteilung der Gewässerhabitats, mittels eines Surber Samplers entnommen (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (2012).



**Karte 1:** LINEG-Gebiet mit Gewässersystem und Schutzgebieten, im Süden Sitz des Entomologischen Vereins Krefeld (ArcGIS)

Malaise-Fallen erfassen (überwiegend) flugfähige Insekten im Umfeld eines Standortes i. d. R. über größere Teile einer Vegetationsperiode. Hierbei werden Taxa aus aquatischen, Ufer-, Auen- und weiteren terrestrischen Habitaten nachgewiesen.

Dieser Beitrag stellt Teilergebnisse aus drei Projekten vor.

## Material und Methoden

### Untersuchungsgebiet

Renaturierung eines Abschnitts der Alpschen Ley in Alpen

Die Alpsche Ley ist ein organisch geprägter Bach (FG-Typ 11). Sie wurde im Winter 2017/18 in einem Teilabschnitt auf einer Strecke von etwa 400 m Länge renaturiert (Abb. 1). Zusätzlich zum begradigten Verlauf in der Ersatzaue wurde ein mäandrierender Gewässerverlauf mit Nebengerinnen und Inseln modelliert. Im den Jahren 2019 und 2023 wurden im Uferbereich Malaise-Fallen installiert.



**Abb. 1:** Renaturierungsmaßnahme an der Alpschen Ley (links: Entschlammung des begradigten Altverlaufs; Mitte: Schaffung eines neuen gewässertypkonformen Gewässerverlaufs; rechts: Sukzession nach Maßnahmenumsetzung und Malaise-Falle für das Insektenmonitoring)



**Abb. 2:** Gesamtübersicht des renaturierten Abschnitts der Alpschen Ley

## Renaturierung des Landwehrbachs im Ortsteil SchaephuySEN (Neukirchen-Vluyn)

Der Landwehrbach ist ein Fließgewässer des Typs 11 (organisch geprägter Bach). Der Abschnitt des Landwehrbachs wurde in zwei Bauabschnitten in 2012 und 2015/2016 renaturiert. Das Gewässer befindet sich im Vergleich zur Maßnahme an der Alpschen Ley in einem fortgeschritteneren Sukzessionsstadium. Der Abschnitt weist viele Gehölze im nahen Umfeld, teilweise auch einen dichten Bestand an Ufergehölzen auf (Abb. 3). Für das Monitoring dieses Abschnitts wurden zwei Malaise-Fallen eingerichtet: die erste wurde auf einer Wiese in 25 m Entfernung vom Gewässer, die zweite unmittelbar am Ufer mit Stauden und Gehölz installiert.



**Abb. 3: Renaturierter Abschnitt am Landwehrbach in SchaephuySEN**

## Fläche auf dem Gelände der Kläranlage in Moers-Gerdt

Als Pilotprojekt für eine biodiversitätssteigernde Maßnahme im terrestrischen Bereich dienen die Grünflächen auf der Kläranlage in Moers-Gerdt (Abb. 4).

Für den rheinnahen Standort wurde die Entwicklung hin zu einem Magerrasen als standorttypisch erachtet. Vor der Aussaat wurde die Fläche vorbereitet. Im ersten Schritt wurde eine Mahd mit Balkenmähwerk und Entfernung des Mahdguts durchgeführt. Anschließend wurde der nährstoffreiche Oberboden abgeschoben und als flache, verdichtete Anschiüttung am nördlichen Rand der Fläche verbracht. Da der Großteil der Samen zur Keimung auf Bodenkontakt angewiesen ist, wurde die Fläche nach der Aussaat gewalzt. Die Effizienz der Maßnahme erfolgt über ein Insektenmonitoring im Bereich der präparierten Fläche. Eine Nachbarfläche mit Mahd und Entfernung des Mahdgutes ohne vorheriges Abschieben von Oberboden dient der Kontrolle (Abb. 4).

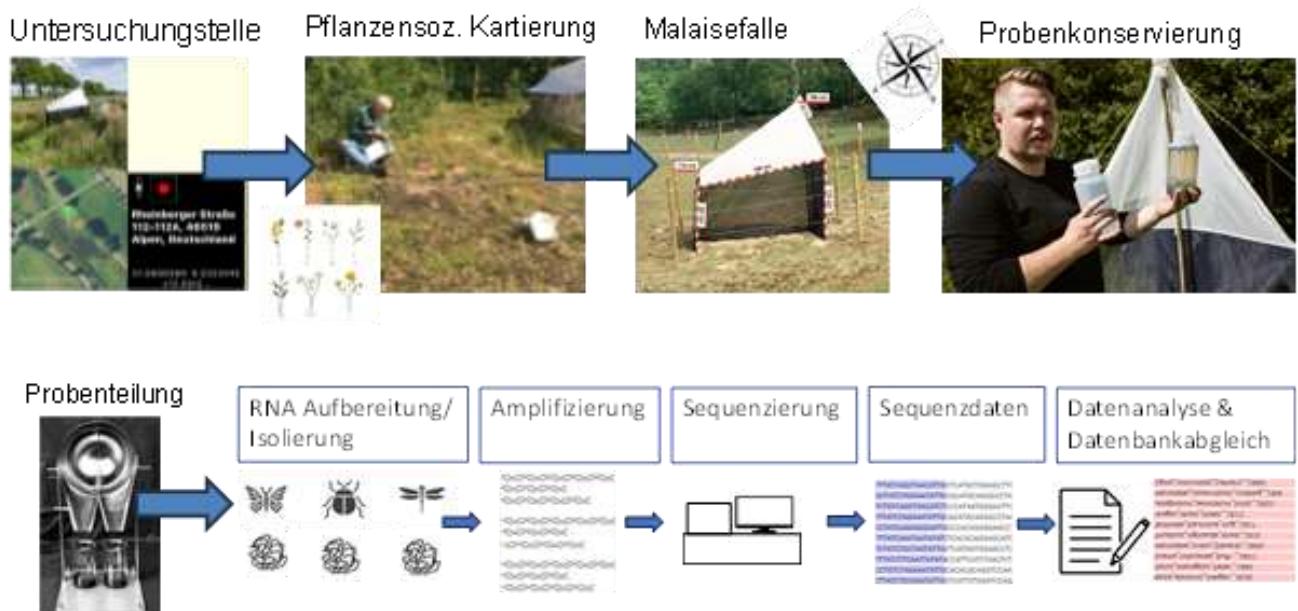
Auf dem Kläranlagengelände befanden sich seit einigen Jahren etwa 40 Bienenvölker für die Honigproduktion. Diese wurden entfernt, da die Honigbiene in starker Konkurrenz zu anderen bestäubenden Insekten steht und somit der Entwicklung einer artenreichen Biozönose entgegensteht.



**Abb. 4:** Kläranlage Moers-Gerdt (links: Übersicht mit Planvorgabe der Maßnahme, 1 – Mahd mit Balkenmähwerk und Entnahme des Mahdguts, 2 – Abschiebung der obersten Bodenschicht und Einsaat einer regional- und biotoptypischen Auswahl von Pflanzenarten, 3 – Anlagerung der abgeschobenen Bodenschicht als flache, verdichtete Anschüttung; rechts: präparierte Fläche mit abgeschobenem Boden und Malaise-Falle).

### **Methodischer Ablauf Insektenmonitoring und Metabarcoding**

Die Methodenstandards von Insektenmonitoring mittels Malaise-Fallen und anschließender Determinierung der Taxa über das Metabarcoding sind in der Literatur ausführlich dokumentiert (EVK 2022, Ssymank et al. 2018). Eine Orientierung über die Arbeitsabläufe bietet Abbildung 5.



**Abb. 5:** Schema des standardisierten Verfahrens zum Insektenmonitoring

Vor Beginn Untersuchungen wird die Lage des Standorts mit Koordinaten dokumentiert; von jeder Falle in ihrem Umfeld werden Drohnenaufnahmen aus mehreren Höhen angefertigt und eine pflanzensoziologische Kartierung durchgeführt. Bei den Fallen handelt es sich um normierte Modelle mit einheitlichem Schnittmuster (EVK 2022, Ssymank et al. 2018). Die Ausrichtung der mit 96 %-igem Ethanol gefüllten Fangflasche nach Süden wird mit einem Kompass eingemessen. Zu jeder Probe wird das Abtropfgewicht ermittelt. Zur Probenteilung wird ein eigens entwickelter Probenfraktionierer verwendet (EVK 2022). Jeweils eine Hälfte der Probe wird für das Metabarcoding herangezogen. Die andere Hälfte der konservierten Insektenprobe wird für weitere Untersuchungen anschließend dauerhaft in den Sammlungen des Entomologischen Vereins Krefeld archiviert. Die erhaltenen Sequenzdaten werden mit frei zugängliche Gendatenbanken (BOLDSYSTEMS, <https://v3.boldsystems.org>) abgeglichen und daraus Taxalisten generiert.

## Ergebnisse und Diskussion

Ausgewählte Leerungsintervalle (jeweils 19.06., 14.07. und 07.08.2023) mit hoher zu erwartender Insektdiversität stellen sich in der Gesamtanzahl der zugeordneten wissenschaftlichen Artnamen (BIN, Barcode Index Number) für die drei Standorte unterschiedlich dar (Tab. 1). In Summe konnten an den drei Standorten über das Metabarcoding 4725 Taxa auf Artniveau nachgewiesen werden. Hierbei erreichte die renaturierte Stelle an der Alpschen Ley mit 3213 BIN die höchste Diversität. Diese Anzahl entspricht im Vergleich zu den Erfahrungswerten des Entomologischen Vereins Krefeld einer Insektdiversität, wie sie üblicherweise auch in Naturschutzgebieten zu erwarten ist. Den überwiegenden Anteil an der Insektenzönose machen in allen Proben die Diptera, gefolgt von den Hymenoptera aus.

**Tab. 1: Anzahl der Barcode Index Numbers (BIN – bisher zugeordnete wissenschaftliche Artnamen) bisher analysierter Proben an den Fallenstandorten und als Summe aller Standorte**

Ordnung	Summe	Landwehrbach 1 Wiese	Landwehrbach 2 Ufer, Stauden, Gehölz	Kläranlage Moers 1	Kläranlage Moers 2	Alpsche Ley Alpen
Coleoptera	400	97	111	101	102	266
Diptera	2666	928	1004	980	870	1856
Hymenoptera	1235	376	455	382	341	853
Lepidoptera	322	82	97	99	84	193
Trichoptera	15	2	1	4	3	11
sonstige	113	37	35	32	27	34
<b>Summen</b>	<b>4725</b>	<b>1522</b>	<b>1703</b>	<b>1598</b>	<b>1427</b>	<b>3213</b>

Die für die Bewertung eines Fließgewässers relevante Ordnung der Trichoptera aus den drei Standorten zeigt Tabelle 2. Mit elf nachgewiesenen Arten ist die Vielfalt der Köcherfliegen an der Alpsche Ley am höchsten. Diese Taxazahl konnte bislang im gesamten Verbandsgebiet der LINEG mit den herkömmlichen Untersuchungen nach DIN 38410 und Multihabitat-Sampling (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung 2004 und 2012) auch in Summe über einen Zeitraum von 30 Jahren für keinen Standort im Gewässersystem (Gewässertypen 11, 14 und 19) nachgewiesen werden.

Eine Visualisierung der Ergebnisse der Metagenom-Daten ist über interaktive Krona Charts möglich. Krona ermöglicht die Untersuchung hierarchischer Daten mit zoomenden, mehrschichtigen Kreisdiagrammen (Ondov & Bergman 2013).

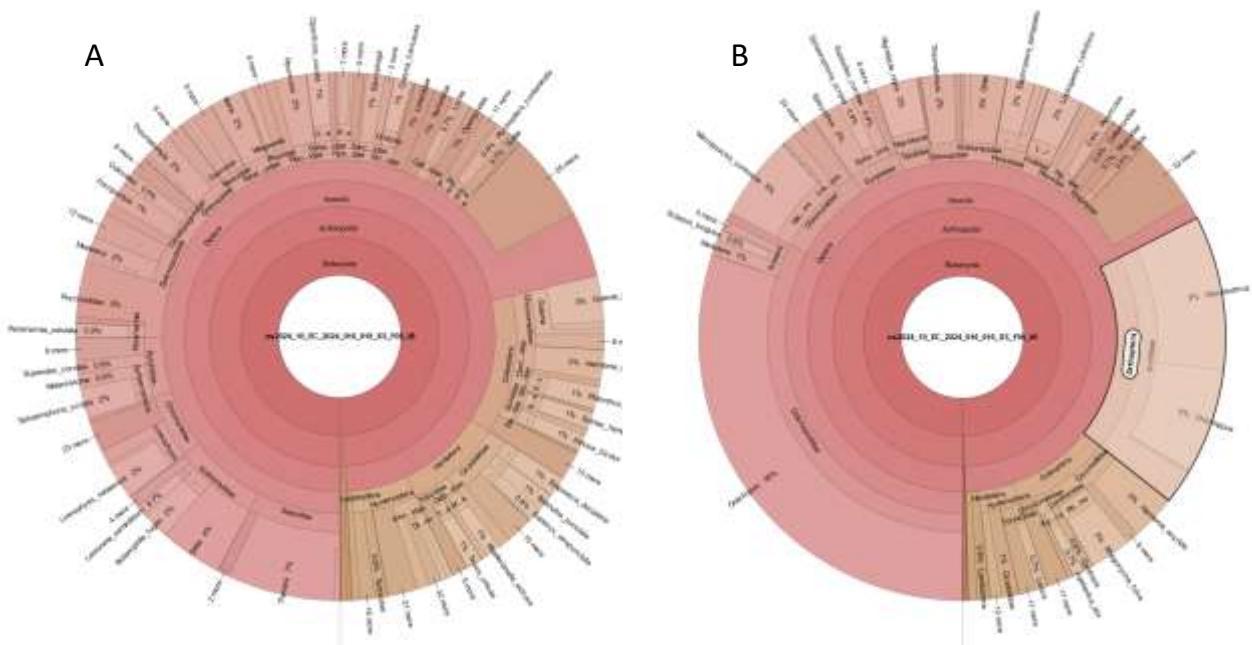
Eine Gegenüberstellung der Krona Charts der Alpschen Ley (am Ufer mit Stauden, ohne Gehölz) und des Landwehrbachs 2 (am Ufer mit Stauden, mit Gehölz) zeigt bereits auf höheren Rängen, dass die beiden Standorte deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung der Insektenzönosen aufweisen. Die Unterschiede sind besonders stark bei den Diptera ausgeprägt (Abb. 6). Während z. B. am Landwehrbach die Gattung der Langbeinfliegen (*Dolichopus*) 30 % der Readzahlen ausmacht, beträgt der Anteil der Dolichopidae auf Familienebene an der Alpschen Ley nur 2%.

**Tab. 2:** Arten der Köcherfliegen an den Fallenstandorten

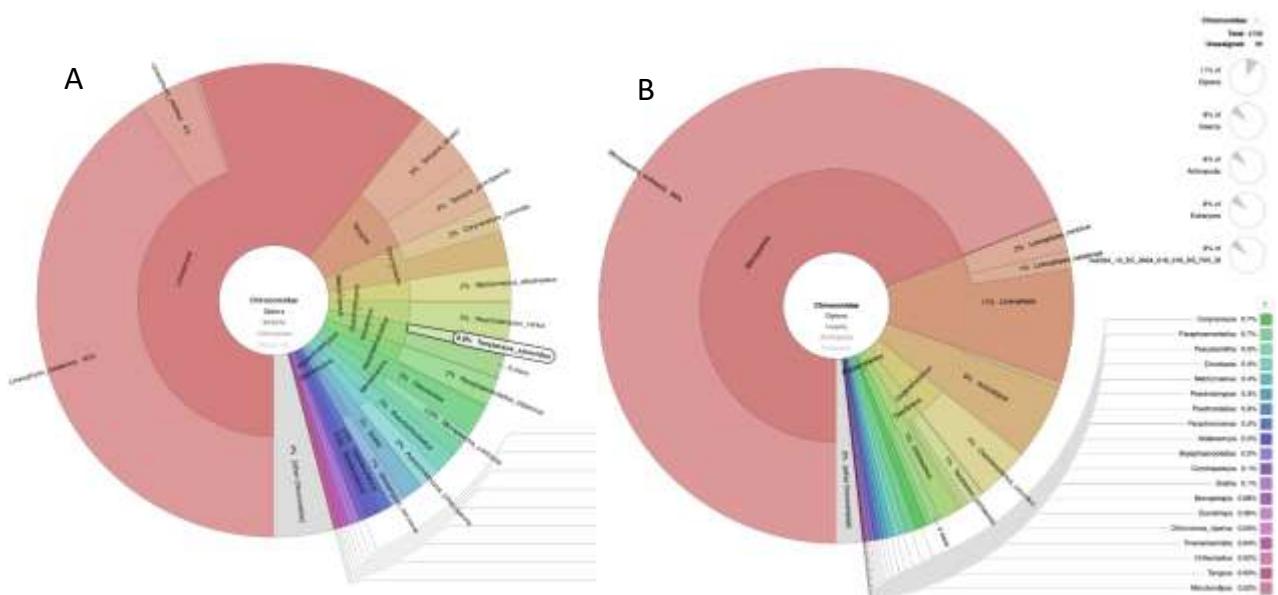
	Summe	Landwehrbach 1 Wiese	Landwehrbach 2 Ufer, Stauden, Gehölz	Kläranlage Moers 1	Kläranlage Moers 2	Alpsche Ley Alpen
Goera pilosa	•					•
Lithax obscurus	•					•
Hydropsyche angustipennis	•					•
Agraylea multipunctata	•			•	•	
Hydroptila sparsa	•					•
Orthotrichia costalis	•	•	•	•	•	
Oxyethira falcata	•					•
Oxyethira flavicornis	•	•				•
Atripsodes aterrimus	•					•
Atripsodes cinereus	•					•
Mystacides azureus	•					•
Mystacides longicornis	•					•
Mystacides niger	•					•
Stenophylax permistus	•				•	
Cyrnus trimaculatus	•			•		
<b>Summe</b>	<b>15</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>11</b>

Diese Unterschiede zeigen sich auch, wenn man bestimmte Familien vergleicht. In Abb. 7 sind die Chironomidae einer zeitgleichen Probe zwischen Alpscher Ley und Landwehrbach beispielhaft dargestellt. Hohe Anteile an *Delia* (43%) und *Dolichopus* (13%) treten an der Alpschen Ley gegenüber *Microspectra contracta* am Landwehrbach 2 auf.

Am renaturierten Abschnitt des Landwerbachs in SchaephuySEN wurden zwei Malaise-Fallen installiert. Betrachtet wird exemplarisch jeweils nur ein Anteil der Probenintervalle aus dem gleichen Zeitraum. In den Ergebnissen treten deutliche Unterschiede zwischen dem Fallenpunkt am Ufer mit Stauden und Gehölz gegenüber dem Fallenstandort auf der Wiese in 25 m Entfernung zum Bach auf (Abbildung 8). Beispielsweise ist die Signalstärke (Anzahl der reads in einem Probenintervall) an der Gewässerlinie für die Gattung *Dolichopus* und für Chironomiden dominant, während auf der Wiese *Delia spp.* vorherrscht.



**Abb. 6:** Gegenüberstellung des Metabioms mit Krona Charts von A. Alpsche Ley (Ufer mit Stauden, ohne Gehölz) und B. Landwehrbach 2 (Ufer mit Stauden, mit Gehölz)

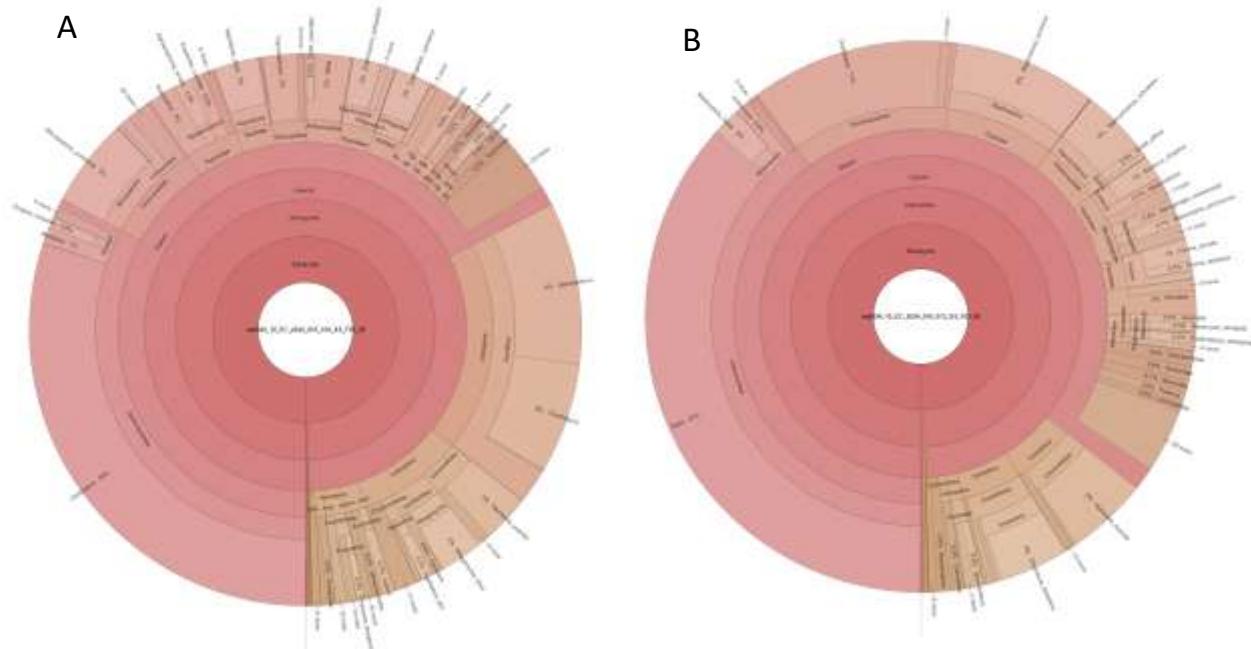


**Abb. 7:** Gegenüberstellung des Metabioms der Chironomidae mit Krona Charts von A. Alpsche Ley (Ufer mit Stauden, ohne Gehölz) und B. Landwehrbach 2 (Ufer mit Stauden, mit Gehölz)

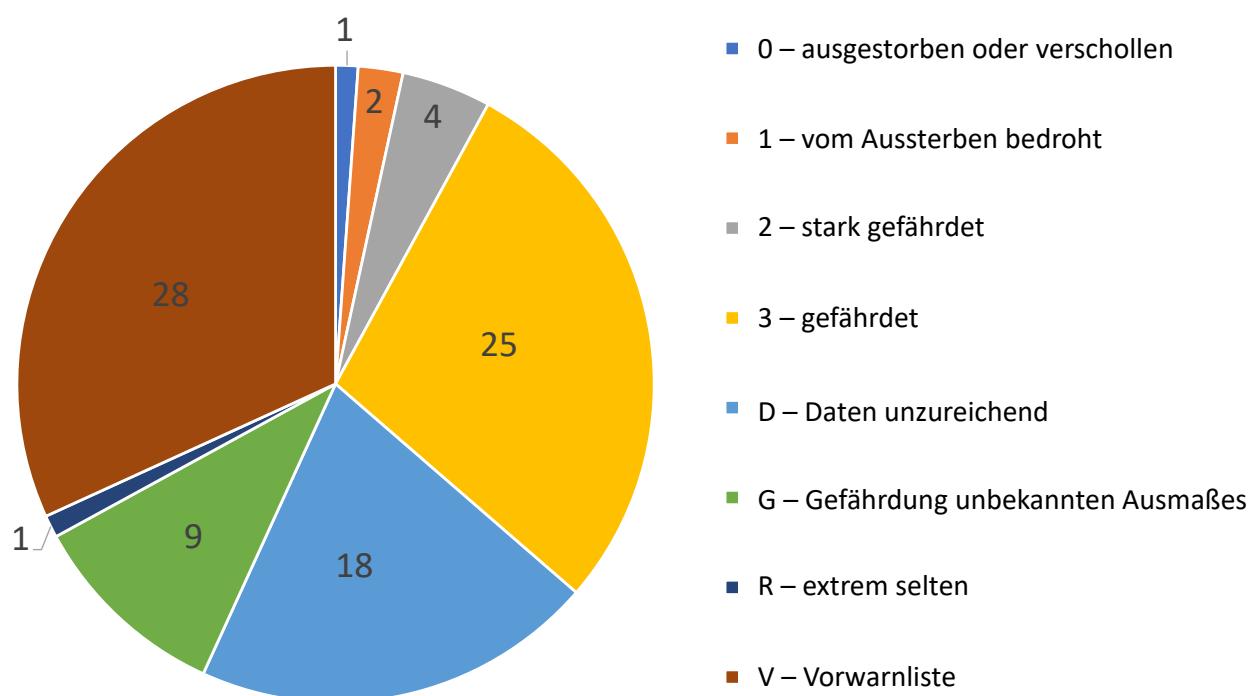
Die aus dem Metabarcoding erhaltenen Taxalisten wurden mit der Roten Liste der vom Aussterben bedrohten Arten in Deutschland abgeglichen. Im Metabarcoding-Datensatz sind 88 Taxa auf Artniveau enthalten, die einen Gefährdungsstatus gemäß der Roten Liste Deutschlands aufweisen (Abb. 9).

Die Bewertungen zur Präsenz von Taxa der Roten Liste zeigen v. a. in den Ufer-/Auenzönosen der renaturierten Bachabschnitte teils überraschende Nachweise. Hohe Read-Zahlen als Maß für eine große Quantität der Biomasse der OTUs für einen erheblichen Teil der Rote-Liste-Arten sind ein

zusätzlicher Beleg für die Qualität der Standorte. Hohe Read-Zahlen von Rote-Liste-Arten sind an allen drei Standorten nachgewiesen. Die höchste Artenvielfalt, auch Rote-Liste-Arten mit zusätzlich hohen Read-Zahlen, weist der renaturierte Abschnitt an der Alpschen Ley auf. Die Diversität ist vergleichbar mit Ergebnissen, wie sie ansonsten am Niederrhein für Naturschutzgebiete belegt sind (EVK 2022, Hörren et al. 2023).



**Abb. 8:** Gegenüberstellung des Metabioms mit Krona Charts von A. Landwehrbach 2 (Ufer mit Stauden und Gehölz) und B. Landwehrbach 1 (Wiese 25 m neben dem Gewässer)



**Abb. 9:** Gesamtanzahl der Rote Liste Arten für Deutschland an den Fallenstandorten

Untersuchungen von Insektenproben mit Malaise-Fallen und taxonomischer Aufarbeitung über genetische Methoden (hier: Metabarcoding) liefern detailliertes Wissen über gewässerassoziierte Insektenzönosen. Diese bergen Möglichkeiten zur Klärung standortspezifischer Fragestellungen und können zur Maßnahmenableitung für die Verbesserung des ökologischen Zustands herangezogen werden. Außerdem dienen sie als Basis zur Bewertung zukünftiger Veränderungen (Effizienzkontrollen) und schließen Wissenslücken über die Biodiversität in unterschiedlichen Auen- und Gewässerhabitaten.

## Zusammenfassung

Der Erfolg einer Renaturierungsmaßnahme von Fließgewässern wird in der Regel an biologischen Komponenten gemessen. Obwohl die strukturellen und hydromorphologischen Begebenheiten nach einer Maßnahme deutliches Verbesserungspotenzial im Vergleich zu begradigten und degradierten Gewässern aufweisen, stellt sich der gute ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial häufig auch Jahre danach nicht ein.

Der Fokus der Zustandsbewertung von Gewässern liegt auf dem Wasserkörper. Ufer- und Auenbereiche werden hierbei in der Regel außer Acht gelassen, obwohl in einem funktionierenden Ökosystem die unterschiedlichen Habitate miteinander in Interaktion stehen. Bei der Verbindung von Ökosystemen kommt Gewässern eine bedeutende Rolle zu.

Die Verwendung von Malaise-Fallen zusammen mit der genetischen Aufbereitung der Proben mittels Metabarcoding führt zu einer großen Anzahl von Nachweisen flugfähiger Insekten und anderen Arthropoden an einem Standort. Diese können für einen Zönosenvergleich von Habitaten und deren Bewertung herangezogen werden (EVK 2022). Anwendungsbeispiele sind Gegenüberstellungen von Standorten entlang begradigter und renaturierter Bachabschnitte oder Gewässern mit bzw. ohne Gehölzsaum.

Derartige Vergleiche tragen zu einem besseren Verständnis biotischer und abiotischer Zusammenhänge bei und dienen der Ableitung von gezielten Maßnahmen für die Umsetzung von Renaturierungen oder ökologischer Gewässerunterhaltung.

Erfolgt die Erfassung mit Malaise-Fallen sowie die parallele Aufnahme von Metadaten zur Vegetation und Habitatmerkmalen nach einem standardisierten Protokoll, dann können diese Daten für Effizienzkontrollen von Maßnahmen in der Gestaltung von Ufer- und Auenbiotopen verwendet werden.

## Literatur

- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (2004): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Teil 1: Bestimmung des Saprobenindex in Fließgewässern (M1); Publisher: Wasserchemische Gesellschaft in der GDCh, DIN; Deutsche Fassung DIN 38410-1:2004-10: <https://dx.doi.org/10.31030/9569530>
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (2012): Wasserbeschaffenheit - Anleitung für die pro-rata Multi-Habitat-Probenahme benthischer Makroinvertebraten in Flüssen geringer Tiefe (watbar); Publisher: Wasserchemische Gesellschaft in der GDCh, DIN; Deutsche Fassung EN 16150:2012: <https://dx.doi.org/10.31030/1854442>
- EVK - Entomologischer Verein Krefeld (2022): Biodiversitätsverluste in FFH-Lebensraumtypen des Offenlandes - Dokumentation zu den Ergebnissen eines Forschungsprojektes.- Series Naturalis, 2022(2): 1-335, Krefeld.

- Hallmann C. A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., et al. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas.- PLoS ONE 12(10): e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hörren, T. et al. (2023) Monitoring der Biodiversität flugaktiver Insekten in NRW.- Natur in NRW 3: 17-21.
- Kürten, W. von (1977): Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (Hrsg.). – Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 95/96 Kleve/Wesel; Bonn- Bad Godesberg.
- Ondov, B.D., Bergman, N.H., Phillippy, A.M. (2013). Krona: Interactive Metagenomic Visualization in a Web Brower. In: Nelson, K. (eds) Encyclopedia of Metagenomics. Springer, New York, NY. [https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6418-1\\_802-1](https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6418-1_802-1)
- Paffen, K., Schüttler, A. & Müller-Miny, H. (1963): Die Naturräumlichen Einheiten auf Blatt 108/109 Düsseldorf/Erkelenz. – Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung (Hrsg.): Naturräumliche Gliederung Deutschlands; Bad Godesberg.
- Schwan, H., Sorg, M. & Stenmans, W. (1993): Naturkundliche Untersuchungen zum Naturschutzgebiet "Die Spey" - I. Untersuchungsstandorte und Methoden.- Natur am Niederrhein (N.F.) 8: 1-13.
- Sorg, M., Hörren, T. & Müller, A. (2022): Insektenforschung mit Malaisefallen in Krefeld. Eines der wichtigsten Werkzeuge zur Analyse des Biodiversitätswandels bei Insekten. In: Facettenreiche Insekten, Haupt Verlag: 72-80. [https://www.entomologica.org/publ/Sorg\\_Hoerren\\_et.al\\_2022b.pdf](https://www.entomologica.org/publ/Sorg_Hoerren_et.al_2022b.pdf)
- Ssymank A., Sorg M. et al. (2018): Praktische Hinweise und Empfehlungen zur Anwendung von Malaisefallen für Insekten in der Biodiversitätserfassung und im Monitoring.- Series Naturalis 2018/1: 1–12, Krefeld.

# Use of remote sensing to assess the impact of treated wastewater discharge on water quality in the river Aller

Seyedmorteza Ghorashinejad<sup>1</sup>, Corinna Lorey<sup>1</sup>, Regina Nogueira<sup>1</sup>, Mahmud Haghghi<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Institute of Sanitary Engineering and Waste Management, Leibniz University Hannover

(SeyedMorteza.GhorashiNejad@stud.Uni-Hannover.de / Smqorashin@gmail.com )

<sup>2</sup> Institute of Photogrammetry and GeoInformation, Leibniz University Hannover

**Keywords:** Water Quality, Remote Sensing, Chlorophyll-a, Inland Water

## Introduction

Inland water resources, including streams, lakes, and wetlands, serve as essential sources of drinking water and irrigation, while also playing vital roles in industry and recreation. The quality of these waters is of critical importance because of the habitats they provide for flora and fauna, as well as their influence on climate change and the carbon cycle. Inland waters serve as both sources and sinks for greenhouse gases, including carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ) and methane ( $\text{CH}_4$ ). This affects regional climates and contributes to the broader dynamics of climate change. This highlights the significance of inland waters in climate policy and mitigation strategies (Haji Gholizadeh, Melesse and Reddi, 2016; Alcântara *et al.*, 2017; Gad *et al.*, 2022; Tian *et al.*, 2022)

One of the most urgent issues affecting the quality of inland waters globally is eutrophication. This natural process, driven by the accumulation of nutrients such as phosphorus and nitrogen in aquatic systems, becomes problematic when accelerated by human activities, a phenomenon known as cultural eutrophication. Anthropogenic sources, including agricultural runoff, domestic waste discharge, and industrial effluents, serve to exacerbate nutrient loading, which in turn gives rise to increased primary productivity. This is often visible as algal blooms, particularly those of phytoplankton (see Fig. 1). While phytoplankton are crucial to aquatic ecosystems and the ocean's carbon sequestration capacity, their excessive growth can lead to significant ecological disturbances (Smith, Tilman and Nekola, 1999; Liu, Islam and Gao, 2003; Schindler, 2006).

Chlorophyll, specifically chlorophyll-a, is widely recognized as a reliable indicator for assessing eutrophication. The monitoring of chlorophyll-a levels provides a valuable proxy for the evaluation of water quality, as this pigment is central to the photosynthetic processes of phytoplankton and correlates closely with the availability of nutrients. Chlorophyll-a concentrations are frequently employed to estimate primary productivity, phytoplankton biomass, and the trophic state of water bodies (Carlson, 1977; Watanabe *et al.*, 2015). Considering the significance of inland waters in providing essential resources, regulating climate, and supporting ecosystems, addressing eutrophication is critical. By means of a systematic monitoring of chlorophyll-a levels, it is possible to gain insights into the quality of the water and to implement measures aimed at maintaining and enhancing it.

In the field of water quality monitoring, in-situ sampling methods have traditionally been the primary approach. While these methods are known for their accuracy, they are also recognized for being lab-intensive, time-consuming, and expensive.



**Fig. 1:** River Aller in Celle, Germany, showing excessive vegetation growth, likely due to nutrient enrichment.

These methods typically yield data that are spatially and temporally constrained, providing insights only at specific sampling points and times. This limitation presents a significant challenge in capturing comprehensive water quality trends across entire lakes or river systems over extended periods (Bierman *et al.*, 2011; Chawla, Karthikeyan and Mishra, 2020; Tian *et al.*, 2023). In contrast, remote sensing has emerged as a promising alternative, offering the potential for spatially extensive, temporally continuous, and cost-effective monitoring capabilities. While this technology holds significant potential for effective water quality management, its application to small inland water bodies, such as narrow rivers and small lakes, requires careful evaluation to ensure reliability and precision.

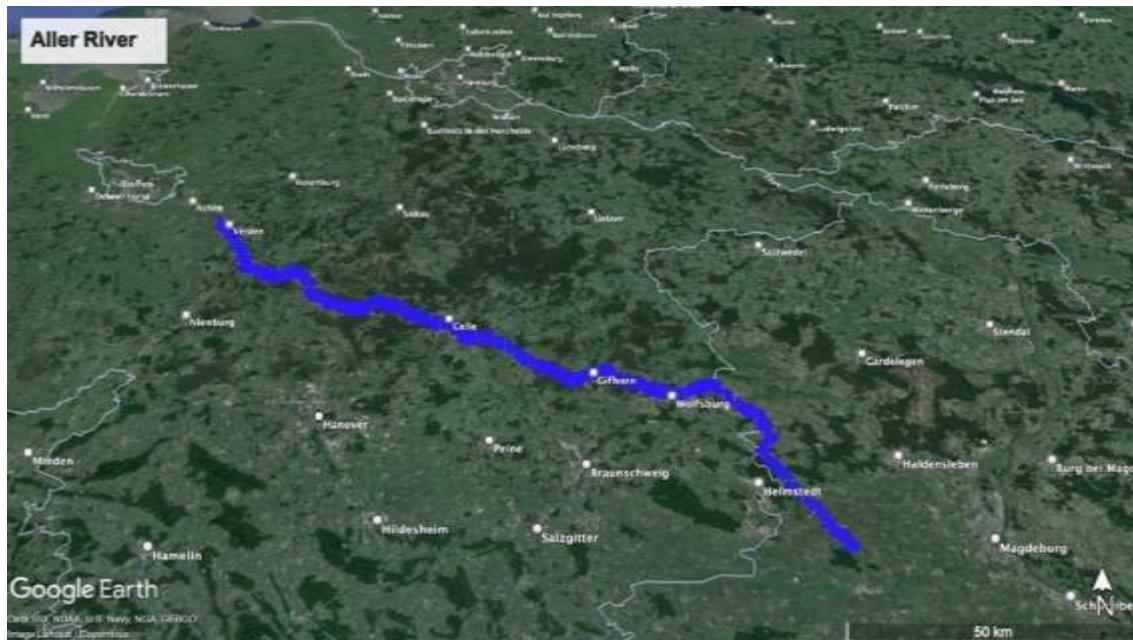
The objective of this study is to evaluate the feasibility of quantifying the water quality of small inland water bodies using remote sensing data. In particular, the aim is to investigate whether potential variations in water quality in a small river resulting from the discharge of wastewater treatment plant effluent can be detected using satellite imagery. The study will determine if changes in water characteristics, such as changes in chlorophyll-a concentration, can influence water surface reflectance values in specific bands of the electromagnetic spectrum. This study evaluates the potential of remote sensing data, specifically Sentinel-2 and PlanetLab imagery, for analyzing water quality in small inland water bodies. The analysis focuses on a study area in Germany, where the impact of treated wastewater discharge on river water quality is assessed.

## Materials and Methods

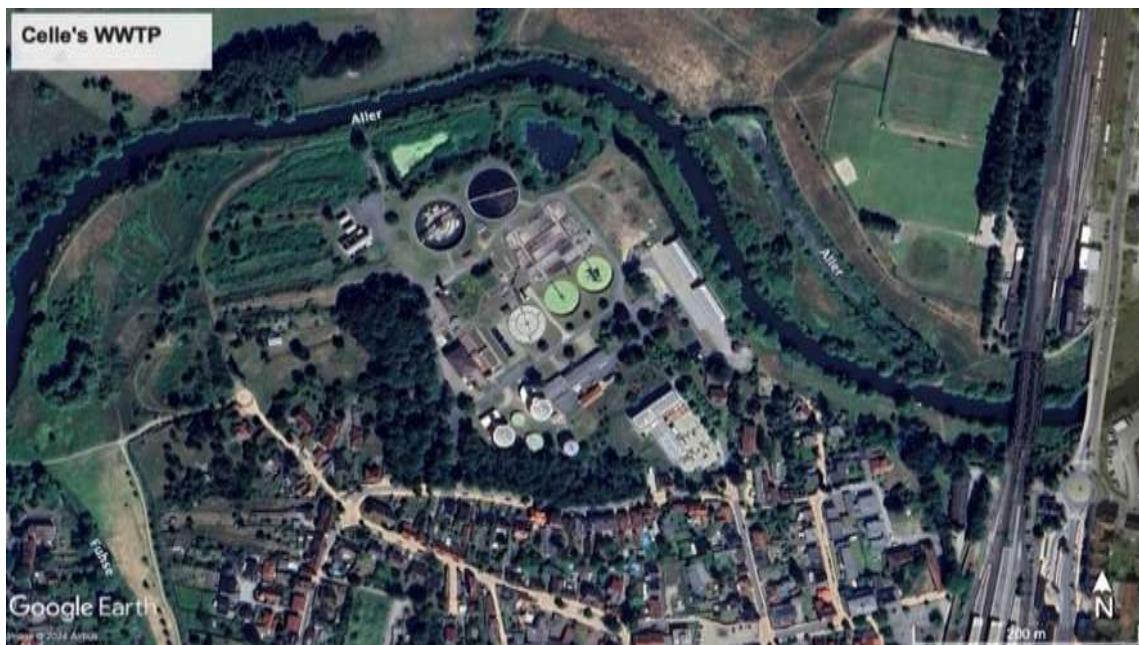
This section provides details of the materials and methodologies employed in this study, with a particular focus on the River Aller in Celle, Germany.

### Study Area

The River Aller, which flows through the city of Celle, Germany, was chosen as the case study. The river originates from several source streams in the Magdeburg Börde region near Seehausen, Saxony-Anhalt, and flows in a northwest direction, passing through several towns and cities in Lower Saxony, including Wolfsburg, Gifhorn, and Celle. It eventually joins the Weser River near Verden and continues to Bremen (Fig. 2).



**Fig. 2:** A satellite view of the Aller River (thick blue line) with cities and towns along and near the river, White lines indicate the borders of the German states (Source: Google Earth).



**Fig. 3:** Satellite view of Celle Wastewater Treatment Plant located on the Aller Riverbank (Source: Google Earth).

The Aller River has a diverse ecosystem and supports various species of flora and fauna. Over the years, it has been significantly modified for purposes such as flood control and navigation. Celle is a small historic town located north of Hannover in the state of Lower Saxony which its wastewater treatment plant is the study's point of interest. The study tries to evaluate the impact of this municipal wastewater treatment plant (Fig. 3) on the water quality of the river. Celle's wastewater treatment plant (WWTP) is located on the south bank of the Aller River in the northwest part of the city.

### ***Sampling Sections***

Two river sections were selected for evaluation of the WWTP's impact, one upstream and one downstream of the discharge point. The selection of sections was based on a number of factors, including river width, accessibility of the place, and the necessity for a sufficient distance for mixing WWTP effluent with the river water for downstream section (Fig. 4).

Upstream Section ( $52.6248^\circ$ ,  $10.0909^\circ$ ) is located approximately 2.8 kilometers before the WWTP discharge point, this section measures around 70 meters in width, ensuring minimal interference from riverbanks in remote sensing imagery. The location is accessible for sampling, as it is situated in a rowing club. Downstream Section ( $52.6257^\circ$ ,  $10.0404^\circ$ ) is positioned 1.4 kilometers after the discharge point, this section ensures sufficient effluent and river water mixing. With a width of about 35 meters and access via a boat club, it was the best possible option for downstream sampling.

While the ideal sampling location would have been the river center, technical limitations necessitated collecting samples from the riverbanks. This approach assumes uniform chlorophyll-a distribution across the section.



**Fig. 4:** Upstream and Downstream sections.

#### ***Water Sampling and Laboratory Determination of Chlorophyll-a***

Water samples were collected to determine chlorophyll-a concentrations. Sampling was scheduled around 12:00 PM local time to align with the Sentinel-2 satellite overpass, which occurs between 10:00 and 10:30 UTC (equivalent to 12:00 to 12:30 German Summer Time). Sampling involved submerging closed containers approximately 50 centimeters underwater. Once submerged, the containers were opened to collect water. Samples were transported to the laboratory the same day for analysis.

The spectrophotometric method was used to measure chlorophyll-a, based on its peak absorption at 665 nm (Shoaf and Lium, 1976). Procedures followed an application report provided by the spectrophotometer manufacturer (WTW "Wissenschaftlich-Technische", GmbH, 2015).

For preparation, 0.5 liters of water were filtered through glass fiber filters. The filters were then placed in extraction containers and submerged in 90% ethanol heated to 78°C. After 20 minutes in a water bath, the solution was stored overnight in darkness to preserve the chlorophyll-a. The following day, the filtered ethanol solution was adjusted to a volume of 25 ml and analyzed in two stages to measure chlorophyll-a concentrations. First, the initial absorbance ("E before") was measured at 665 nm. Then, 2M hydrochloric acid was added, and the absorbance ("E after") was re-measured. These absorbance values were used to calculate the chlorophyll-a concentration.

#### ***Satellite Data Acquisition***

The red and red-edge regions of the electromagnetic spectrum are particularly effective for detecting chlorophyll-a (Chl-a) concentrations. These spectral regions capture distinctive reflectance patterns associated with Chl-a and are commonly employed in remote sensing studies of aquatic ecosystems. The Sentinel-2 satellite, equipped with the MultiSpectral Instrument (MSI), provides dedicated bands in these regions. This includes the red band (Band 4, 665 nm) with a spatial resolution of 10 meters and three red-edge bands (Bands 5, 6, and 7 at 705, 740, and 783 nm, respectively) with a spatial resolution of 20 meters. The combination of spatial, spectral, and temporal resolutions makes Sentinel-2 a powerful tool for monitoring water quality in inland water bodies (Saberioon *et al.*, 2020;

Bramich, Bolch and Fischer, 2021; Ogashawara *et al.*, 2021; Sòria-Perpinyà *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2022; Pahlevan *et al.*, 2022; Salls *et al.*, 2024).

In addition, the PlanetScope mission offers relevant bands through its PSB.SD instrument, including a red band (Band 6, 665 nm) and a red-edge band (Band 7, 705 nm) at a finer spatial resolution of 3 meters. Although PlanetScope has fewer spectral bands than Sentinel-2, its higher spatial resolution is advantageous for monitoring small water bodies, making it a viable alternative for tracking Chl-a concentrations (Planet Labs, 2024).

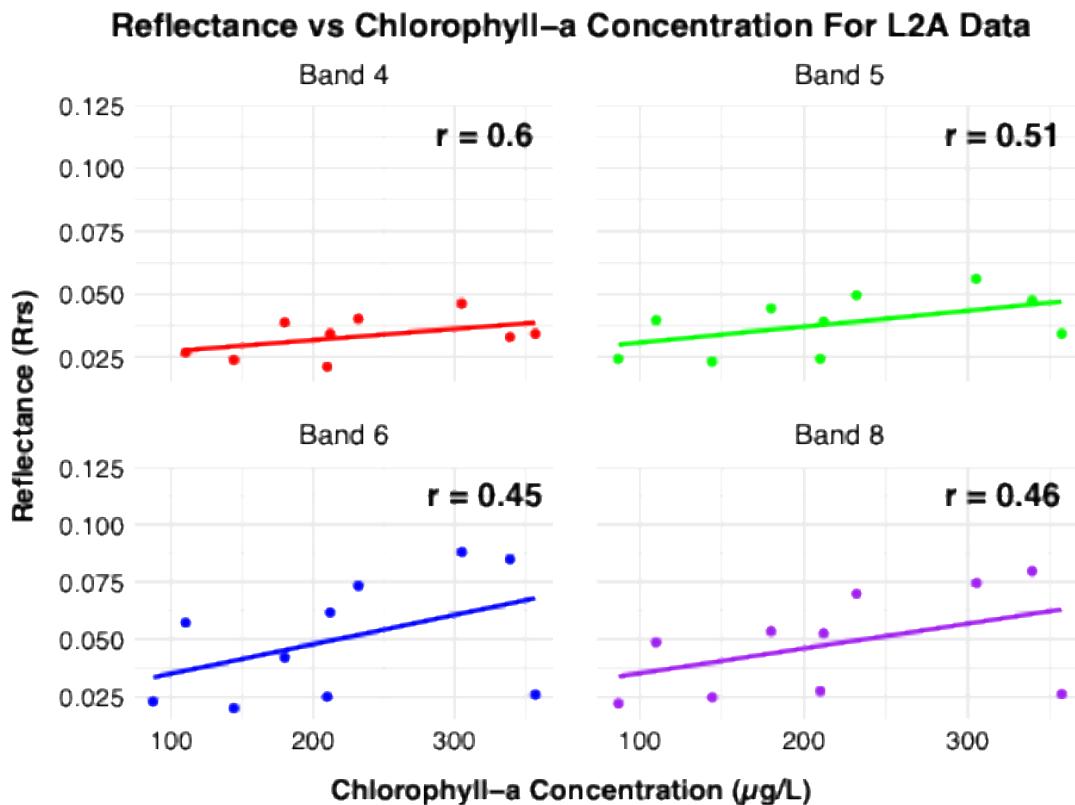
The Planet mission, with its near-daily temporal resolution and superior spatial resolution, provides a promising platform for water quality studies, particularly for small inland waters like the Aller River. Compared to Sentinel-2's bi-weekly coverage, Planet data enhances the likelihood of obtaining cloud-free imagery, which is critical in regions with frequent overcast skies, such as Germany. For instance, in June 2024, Planet satellites captured 25 images compared to Sentinel-2's 12, highlighting the advantages of higher temporal frequency. In this study, three cloud-free PlanetScope images synchronized with in-situ water sampling were utilized.

For this study, Sentinel-2 imagery with Level-2A atmospheric-corrected data was used to extract water surface reflectance values. The temporal resolution of Sentinel-2 (two images every five days) increases the likelihood of obtaining cloud-free imagery, which is particularly important in northern Germany, where overcast skies are frequent. PlanetScope data was also considered due to its higher spatial resolution of 3 meters and near-daily revisit rate, which enhances temporal coverage. While PlanetScope provides fewer spectral bands, its red and red-edge bands offer complementary insights for Chl-a monitoring. For PlanetScope, the eight-band PSScene surface reflectance data was used and assessed in this study.

## Results and Discussion

To determine chlorophyll-a (Chl-a) concentrations at the beginning of summer 2024, a total of ten sampling tours were conducted in May and July. Sampling dates were scheduled to align with Sentinel-2 and Planet satellite overpasses under cloud-free atmospheric conditions to evaluate the relationship between in-situ Chl-a concentrations and satellite-derived reflectance data. Sentinel-2 imagery was available for five cloud-free days (May 10, 15, 23, and June 27, 29), while Planet imagery provided data for three dates (May 10 and June 25, 26).

The measured Chl-a concentrations ranged from 87 to 357 µg/L in the upstream section and from 65 to 339 µg/L in the downstream section. For water surface reflectance values, two types of reflectance data were used, one from Sentinel-2 and the other from Planet satellites. As expected, water surface reflectance values in the red and red-edge regions of the electromagnetic spectrum were notably low. For Sentinel-2, reflectance values ranged from a minimum of 0.0194 in Band 04 (665 nm) (upstream) to a maximum of 0.0848 in Band 06 (740 nm) (downstream), all staying below 0.1. Similarly, PlanetScope data exhibited reflectance values below 0.1. The maximum reflectance value of 0.0848 occurred in Band 07 (705 nm) in the downstream section, while the minimum value of 0.0229 was observed in Band 06 (665 nm) in the upstream section.



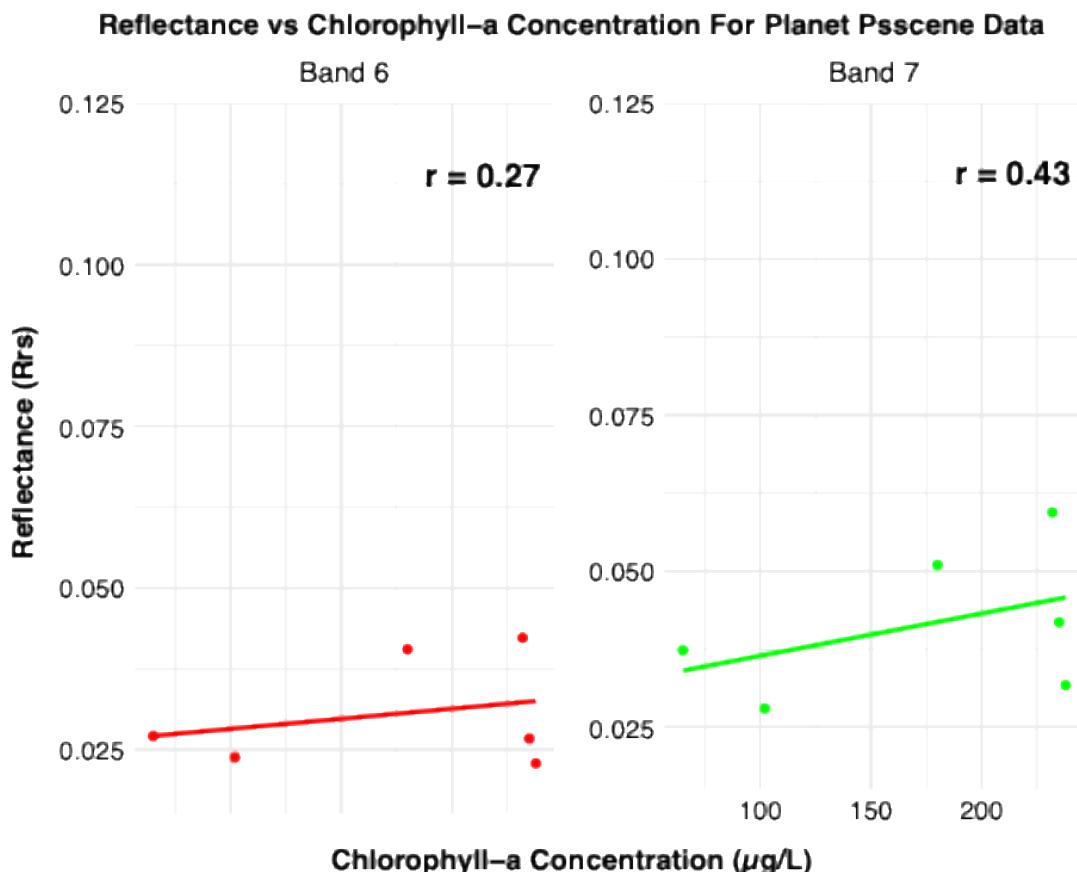
**Fig. 5:** Correlation Plots and Pearson Correlation Coefficient -  $r$  for bands 4, 5, 6, and 8 of Sentinel-2 L2A data.

Field measurements consistently indicated that chlorophyll-a (Chl-a) concentrations were higher downstream of the wastewater treatment plant (WWTP) compared to upstream on all Sentinel-2 satellite passing dates except May 23. This observation highlights the influence of treated wastewater discharge on downstream water quality. Sentinel-2 satellite data, particularly reflectance values in specific spectral bands sensitive to Chl-a, corroborated this pattern. Reflectance values derived from Sentinel-2 showed higher values downstream on four out of five cloud-free dates (May 10, 15, June 27, and 29), aligning with the in-situ measurements. This trend was especially pronounced in the red (Band 4, 665 nm) and red-edge (Band 5, 705 nm) regions of the electromagnetic spectrum, which are known for their sensitivity to chlorophyll-a concentrations. For instance, on May 10, Band 4 reflectance was 0.0388 upstream and increased to 0.0403 downstream, while Band 5 reflectance rose from 0.0443 upstream to 0.0496 downstream. Similarly, on June 29, Band 4 reflectance increased from 0.0212 upstream to 0.033 downstream, and Band 5 reflectance rose from 0.0243 upstream to 0.0474 downstream. These consistent increases in reflectance values downstream align with the higher chlorophyll-a concentrations measured in the field, further validating the use of Sentinel-2 data for monitoring water quality.

The relationship between reflectance and Chl-a concentrations was quantified through correlation analysis. Among the Sentinel-2 Level-2A spectral bands, Band 4 (665 nm) and Band 5 (705 nm) exhibited the strongest correlations with Chl-a concentrations, with coefficients of 0.6 and 0.51, respectively (Fig. 5). These moderate-to-strong correlations underscore the capability of Sentinel-2 to detect spatial variations in water quality, even in a narrow river like the Aller.

For Planet Data, two bands were analyzed, Red Band (Band 6-665 nm) and Red-Edge Band (Band 7-705 nm), which are comparable to Sentinel-2's Bands 4 and 5. Reflectance values for both bands were consistently higher downstream, aligning with trends observed in Sentinel-2 data. However, Chlorophyll-a concentrations showed inconsistent patterns, with downstream concentrations higher on May 10 but lower or nearly equal on June 25 and 26, respectively. Correlation analyses between reflectance and Chlorophyll-a yielded coefficients of 0.27 (Band 6) and 0.43 (Band 7), indicating a weak relationship in this limited dataset (Fig. 6).

While Planet data holds significant potential for small water bodies due to its spatial and temporal resolution, the results highlight the need for more extensive sampling and cloud-free imagery to validate the correlation between reflectance and Chlorophyll-a concentrations. This study recommends further exploration of Planet data for monitoring small water bodies and emphasizes the importance of synchronizing in-situ sampling with satellite overpasses to enhance dataset reliability.



**Fig. 6:** Correlation Plots and Pearson Correlation Coefficient -  $r$  for bands 6 (665 nm) and 7 (705 nm) of Planet Data.

## Conclusions

This study evaluated the impact of the Celle Wastewater Treatment Plant (WWTP) on the River Aller's water quality, focusing on Chlorophyll-a (Chl-a) concentrations as a key indicator of eutrophication. By comparing in-situ measurements and remote sensing data, it demonstrated the feasibility of using satellite imagery, particularly Sentinel-2, and Planet Satellites, to monitor water quality in small inland water bodies. The findings demonstrate that Sentinel-2 data provides promising results, showing correlation with in-situ measurements for capturing variations in chlorophyll-a (Chl-a) concentrations, even in a narrow river like the Aller. Among the Sentinel-2

bands analyzed, the red band (665 nm) and the red-edge band (705 nm) showed the strongest correlations with in-situ Chl-a measurements, with correlation coefficients of 0.6 and 0.51, respectively. These results suggest that the spectral and spatial resolution of Sentinel-2, particularly its Level-2A data, is useful for monitoring water quality in small inland water bodies. Moreover, while Sentinel-2 imagery proved effective for this study, future research should focus on integrating additional high-resolution satellite platforms to enhance the accuracy and precision of water quality assessments.

Additionally, PlanetScope data, with its higher spatial and temporal resolution, offered additional potential for monitoring small rivers like the Aller. However, the correlation between its reflectance values and in-situ Chl-a concentrations was weaker in this study, with coefficients of 0.27 and 0.43 for its red (665 nm) and red-edge (705 nm) bands, respectively. This discrepancy may reflect the limited dataset and emphasizes the need for more extensive sampling for longer study duration. Of the ten total sampling events, Chl-a concentrations in the downstream section were higher than those upstream on seven occasions. On June 25th, however, the concentration was higher upstream, and on June 26th, the concentrations were nearly identical between sections. Notably, these dates represent two of the three synchronized in-situ data points used with PlanetScope imagery, suggesting the possibility of undetected errors for these days. While PlanetScope offers significant advantages due to its superior temporal and spatial resolution, additional data is needed to comprehensively evaluate its performance in this study. Nonetheless, its daily revisit rate and 3-meter spatial resolution remain valuable features, particularly for regions with frequent cloud cover, such as northern Germany.

Overall, this study successfully demonstrated the potential of remote sensing technologies, particularly Sentinel-2, for monitoring water quality in small inland water bodies. Integrating satellite data with in-situ measurements provides a scalable and efficient approach for evaluating eutrophication and broader water quality issues. Further research is recommended to expand the use of higher-resolution satellite systems, refine empirical models, and enhance the applicability of remote sensing for sustainable water resource management and environmental monitoring

## Acknowledgments

This paper is part of a Master's Thesis for the course of studies "Water Resources and Environmental Management" at the Leibniz University of Hannover, Germany.

## References

- Alcântara, E. *et al.* (2017) 'Modeling the spatio-temporal dissolved organic carbon concentration in Barra Bonita reservoir using OLI/Landsat-8 images', *Modeling Earth Systems and Environment*, 3(1), p. 11. Available at: <https://doi.org/10.1007/s40808-017-0275-2>.
- Bierman, P. *et al.* (2011) 'A review of methods for analysing spatial and temporal patterns in coastal water quality', *Ecological Indicators*, 11(1), pp. 103–114. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.11.001>.
- Bramich, J., Bolch, C.J.S. and Fischer, A. (2021) 'Improved red-edge chlorophyll-a detection for Sentinel 2', *Ecological Indicators*, 120, p. 106876. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106876>.
- Carlson, R.E. (1977) 'A trophic state index for lakes', *Limnology and Oceanography*, 22(2), pp. 361–369. Available at: <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>.
- Chawla, I., Karthikeyan, L. and Mishra, A.K. (2020) 'A review of remote sensing applications for water security: Quantity, quality, and extremes', *Journal of Hydrology*, 585, p. 124826. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124826>.

- Gad, M. *et al.* (2022) ‘Appraisal of Surface Water Quality of Nile River Using Water Quality Indices, Spectral Signature and Multivariate Modeling’, *Water*, 14(7), p. 1131. Available at: <https://doi.org/10.3390/w14071131>.
- Haji Gholizadeh, M., Melesse, A.M. and Reddi, L. (2016) ‘Spaceborne and airborne sensors in water quality assessment’, *International Journal of Remote Sensing*, 37(14), pp. 3143–3180. Available at: <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1190477>.
- Liu, N. *et al.* (2022) ‘Quality control based Chlorophyll-a estimation with two-band and three-band algorithms using Sentinel-2 MSI data in a complex inland lake, China’, *Geocarto International*, 37(27), pp. 18094–18115. Available at: <https://doi.org/10.1080/10106049.2022.2136267>.
- Liu, Y., Islam, M.A. and Gao, J. (2003) ‘Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing’, *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 27(1), pp. 24–43. Available at: <https://doi.org/10.1191/0309133303pp357ra>.
- Ogashawara, I. *et al.* (2021) ‘The Use of Sentinel-2 for Chlorophyll-a Spatial Dynamics Assessment: A Comparative Study on Different Lakes in Northern Germany’, *Remote Sensing*, 13(8), p. 1542. Available at: <https://doi.org/10.3390/rs13081542>.
- Pahlevan, N. *et al.* (2022) ‘Simultaneous retrieval of selected optical water quality indicators from Landsat-8, Sentinel-2, and Sentinel-3’, *Remote Sensing of Environment*, 270, p. 112860. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112860>.
- Planet Labs (2024) *Understanding PlanetScope Instruments*. Available at: <https://developers.planet.com/docs/apis/data/sensors/> (Accessed: 8 August 2024).
- Saberioon, M. *et al.* (2020) ‘Chlorophyll-a and total suspended solids retrieval and mapping using Sentinel-2A and machine learning for inland waters’, *Ecological Indicators*, 113, p. 106236. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106236>.
- Salls, W.B. *et al.* (2024) ‘Expanding the Application of Sentinel-2 Chlorophyll Monitoring across United States Lakes’, *Remote Sensing*, 16(11), p. 1977. Available at: <https://doi.org/10.3390/rs16111977>.
- Schindler, D.W. (2006) ‘Recent advances in the understanding and management of eutrophication’, *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), pp. 356–363. Available at: [https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1\\_part\\_2.0356](https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356).
- Shoaf, W.T. and Lium, B.W. (1976) ‘Improved extraction of chlorophyll a and b from algae using dimethyl sulfoxide’, *Limnology and Oceanography*, 21(6), pp. 926–928. Available at: <https://doi.org/10.4319/lo.1976.21.6.0926>.
- Smith, V.H., Tilman, G.D. and Nekola, J.C. (1999) ‘Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems’, *Environmental Pollution*, 100(1–3), pp. 179–196. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3).
- Sòria-Perpinyà, X. *et al.* (2021) ‘Validation of Water Quality Monitoring Algorithms for Sentinel-2 and Sentinel-3 in Mediterranean Inland Waters with In Situ Reflectance Data’, *Water*, 13(5), p. 686. Available at: <https://doi.org/10.3390/w13050686>.
- Tian, S. *et al.* (2022) ‘Remote sensing retrieval of inland water quality parameters using Sentinel-2 and multiple machine learning algorithms’, *Environmental Science and Pollution Research*, 30(7), pp. 18617–18630. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23431-9>.
- Tian, S. *et al.* (2023) ‘Remote sensing retrieval of inland water quality parameters using Sentinel-2 and multiple machine learning algorithms’, *Environmental Science and Pollution Research*, 30(7), pp. 18617–18630. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23431-9>.
- Watanabe, F.S.Y. *et al.* (2015) ‘Estimation of chlorophyll-a concentration and the trophic state of the Barra Bonita hydroelectric reservoir using OLI/Landsat-8 images’, *International journal of environmental research and public health*, 12(9), pp. 10391–10417.

# **Phylib-FG 7.0 - ein deutlich verbessertes und erweitertes Instrument zur Bewertung von Fließgewässern in Übereinstimmung mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie**

*Antje Gutowski<sup>1</sup>, Ilka Schönfelder<sup>2</sup>, Doris Stelzer<sup>3</sup> & Andreas Müller<sup>4</sup>*

<sup>1</sup> AlgaLab, Hohenkampsweg 25, 28355 Bremen, a.gutowski@t-online.de,

<sup>2</sup> Büro für Diatomeenanalyse, Professor-Zeller-Straße 2, 15366 Neuenhagen, ilka.schoenfelder@t-online.de,

<sup>3</sup> Nornenweg 2b, 85521 Riemerling, stelzer@posteo.de,

<sup>4</sup> chromgruen Planungs- und Beratungs-GmbH & Co. KG, Gröndelle 3, 42555 Velbert, info@chromgruen.com

**Keywords:** Wasserrahmenrichtlinie, Bewertungsverfahren, Makrophyten, Diatomeen, PoD

## **Einleitung**

Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) ist die Erreichung bzw. Erhaltung des guten ökologischen Zustandes natürlicher Oberflächengewässer. Dieser ist durch in Artenzusammensetzung und Abundanz ähnliche Gesellschaften zu denen von Referenzbedingungen definiert. Für Flüsse erfolgt eine solche Bewertung u.a. anhand der benthischen Flora mit der Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos (M&P)“, die sich wiederum aus den Teilkomponenten „Makrophyten (MP)“, „Diatomeen (DIA)“ und „Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD)“ zusammensetzt. Das Verfahren wurde 2004 entwickelt, hat seitdem einige Anpassungen erfahren und ist inzwischen ein fester Bestandteil des Ländermonitorings (Schaumburg et al. 2004, 2005, 2012). Aktuell wird die inhaltlich mit PHYLIC 5.3 identische online-Version 6.2.3 genutzt. Diese Version wurde, finanziert durch das Umweltbundesamt und die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und unter Einbeziehung weiterer Projekte der Bundesländer, weiterentwickelt und in zwei LAWA-Projekten (O 6.22/O 6.23) als Phylib-FG 7.0 zur Anwendungsreife gebracht. Ein Beirat der LAWA begleitete diesen Prozess und die Bundesländer haben Phylib-FG 7.0 getestet. Im Folgenden sollen die Änderungen und Verbesserungen dargestellt werden. Sie werden im Abschlussbericht des Projektes ausführlich dargestellt (Müller et al. 2024).

## **Ausgangssituation**

Für das Verfahren gibt es Vorgaben zu Probenahme und Analyse, die sich etabliert haben und unverändert geblieben sind. Neue Erkenntnisse lagen dagegen hinsichtlich der Taxonomie und Ökologie von Indikator-Arten vor. Grundlage für die Überprüfungen waren die bereits in Vorgänger-Projekten ermittelten Daten und Ergebnisse, Angaben aus der Literatur und eigene Erfahrungen (Pfister et al. 2016, Van de Weyer et al. 2017, Van de Weyer & Stelzer 2018, Müller & Schönfelder 2022, 2023, Rolauffs et al. 2020, 2021). Im LAWA-Projekt wurden zusätzlich Daten aus dem Monitoring der Jahre 2015-2019 übermittelt, mit denen die Einschätzungen deutlich präzisiert werden konnten.

## **Ergebnisse**

### **Taxonomie**

Die Bundestaxaliste 05/2020 (Schilling 2020) und ihr Addendum 2023 wurden implementiert und können nun von den Anwendern als Grundlage des Datenimports verbindlich genutzt werden.

### **Indikationslisten**

Einen wichtigen Aspekt bildete die Aufnahme bisher nicht berücksichtigter Taxa und ihre Einstufung in Indikatorkategorien der Makrophyten und des PoD, die durch ihr Auftreten und ihre Abundanz Aussagen zur ökologischen Güte der Gewässer erlauben. Weiterhin gehen bei den Makrophyten nun einige ausgewählte amphiphytische Arten unabhängig von der angegebenen „Wuchsform“ in die Bewertung ein. Bei den Diatomeen, die über verschiedene Module zu einer Bewertung kommen, wurden für die Berechnung von TI bzw. SI die „Trophie“ und „Saprobitätswerte“ durch die Werte nach Pfister et al. (2016) aktualisiert. Außerdem wurde die Berechnung der RAS unter Berücksichtigung saprobietoleranter Taxa der fünfstufigen Skala der Bewertung nach WRRL angepasst. Für die Berechnung des Halobienindex wurde mehr Halobie-Kategorien entwickelt und die Formel entsprechend adaptiert (Schönenfelder & Müller, 2022). Listen wie die Ausschlussliste „Phytoplankton“ sowie die „Referenzartenkataloge“ der Indikatorarten wurden überprüft und ergänzt.

### **Biozönotische Fließgewässer-Typen**

Grundsätzlich liegt die Einteilung der FG-Typen der Gewässerflora die LAWA-Typologie der Fließgewässer Deutschlands zugrunde (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008, Pottgiesser 2018). Allerdings reagieren die Teilkomponenten auf einige Faktoren differenzierter, sodass eigene biozönotische Typen definiert werden mussten. Diese Typen wurden überprüft, teils angepasst und erweitert. Für die Makrophyten wurden die Biozönotischen Typen noch besser an die LAWA-Typen angepasst. Als Folge dieser Überarbeitung wird der Subtyp „MPG“, der grundwassergeprägten potamalen Fließgewässer der Mittelgebirge und Voralpen nun nicht mehr ausgewiesen. Die Bewertung dieser Gewässer erfolgt nun gemäß Typ „MP“. Bei den Diatomeen wurden der Typ D 6 auf die Schieferregion erweitert und zwei neue Typen aufgestellt (D 5.1 für feinmaterialreiche silikatische Bäche im Mittelgebirge und D 12.0 für den LAWA Typ 21\_N). Die größten Veränderungen gab es beim PoD. Die bislang 10 PoD-Typen wurden weiter differenziert, so dass nun 15 PoD-Typen zur Verfügung stehen. Damit können die Keupergewässer gesondert bewertet werden. Eine Übersicht über die Veränderungen kann den Tabellen 13 bis 17 im Abschlussbericht entnommen werden (Müller et al. 2024). Durch alle diese Maßnahmen konnten Lücken geschlossen werden.

### **Bewertung und Interkalibrierung**

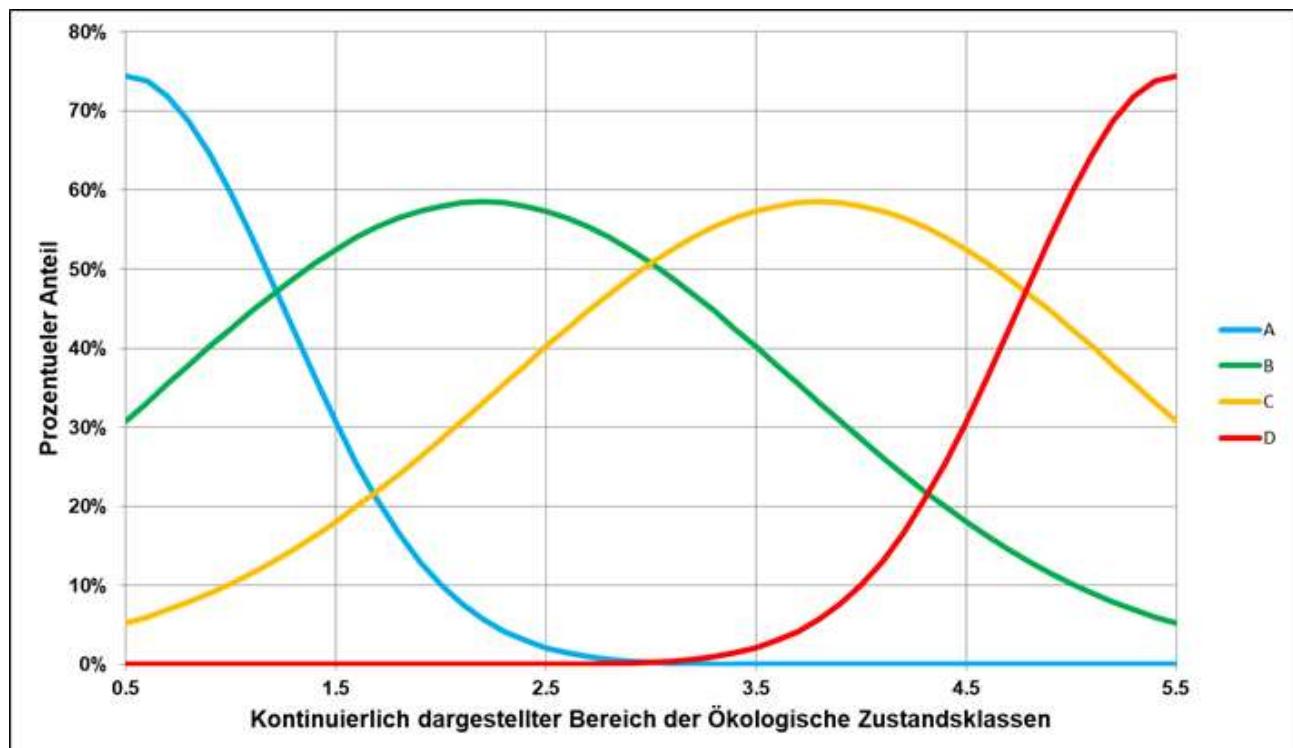
Weiterhin bestanden für die Anwendung des Bewertungsverfahrens größere Anpassungswünsche für das Verfahren hinsichtlich Praktikabilität und Plausibilität der Bewertung.

Durch Abwertungen bei Massenentwicklungen einzelner Taxa kam es in PHYLIB 5.3 bei Makrophyten und Diatomeen zu Klassensprüngen. Dies konnte im neuen Verfahren durch Linearisierung von Bewertungen für beide Teilkomponenten vermieden werden. Zusätzlich wurde bei den Makrophyten die Liste der relevanten Arten einer Helophytendominanz erweitert und dieses Kriterium auf alle Typen erweitert.

Wesentliche Veränderungen betrafen auch die Indizes zur Berechnung der ökologischen Zustandsklassen (ÖZK). Bei den Makrophyten wurde eine zusätzliche Indikatorgruppe eingearbeitet und für alle Typen die Indikatoreinstufungen und Zusatzkriterien überarbeitet. Durch eine breitere

Datenbasis konnte die Bewertung der großen Ströme der Mittelgebirge und Voralpen (Typ „Mg“) nun ermöglicht werden. Außerdem werden die Bewertungsergebnisse den internationalen EQR-Klassengrenzen (0,2 // 0,4 // 0,6 // 0,8) entsprechend auf normierte ökologische Qualitäts-Quotienten umgerechnet.

Beim PoD führten grundsätzliche Überlegungen der Verteilung der Arten im Spektrum der ökologischen Zustände ebenfalls zu einer veränderten Indexberechnung. Dabei wird davon ausgegangen, dass sich Präferenzen und Toleranzen der Taxa der jeweiligen Indikatorkategorie durch Änderungen in der Abundanz als eine Gauß'sche Normalverteilungskurve beschreiben lassen (Abb. 1). Ihre unterschiedlichen Sten- bzw. Euryökien zeigen sich in Halbwertsbreiten ihrer Normalverteilungskurven, und die Arten der Indikatorkategorien (Indikatorengruppen) ordnen sich hinsichtlich ihrer Ansprüche an unterschiedlichen Positionen des Belastungsgradienten an. Die Schwerpunkte der Verteilung liegen für die euryöken, toleranten Referenzarten (B) bei 1/3 der Skala und für die eutraphenten, ubiquitären Taxa (C) bei 2/3 der Skala. Dies führt zu einer Anpassung der Indexberechnung, in die nun die quadrierten Abundanzen der B und C-Arten mit dem Faktor 1/3 (statt früher zu je 1/2) eingehen.



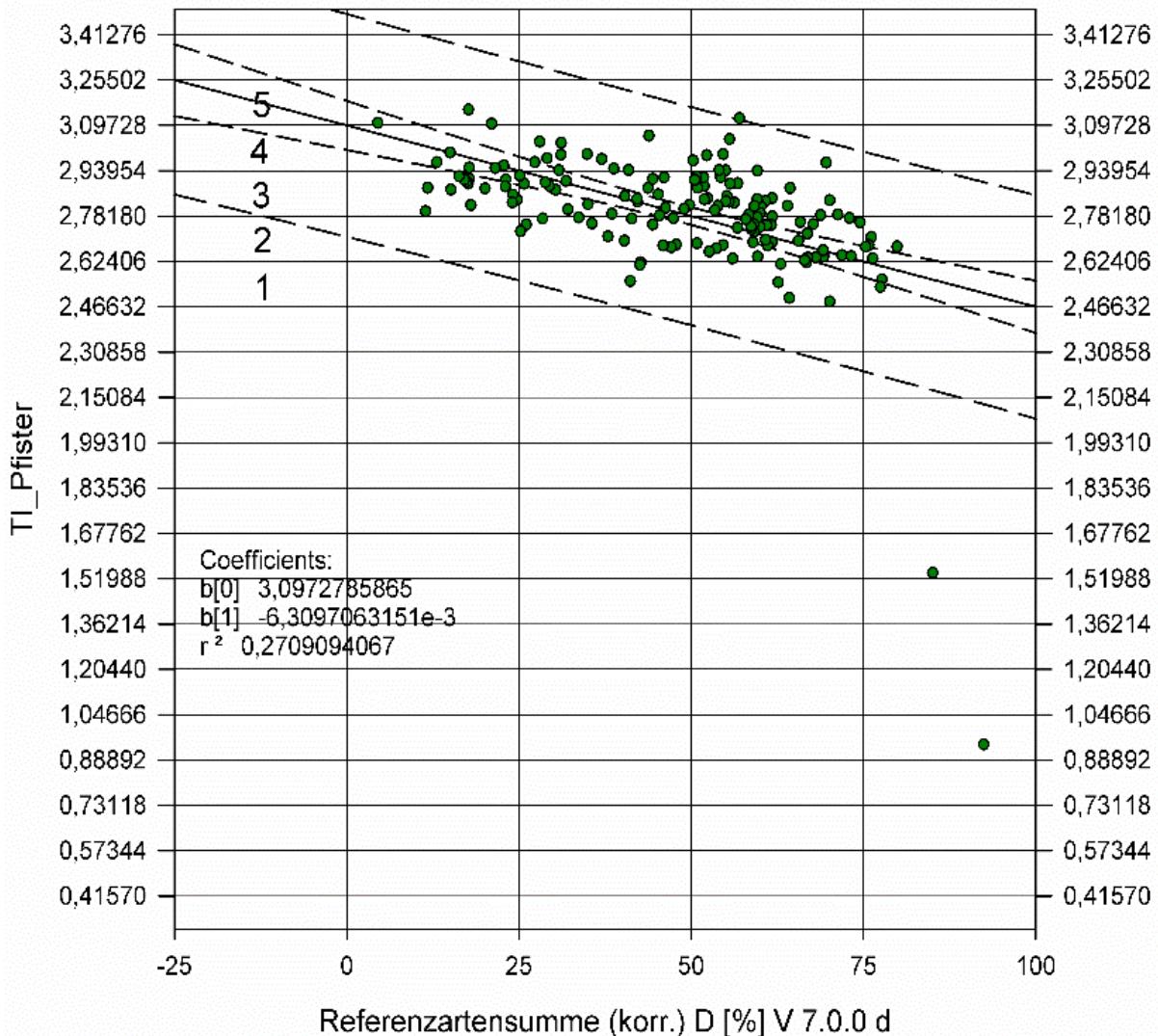
**Abbildung 1:** Schema einer wahrscheinlichkeitsbasierten Gaußkurven-Verteilung für die Abundanzanteile der Indikatoren der Kategorien A bis D (M. Paul, BfUL Sachsen)

Weiterhin hatten diese Überlegungen Auswirkungen auf die Festlegung der Klassengrenzen. Sie können nun anhand der Abundanzanteile der Indikatoren abgeleitet werden und sind - bei korrekter Einstufung der Indikatoren - für alle Fließgewässertypen identisch.

Für Phylib-FG 7.0 wurden diese Klassengrenzen anhand der Daten des LAWA-Projektes bestimmt und schließlich ebenfalls in die international gültigen und einheitlichen ökologischen Zustandsklassen umgerechnet.

Bei den Diatomeen wurden die Klassengrenzen des Trophieindex (und entsprechend dem Saprobieindex) anhand der Referenzartensumme (RAS, in %) abgeleitet (Bsp. für den Trophieindex in Abb. 2).

## Ökoregion Tiefland, Typ D 13 [LAWA Typen 12, 15\_G, 17, (19), 20, 23]



**Abbildung 2: Ableitung und Normierung der trophischen Zustandsklassen der Diatomeen anhand des Referenzartenindexes.**

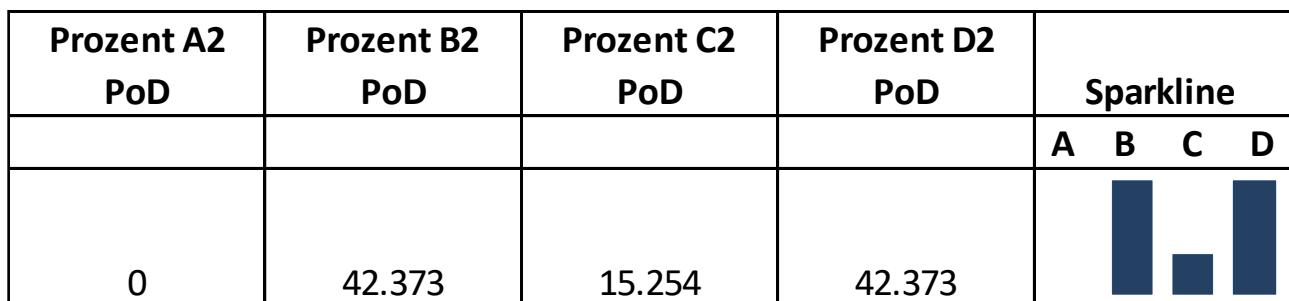
Durch diese Veränderungen können die Ergebnisse der Teilkomponenten problemlos zu einer Gesamtbewertung mit den internationalen EQR-Klassengrenzen zusammengeführt werden. Die ursprüngliche Zusammenführung von Bewertungsergebnissen durch ein komplexes Tabellenwerk entfällt. Außerdem wurde dadurch die Vergleichbarkeit der Ergebnisse miteinander und mit anderen biologischen Qualitätskomponenten vereinfacht.

Um einen Vergleich der Ergebnisse der Bewertungsmethoden der EU-Mitgliedsstaaten nach WRRL zu gewährleisten, müssen die nationalen Klassengrenzen für einige relevante Gewässertypen mittels Regressionsanalyse mit den Ergebnissen bereits interkalibrierter Verfahren abgestimmt werden. Für das PoD war keine Interkalibrierung notwendig, da diese Teilkomponente in anderen EU-Staaten nicht in dieser Form angewendet wird. Für die Makrophyten mussten allerdings geringfügige Anpassungen der Normierungsfaktoren für einen biozönotischen Typ (MRS) erfolgen (Birk & Stelzer, 2024). Besonders aufwändig war die Interkalibrierung für die Diatomeen. Hier mussten die Ankerpunkte im Modul Nährstoffbewertung nach Ableitung linearer Regression zur Umrechnung aller Indizes beider Versionen für jeden Diatomeentyp und jede Bewertungsklasse durchgeführt und teils angepasst werden.

### **Verfahrensanleitung, Technische Dokumentation und Online-Tool**

Um alle notwendigen Arbeiten zur Anwendung des Verfahrens (Probenahme, Ermittlung der Biozönotischen Typen mit Zuordnung zu LAWA-Typen, Bewertung) nach Phylib-FG 7.0 verständlich zu machen und weitere praktische Hinweise und Hilfen zur Durchführung anzubieten (Qualitätssicherung), wurde am Ende eine komplett überarbeitete Verfahrensanleitung erstellt. Besonderes Augenmerk wurde auf Hilfen zur Plausibilisierung und Interpretation der Ergebnisse gelegt. Wie in PHYLIB 5.3 werden alle Indizes und Angaben zu Bewertungen in der Ausgabedatei im excel-Format ausgegeben.

Für das PoD wurden Spalten für die prozentualen Anteile der quadrierten Häufigkeiten der Indikatorkategorien A / B / C / D eingefügt. Durch die Erstellung einer Excel-Sparkline-Darstellung können ungewöhnliche Konstellationen der Anteile der Indikatoren schnell erkannt werden (Abb. 3). Ein weiteres Hilfsmittel ist die Interpretationshilfe PoD mit Informationen zur Lebensweise der Taxa sowie zu ihren Präferenzen bzw. Toleranzen im Vorkommen in tabellarischer Form. Durch Verknüpfung dieser Tabelle mit den Artnachweisen in der Ausgabedatei können zusätzliche Informationen über die gefundenen Taxa abgefragt werden (Tab. 1 a, b).



**Abbildung 3: Beispiel einer „Sparkline-Darstellung“**

Dies alles ist in aktueller Form online verfügbar. Der Bericht steht unter dem link [https://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/LFP\\_O623\\_Abschlussbericht.pdf](https://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/LFP_O623_Abschlussbericht.pdf) zur Verfügung. Ein Bedienhandbuch, die Technische Dokumentation, die Verfahrensanleitung mit Interpretationshilfe für das PoD und alle aktuellen Tabellen zur Arteinstufung können unter <https://gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/phylib-online.html> heruntergeladen werden.

### **Gesamtschau**

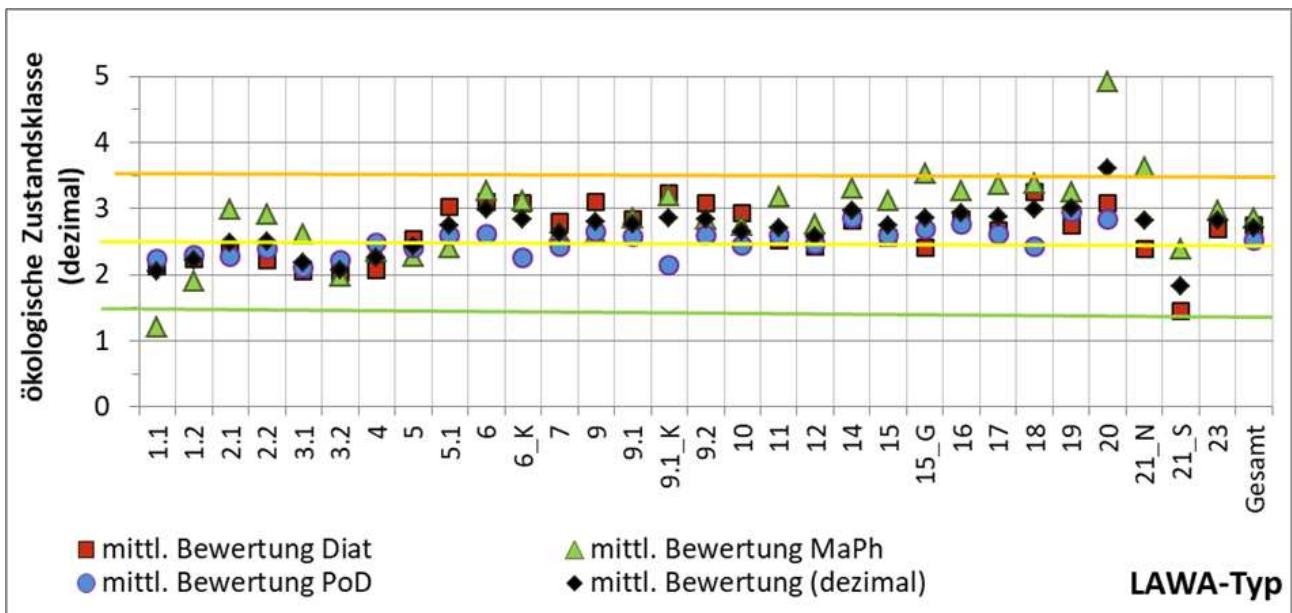
Die Auswertungen zur Gesamtschau wurden aus einem Datensatz aller drei Teilkomponenten von 3.308 Probenahmen der Jahre 2015-2019 aus 10 Bundesländern durchgeführt. Die Untersuchungen decken alle Fließgewässertypen ab. Ein deutlicher Schwerpunkt der Analysen liegt allerdings im silikatischen Mittelgebirge. Alle Proben ließen sich mit mindestens einer Teilkomponente gesichert bewerten. Der Anteil an gesicherten Bewertungen liegt in Version Phylib-FG 7.0 für Makrophyten und PoD (Steigerung von 80% auf 81% bzw. 92% auf 96%) etwas höher als in der Vorgängerversion PHYLIB 5.3. Für die Diatomeen bleibt er gleich (96%). Allerdings unterscheiden sich die Anteile der gesicherten Ergebnisse zwischen den einzelnen LAWA-Typen teilweise deutlich. Dies begründet sich teils durch typspezifische Bedingungen der Gewässer, teils durch technische Mängel der Daten selbst.

**Tabelle 1 a, b:** Beispiel einer mit der Interpretationshilfe verknüpften Ausgabedatei anhand einer Probestelle im LAWA-Typ 9.1, PB kbr 04. Aus der Interpretationshilfe werden Angaben zu Präferenzen und Toleranzen im Bereich von pH, Trophie, Saprobie sowie zur Lebensform, den möglichen Substraten, dem Gewässertyp und der Nennung in den Roten Listen sowie weitere Hinweise gegeben. Die Abkürzungen werden in einer Legende erklärt.

DV-Nr.	TAXON	cf	Messwert	Messwert berechnet	Art-gruppe	pH	T	TB	S	SB
823	Chroococcales	FALSCH	2	4						
17121	Chaetophorales	FALSCH	3	9						
72	Vaucheria	FALSCH	3	9	B	IND	e	weit	ß	weit
7114	Cladophora glomerata	FALSCH	4	16	B	ALP	e	weit	ß	weit
71	Stigeoclonium	FALSCH	3	9	C	IND	e	weit	ß	weit
4142	Ulva prolifera	FALSCH	5	25	D	ALP	e-p	mittel	ß-α	weit

DV-Nr.	TAXON	cf	Lebensform	Substrat	Typ	RL	Bem.
823	Chroococcales	FALSCH					
17121	Chaetophorales	FALSCH					
72	Vaucheria	FALSCH	BE, SU, AE, TE	EPPE, EPPS, EPLI, EPPH	ST, FL		
7114	Cladophora glomerata	FALSCH	BE	EPLI, EPXY	FL, (ST)		
71	Stigeoclonium	FALSCH	BE	EPLI, EPXY, EPPH	FL, (ST)		
4142	Ulva prolifera	FALSCH	BE, AU	EPLI, EPXY, EPPH, EPPE	ST, (FL)		h

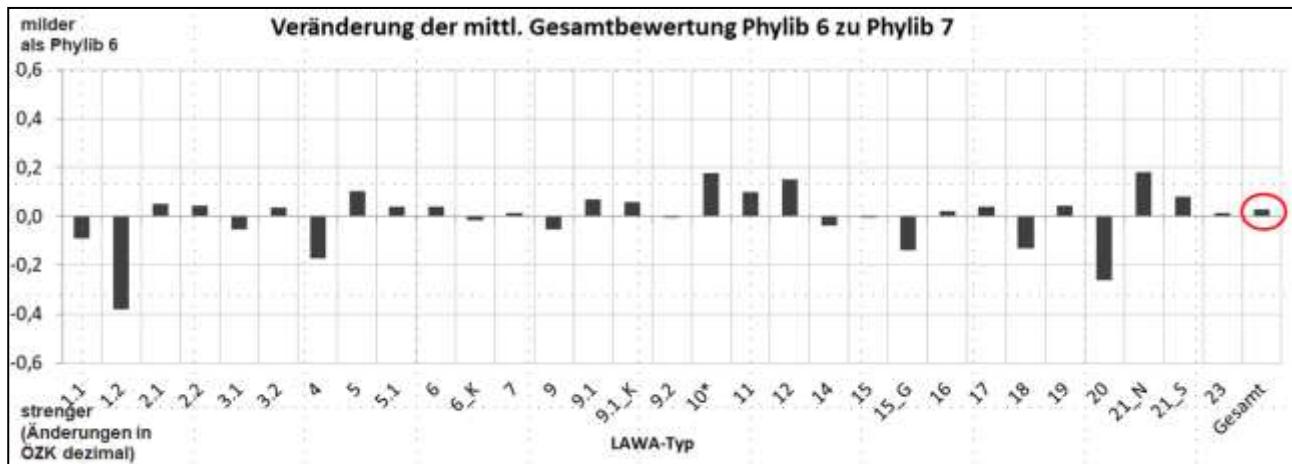
In der Gesamtschau der Bewertungen zeigt sich eine überwiegend ähnliche Bewertungsstrenge für die meisten LAWA-Typen (Abb. 4). Für die wenigen Ausnahmen gibt es unterschiedliche Begründungen, die teils in der Definition der biozönotischen Typen, teils in Bedingungen und Ausprägungen einzelner FG-Typen liegen. Insgesamt sind die Änderungen der Bewertungen der Teilkomponenten oft entgegengesetzt und gleichen sich in der Gesamtbewertung dann meist aus. Insgesamt erscheinen die Bewertungsergebnisse für die allermeisten LAWA-Typen plausibel. Es zeigt sich jedoch auch hier, dass für eine aussagekräftige Bewertung alle drei Teilkomponenten untersucht werden sollten.



**Abbildung 4:** Gemittelte Bewertungsergebnisse der drei Teilkomponenten (ÖZK dezimal) für alle LAWA-Typen in Phylib-FG 7.0

Betrachtet man die Veränderungen der gemittelten Bewertungsindizes für PHYLIB 5.3 mit der neuen Version (Abb. 5), so zeigen sich die stärksten Veränderungen der Gesamtbewertung in Typ 1.2 mit deutlich strengerer Bewertung durch Korrekturen unplausibel zu milder Bewertung durch alle drei Teilkomponenten. Auch die Bewertungen in Typ 20 wurden etwas strenger. Diese oft verödeten Probestellen wurden bereits in PHYLIB 5.3 durch die Makrophyten häufig mit „schlecht“ bewertet. Eine Kompensation durch die beiden anderen Teilkomponenten findet durch Phylib-FG 7.0 nun insbesondere durch den verbesserten Halobienindex der Diatomeen nicht mehr statt.

Im Durchschnitt aller Probestellen werden diese strengeren Bewertungen durch milderere Bewertungen anderer Typen ausgeglichen. Die mittlere Zustandsklasse aller ausgewerteten Datensätze ist nur minimal verändert (0,03 Klassen milder). Die LAWA-Leitplanken, die vorgeben, dass überarbeitete Verfahren nicht strenger werden sollen als vorhergehende, sind also erfüllt (Abb. 6).



**Abbildung 5:** Veränderungen der gemittelten Bewertungsindizes der Gesamtbewertung von PHYLIB 5.3 auf Phylib-FG 7.0.0 RC

Abbildung 6 zeigt die Verteilung der Gesamtbewertungen nach Phylib-FG 7.0 auf die Ökologischen Zustandsklassen für die verschiedenen LAWA-Typen. Insgesamt erscheint die Verteilung der Zustandsklassen in Phylib-FG 7.0 etwas realistischer als bei PHYLIB 5.3, da die ÖZK 3 weniger dominant ist. Die Probestellen des LAWA-Typs 20, die überwiegend aus der stark salzbelasteten Elbe stammen, werden in PHYLIB-FG 7 durch den überarbeiteten Halobienindex realistischer beurteilt. Die LAWA-Typen 21 und 23 sind derzeit nicht bzw. nur eingeschränkt bewertbar. Dennoch scheinen auch hier die Ergebnisse nach einer fachgutachterlichen Prüfung oftmals realistische Einschätzungen der Probestellen zu ermöglichen. Im Typ 23 ist in dem Zusammenhang immer zu prüfen, dass mit Phylib-FG 7.0 nur Messstellen bewertet werden, an denen keine natürliche Salzbeeinflussung vorliegt. Bei natürlicher Salzbeeinflussung bewerten die Diatomeen in beiden Modulen zu streng und die anschließende Abwertung der Gesamtkomponente bei HI > 15 führt bei Nutzung von Phylib-FG 7.0 bei Salzbeeinflussung letztlich zu sehr strengen Bewertungen der Gesamtkomponente.

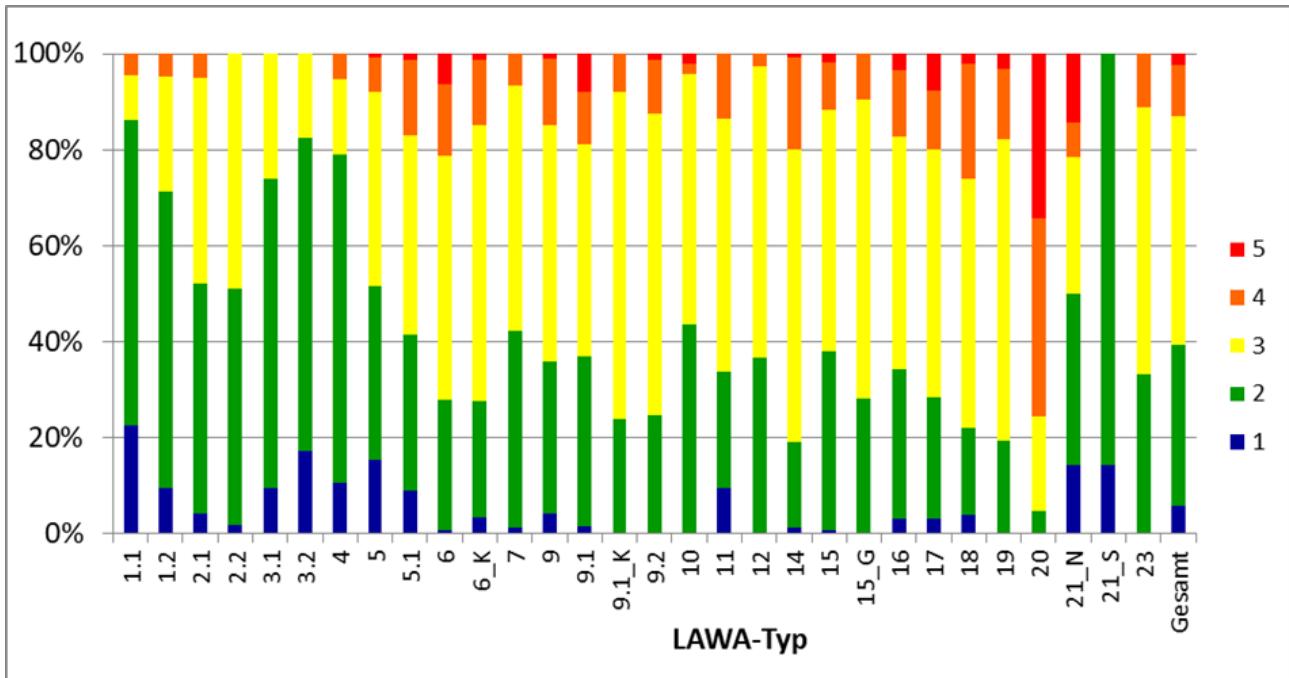


Abbildung 6: Verteilung der ökologischen Zustandsklassen in Prozent der Gesamtbewertung nach PHYLIB-FG 7.0

## Fazit

Das neue Tool ermöglicht die Arbeit mit der Bundestaxaliste 2020 (BTL, Schilling 2020). Durch die Überarbeitung der Indikationslisten und der Indizes mit dem autökologischen Kenntnisstand des Jahres 2024 werden genauere Bewertungen erreicht. Weiterhin werden die Klassensprünge bei Massenentwicklungen überwunden, und das gesamte Bewertungsspektrum kann ausgeschöpft werden. Die Anteile gesicherter und plausibler Bewertungen wurden erhöht. Praktische Vorteile bieten die Vergleichbarkeit und gleichwertige Verschneidung der Ergebnisse durch Normierung der EQR-Klassengrenzen sowie die deutlich bessere Interpretierbarkeit der Ergebnisse durch stoffliche Belastungsprofile. So können Belastungen zuverlässiger erkannt und Maßnahmen sicher abgeleitet werden. Dies erleichtert auch die Berichtspflichten. Durch die online-Verfügbarkeit aller Ergebnisse und der Verfahrensanleitung sowie der Technischen Dokumentation ist eine gute Transparenz für die Anwender gegeben.

## Danksagung

Wir danken für die Förderungen durch verschiedene Projekte des Länderfinanzierungsprogramms (LFP) „Wasser, Boden und Abfall“ (LFP-Vorhaben Projekt-Nr. O 9.16, O 1.17, O 6.20, O 6.22 und O 6.23) und des Umweltbundesamtes (UBA) (Rolauffs et al. (2020) FZK 3714 22 211 0, FB 000086), Rolauffs et al. (2021), FKZ 3716 24 209 0, FB000614).

Der Dank gilt auch den Mitgliedern des LAWA-AO-Expertenkreises „Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung“ sowie den Mitgliedern des das Projekt begleitenden Beirates, die durch unermüdliches Testen und stets konstruktive Diskussionsbeiträge maßgeblich zum Erfolg dieses Vorhabens beigetragen haben. Dank geht auch an Herrn Dr. M. Paul (BfUL Sachsen), Frau Dr. J. Foerster (LANUV NRW), Frau Dr. L. King (Freiburg) und Herrn Dr. Klaus van de Weyer (Nettetal) für langjährige Unterstützung und Mitwirkung. Besonderer Dank gebührt Frau Kerstin Jenemann, die seitens des LAWA-EK „Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung“ die Projekte über viele Jahre betreut hat.

## Literatur

- Birk, S. & D. Stelzer, (2024). Fitting the updated Ecological Assessment Method for Rivers using Phytobenthos and Macrophytes — Module Macrophytes (PHYLIB 7.0) to the results of the completed Central-Baltic rivers' intercalibration exercise. Final report commissioned by the Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG).
- Müller, A., Gutowski, A., Schönfelder, I., Stelzer, D. (2024): Anpassung des Fließgewässer-Bewertungsverfahrens für Makrophyten und Phytobenthos an die Anforderungen von Bewertungspraxis und Maßnahmenplanung (Phylib Fließgewässer), Teil 3: Abschließende Arbeiten zu Phylib-FG 7, Abschlussbericht, Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden, Abfall, Projekt O 6.23, 1 – 131, Link:  
[https://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/LFP\\_O623\\_Abschlussbericht.pdf](https://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/LFP_O623_Abschlussbericht.pdf), Download am 17.11.2024.
- Van de Weyer, K. van de, Stelzer, D., Koenzen, U., Döbbelt-Grüne, S., Reuwers, C., Riecker, T. (2017): Anpassung und Aktualisierung des Bewertungsverfahrens für die PHYLIB - Teilkomponente Makrophyten. LAWA Projekt Nr. O 9.16 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2016, Link: [https://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/o\\_9\\_16-Endbericht\\_Ueberarbeitung\\_PHYLIB\\_Makrophyten\\_Fliessgewaesser\\_2017\\_09\\_15\\_kvdw.pdf](https://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/o_9_16-Endbericht_Ueberarbeitung_PHYLIB_Makrophyten_Fliessgewaesser_2017_09_15_kvdw.pdf), Download 17.11.2024.
- Van de Weyer, K. van de, Stelzer, 2018: Weitere Arbeiten zur Aktualisierung des Bewertungsverfahrens der PHYLIB-Teilkomponente „Makrophyten“. Projekt-Nr. O 1.17 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2017, Link:  
<https://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/Endbericht%20Projekt-Nr%20O%201.17%20C3%9Cberarbeitung%20PHYLIB%20Makrophyten%20Flie%20C3%9Fgew%C3%A4sser%20incl%20Verfahrensanleitung%202018%202012%202021.pdf>, Download 17.11.2024
- Müller, A. & Schönfelder, I. (2022): Anpassung des Fließgewässer-Bewertungsverfahrens für Makrophyten und Phytobenthos an die Anforderungen von Bewertungspraxis und Maßnahmenplanung (PHYLIB Fließgewässer), Teil 1: Fachliche Grundlagen Diatomeen, Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden, Abfall, Projekt O 6.20, 1 – 191, Link:  
[https://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/O6\\_20\\_Abschlussbericht.pdf](https://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/O6_20_Abschlussbericht.pdf), Download 17.11.2024.
- Müller, A. & Schönfelder, I. (2022): Weiterentwicklung des Halobienindexes für das Fließgewässer-Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos (PHYLIB) zur Unterstützung der Anforderungen von Bewertungspraxis und Maßnahmenplanung. Ergänzungsvorhaben des Landes Niedersachsen zum Projekt O 6.20 des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall" 2020, 1 – 118, Link:  
[https://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/O\\_6.20\\_2023-03-28\\_Halobienindex\\_Abschlussbericht.pdf](https://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AO/O_6.20_2023-03-28_Halobienindex_Abschlussbericht.pdf), Download 17.11.2024.

- Rolauffs, P., Hering, D., Mischke, U., Gutowski, A., Hofmann, G., Halle, M., Vogl, R.(2020): Weiterentwicklung der biologischen Bewertungsverfahren zur EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) unter besonderer Berücksichtigung der großen Flüsse. – Abschlussbericht. – Auftraggeber Umweltbundesamt, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, (FZK 3714 22 211 0, FB 000086), Texte 23/2020, Link: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/weiterentwicklung-bewertungsverfahren-eg-wrrl>, Download 17.11.2024.
- Rolauffs, P., Strackbein, J., Hering, D., Schönfelder, I., Gutowski, A., Müller, A., Vogl, R., Mischke, U., Riedmüller, U., Van de Weyer, K (2021): Online-Version der Systeme zur biologischen Fließgewässerbewertung– Abschlussbericht. – Auftraggeber Umweltbundesamt, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, (FKZ 3716 24 209 0, FB000614), Texte 140/2021t, Link: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte\\_140-2021\\_online-version\\_der\\_systeme\\_zur\\_biologischen\\_fliessgewaesserbewertung.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_140-2021_online-version_der_systeme_zur_biologischen_fliessgewaesserbewertung.pdf), Download 17.11.2024.
- Pfister, P., Hofmann, G. & G. Ehrensperger (2016): Überarbeitung des Trophie- und Saprobie-Bewertungssystems nach Rott et al. 1997 bzw. 1999 (Fließgewässer-Phytobenthos). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. IV/3, Innsbruck., link: [https://info.bml.gv.at/dam/bm/service/publikationen/wasser/-berarbeitung-Trophie-und-Sabrobie-Rott-et-al/Teil\\_1\\_Ueberarbeitung\\_Trophie-\\_und\\_Saprobie-Bewertung\\_gsb.pdf](https://info.bml.gv.at/dam/bm/service/publikationen/wasser/-berarbeitung-Trophie-und-Sabrobie-Rott-et-al/Teil_1_Ueberarbeitung_Trophie-_und_Saprobie-Bewertung_gsb.pdf), Download 17.11.2024.
- Pottgiesser, T., Sommerhäuser, M. (2008): Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B)., Link: [https://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/00\\_Begleittext\\_Steckbriefe\\_Anhang\\_April2008.pdf?command=downloadContent&filename=00\\_Begleittext\\_Steckbriefe\\_Anhang\\_April2008.pdf](https://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/00_Begleittext_Steckbriefe_Anhang_April2008.pdf?command=downloadContent&filename=00_Begleittext_Steckbriefe_Anhang_April2008.pdf) und [https://www.gewaesser-bewertung.de/files/steckbriefe\\_fliessgewaessertypen\\_dez2018.pdf](https://www.gewaesser-bewertung.de/files/steckbriefe_fliessgewaessertypen_dez2018.pdf) ,Download 17.11.2024.
- Pottgiesser, T. (2018): Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließ-gewässertypen, Auftraggeber Umweltbundesamt, (FKZ 3714 24 221 0), Link: [https://www.gewaesser-bewertung.de/media/steckbriefe\\_fliessgewaessertypen\\_dez2018.pdf](https://www.gewaesser-bewertung.de/media/steckbriefe_fliessgewaessertypen_dez2018.pdf), Download 17.11.2024.
- Schilling P. (2020): Bundestaxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (BTL) - Stand Mai 2020. Herausgegeben im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) - Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO) und des Umweltbundesamtes (UBA). – Elektronische Veröffentlichung auf gewaesser-bewertung.de. Link: [https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article\\_id=456&clang=0](https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=456&clang=0), Download 17.11.2024.

# Taxonomical Community Composition of Emerging Aquatic Insects of the Oder River and its Floodplains after the 2022 Catastrophe

Nadja Heitmann, Tarn Preet Parmar, Sebastian Ayala Clarke, Janine Rüegg,  
Dominik Martin-Creuzburg

Brandenburg University of Technology (BTU) Cottbus-Senftenberg - Department of Aquatic Ecology

## Extended Abstract

A sudden bloom of the toxin-producing, brackish-water golden alga *Prymnesium parvum* in summer 2022 caused a massive die-off of fish, aquatic molluscs, and likely other aquatic invertebrates<sup>1</sup>. However, it is currently unknown how the algae bloom affected the species richness and abundance of aquatic insect communities. Adjacent flood plain ecosystems were less severely impacted by the alga bloom since they were not connected in the summer.

Therefore, flood plain water bodies could play a significant role in the recovery of aquatic insect communities after environmental disasters in adjacent river systems through migrating insects that spill over. In general, insect larvae can disperse by drifting during flooding events<sup>2</sup>, or adult insects can fly great distances between habitats<sup>3</sup>, leading to a possible the recolonization of river ecosystems by certain species.

We deployed floating insect emergence traps at six sites on the German side of the Oder. At three of the sites, we also sampled adjacent permanent flood plain waterbodies connected to the river during the spring flooding. We compared the taxonomic community composition of adult insects in both habitats weekly from March until November 2023 and 2024 to investigate differences in the seasonal dynamics of the insect communities. Despite limited information on the insect communities before the environmental catastrophe, we aim to detect spill-over effects of species from the flood plains and the recovery of the insect community in the river. We expect to find a substantial increase in abundance in the river during the sampling season and a high percentage of species typical for flood plain water bodies at the beginning of the season in the river.

Preliminary results from 2023 show that the average insect abundance per trap was highest in June and lowest in November and in general, considerably higher in the river groynes (June versus November: river groynes:  $1041.8 \pm 1187.7$  (mean  $\pm$  SD) vs.  $6.8 \pm 9.1$ , floodplains:  $79.4 \pm 75.2$  vs.  $2.4 \pm 3.2$ ). Furthermore, 96.6% of all collected insects were Chironomids, the remaining insects belonged predominantly to Ephemeroptera (1.8%), aquatic parasitoid wasps, such as chalcid wasps (0.5%), Chaoboridae (0.4%) and Trichoptera (0.4%). Furthermore, the results show so far that Chaoboridae only occur in the floodplains, Ephemeroptera were 116-times (River groynes vs. Floodplain:  $0.01 \pm 0.3$  vs.  $6.3 \pm 30.0$ ), and the parasitoid wasps were 7-times ( $0.2 \pm 0.9$  vs  $1.4 \pm 13.8$ ) more common in the Floodplains. In contrast, Chironomidae were 5-times ( $170.9 \pm 405.2$  vs.  $33.1 \pm 57.0$ ) and Trichoptera were 2.5-times ( $0.6 \pm 1.4$  vs.  $0.4 \pm 1.0$ ) more common in the river groynes.

So far, the results indicate a higher insect taxa diversity in the floodplains, but a higher abundance in the river groynes, which could affect the quantity as well as the diversity of into adjacent terrestrial habitats exported nutrients<sup>4</sup>. Therefore, an aquatic ecological disaster could also have far-reaching consequences for adjacent terrestrial ecosystems.

The low abundance of Ephemeroptera in the river groynes compared to the floodplains could indicate unfavourable environmental conditions, such as the previous algae bloom, for this taxon, which is typical for streams. A further analysis on the species level will show dynamics in the species community composition of both habitats and possible spill-over effects. Further analysis may elaborate the role of floodplains as a refuge for aquatic invertebrates such as Ephemeroptera in case of an ecological disaster and help to understand the population dynamics of emerging aquatic insects in a river-floodplain system.

## References

- IGB (2024): Wissensstand zur giftbildenden Alge *Prymnesium parvum* in der Oder. IGB Fact Sheet, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin
- Death, R. G. (2008): The Effect of Floods on Aquatic Invertebrate Communities. In: Aquatic insects - Challenges to Populations - Proceedings of the Royal Entomological Society's 24th Symposium
- Kovats, Z. E.; Ciborowski, J. J. H.; Corkum, L. D. (1996): Inland dispersal of adult aquatic insects. Freshwater Biology 36, 265-276
- Mathieu-Resuge, M., Martin-Creuzburg, D., Twining, C. W., Parmar, T. P., Hager, H. H., & Kainz, M. J. (2021): Taxonomic composition and lake bathymetry influence fatty acid export via emergent insects. Freshw Biol, 66

# Working equipment in planktology and the exchange about it

*Albert Keim*

Anlgerverein Karlsruhe e. V., Herweghstraße 3, 76187 Karlsruhe, E-Mail: info@anglerverein-karlsruhe.de

**Keywords:** Zooplankton, tools for sampling, coefficient of determination

## Introduction

The size efficiency hypothesis of Brooks & Dodson (1965) states that predation by planktivores is size selective on herbivorous zooplankton, while under low predation pressure large Daphnia dominate. Peters (1992) found that zooplankton also depend on phosphorus as a nutrient. Laboratory studies by Hessen (1992), Elser et al. (2001) and Plath & Boersma (2001) support phosphorus as a determining variable for Daphnia growth. Nutrients and planktivores act on zooplankton and their opposing effects are difficult to evaluate. For a better understanding and assessment of zooplankton in a lake, a comparison of the tools used to collect samples is indicated.

## Correlation of zooplankton biomass with phosphorus

Since 1984, researchers in North America have correlated zooplankton biomass with total phosphorus for regression analyses. The determination coefficients  $R^2$  obtained by vertical net tow varied between 0.63 and 0.77 (Hanson & Peters 1984, Yan 1985, Kamarainen et al. 2008, Havens & Beaver 2011). Pace (1986) used a pump to sample zooplankton and calculated an  $R^2$  of 0.86. In Germany, Keim (2022) also used a pump to obtain an  $R^2$  of 0.83. See Table 1.

I assume that an  $R^2$  of 0.72 means that zooplankton biomass depends 72 % on total phosphorus. What about the other 28 %? There may be additional determinants such as depth and pH. However, there is little research. The question is how much of the variation is due to the different tools. Comparisons of different tools for zooplankton sampling in inland waters, as performed by Kofoid (1896 a, b), Robert (1922) and Elster (1958), are rare. There is a great need for improvement.

**Table 1: Regressions of total phosphorus vs. zooplankton biomass comparing different zooplankton sampling tools.**

Source	Tool	independent variable	$r^2$	n	r	Level of significance
Hanson & Peters (1984)	net	TP	0.72	49	0.85	0.1 (%)
Hanson & Peters (1984)	net	TP + depth	0.75	49	0.87	0.1 (%)
Yan (1985)	net	TP	0.63	16	0.79	0.1 (%)
Yan (1985)	net	TP + pH	0.77	16	0.88	0.1 (%)
Kamarainen et al. (2008)	net	TP	0.41	19	0.64	5 (%)
Havens & Beaver (2011)	net	TP	0.69	9	0.83	1 (%)
Pace (1986)	pump	TP	0.86	12	0.93	0.1 (%)
Keim (2022)	pump	TP	0.83	18	0.91	0.1 (%)

### A chronological sequence of improvements in zooplankton sampling equipment

In the oceans, numerous comparative studies have been conducted using different net and pump designs to study ichthyoplankton and crustacean plankton (Wiborg 1948, Barnes 1949, Aron 1958, Smith et al. 1968, Miller & Judkins 1981, Taggart & Leggett 1984, Dixon & Robertson 1986, Møhlenberg 1987, Nayar et al. 2002, Riccardi 2010).

One person calculates how much water can flow through the mesh of a net (Hensen 1887).

The second person shows that a net quickly becomes clogged (Kofoid 1897).

The third determines the selectivity of the organisms when pumping (Robert (1922)).

The fourth measures the pumping volume by filling a container per unit time (Barnes (1949)).

The fifth requires a sufficient diameter of the suction tube (Elster 1958).

The sixth places a flow meter in the net opening (Aron 1958).

The seventh uses conical, cylindrical and cylindrical-conical nets for comparison (Smith et al. 1968).

The eighth calculates the flow rate of the water sucked in and compares this with the escape velocity of the plankton organisms (Singarajah 1969).

The ninth draws attention to the friction that acts in the hose on the reel (Miller & Judkin 1981).

The tenth divides the suction hose into pieces to avoid this friction (Powlak et al. 1991).

The eleventh looks back and counts how many of the planktologists have a flow meter in the net opening (McQueen and Yan 1993)

The twelfth removes the lines from the net opening as they cause disturbing noise (Ohman & Smith 1995).

The thirteenth uses a flow meter inside and outside the net opening to control the efficiency of net haul (Sameoto 2013).

## Evaluations of tool performance

Gibbons & Frazer (1937) and Lenz (1972) evaluated net tow and pump catching and these authors concluded that net tow can be used for low density organisms while pump is more suitable for high density organisms. For example, low-density organisms are eggs and larvae of pelagic fish in the open sea at mesh sizes of 300  $\mu$  and more, while cladocerans, copepods and rotifers are considered high-density organisms in coastal and inland waters and are caught with mesh sizes between 35 and 150  $\mu$ . In addition, different mesh sizes are selective for zooplankton organisms.

There are differences. Vertical net tow suffers from clogging. A pump allows tangential flow and avoids clogging and enables accurate measurement of the filtered volume. Powerful pumps are available that overcome the flight of the plankters. Manual skills are a prerequisite for handling hoses, pipes, rope, net and the pump.

A look at the seas. At the end of the 19th century, the Norwegian J. Hjort began scientifically studying fish stocks in the North Atlantic and adjacent seas. Since then, there has been a cross-border scientific study of marine fish stocks (Scheiber 1997). Fisheries biologists from different countries meet to look at their otoliths and evaluate them to determine the age and growth of the fish. The results form the basis for negotiations on fishing quotas. A positive competition for usable results arises. They look at the otoliths together, travel together on a ship to sample ichthyoplankton, and they publish the results together. An example of such cooperation is the workshop to compare and evaluate methods for sampling and determining zooplankton distribution and biomass in Storfjorden, Norway, which was attended by 38 scientific staff from 8 countries (Skjoldal et al. 2013).

Today, marine fisheries are largely an industry. There is a great deal of effort to collaborate and exchange information across borders to determine the maximum possible yield. The quality of this work is judged by comparing the prediction with the later state that occurred. Fisheries oceanography includes fish, ichthyoplankton, and temperature and salinity measurements.

The natural resources of the standing inland waters have other problems. There is a high proportion of recreational fishing. Fish stocking, including planktivores, is regularly carried out on the newly created artificial lakes. To date, such fish stocks and fish stockings have not been assessed for their impact on water quality.

Zooplankton surveys are an indispensable part of the assessment due to size selection by planktivores. Keim (2022) showed that planktivore abundance has an impact on the ratio of total dissolved phosphorus (TDP) to total phosphorus (TP). For a complete assessment of a standing water body, data from fisheries, zooplankton and phosphorus concentrations should be processed. Zooplankton studies are an indispensable part of the assessment.

The workshop in Storfjorden, Norway stretched over a distance of 5 nm. Most of our inland waters in the Upper Rhine Valley are small, <100 ha area, unsuitable for such gear as used in Storfjorden. Frequently, small boats of 5 m length are available, where a pump and one meter tubes can be used. A conical net for vertical haul is inflicted with clogging that cannot be controlled and causes a high dispersion inhibiting accurate sampling.

When negative pressure filtration was introduced in laboratories for aquatic ecology, nobody looked what will happen to living cells. Marine biologists were the first to point out inconsistencies in the measurement of primary production after filtration (Arthur & Rigler 1967). Kiene & Slezak (2006) compared filtration by vacuum and by gravity and contributed leakage to the filtrate to drying of the filter membrane and changes in pressure.

## log TP vs log TDP/TP-ratio

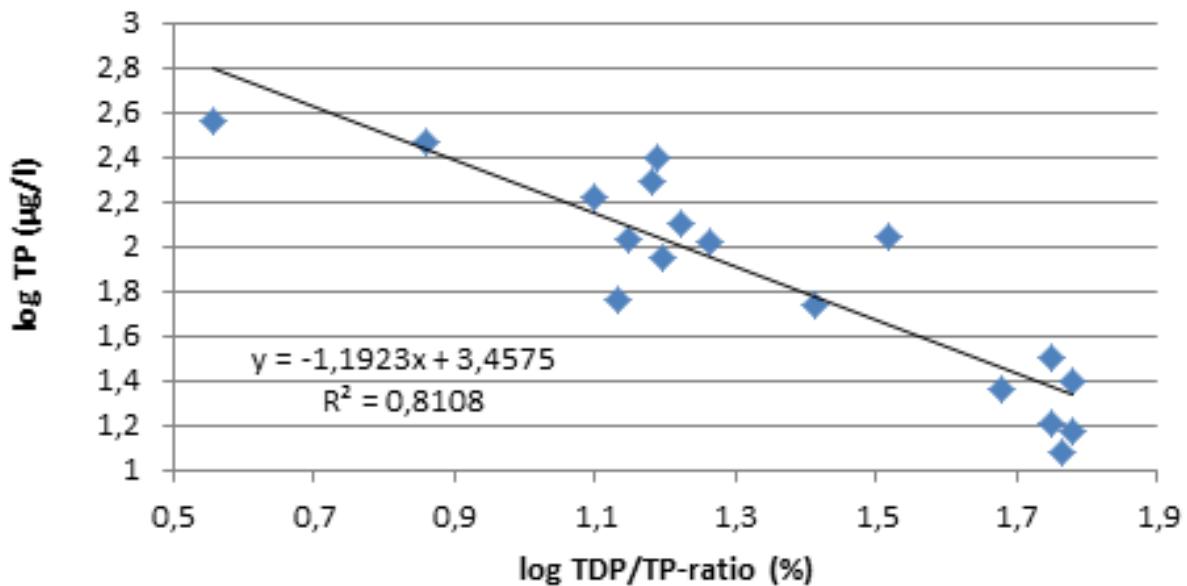


Figure 1: Lake Buchtzig, Ettlingen-Bruchhausen, County of Karlsruhe. Regression of log Total Phosphorus vs log TDP/TP-ratio after gravity filtration, 5-8 m depth. Data from the month of July with detritus particles in the phytoplankton samples and enhanced phosphorus concentration were excluded.

## log Total Phosphorus vs log TDP/TP-ratio

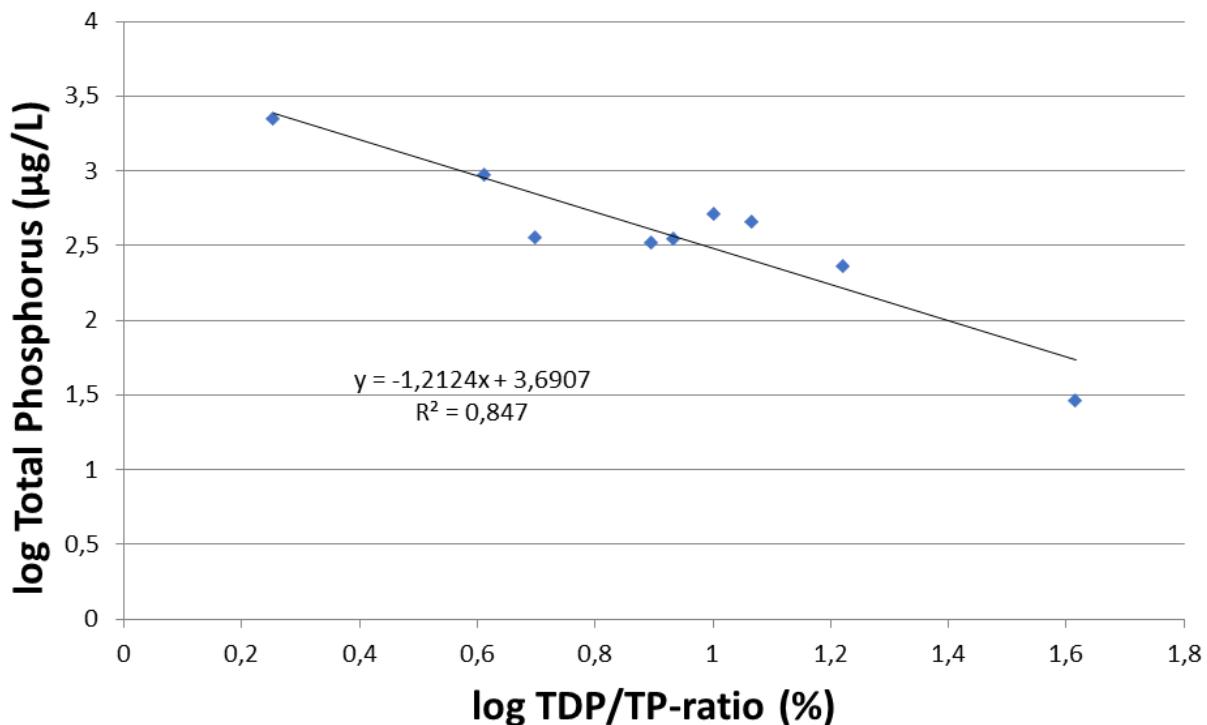


Figure 2: Wilhelmswörthweiher, a shallow Lake, Mannheim-Sandhofen. Regression of log Total Phosphorus vs log TDP/TP-ratio after gravity filtration, 1 m depth.

During monitoring of Lake Buchtzig, zooplankton was sampled by pump and water samples in the laboratory were filtered by gravity. It was possible to correlate total phosphorus with Cladoceran biomass and the TDP/TP-ratio with roach stocking of previous year (Keim 2022). A further evaluation shows the correlation of total phosphorus with the TDP/TP-ratio (Figs 1 and 2). A direct dependence of phosphorus concentrations to roach stocking is not in evidence. How far may the TDP/TP-ratio be used in future research? By work with equipment avoiding artefacts new insight into the material changes in a lake may be possible.

Nature is a unit. It is a misconception to separate use and protection as it is done with different administrations for nature conservation and fishery. There is a need to work on natural resources, particularly, nutrient concentrations, plankton, and fish by one hand.

## Acknowledgement

The data presented were collected during the monitoring of Buchtzig Lake from 1993 to 2005 and of Wilhelmswörthweiher from 1996 to 1997. I would like to thank Jürgen König, Bäderverwaltung Ettlingen, and Werner Kremer, ASV Sandhofen, for the investigation orders and for permission to publish the data.

## Literature

- Arthur, C. R., Rigler, F. H. (1967): A possible source of error in the  $^{14}\text{C}$  method of measuring primary productivity. *Limnology and Oceanography* 12(1): 121-124.
- Aron, W. (1958): The use of a large capacity portable pump for plankton sampling, with notes on plankton patchiness. University of Washington, Department of Oceanography, Technical Report No. 59: 1-23.
- Barnes, H. (1949): A statistical study of the variation in vertical plankton hauls, with special reference to the loss of the catch with divided hauls. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 28: 429-446.
- Brander, K. M., Milligan, S. P., Nichols, J. H. (1993): Flume tank experiments to estimate the volume filtered by high-speed plankton samplers and to assess the effect of net clogging. *Journal of Plankton Research* 15: 385-401.
- Brooks, J. L., Dodson, S. I. (1965): Predation, Body Size, and Composition of Plankton. The effect of a marine planktivore on lake plankton illustrates theory of size, competition, and predation. *Science, New Series*, 150: 28-35.
- Chick, J. H., Levchuk, A. P., Kim A. Medley K. A., John H. Havel, J. H. (2010): Underestimation of rotifer abundance a much greater problem than previously appreciated. *Limnology and Oceanography: Methods* 8: 79-87.
- Dixon, P., Robertson, A. I. (1986): A compact, self-contained zooplankton pump for use in shallow coastal habitats: design and performance compared to net samples. *Marine Ecology – Progress Series* 32: 97-100.
- Elser, J. E., Hayakwa, K., Urabe, J. (2001): Nutrient limitation reduces food quality for zooplankton: Daphnia response to seston phosphorus enrichment. *Ecology* 82 (3): 898-903.
- Elster, H.-J. (1958): Zum Problem der quantitativen Methoden in der Zooplanktonforschung. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* XII: 961-973.
- Gibbons, S. G., Fraser, J. H., (1937): The Centrifugal Pump and Suction Hose as a Method of Collecting Plankton Samples. *ICES Journal of Marine Science* Vol. 12: 155-170.
- Hanson, J. M., Peters R. H. (1984): Empirical Prediction of Crustacean Zooplankton Biomass and Profundal Macrobenthos Biomass in Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 439-445.
- Havens, K. E., Beaver, J. R. (2011): Composition, size, and biomass of zooplankton in large productive Florida lakes. *Hydrobiologia* 668: 49-60.
- Hensen, V. (1887): Ueber die Bestimmung des Plankton's, oder des im Meere treibenden materials an Pflanzen und Thieren. *Fünf. Bericht Komm. Wissensch. Unters. Deutschen Meere Kiel*, XII bis XVI, 1-108.

- Hessen, D. O. 1992: Nutrient element limitation of zooplankton production. *The American Naturalist* 140: 799-814.
- Kamarainen, A. M., Rowland, F. E., Biggs, R., Carpenter, S. (2008): Zooplankton and the total phosphorus – chlorophyll a relationship: hierarchical Bayesian analysis of measurement error. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 2644-2655.
- Keim, A. (2022): Langzeitmonitoring eines künstlichen Gewässers mit Badebetrieb und Angelfischerei. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Ergebnisse der Jahrestagung 2021 (Leipzig), Essen 2022: 120-125.
- Kiene, R. P., Slezak, D. (2006): Low dissolved DMSP concentrations in seawater revealed by small-volumed gravity filtration and dialysis sampling. *Limnology and Oceanography Methods* 4: 80-95.
- Kofoid, C. A. (1897): Plankton Studies I. Methods and Apparatus in use in Plankton Investigations at the Biological Experimental Station, University of Illinois. *Bull. 3 State Lab. Nat. Hist. Bd.* 5: 1-25.
- Kofoid, C. A. (1897): On some important sources of error in the plankton method. *Science, New Series*, Vol. 6, No. 153: 829-832
- Lenz, J. (1972): A new type of plankton pump on the vacuum principle. *Deep-Sea Research* 19: 453-459.
- McQueen, D. J. & Yan, N. D. (1993): Metering filtration efficiency of freshwater zooplankton hauls: reminders from the past. *Journal of Plankton Research* 15: 57-65.
- Miller, C. B., Judkins, D. C. (1981): Design of pumping systems for sampling zooplankton, with descriptions of two high-capacity samplers for coastal studies. *Biological Oceanography* 1: 29-56.
- Møhlenberg, F. (1987): A submersible net-pump for quantitative zooplankton sampling; comparison with conventional sampling. *Ophelia* 27: 101-110.
- Nayar, S., Goh, B. P. L., Chou, L. M. (2002): A portable, low-cost, multipurpose, surface-subsurface plankton sampler. *Journal of Plankton Research* 24: 1097-1105.
- Ohman, M. D. and Smith, P. E. (1995): A comparison of zooplankton sampling methods in the CalCOFI time series. *CalCOFI Rep.* 36: 153-158.
- Pace, M. (1986): An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnology and Oceanography* 31: 45-55.
- Peters, R. H. (1992): Lessons from the size efficiency hypothesis II. The mire of complexity. *Hydrobiologia* 235/236: 435-455.
- Plath, K., Boersma, M. (2001): Mineral limitation of zooplankton: stoichiometric constraints and optimal foraging. *Ecology*, 82 (5): 1260-1269.
- Powlik, J. J., St. John, M. A., Blake, R. W. (1991): A retrospective of plankton pumping systems, with notes on the comparative efficiency of towed nets. *Journal of Plankton Research* 13: 901-912.
- Riccardi, N. (2010): Selectivity of plankton nets over mesozooplankton taxa: implications for abundance, biomass and diversity estimation. *Journal of Limnology*, 69(2): 287-296 DOI: 10.3274/JL10-69-2-10
- Robert, H. (1922): L'emploi du filet et de la pompe dans les peches de plancton. *Ann. d. Biol. Lac.*, 11: 208-240.
- Sameoto, D. D., Jaroszynski, L. O., Fraser, W. B. (1980): BIONESS, a New Design in Multiple Net Zooplankton Samplers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37: 722-724.  
<https://doi.org/10.1139/f80-093>
- Sameoto, D. D. (1983): Micronekton Sampling using a New MultipleNet Sampler, the BIONESS, in Conjunction with a 120 kHz Sounder. *Biological Oceanography*, 2: 179 -198.  
<https://doi.org/10.1080/01965581.1983.10749457>
- Scheiber, H. N. (1997): From Science to Law to Politics: An Historical View of the Ecosystem Idea and its Effect on Resource Management, 24 *Ecology L.Q.* 631 (1997). Available at:  
<http://scholarship.law.berkeley.edu/facpubs/541>.
- Siegfried, C. A. & Sutherland, J. W. (1989): Empirical Prediction of Zooplankton Biomass in Adirondack Lakes. *Lake and Reservoir Management* 5 (2): 91-97.
- Singarajah, K.V. (1969): Escape reactions of zooplankton: the avoidance of a pursuing siphon tube. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 3: 171-178.
- Skjoldal, H. R., Wiebe, P. H., Postel, L., Knutsen, T., Kaartved, S., Douglas D. Sameoto, D. D. (2013): Intercomparison of zooplankton (net) sampling systems: Results from the ICES/GLOBEC sea-going workshop. *Progress in Oceanography* 108: 1-42.
- Smith, P. E., Counts, R. C., Clutter, R. I. (1968): Changes in filtering efficiency of plankton nets due to clogging under tow. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer.* 32: 232-248.
- Tranter, D. J. Heron, A. C. (1967): Experiments on filtration in plankton nets. *Australian journal of marine and freshwater research* 18: 89-112.

- Taggart, C., Leggett, W. C. (1984): Efficiency of large-volume plankton pumps, and evaluation of a design suitable for deployment from small boats. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 41: 1428-1435.
- Wiborg, K. F. (1948): Experiments with the Clark-Bumpus Plankton Sampler and with a Plankton Pump in the Lofoten Area in Northern Norway. Reports on Norwegian Fishery and Marine Investigations Vol IX, No. 2: 1-31.
- Yan, N. D. (1986): Empirical prediction of crustacean biomass of nutrient-poor Canadian Shield lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43: 788-796.

# **Benennung von Algentaxa in Checklisten, Taxonomie, Monitoring und Metabarcoding**

*Wolf-Henning Kusber, Nélida Abarca & Jonas Zimmermann*

<sup>1</sup> Freie Universität Berlin, ZE Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin, Königin-Luise-Str. 6-8, 14195 Berlin, w.h.kusber@bo.berlin

**Keywords:** Bundestaxaliste, Diatomeen, Forschungsliteratur, Mikroalgen, Monitoring, Rote Listen

## **Einleitung**

Wissenschaftliche Namen sind durch Gattung, Artzusatz, eventuell infraspezifisches Epitheton, Autor(en) und bibliographische Referenz gekennzeichnet, die in Listen häufig auf die Jahreszahl reduziert wird. Die Benennung von Algen einschließlich der Diatomeen, Blaualgen, Dinophyta und Euglenophyta wird aktuell durch den Madrid-Code, den International Code of Nomenclature for Algae, Fungi, and Plants, geregelt (Turland et al. 2025). Neue Algennamen und die Belege, die mit Namen verknüpft sind (Typusbelege), werden zunehmend direkt nach Publikation registriert und damit einer breiten Öffentlichkeit bekannt gemacht (PhycoBank 2024).

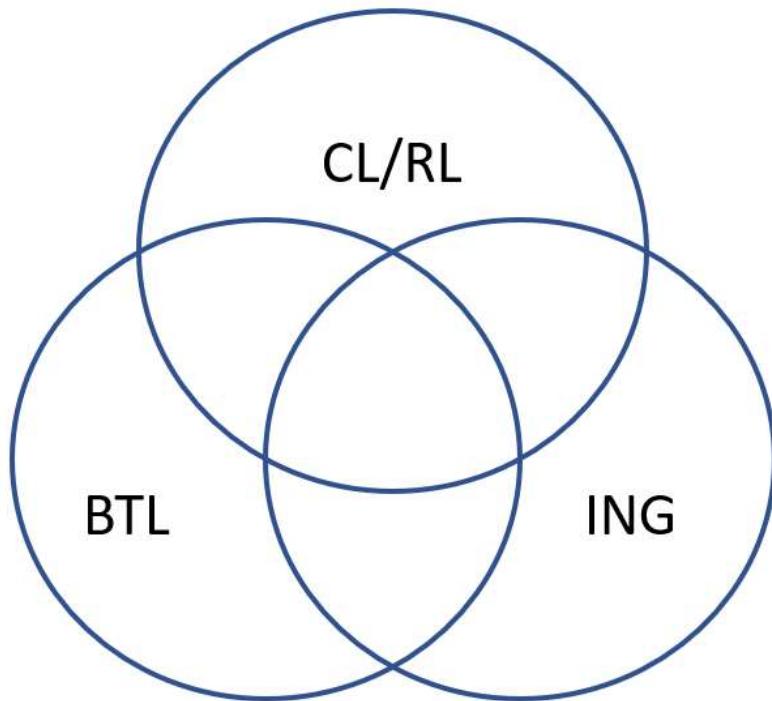
Änderungen von Namen werden in der Bestimmungspraxis und im Monitoring immer dann als problematisch angesehen, wenn die Synonymie zu älteren Namen nicht offenkundig ist. Seltener werden Namensänderungen (Ersatznamen, wenn dieselbe wissenschaftliche Name mehrfach für unterschiedliche Taxa publiziert wurde) aus nomenklatorischen Gründen notwendig, häufiger aufgrund der Ergebnisse taxonomischer Untersuchungen.

Taxonomie als Grundlagenforschung untersucht verwandtschaftliche Organismengruppen auf verschiedenen Rangstufen, z. B. Gattungen, Arten und innerartliche Taxa wie Subspezies oder Varietäten. Wissenschaftliche Namen für Taxa sind der Schlüssel für die Kommunikation in den Bereichen Biodiversität, Biomonitoring und Naturschutz. Allerdings ist die rein namensbasierte Auflistung der Taxa ein Arbeitswerkzeug, das nur mit Zusatzinformationen voll einsatzfähig wird. Die notwendige Zusatzinformation ist häufig publiziert, aber für die Praxis des Monitorings kaum verfügbar. Ziel dieser Arbeit ist es Unterschiede der Checklisten und Roten Listen sowie der Bundestaxaliste und exemplarisch Forschungsergebnisse, die nur mit erheblichen Verzögerungen in diese Listen eingehen, zu diskutieren.

## **Ergebnisse und Diskussion**

In Abbildung 1 wird das Verhältnis der Taxa, die in der Bundestaxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (Schilling 2020), den Checklisten und Roten Listen der limnischen Algen (Foerster et al. 2018, Hofmann et al. 2018, Korsch et al. 2013, Kusber & Gutowski 2018, Linne von Berg 2018) und der verfügbaren, aber nicht gelisteten Information über die Biodiversität, Taxonomie und Ökologie der Algen schematisch veranschaulicht.

Die Bundestaxaliste (BTL) hat den Vorteil, dass für Taxa aus Deutschland Identifier bereitgestellt werden, die von anderen Listen, aus dem Plankton-Monitoring, genutzt werden können (vgl. Mischke et al. 2018). Die Aktualisierungen der BTL und den Checklisten erfolgen in wenig praxisgerechten Abständen.



**Abb. 1:** Listenerfassung der Mikroalgen in Deutschland. CL/RL: Gesamtheit der Taxa, die in Checklisten und Roten Listen Deutschlands gelistet sind. BTL: Gesamtheit der Taxa, die in der Bundestaxaliste gelistet sind. ING: Information, die verfügbar aber nicht gelistet ist.

Zurzeit liegen nicht für alle Algengruppen Checklisten und Rote Listen vor (eine Bearbeitung der Dinophyta ist in Planung, dagegen sind Bearbeitungen z. B. von Cyanobacteria und Trebouxiophyceae zurzeit nicht in Planung), deshalb bleibt die Bundestaxaliste lückenhaft. Auf der anderen Seite gibt die Bundestaxaliste Kriterien zur Aufnahme neuer Taxa vor, die sich von den Kriterien der Checklisten unterscheiden. Checklisten geben einen Überblick über die Biodiversität Deutschlands nach dem jeweiligen Kenntnisstand. Die Bundestaxaliste gibt einen Überblick über im deutschen Monitoring gefundene Taxa, soweit sie an das Umweltbundesamt gemeldet und geprüft, in die Liste aufgenommen sowie publiziert werden. Eine gewisse Beschleunigung in den Verfahren wird dadurch erreicht, dass vorhandene Checklisten in die Bundestaxaliste aufgenommen werden (für Diatomeen siehe z. B. Schilling et al. 2022). Für die Bundestaxaliste wäre eine schnellere Aktualisierung wünschenswert, da einerseits die Erforschung der heimischen Flora für einige Organismengruppen, z. B. der Diatomeen, sehr dynamisch verläuft, andererseits die Bundestaxaliste ein Ort sein kann, an dem Bestimmungshinweise taxonspezifisch direkt für die Praxis zugreifbar sein könnten (vergleiche Schilling et al. 2022). Ein Schritt in die richtige Richtung sind Addenda zur Bundestaxaliste. Für die Erstellung der Checklisten und Roten Listen hat das Rote-Liste-Zentrum beim DLR Tools bereitgestellt, um Observationsdaten aus der deutschen Algenflora zu verwalten (Algen Deutschlands 2025).

In Abb. 1 sind Informationen, die verfügbar aber nicht gelistet sind (ING) summarisch angegeben. Vielfach sind diese Informationen, die verstreut publiziert sind. In Tabelle 1 werden exemplarisch Diatomeen-Taxa genannt. Spalte 2 verweist auf die verfügbare Information in leicht zugänglichen Standardquellen (Hofmann et al. 2013, 2018, Schilling 2020), Spalte 3 fasst die Dokumentation für die deutsche Algenflora anhand ausgewählter Forschungsliteratur zusammen, referenziert in Spalte 4. Für eine ausführlichere Darstellung der Anforderungen des Metabarcodings an die notwendigen Metadaten, siehe die im Rahmen des GBOL-Projektes erstellte Liste in Zimmermann et al. (2022).

**Tab. 1:** Ausgewählte Diatomeen-Taxa in Bestimmungsliteratur und Taxaliste sowie die Dokumentation für Deutschland in der Forschungsliteratur. Legende: Zahlen verweisen auf folgende Literaturstellen 1: Hofmann et al. (2013), 2: Hofmann et al. (2018), 3: Schilling (2020), 4: Abarca et al. (2020), 5: Jahn et al. (2019), 6: Mora et al. (2024), 7: Jahn et al. (2009), 8: Zimmermann et al. (2011), 9: Zimmermann et al. (2014), 10: Mohamad et al. (2022), 11: Van de Vijver et al. (2024), 12: Brinkmann et al. (2015); C: Sammlungsbelege in Herbarien, z. B. im Herbarium Berolinense (B), LM: lichtmikroskopische Dokumentation, REM: rasterelektronenmikroskopische Dokumentation, 18S V4, rbcL: vollständig dokumentierte molekulare Sequenz hinterlegt; eckige Klammern: Taxon unter einem anderen wissenschaftlichen Namen gelistet (siehe Text).

Wissenschaftlicher Name	Standard	Dokumentation	Referenz
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenb. var. <i>acuminatum</i>	[1, 2, 3]	C, LM, REM, 18S V4, rbcL	4
<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>cryptoacuminatum</i> N. Abarca & R. Jahn	-,-,-	C, LM, REM, 18S V4, rbcL	4
<i>Gomphonella olivacea</i> (Hornem.) Grunow	[1, 2, 3]	C, LM, REM, 18S V4, rbcL	5
<i>Cocconeisectorii</i> L. D. Mora, Stancheva & R. Jahn	-,-,-	C, LM, REM, 18S V4, rbcL	6
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenb.	1, 2, 3	C, LM, REM, 18S V4, rbcL	7, 8, 9
<i>Navicula lanceolata</i> (C. Agardh.) Ehrenb.	1, 2, 3	C, LM, -, 18S V4, rbcL	10
<i>Frustulia torfacea</i> A. Braun ex Rabenh.	-,-,-	C, LM, REM, -, -	11
[Unbekanntes molekulares 18S Signal]	-,-,-	18S, -	12, 4

Die Beispiele aus Tabelle 1 zeigen Information aus der Forschungsliteratur, die teils Umweltanalysen und Monitoring verschiedenster methodischer Ansätze unterstützen können (Spalte 3), zeigen aber auch, dass noch nicht alle Informationen für die Praxis direkt nutzbar sind (Spalte 2). Für die Taxa in den Gattungen *Gomphonema* Ehrenb., *Gomphonella* Rabenh. und *Cocconeis* Ehrenb. ist eine komplette Dokumentation für Deutschland verfügbar. Für die Varietät *Gomphonema acuminatum* var. *cryptoacuminatum*, die bisher nur aus der Saale bei Halle bekannt ist (Abarca et al. 2020), ist die Dokumentation direkt mit dem Holotypus verknüpft. Bei *Cocconeis pediculus*, *Gomphonema acuminatum* var. *acuminatum* und *Gomphonella olivacea* ist die Verknüpfung über interpretierende Epitypen gegeben. *Cocconeisectorii* aus Deutschland ist in Bezug auf morphologische und molekulare Merkmale mit der aus Mexiko erstbeschriebenen Art konspezifisch. Bisher wurde diese Art nur in einem Graben in Wismar gefunden, daher sind die ökologischen Ansprüche der Art noch unbekannt. *Navicula lanceolata* ist eine sehr gut bekannte und sehr häufige eutraphente Art. Hier konnten Daten zur morphologischen Variabilität und molekularen Stabilität des Taxons aus Klonkulturen erarbeitet werden (Mohamad et al. 2024). Alle bis hierher genannten Dokumentationen basieren auf Klonkulturen.

*Frustulia torfacea* ist eine vergessene Art aus Deutschland. Historische Untersuchungen zeigten, dass *Frustulia torfacea* der korrekte Name für *Frustulia erifuga* Lange-Bertalot Morphotyp 1 ist (siehe Van de Vijver et al. 2024). Wie bei vielen Untersuchungen historischer Proben fehlt zunächst eine Verknüpfung mit molekularen Daten weshalb die Dokumentation des Taxons noch unvollständig ist. Im Umwelt-Metabarcoding werden immer wieder molekularen Signale detektiert, die keiner Art zuzuordnen sind und meist nur einer Gattung oder Familie zugeordnet werden können. Die molekularen Daten können theoretisch unbekannten neuen Arten repräsentieren, meist handelt es sich um den Nachweis morphologisch bekannter Arten, deren molekulare Merkmale bislang nicht bekannt sind. Im Fall einer unbekannten „Cymbellales“ nach 18S Befunden (Brinkmann et al. 2015), konnte das Signal später *Gomphonella olivacea* zugeordnet werden (Jahn et al. 2019).

Abschließend wird anhand von Beispielen aus der Bundestaxaliste und einer Vorgängerversion dargestellt, was auf Seite der Anwendenden beachtet werden sollte, um eine Datennachnutzung zu vereinfachen.

<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grunow [var. <i>dissipata</i> ] DV 6008	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grunow <b>DV 36151</b>
<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>media</i> (Hantzsch) Grunow DV 6586	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grunow ssp. <i>dissipata</i> DV 6008 <i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>media</i> (Hantzsch) Grunow DV 6586

**Abb. 2:** Entwicklungsschritte hin zur aktuellen Bundestaxaliste, links: Stand in Mauch et al. (2003), rechts: Stand in Schilling (2020).

Abb. 2 zeigt einen wichtigen Entwicklungsschritt von der ersten publizierten Liste der Gewässerorganismen (Mauch et al. 2003) hin zur aktuellen Bundestaxaliste (Schilling 2020). Die ursprüngliche Darstellung war insofern missverständlich als der Artnname im engeren Sinne verstanden und von infraspezifischen Taxa (z. B. Varietäten oder Subspezies) abgegrenzt wurde. Das Missverständnis beruhte darin, dass tatsächlich nach den Nomenklaturregeln (Turland et al. 2025) der Artnname immer alle infraspezifischen Taxa umfasst. Wann auch immer ein neues infraspezifisches Taxon beschrieben wird, wird die ehemalige Art im engeren Sinne als Nominatvarietät oder Nominatsubspezies begriffen. In unserem Beispiel ist *Nitzschia dissipata* (Kütz.) Grunow mit der DV 36151 der Container für *Nitzschia dissipata* (Kütz.) Grunow ssp. *dissipata* mit der DV 6008, *Nitzschia dissipata* var. *media* (Hantzsch) Grunow mit der DV 6586 sowie der in Abb. 2 nicht dargestellten *Nitzschia dissipata* ssp. *oligotraphenta* Lange-Bert. Für die Bestimmungspraxis ist relevant, dass *Nitzschia dissipata* (Kütz.) Grunow eine andere, geringer Bestimmungstiefe hat, als *Nitzschia dissipata* (Kütz.) Grunow var. *dissipata*.

Abb. 3 zeigt im Vergleich zu Abb. 2 eine in zwei Punkten komplexere Situation. Neben der Abspaltung von *Luticola* D. G. Mann von *Navicula* Bory, umgesetzt für die Praxis in Hofmann et al. (2013), wurde *Navicula mutica* var. *ventricosa* (Kütz.) Cleve & Grunow im Sinne von Krammer & Lange-Bertalot (1986) in zwei Taxa, die mittelhäufige *Luticola ventricosa* (Kütz.) D. G. Mann und die aerophytische *Luticola ventriconfusa* Lange-Bert. (Hofmann et al. 2018). Bestimmungen von *Navicula mutica* var. *ventricosa* nach Krammer & Lange-Bertalot (1986) können sich sowohl auf *Luticola ventricosa* als auch *Luticola ventriconfusa* beziehen, sofern nicht der Bezug zu den Abbildungen gegeben wurde. Tafel 61: 9-11 in Krammer & Lange-Bertalot (1986 als *Navicula ventricosa*) bezieht sich auf *Luticola ventriconfusa* in Hofmann et al. (2013) und Tafel 61: 14, 15 (als fragliche *Navicula muticopsis* in Krammer & Lange-Bertalot 1986) bezieht sich auf *Luticola*

*ventricosa*. Dieses Beispiel zeigt, wie wichtig die genaue Dokumentation der Identifikation in der Erfassung der Biodiversität bzw. im Monitoring ist.

<p><i>Navicula mutica</i> Kütz. Grunow [var. <i>mutica</i>] in Mauch et al. (2023) DV 6028 <u>sensu</u> Krammer &amp; Lange-Bertalot (1986: 149, Tafel 61: 1-8)  <i>Navicula mutica</i> Kütz. var. <i>mutica</i> in Schilling (2020) DV 36128</p> <p><i>Navicula mutica</i> var. <i>ventricosa</i> (Kütz.) Cleve &amp; Grunow <u>sensu</u> Krammer &amp; Lange-Bertalot (1986: 150, Tafel 61: 9-11) DV 6519</p>	<p><i>Luticola mutica</i> (Kütz.) D. G. Mann var. <i>mutica</i> in Schilling (2020) sec. Hofmann et al. (2013: 347, Tafel. 45: 35-40) DV 26577  (Synonym: <i>Navicula mutica</i> Kütz. Grunow var. <i>mutica</i> DV 6028)</p>
	<p><i>Luticola ventricosa</i> (Kütz.) D.G. Mann sec. Hofmann et al. (2013: 349, Tafel. 45: 41, 42) DV 26581</p> <p><i>Luticola ventriconfusa</i> Lange-Bert. sec. Hofmann et al. (2013: 349, Tafel. 45: 43-45) DV 26580</p>

**Abb. 3:** Entwicklungsschritte hin zur aktuellen Bundestaxaliste am Beispiel einer taxonomischen Neubewertung und Aufspaltung eines Taxons, links: Stand in Mauch et al. (2003), rechts: Stand in Schilling (2020).

## Schlussfolgerungen

Abb. 1 gibt einen Überblick über die Struktur der Biodiversitätskenntnis über limnische Algen in Deutschland, dabei zeigt Tabelle 1 exemplarisch, wie viel Information aus der Forschung noch nicht unmittelbar für die Praxis in Gewässermonitoring und Naturschutz nutzbar ist. Flaschenhälse im Informationsfluss sind die zeitnahe Umsetzung von Forschungsergebnissen in Forschungsliteratur aber auch Umsetzung publizierter Forschungsergebnisse in praxisnahe Listen und Bestimmungshilfen. Abb. 2 und 3 zeigen exemplarisch Beispiele aus der Bestimmungspraxis, die veranschaulichen, dass Identifikationen auch im Monitoring jeweils durch genaue Angabe der Bestimmungsliteratur und Belege abgesichert werden sollten.

## Danksagung

Ergebnisse dieser Arbeit wurden im Rahmen des Projektes German Barcode of Life 2 Diatoms (GBOL2), BMBF 01LI1501E und PhycoBank DFG JA 874/8-1 erstellt.

## Literatur

- Abarca, N., Zimmermann, J., Kusber, W.-H., Mora, D., Van, A. T., Skibbe, O., Jahn, R. (2020): Defining the core group of the genus *Gomphonema* Ehrenberg with molecular and morphological methods. – Botany Letters 167: 114-159.
- Algen Deutschlands (2025): Datenportal Algen Deutschlands, fachlich betreut durch Korsch, H., Schütz, W., Gottschling, M., Hoppenrath, M., Hofmann, G., Linne von Berg, K.-H., Kusber, W.-H.; Betreiberin: Gesellschaft zur Erforschung der Flora Deutschlands; Hosting: Rote-Liste-Zentrum. <https://algen.rotelistezentrum.de/>

- Brinkmann, N., Hodač, L., Mohr, K.I., Hodačová, A., Jahn, R., Ramm, J., Hallmann, C., Arp, G., Friedl, T. (2015): Cyanobacteria and diatoms in biofilms of two karstic streams in Germany and changes of their communities along calcite saturation gradients. – *Geomicrobiology Journal* 32: 255-274.
- Jahn, R.; Kusber, W.-H., Romero, O. E. (2009): *Coccconeis pediculus* Ehrenberg and *C. placentula* Ehrenberg: Typification and taxonomy. – *Fottea* 9: 275-288.
- Jahn, R., Kusber, W.-H., Skibbe, O., Zimmermann, J., Van, A.T., Buczkó, K., Abarca, N. (2019): *Gomphonella olivacea* (Bacillariophyceae) – a new phylogenetic position for a well-known taxon, its typification, new species and combinations. – *Ecology and Evolution* 152(2): 219-247.
- Foerster, J., Knappe, J., Gutowski, A. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der limnischen Braunalgen (Phaeophyceae) und Rotalgen (Rhodophyta) Deutschlands. – In: Metzing, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Landwirtschaftsverlag, Münster. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 535-564.
- Hofmann, G., Lange-Bertalot, H., Werum, M. (2013): Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa. Koeltz Scientific Books, Königstein: 1-908.
- Hofmann, G., Lange-Bertalot, H., Werum, M., Klee, R. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyta) Deutschlands – In: Rote Liste und Gesamtartenliste der Algen Deutschlands. – In: Metzing, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Landwirtschaftsverlag, Münster. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 601-708.
- Korsch, H., Doege, A., Raabe, U., van de Weyer, K. (2013): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. 3. Fassung. – Hausknechtia 17 (Beiheft): 1-32.
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1986): Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. – In Ettl, H., Gerloff, J., Heyning, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa 2(1). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York: 876 S.
- Kusber W.-H., Gutowski A. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Zieralgen (Desmidiales) Deutschlands. – In Metzing D., Hofbauer N., Ludwig G. & Matzke Hajek G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Landwirtschaftsverlag, Münster. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(7): 711-778.
- Linne von Berg, K.-H. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Schlauchalgen (Xanthophyceae: Vaucheriacae) Deutschlands. – In: Metzing, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Landwirtschaftsverlag, Münster. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 567-598.
- Mischke, U., Kusber, W.-H., Kasten, J., Hoehn, E., Tworeck, A., Oschwald, L., Dürselen, C.-D., Täuscher, L., Riedmüller, U. (2018): Aktualisierung der Taxaliste Phytoplankton für die WRRL-Bewertungsverfahren. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Ergebnisse der DGL-Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen: 310-315.
- Mauch, E., Schmedtje, U., Maetze, A., Fischer, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 01/03: 1-367.
- Mohamad, H., Mora, D., Skibbe, O., Abarca, N., Deutschmeyer, V., Enke, N., Kusber, W.-H., Zimmermann, J. & Jahn, R. (2022): Morphological variability and genetic marker stability of 16 monoclonal pennate diatom strains under medium-term culture. – *Diatom Research* 37: 307-328.
- Mora, D., Stancheva, R., Abarca, N., Bouchez, A., Cantoral-Uriz, E., Carmona-Jiménez, J., Chonova, T., Kusber, W.-H., Rimet, F., Skibbe, O., Wetzel, C.E., Zimmermann, J. & Jahn, R. (2024): Adding more taxa to the *Coccconeis placentula* group (Bacillariophyta): two new species from streams in biodiversity hotspots. – *Nova Hedwigia* 118: 277-319.
- PhycoBank (2018-): Registration of Nomenclatural Acts of Algae. <https://phycobank.org>
- Schilling P. (2020): Bundestaxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (BTL) - Stand Mai 2020. Herausgegeben im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) - Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO) und des Umweltbundesamtes (UBA). – Elektronische Veröffentlichung auf gewaesser-bewertung.de. Download am 02. Januar 2025.
- Schilling P., Hofmann G. & Kusber W.-H. (2022): Bundestaxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (BTL): Taxaliste für Monitoring und Naturschutz - Herausforderungen am Beispiel der Kieselalgen. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (ed.): Ergebnisse der Jahrestagung 2021 (Leipzig). Essen: 287-293.
- Turland, N.J., Wiersema, J.H., Barrie, F.R., Gandhi, K.N., Gravendyck, J., Greuter, W., Hawksworth, D.L., Herendeen, P.S., Klopper, R.R., Knapp, S., Kusber, W.-H., Li D.-Z., May, T.W., Monro, A.M., Prado, J., Price, M.J., Smith, G.F. & Señoret, C.Z. (2025): International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants (Madrid Code). The University of Chicago Press, Chicago.

- Van de Vijver, B., Jüttner, I. & Kusber, W.-H. (2024): Typification of *Colletonema viridulum* Brébisson ex Kützing with the correct name for *Frustulia erifuga* Lange-Bertalot & Krammer (Amphipleuraceae, Bacillariophyta). – Botany Letters: 1-16.
- Zimmermann, J., Abarca, N., Skibbe, O., Kusber, W.-H., Enke, N. & Jahn, R. (2014): Taxonomic Reference Libraries for Environmental Barcoding: a Best Practice Example from Diatom Research. – PLOS ONE 9(9): e108793.
- Zimmermann, J., Abarca, N., Bansemer, J., Bettig, J., Droege, G., Kusber, W.-H., Luther, K., Mohamad, H., Mora, D., Proft, S., Schimani, K., Skibbe, O., Van, A.T., Jahn, R. (2022): German Barcode of Life 2 (GBOL2) - Kieselalgen DNA-Barcoding und eDNA Metabarcoding im Kontext von Biodiversitätsforschung, Taxonomie und EU Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EC). Deutsche Gesellschaft für Limnologie (ed.): Ergebnisse der Jahrestagung 2021 (Leipzig). Essen: 307-311.
- Zimmermann, J., Jahn, R. & Gemeinholzer, B. (2011): Barcoding diatoms: evaluation of the V4 subregion on the 18S rRNA gene, including new primers and protocols. – Organisms Diversity & Evolution 11: 173-192.

# Experimentelle Untersuchungen zum Gefährdungspotential durch *Prymnesium parvum* im Werra-Weser-Einzugsgebiet

Beke Lohmann<sup>1,2</sup>; Maike Lorenz<sup>2</sup>; Birgit Olberg<sup>2</sup>; Urban Tillmann<sup>3</sup>; Thomas Friedl<sup>2</sup>;  
Eckhard Coring<sup>1</sup>

<sup>1</sup> EcoRing; Lange Str. 9, 37181 Hardegsen, info@ecoring.de

<sup>2</sup> Georg-August-Universität Göttingen, Abt. Exp. Phykologie und SAG, Nikolausberger Weg 18, 37073 Göttingen.  
mlorenz@uni-goettingen.de, bolberg1@uni-goettingen.de, tfriedl@uni-goettingen.de

<sup>3</sup> Alfred-Wegener-Institut, Am Handelshafen 12, 27570 Bremerhaven, urban.tillmann@awi.de

**Keywords:** *Prymnesium parvum*, Algenblüte, Fischsterben, Werra, Weser, Wachstumsversuche, Risikoabschätzung

## Einleitung

*Prymnesium parvum* (Haptophyta, Prymnesiophyceae), eine einzellige, begeißelte Brackwasseralge, hat in der jüngeren Vergangenheit zunehmend Aufmerksamkeit als potenzielle Bedrohung für aquatische Ökosysteme erlangt. Durch die bei einer Blüte ausgeschütteten Prymnesin-Toxine ist *Prymnesium parvum* in der Lage, Massensterben von Fischen und anderen aquatischen Lebewesen zu verursachen (Manning & Claire, 2010). Massive toxische *Prymnesium*-Blüten haben in den letzten Dekaden stark zugenommen (La & Cooke, 2011).

Im August 2022 kam es im Längsverlauf der Oder in Polen und Deutschland zu einem massiven Fisch- und Invertebraten-Sterben, das durch eine ausgeprägte Blüte von *Prymnesium parvum* ausgelöst wurde (Köhler et al., 2024). Umfassende Beschreibungen und Analysen dieses für die Oder erstmals beobachteten Ereignisses finden sich u.a. in einem Untersuchungsbericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Wiederhold et al., 2023) sowie der Europäischen Umweltagentur (Free et al., 2023).

*Prymnesium*-Blüten treten vorrangig in marin oder Brackwassersystemen auf. Dazu wirken anthropogene Einflüsse wie z. B. eine Eutrophierung in vielen Fällen begünstigend. In limnischen Systemen kann das Vorkommen von *Prymnesium* durch anthropogene Salzeinträge gefördert bzw. ermöglicht werden. Weiterhin begünstigt die nahezu flächenhafte Eutrophierung von Gewässern aus punktuellen und diffusen Quellen die Ausbildung von Phytoplankton-Blüten in stehenden Gewässern und (großen) Fließgewässern. Insbesondere in großen Flüssen fördern hydromorphologische Überformungen wie z. B. Stauregulierungen die Phytoplanktonentwicklung zusätzlich.

Das Vorkommen der ursprünglich marin oder brackisch lebenden Mikroalge *Prymnesium parvum* im Binnenland wird vermutlich durch Einschleppung von Organismen durch den Schiffsverkehr oder von Wasservögeln ermöglicht (Bashir et al., 2020; La & Cooke, 2011).

## **Fragestellung**

Aus dem Annex 1 des Berichts der Europäischen Umweltagentur (Free et al., 2023), in dem eine vorläufige Risikobewertung für europäische Flüsse bzgl. der Möglichkeit einer Entwicklung von *Prymnesium*-Blüten vorgenommen wurde, ist abzuleiten, dass in Europa mehrere große Flusssysteme von einer anthropogen bedingten Versalzung betroffen sind und in diesen Systemen ein latentes Risiko für die Entwicklung toxisch wirkender Algenblüten zu unterstellen ist. Als Kriterien werden dabei eine elektrische Leitfähigkeit  $> 1500 \mu\text{S}/\text{cm}$  als allgemeiner Vektor für die Salinität, zusammen mit erhöhten Nährstoff- und Sulfatgehalten nicht marinen Ursprungs genannt. Daten aus Deutschland gingen in diese Analyse allerdings nicht mit ein. Gleichwohl sind auch in Deutschland verschiedene große Flusssysteme bzw. Flussabschnitte von einer Versalzung betroffen, die zumindest das Versalzungsniveau der deutschen Oder im August 2022 erreichen oder sogar höher belastet sind. Zu nennen sind hier exemplarisch die Untere Saale, Abschnitte der Mittelelbe und das Werra-Weser-System.

In dieser Projektarbeit wurde das Wachstum von *Prymnesium parvum* unter verschiedenen Salinitätsbedingungen untersucht, mit speziellem Fokus auf das Werra-Weser-Flusssystem. Diese Flüsse werden seit mehr als 120 Jahren durch den Kalibergbau im hessisch-thüringischen Kalirevier beeinflusst (DWA, 1998). Dabei wird der Salzgehalt durch nicht steuerbare, derzeit aber rückläufige diffuse Zutritte aus dem Untergrund und aktive Einleitungen salzhaltiger Wässer aus dem Kalibergbau in die Werra bestimmt. Im Längsverlauf der Werra ist ein ansteigender Gradient der Salzbelastung bis Gerstungen zu verzeichnen, der sich dann im weiteren Verlauf aufgrund der einsetzenden Verdünnung umkehrt (EcoRing, 2008-2024).

Nach Jahrzehnten der exzessiven Salzbelastung ist seit 1990 ein deutlicher Rückgang der Belastungen zu verzeichnen (FGG Weser, 2024). Seit dem Jahr 2000 und der Einführung einer Salzlaststeuerung wird ein Sanierungskonzept mit dem Ziel verfolgt, einen Chloridgehalt von 300 mg/l als 90.Perzentil in der Weser bei Boffzen ab dem Jahr 2028 nicht zu überschreiten.

Unter Berücksichtigung der von Free et al. (2023) hinsichtlich der Wasserchemie genannten Kriterien sind für das Werra-Weser-System derzeit noch geeignete Wachstumsbedingungen für *Prymnesium parvum* zu unterstellen. Für dieses Projekt wurden drei Standorte aus der Werra berücksichtigt, wobei der Standort „Unterrohn“ oberhalb der Versalzungszone liegt ( $< 200 \text{ mg/l}$  Chlorid), der Standort „Oberzella“ im Mittel erhöhte Salzbelastungen aus diffusen Zutritten aufweist ( $300\text{-}500 \text{ mg/l}$  Chlorid) und der Standort „Gerstungen“ den Werraabschnitt mit der höchsten mittleren Salzbelastung (bis  $1500 \text{ mg/l}$  Chlorid) repräsentiert und von aktiven Salzwassereinleitungen geprägt ist. Zusätzlich wurde Wasser aus der Oberweser bei Boffzen ( $300\text{-}400 \text{ mg/l}$  Chlorid) im Rahmen der Untersuchungen berücksichtigt. Durch die Verdünnung des Werrawassers im Längsverlauf sowie den Zusammenfluss mit der Fulda ist die Salzbelastung der Oberweser im Vergleich zum Standort Gerstungen in der Werra um den Faktor von ca. 3,4 reduziert. Insgesamt lag die Chloridkonzentration der untersuchten Flusswässer zwischen 102 und  $1440 \text{ mg/l}$  Chlorid. Da ein Eintrag einer bereits bestehenden Algenblüte aus stark versalzten künstlichen Gewässern ein möglicher Auslöser der Oder-Katastrophe gewesen sein könnte (Free et al., 2023), wurden ergänzende Versuche durchgeführt. Dazu wurden drei weitere Wässer aus an die Werra angrenzenden, sehr salzhaltigen stehenden Gewässern/Becken auf die Möglichkeit eines Wachstums von *Prymnesium parvum* getestet. Hierbei handelte es sich um die sog. Stapel-Becken 1 und 6 der K+S Minerals and Agriculture GmbH, aus denen kontrolliert salzhaltiges Wasser in die Werra eingeleitet wird, sowie um den circa 24 ha großen Kiessee Dankmarshausen, der in unmittelbarer Nähe zur Werra in der Flussaue liegt. Diese Wässer sind durch sehr hohe Chloridkonzentrationen zwischen 45 und  $261 \text{ g/l}$  gekennzeichnet.

Die Laboruntersuchungen zum Wachstum verschiedener Stämme von *Prymnesium* unter verschiedenen Salinitätsbedingungen in künstlichen und natürlichen Nährmedien sollten Aufschluss darüber geben, ob und wie sich *Prymnesium parvum*-Blüten im Werra-Weser-System entwickeln könnten.

## Material und Methoden

### **Algenkulturen**

Für die Versuche wurden insgesamt fünf nicht-axenische Algenstämme von *Prymnesium parvum* verwendet (Tab.1). Die Stämme SAG 127.79 und SAG 18.97 wurden von der Sammlung von Algenkulturen der Universität Göttingen (SAG) zur Verfügung gestellt. Die drei Oder-Stämme wurden von U. Tillmann (Alfred-Wegener-Institut Bremerhaven) isoliert und zur Verfügung gestellt. Die Stockkulturen aller fünf Stämme wurden in der SAG in halbkonzentriertem Meerwasser mit Erdextrakt ( $\frac{1}{2}$ SWES: Medium 6 der SAG; Schlösser, 1994) bei  $20^{\circ}\text{C}$ , LD 14:10h,  $18 \pm 2 \mu\text{mol m}^2 \times \text{s}$  (im Folgenden abgekürzt:  $\mu\text{E}$ ) Lichtintensität in 100ml Glas-Erlenmeyerkolben auf einem Rotationsschüttler (GFL 3019) kultiviert.

**Tabelle 1:** Übersicht der in dieser Studie verwendeten Algenstämme.

Stammnummer	SAG 127.79	SAG 18.97	KS-C4	KD-A4	KL-B8	
Standort	UK, Essex, Blackwater River	D, Thüringen, Sondershausen, Abgrabungsteich an der versalzten Wipper	D, Brandenburg, Oder bei Lebus	D, Brandenburg, Oder bei Lunow	D, Brandenburg, Oder bei Staffelde/Mescherin	
Standortinformationen	Brackwasser-Ästuar	Probe einer Algenblüte mit massivem Fischsterben, anthropogen erhöhter Salzgehalt				
Wassergüte-Parameter	unbekannt	unbekannt	21.1 °C, 1493 µs/cm, pH 8.03; 97% O2	22.1 °C, 1127 µs/cm, pH 8.5; 130% O2	24.2 °C, 1260 µs/cm, pH 8.23; 90% O2	
Geolokalisierung	ca.: 51°43'45,7824"N, 0°48' 52,8156"E	51°22'26.8"N, 10°51'45.2"E	52°25'53.5"N, 14°32'48.1"E	52°53'13.3"N, 14°09'31.3"E	53°15'08.7"N, 14°26'15.9"E	
Datum	1952	Juni 1997	August 2022			
Isolator	R.W. Butcher	U.G. Schlösser	U. Tillmann			
Toxin, Phylotypus	C-Prymnesin, C-Cladus (Binzer et al. 2019)	B-Prymnesin, B-Cladus (Binzer et al. 2019)	B-Prymnesin/ B-Cladus (U. Tillmann, unveröffentlicht)			

### **Aufbau und Durchführung der Wachstumsversuche in verschiedenen Medien**

Die fünf Algenstämme wurden in künstlichem Brackwasser Medium (ASM, Starr & Zeikus, 1993) mit 4121 -mg/l NaCl-Konzentration plus Vitaminen (V) und Erdextrakt (E, 3%, undefiniertes Medium aus Komposterde, Schlösser, 1994) vorkultiviert. Vorversuche zeigten ein gutes Wachstum aller Stämme in diesem Medium. Nach Zentrifugation und Resuspension wurden die Algenkonzentrate in das jeweilige Testmedium überführt. Die verwendeten Testmedien sind in Tab. 2 aufgeführt. Die Kultivierung im Versuch erfolgte über zwei Wochen in 24-Well-Platten (TPP-Zellkultur-Testplatten Nr. 92424, 2ml pro Well, 4 Replikate pro Salinität) bei  $20^{\circ}\text{C}$ , LD 14:10h und etwa  $12 \pm 2 \mu\text{E}$ . Die Absorption bei 680 nm wurde mit einem Mikrotiterplatten-Spektralphotometer (EPOCH BIOTEK, neun Messpunkte pro Well, gemittelt per Gen5 Datenanalysesoftware, BIOTEK) gemessen, und Wachstumskurven wurden mithilfe von Microsoft Excel erstellt. Die Zellzahlbestimmung erfolgte durch Entnahme von 20  $\mu\text{l}$  Proben, Fixierung mit 1% Formalin und Auszählung mit einem Luna Cell Counter (LUNA™ Automated Cell Counter, LOGOS BIOSYSTEMS, South Korea). Die Absorption wurde über eigens ermittelte Eichkurven in Zelldichten umgerechnet.

Nach Yin et al. (2021) wurden die Verdopplungsrenten pro Tag für das Flusswasser-Medium für alle Stämme berechnet: Verdopplungsrate ( $K$ , pro Tag) =  $3,322 \times (\log(N_t) - \log(N_0)) / (t - t_0)$ , wobei  $N$  die Zellzahl und  $t$  (in Tagen) die Dauer des Experiments ist.

**Tabelle 2:** Übersicht der in den unterschiedlichen Versuchen verwendeten Medien.

Medien	Charakteristische Konzentrationen	Referenzen
Künstliche Meerwasser-Medien mit verschiedenen Salinitäten (Vorkulturen)	ASM15+V+E (10000 mg/l Chlorid) und ASM4121 mg/l NaCl (2500 mg/l Chlorid) +V+E	ASM (Starr & Zeikus, 1993) Erdextrakt (Schlösser, 1994)
Künstliche Meerwasser-Medien mit verschiedenen Salinitäten	200, 400, 746, 1170, 2500, 5000, 7500, 100000 mg/l Chlorid	ASM (Starr & Zeikus, 1993)
Natürliche Medien (Flusswasser)	Unterrohn: 104 mg/l Chlorid Oberzella: 440 mg/l Chlorid Gerstungen: 1440 mg/l Chlorid Boffzen (Weser): 419 mg/l Chlorid	Wasseranalyse: Zentrallabor des K+S Analytik- und Forschungszentrums in Kassel
Natürliche Medien (stehende künstliche Gewässer)	Stapelbecken 1: 261 g/l Chlorid Stapelbecken 6: 132 g/l Chlorid Kiessee Dankmarshausen: 44,5 g/l Chlorid	Wasseranalyse: Zentrallabor des K+S Analytik- und Forschungszentrums in Kassel

### **Ermittlung der Wachstumsoptima (Licht, Temperatur) eines Oder-Isolates**

Der Oder-Stamm KD-A4 *Prymnesium parvum* konnte in Gerstungen-Standortwasser wachsen und erreichte im 4121 mg/l+V+E Medium eine hohe Zelldichte. Es wurde daher für einen weitergehenden Versuch zur Ermittlung der Wachstumsoptima (Licht, Temperatur) in Werra-Wasser der höchsten verwendeten Salinität (Gerstungen) ausgewählt. Diese Versuche wurden in 24-Well-Platten auf einem Kreuzgradiententisch (LABIO, CZ) durchgeführt, mit einem Temperatur-Gradienten auf der X-Achse ( $10 \pm 0.5^\circ\text{C}$  bis  $33 \pm 0.5^\circ\text{C}$ ) und einem Licht-Gradienten auf der Y-Achse ( $18 \pm 2.0$  bis  $585 \pm 14.0 \mu\text{E}$ ; LD 14:10h; Tageslicht-LEDs, Fa. Snaggi, sTube 2 W) (vgl. Dadras et al., 2023).

Die Vorkultur wurde mit in Gerstungen entnommenem Flusswasser verdünnt, wodurch 21 24-Well-Platten mit je 2 ml pro Well gefüllt werden konnten und in drei Reihen auf den Tisch exponiert wurden. Für die Ermittlung der mittleren Wachstumsrate über 7 Tage wurde täglich die Abs<sub>680nm</sub> bestimmt. Am Versuchsende wurden Temperaturen, Salinitäten und Lichtverhältnisse gemessen. Eine Kontroll-Platte wurde unter Standardbedingungen kultiviert.

## **Ergebnisse der Wachstumsversuche**

### **Wachstum der *Prymnesium parvum*-Stämme in verschiedenen Salinitäten**

Das Wachstum der fünf *Prymnesium parvum*-Stämme in künstlichem (Brack-)Wasser (ASM) mit verschiedenen NaCl-Konzentrationen (200 – 10.000 mg/l) wurde über 24 Tage beobachtet und die Zelldichten über Absorptionsmessung bei 680 nm bestimmt.

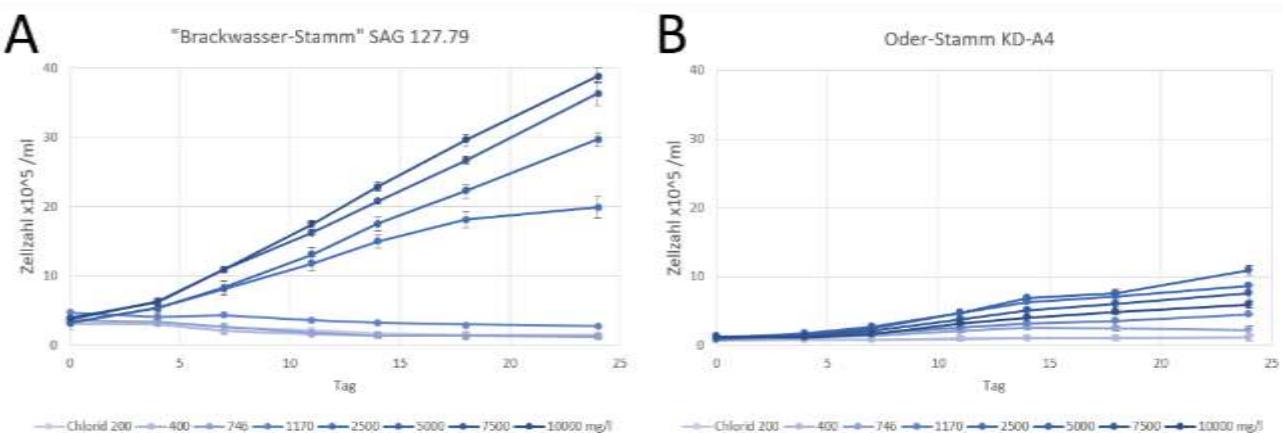
Das Wachstum von Stamm SAG 127.79 aus dem Brackwasser-Ästuar korrelierte positiv mit der Salinität des Mediums (Abb. 2A). Dieser Stamm wuchs bei Salinitäten oberhalb 2.500 mg NaCl/l

kontinuierlich, mit einem Wachstumsoptimum in der höchsten verwendeten Salinität (10.000 mg NaCl/l). Niedrigere Chloridgehalte (200–746 mg/l) führten zu sehr geringem oder keinem Wachstum.

Der Stamm SAG 18.97 zeigte starkes Wachstum bei 5.000 und 7.500 mg/l. Niedrigere Gehalte (200–1.170 mg/l) aber auch die maximale Salinität von 10.000 mg/l führten zu deutlich geringerem Wachstum (Daten nicht gezeigt).

Die drei Oder-Stämme wuchsen am besten bei 5000 mg/l NaCl. Niedrigere und höhere Gehalte resultierten in minimalem Wachstum. Der Stamm KD-A4 zeigte bei 200 und 400 mg/l gar kein Wachstum (Abb. 2B).

Die Ergebnisse zeigten, dass die präferierte Salinität für jeden Stamm variiert. Die Verdopplungszeiten variierten ebenfalls und reichten in den verschiedenen Ansätzen von 3 bis 6 Tagen. Auch die maximal gemessene Zelldichte unterschied sich zwischen den Stämmen sehr stark und reichte von knapp 4.000.000 Zellen/ml bei SAG 127.79 bis 183.000 Zellen/ml bei KS-C4.



**Abbildung 1:** Wachstumskurven der Stämme *Prymnesium parvum* SAG 127.79 (A) und KD-A4 (B) in künstlichem Brackwassermedium verschiedener Salinitäten (Chloridgehalt 200 bis 10.000 mg/l). n=4.

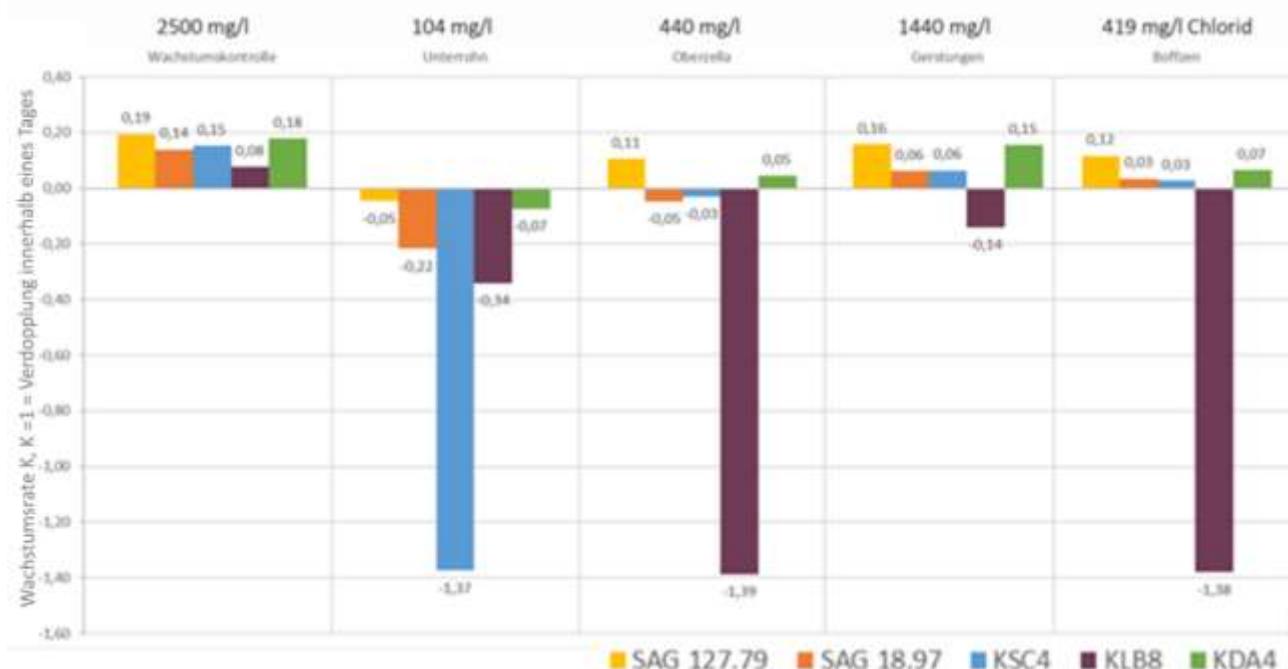
#### **Wachstum von *Prymnesium parvum* nach Zugabe von Vitaminen und Erdextrakt**

Alle fünf untersuchten Stämme von *Prymnesium parvum* wuchsen deutlich besser, wenn dem künstlichen Brackwasser-Medium ASM15 (15 PSU) 3% Erdextrakt und Vitamine hinzugegeben wurde (Verdopplungszeiten von etwa vier Tagen, Daten nicht dargestellt). Der einzige Stamm, das auch ohne Erdextrakt in dem künstlichen Medium gut wuchs, war Stamm SAG 127.79; Stamm SAG 18.97 wuchs sehr schwach. Die drei Oder-Stämme zeigten kein Wachstum im künstlichen ASM15 ohne Zusätze. Zusammen mit dem Ergebnis des vorigen Kapitels, dass alle Stämme im ASM4121 mg/l NaCl (bzw. 2500 mg/l Chlorid) wachsen und dass das Wachstum durch die Zugabe von Erdextrakt deutlich gefördert wird, wurde das ASM4121 mg/l NaCl +Vitamine +Erdextrakt als Wachstumskontrolle/Referenz für die weiteren Versuche festgelegt. Die Zugabe von Erdextrakt zu den Werra-Medien ergab keinen signifikanten Unterschied im Wachstum (Daten nicht gezeigt).

## Wachstumsversuche mit natürlichen Medien

### Flusswasser aus Werra und Weser

Das Wachstum der fünf Stämme von *Prymnesium parvum*, mit nach Yin et al. (2021) berechneten Verdopplungsgraten pro Tag, in steril filtriertem Wasser verschieden saliner Standorte entlang der Werra (Unterrohn, Oberzella und Gerstungen) und Weser (Boffzen) ist in Abbildung 2 dargestellt. Die Wachstumskontrolle/Referenz in ASM4121 mg/l NaCl +V+E war bei allen fünf Stämmen positiv (Abb. 2, ganz links), wenngleich auf unterschiedlichem Niveau. Die Verdoppelungszeit variierte stammspezifisch und lag in allen Fällen auch unter den offenbar günstigen Referenzbedingungen deutlich über zwei Tagen. Der Brackwasser-Stamm SAG 127.79 zeigte ein Wachstum im Wasser aus Gerstungen (Werra,  $K = 0,16$ , entspricht der Verdopplung alle 6,25 Tage), aus Oberzella (Werra,  $K = 0,11$ ) und Boffzen (Weser,  $K = 0,17$ ). Der Stamm SAG 18.97 zeigte ein leichtes Wachstum im Wasser aus Gerstungen ( $K = 0,06$ , Verdopplungszeit = 16,7 Tage) und ein minimales Wachstum im Wasser aus Boffzen ( $K = 0,03$ ). Sehr ähnlich verhielt sich auch der Oder-Stamm KS-C4. Die Zellen des Oder-Stamms KL-B8 starben in allen Medien, außer der Referenz, ab und der Stamm KD-A4 zeigte ein deutliches Wachstum im Wasser aus Gerstungen ( $K = 0,15$ ) und ganz leichtes Wachstum im Wasser aus Oberzella und Boffzen (Weser,  $K = 0,05$  und  $0,07$ ). Keiner der Stämme wuchs im Wasser aus Unterrohn bei einer Chloridkonzentration von etwa 100 mg/l.

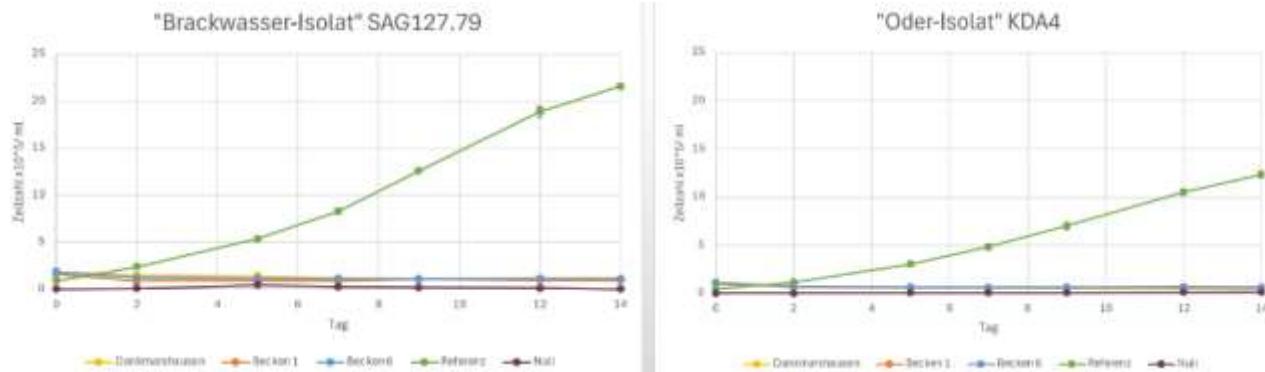


**Abbildung 2:** Wachstumsrate der fünf getesteten Stämme von *Prymnesium parvum* im Wasser verschiedener saliner Standorte an Werra (Unterrohn, Oberzella, Gerstungen) und Weser (Boffzen) mit den entsprechenden Chloridkonzentrationen. Wachstumskontrolle: künstliches Brackwasser-Medium.

### Stehende Gewässer

Das Wachstum der fünf *Prymnesium parvum* Stämme wurde auch in verschiedenen Medien aus salzhaltigen stehenden Gewässern (Kiessee Dankmarshausen, Stapelbecken 1 und 6 der K+S Minerals and Agriculture GmbH) getestet, die für die Versuche steril filtriert wurden. Alle Stämme wuchsen in der Wachstumskontrolle, jedoch nicht in den Medien der stehenden Gewässer (Abb. 3, beispielhaft). Alle Algenkulturen blichen aus und die Absorption sank gegen null. Die hier gezeigten

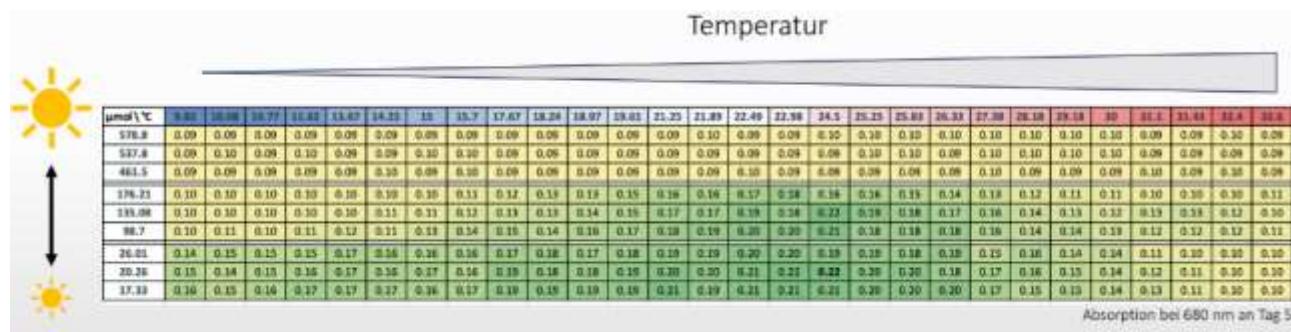
Ergebnisse zeigen den Versuch mit steril filtriertem Medium. Zusätzlich wurde der gleiche Versuch mit autoklavierten Medien der stehenden Gewässer durchgeführt. Auch darin wuchs keiner der Stämme. Die getesteten Wässer waren durch eine extrem hohe Salinität gekennzeichnet. Die Chloridkonzentration im Kiessee Dankmarshausen betrug 44,5 g/l, im Stapelbecken 1 261 g/l und im Stapelbecken 6 132 g/l. Unter diesen Versuchsbedingungen war kein Wachstum von *Prymnesium parvum* möglich. Entsprechend ist es unwahrscheinlich, dass sich unter den derzeitigen Gegebenheiten potenzielle Initialpopulationen von *Prymnesium parvum* in diesen direkt oder indirekt mit der Werra verbundenen Gewässern/Becken ausbilden.



**Abbildung 3:** Wachstum zweier Stämme von *Prymnesium parvum* in Referenzmedium (ASM4121 mg/l NaCl +V+E, grün) und verschiedenen Medien aus stark salzhaltigen stehenden Gewässern.

#### Wachstumsoptima (Licht, Temperatur) eines Oder-Stammes

Die Wachstumsoptima von *Prymnesium parvum* unter verschiedenen Kombinationen von Lichtintensität und Temperatur wurden in einem Gradiententisch-Versuch ermittelt. Abb. 3 zeigt die Heatmap der Absorption bei 680 nm als Proxy für das Algenwachstum von Stamm KD-A4 in Gerstungen-Wasser nach 5 Tagen. Die Algen zeigten eine hohe Temperatur- und Lichttoleranz. Mittlere Lichtintensitäten (135 bis 176 µE) in Kombination mit moderaten Temperaturen (ca. 20 bis 26 °C) förderten das Wachstum. Bei niedrigen Lichtintensitäten (17 bis 26 µE) zeigte sich ein ähnlich optimales Wachstum bei moderaten Temperaturen (ca. 20 bis 26 °C), mit Spitzenwerten der Absorption bei 20 µE und 24,5 °C. Bei hohen Lichtintensitäten (über 400 µE) und hohen Temperaturen (über 27 °C) starben die Algen ab (Abs<sub>680nm</sub> ≤ 0,1).



**Abbildung 4:** Ergebnisse der Absorptionsmessung bei 680 nm als Proxy für das Wachstum des Oder-Stammes *Prymnesium parvum* KD-A4 nach 5 Tagen in Gerstungen-Wasser bei versch. Kombinationen von Temperatur (x-Achse) und Lichtintensität (y-Achse). Max. Abs<sub>680nm</sub> = 0,22.

## Vorläufige Risikobewertung für die Entwicklung von *Prymnesium parvum* in der Werra und der Weser

Aus den umfassenden Berichten von Wiederhold *et al.* (2023) und Free *et al.* (2023) zum Fischsterben in der Oder 2022 leitet sich ab, dass die damalige Massenentwicklung von *Prymnesium parvum* durch eine Kombination von verschiedenen Faktoren ermöglicht bzw. begünstigt wurde. Neben einer erhöhten Salinität sind in diesem Zusammenhang hohe Nährstoffgehalte, hohe Temperaturen und eine langanhaltende Niedrigwasserphase zu nennen. Aus der Verschneidung der Ergebnisse der hier durchgeföhrten Wachstumsversuche mit den Erkenntnissen der Oderberichte sowie der aktuell in der Oberweser maximalen Salinität ist ein exponentielles Wachstum von *Prymnesium parvum* dort unter den derzeitigen Bedingungen nur wenig wahrscheinlich. Die bei Wachstumsversuchen des IGBs (2024) herausgeföndene untere Wachstumsgrenze von *Prymnesium parvum* bei 0,5 PSU (Practical Salinity Unit) wurde auch in diesen Versuchen durch ausbleibendes Wachstum bei 200 und 400 mg/l Chlorid beobachtet. Für eine genauere Festlegung der Grenze für die fünf verwendeten Stämmen sind allerdings weitere Versuche in diesem Salinitätsbereich erforderlich. Ein lokales und exponentielles Wachstum von *Prymnesium* erscheint daher auch unter Berücksichtigung der hohen Fließgeschwindigkeit in der weitgehend frei fließenden Oberweser und dem daraus resultierenden hydraulischen Stress für Flagellaten weitgehend ausgeschlossen. In der überwiegend staugeregelten Mittelweser liegt die derzeitige Salzbelastung mit Werten zwischen 200 und 300 mg/l Chlorid unterhalb der Grenze, die in der Literatur als Toleranzbereich für diese Brackwasseralge angegeben ist (Watson 2001). Eine Beeinträchtigung der Oberweser durch *Prymnesium parvum* bzw. deren Toxine wäre demnach an einen massiven Eintrag aus der Werra oder Fulda gebunden. Dabei ist eine Entwicklung von *Prymnesium* in der Fulda aufgrund der zu geringen Salinität auszuschließen. Aus den durchgeföhrten Wachstumsversuchen geht hervor, dass der Wasserchemismus der Werra primär in der Hauptversalzungszone bei Gerstungen geeignet wäre, um ein gutes Wachstum von *Prymnesium* zu ermöglichen. Oberhalb der Zone der aktiven Einleitungen durch den Kalibergbau ist die Salinität in der Werra danach zu gering, um ein signifikantes Wachstum zu ermöglichen. Ein massiver Eintrag von *Prymnesium* aus dem Oberlauf der Werra in die Hauptversalzungszone ist daher unwahrscheinlich. Gleichzeitig leitet sich aus den Versuchen eine Verdoppelungszeit von mindestens zwei Tagen unter diesen Bedingungen ab. Unterstellt man ansonsten optimale Rahmenbedingungen bzgl. Nährstoffversorgung, Temperatur, Lichtangebot, Salinität und Fließverhalten, so ist die Verweildauer des Wassers als weiterer steuernder Faktor für das Ausmaß einer Massenentwicklung anzunehmen. Zumindest im Hinblick auf die Salinität, das Fließverhalten und die Verweildauer herrschen in der Werra keine konstanten Bedingungen. Auf der circa 130 km langen Fließstrecke der Werra von der Hauptversalzungszone bis zum Zusammenfluss mit der Fulda besteht ein deutlich abnehmender Gradient in der mittleren Chloridkonzentration von ca. 1.500 mg/l bis auf 800 mg/l. Die Hauptversalzungszone hat dabei lediglich eine Ausdehnung von etwa 30 km. Die Verdünnung der Salzkonzentration geht mit einer Verschlechterung der Wachstumsbedingungen für *Prymnesium* einher. Zwischen den in der Werra vorhandenen Staustrecken treten regelmäßig turbulent fließende Abschnitte mit geringer Wassertiefe auf steinig-kiesigem Grund auf, die ein kontinuierliches Planktonwachstum zusätzlich erschweren. Für die circa 30 km lange Hauptversalzungszone ist eine Verweildauer des Wassers von maximal 2 Tagen zu unterstellen. Wiederhold et al. (2023) stellen für die *Prymnesium*-Blüte in der Oder 2022 eine länger anhaltende Abundanz von > 20 Millionen Zellen pro Liter als potenziell fischtoxisch heraus. Nimmt man diese Zahl als Kriterium bzw. Indikator für die Möglichkeit einer toxisch wirksamen *Prymnesium*-Blüte in der Hauptversalzungszone, so wäre aufgrund der Verdoppelungszeiten und der Verweildauer in der Hauptversalzungszone eine Initialdichte von 10 Millionen Zellen pro Liter nötig, um diese Größe zu erreichen. Ohne eine massive Animpfung aus externen Quellen erscheint die Entwicklung einer solchen *Prymnesium*-Blüte daher

unwahrscheinlich. Weder oberhalb noch im direkten Anschluss an die mittlere Werra sind größere Gewässerkomplexe vorhanden, die eine primäre *Prymnesium*-Entwicklung unter den derzeitigen Bedingungen ermöglichen würden. Der in der Werraue bei Gerstungen gelegene Kiessee hat eine Größe von etwa 24 ha und weist einen mittleren Salzgehalt > 40 g/l Chlorid auf. Die Stapelbecken der K+S Minerals and Agriculture GmbH, in denen das salzhaltige Abwasser vor der Einleitung in die Werra zwischengelagert wird, haben eine Chloridkonzentration von 150 bis 280 g/l. Die durchgeföhrten Wachstumsversuche mit Versuchsmedien aus dem Kiessee Dankmarshausen und den Stapelbecken der K+S Minerals and Agriculture GmbH haben jedoch gezeigt, dass die getesteten *Prymnesium*-Stämme unter den Bedingungen einer solch extremen Salinität nicht wachsen können. Entsprechend ist die Entwicklung von *Prymnesium parvum* im Kiessee Dankmarshausen sowie den Stapelbecken ebenso wie eine Übertragung oder Einschleppung einer Initialpopulation von dort unwahrscheinlich. Aus der bei Watson (2001) zusammengefassten Autökologie von *Prymnesium parvum* leitet sich zudem ab, dass eine potenzielle Massenentwicklung in Deutschland vermutlich primär im Hochsommer zu erwarten wäre und durch hohe Temperaturen und eine gegebene Trübung gefördert würde. Die Phytoplankton-Entwicklung in der Werra und der Weser ist durch eine ausgesprochene Saisonalität geprägt, die sich insbesondere im Hochsommer und unter Niedrigwasserbedingungen durch geringen Planktondichten auszeichnet (EcoRing, 2008-2024). Entsprechend steht auch die bisherige Saisonalität der Planktonentwicklung in Werra und Weser einer massiven *Prymnesium*-Blüte im Hochsommer entgegen.

## Zusammenfassung

In den durchgeföhrten Versuchen wurden bei *Prymnesium parvum* unterschiedliche Wachstumsverläufe und Verdopplungszeiten von mindestens zwei Tagen beobachtet. Extrem hohe und geringe Salzkonzentrationen wurden nicht toleriert, weder in künstlichen Medien noch in den getesteten natürlichen Wässern. Der Gradiententisch-Versuch hat gezeigt, dass die Alge eine hohe Temperatur- und Lichttoleranz aufweist. Bei geringer Lichtintensität entsteht die größte Temperaturtoleranz (9-30 °C). Auf das Fluss-System der Werra und Weser übertragen, konnte aus den Versuchen abgeleitet werden, dass oberhalb der Einleitungen durch den Kalibergbau eine zu geringe Salinität vorherrscht. Ein Wachstum von *Prymnesium parvum* in der Hauptversalzungszone der Werra bei Gerstungen erscheint prinzipiell möglich, bei einer Verweildauer des Wassers von maximal zwei Tagen reicht die Verdopplungszeit allerdings vermutlich nicht aus, um kritische Zellzahlen zu erreichen. Im Längsverlauf von Werra und Weser wird das Flusswasser deutlich verdünnt. Hieraus leitet sich eine Verschlechterung der Wachstumsbedingungen für *Prymnesium* ab. Eine toxisch wirkende *Prymnesium*-Blüte kann ohne ein massives Animpfen aus externen Quellen vermutlich nicht erreicht werden. Vorhandene salzhaltige Wasserkomplexe mit Anschluss an das Flusssystem haben sich in den durchgeföhrten Versuchen als zu salzig für ein Wachstum von *Prymnesium* erwiesen und sind damit eher nicht für ein Animpfen des Flusssystems geeignet. Unter Berücksichtigung aller vorhandenen Informationen und Erkenntnisse ist daher das Risiko einer toxisch wirkenden *Prymnesium*-Blüte im Werra-Weser-System aus heutiger Sicht als gering einzustufen.

## Literatur

- Bashir, I., Lone, F. A., Bhat, R. A., Mir, S. A., Dar, Z. A., & Dar, S. A. (2020). Concerns and Threats of Contamination on Aquatic Ecosystems. In R. A. and Q. H. Hakeem Khalid Rehman and Bhat (Ed.), *Bioremediation and Biotechnology: Sustainable Approaches to Pollution Degradation* (pp. 1–26). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-35691-0\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-35691-0_1)
- Binzer, S. B., Killerup Svenssen, D., Daugbjerg, N., Alves-de-Souza, C., Pinto, E., Hansen, P. J.; Ostenfeld Larsen, T. & Varga, E. (2019) A-, B- and C-type prymnesins are clade specific compounds and chemotaxonomic markers in *Prymnesium parvum*. *Harmful Algae* 81, 10-17. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.11.010>.
- Dadras, A., Fürst-Jansen, J. M. R., Darienko, T., Krone, D., Scholz, P., Sun, S., Herrfurth, C., Rieseberg, T. P., Irisarri, I., Steinkamp, R., Hansen, M., Buschmann, H., Valerius, O., Braus, G. H., Hoecker, U., Feussner, I., Mutwil, M., Ischebeck, T., de Vries, S., ... de Vries, J. (2023). Environmental gradients reveal stress hubs pre-dating plant terrestrialization. *Nature Plants*, 9(9), 1419–1438. <https://doi.org/10.1038/s41477-023-01491-0>
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau. (1998). *Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem* (p. 196).
- EcoRing. (2024). *Biologisch-ökologische Untersuchungen zur Abschätzung von Auswirkungen veränderter Salzeinleitungen auf die aquatische Flora und Fauna der Werra. - Im Auftrag der K+S Minerals and Agriculture GmbH, Hattorf; Projektbegleitung: Landes- und Genehmigungsbehörden der Bundesländer Hessen und Thüringen.*
- FGG Weser (2024): Statusbericht zum aktuellen Umsetzungsstand des Maßnahmenprogramms und zur aktuellen Gewässergüte bzgl. der Salzbelastung von Werra und Weser - Berichtsjahr 2023, Hildesheim 2024.
- Free, G., de Bund, W., Gawlik, B., Van Wijk, L., Wood, M., Guagnini, E., Koutelos, K., Annunziato, A., Grizzetti, B., Vigiak, O., & others. (2023). An EU analysis of the ecological disaster in the Oder River of 2022. *Publications Office of the European Union, Luxembourg*, 44.
- IGB (2024): Wissensstand zur giftbildenden Alge *Prymnesium parvum* in der Oder. *IGB Fact Sheet, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin*.
- Köhler, J., Varga, E., Spahr, S., Gessner, J., Stelzer, K., Brandt, G., Mahecha, M.D., Kraemer, G., Pusch, M., Wolter, C., Monaghan, M.T., Stöck, M. & Tobias Goldammer (2024): Unpredicted ecosystem response to compound human impacts in a European river. *Scientific Reports* (2024) 14:16445, <https://doi.org/10.1038/s41598-024-66943-9>.
- La, V. T., & Cooke, S. J. (2011). Advancing the Science and Practice of Fish Kill Investigations. *Reviews in Fisheries Science*, 19(1), 21–33. <https://doi.org/10.1080/10641262.2010.531793>
- Manning, S. R., & Claire, J. W. La. (2010). Prymnesins: toxic metabolites of the golden alga, *Prymnesium parvum* Carter (Haptophyta). *Marine Drugs*. 8(3), <https://doi.org/10.3390/md8030678>
- Schlösser, U. G. (1994). SAG - Sammlung von Algenkulturen at the University of Göttingen Catalogue of Strains 1994. *Botanica Acta*, 107(3), 113–186. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1994.tb00784.x>
- Starr, R. C., & Zeikus, J. A. (1993). UTEX—THE CULTURE COLLECTION OF ALGAE AT THE UNIVERSITY OF TEXAS AT AUSTIN 1993 LIST OF CULTURES. *Journal of Phycology*, 29(s2), 1–106. <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1993.00001.x>
- Watson, S. (2001). Literature Review of the Microalga *Prymnesium parvum* and its Associated Toxicity. *Texas Parks and Wildlife Department*, Report PWD RP T3200-1158 (8/01).
- Wiederhold, J., Buchinger, S., Düster, L., Fischer, H., Hahn, J., Helms, M., Hermes, N., Jewell, K., Klein-teich, J., Krenek, S., Löffler, D., Mora, D., Rademacher, S., Schlüsener, M., Schütze, K., Wahrendorf, D.-S., Wick, A., & Ternes, T. (2023). Untersuchungen zum Fischsterben in der Oder. In *Bundesamt für Gewässerkunde*. <https://doi.org/10.5675/BfG-2143>
- Yin, J., Sun, X., Zhao, R., Qiu, X., & Eeswaran, R. (2021). Application of uniform design to evaluate the different conditions on the growth of algae *Prymnesium parvum*. *Scientific Reports*, 11(1), 12672. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-92214-y>

## **Gibt es einen Zusammenhang zwischen Fließgewässerkolmation, Sedimentfauna und Bewertung nach Wasserrahmenrichtline?**

*Teresa Luftenstein<sup>1</sup>, Alcides Aybar-Galdos<sup>2</sup>, Heide Stein<sup>3</sup>, Markus Noack<sup>2</sup>, Hans Jürgen Hahn<sup>1,3</sup>*

<sup>1</sup> Institut für Umweltwissenschaften, RPTU Kaiserslautern-Landau, Campus Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau, Deutschland, luftenstein.t@rptu.de

<sup>2</sup> Institut für angewandte Forschung, Hochschule Karlsruhe University of Applied Sciences (HKA), Moltkestraße 30, 76012 Karlsruhe, Deutschland; alcides.aybar\_galdos@h-ka.de, markus.noack@h-ka.de

<sup>3</sup> Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, An der Universität, Fortstraße, 76829 Landau, Germany; stein@groundwaterecology.de, hjhahn@groundwaterecology.de

**Keywords:** Kolmameter, Kolmation, hyporheische Zone, interstitielle Meiofauna, ökologische Bewertung

### **Einleitung**

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verpflichtet die Mitgliedsländer bis 2027 den guten ökologischen Zustand aller Fließgewässer herzustellen. Dieses Ziel wird, trotz intensiver Maßnahmen, voraussichtlich verfehlt werden (BMUV/UBA, 2022). Als ein wichtiger Grund dafür wird die Kolmation vermutet (Stein et al., 2018; Zumbroich and Hahn, 2018), die sich hinter der „Allgemeinen Degradation“ der WRRL verbergen dürfte. Kolmation, das Verstopfen der Sedimente, stellt zunächst einen natürlichen Prozess dar, der vor allem auf die Bodenerosion in den Einzugsgebieten zurückzuführen ist. Sie führt zur Verstopfung der Lückensysteme in den Fließgewässersedimenten und damit zur Verringerung der Sauerstoff- und Nährstoffversorgung, zum Verlust von Lebensraum sowie zur Verarmung der Sedimentfauna in der hyporheischen Zone (Boulton, 2000; Brunke, 1999; Burdon et al., 2013; Sarriquet et al., 2006). Dies geht zunehmend mit dem Verlust der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässersohle einher, was wiederum die Umsetzung der WRRL negativ beeinflussen könnte. Trotzdem wird die Kolmation in der Gewässerbewertung nicht berücksichtigt, da derzeit kein standardisiertes Verfahren zur quantitativen Erfassung verfügbar ist.

Es gilt zu klären, ob und welche Auswirkungen Kolmation auf die interstitielle Meiofauna (Hyporheos) hat, da eine negative Bewertung der Allgemeinen Degradation (AD), sofern sich Kolmation tatsächlich hinter dieser verbirgt, Hinweise auf diesen Prozess liefern könnte. Bisher wurde angenommen, dass die AD, ein multimetrischer Index in der Makrozoobenthosbewertung, primär auf strukturelle Defizite hinweist. Daher stellt sich die Frage, ob ein Zusammenhang zwischen der allgemeinen Degradation und der Kolmation von Gewässersedimenten besteht. Um den Zusammenhang zwischen WRRL-Bewertung, Kolmation und Sedimentbesiedlung zu überprüfen, wurden 2021 und 2022 14 Bäche unterschiedlicher Fließgewässertypen (FGWT) hydrochemisch, faunistisch sowie sedimentologisch untersucht und die Kolmation mittels Kolmameter (Zumbroich and Hahn, 2018) und VertiCO (Seitz; 2020) quantitativ erfasst. In diesem Beitrag werden die Ergebnisse für silikatische, grobmaterialreiche Mittelgebirgsbäche (FGWT 5, Pottgiesser, 2018) vorgestellt. Eine umfassende Darstellung geben Luftenstein et al. (in Begutachtung/under review).

## Material und Methoden

### Untersuchungsgebiet

Für die vorgestellte Untersuchung wurden die offiziellen Standorte zur Fließgewässerbewertung gemäß der WRRL an den sechs rheinland-pfälzischen Bächen des FGWT 5 Prims, Auersbach, Steinalp, Wied und Aubach ausgewählt. Diese Bäche decken alle AD-Klassen der WRRL ab, wobei Klasse 1 zweifach repräsentiert ist. In jedem 20m-Bachabschnitt wurden 10 Messpunkte definiert und jeweils in drei Messkampagnen im Oktober 2021, April und November 2022 untersucht. Jede Messkampagne setzte sich aus zwei Untersuchungsteilen (siehe Tab. 1) zusammen. Zusätzlich wurde die Allgemeine Degradation und die ökologische Zustandsklasse im April 2022 entsprechend der WRRL bestimmt. Dadurch kam es zu einer Verbesserung der AD-Bewertung von Klasse 2,3 und 4 um je eine Klasse.

**Tab. 3: Untersuchungsablauf an sechs rheinland-pfälzischen silikatischen, grobmaterialreichen Mittelgebirgsbächen**

Untersuchungsteil 1	Untersuchungsteil 2
Oktober 2021 - November 2022	Oktober 2021 - November 2022
Kolmationsmessung via Kolmameter an 10 Messstellen pro Bach	Kolmations- und Hydrochemische Messungen via VertiCO an 2 Messstellen pro Bach (gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Sauerstoff, hydraulische Leitfähigkeit)
Interstitialfauna mittels Exsikatorpumpe an 10 Messtellen pro Bach (à 2L)	Sedimentbeschaffenheit via Gefrierkern an 2 Messstellen pro Bach
Hydrochemische Messungen mittels Exsikatorpumpe jeweils an den 10 faunistischen Messtellen (Wassertemperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoff)	

### Untersuchungsteil 1

In drei Messkampagnen wurde die interne Kolmation mittels Kolmameter *in situ* an den definierten 10 Messpunkten gemäß dem Protokoll von Stein et al. (2018; angepasster Druck von 0,05 bar, um das Auswaschen von Sediment zu verhindern) bestimmt und die Abflussreduktion berechnet. Die Abflussreduktion wurde anschließend einer von drei Klassen (siehe Tab. 2) zugewiesen.

Etwa 20cm flussaufwärts der Kolmamettermessungen wurde ein Schlagrohr in das Sediment eingebracht über welches jeweils zwei Liter Wasser inklusive interstitieller Meiofauna abgepumpt wurden. Dieses Wasser wurde zur Bestimmung der hydrochemischen Parameter (siehe Tab. 1) sowie der Beprobung des Hyporheos genutzt. Insgesamt wurden so 180 Faunaproben genommen, welche auf Großgruppenniveau bestimmt wurden. Entsprechend Schmedtje und Colling (1996) wurden diese Großgruppen in Grob- und Feinsedimentbesiedler unterschieden. Amphipoda, Cyclopoida, Harpacticoida und Ostracoda zählen dabei als Grobsedimentbesiedler (GSB), Oligochaeta und Nematoda als Feinsedimentbesiedler (FSB).

**Tab. 4:** Klassifikation der internen Kolmation abgeleitet von Thurmann (2017) and Zumbroich and Hahn (2018) die fünf Klassen unterscheiden.

Abflussreduktion [%]	Kolmationsklasse
< 25	Keine-schwache Kolmation
25-42.5	Mittlere Kolmation
>42.5	Starke Kolmation

### **Untersuchungsteil 2**

Aufgrund des größeren Aufwands wurden nur zwei Messpunkte je Bach und Messkampagne mit dem VertiCO (Vertical profiles of hydraulic Conductivity and dissolved Oxygen) von Seitz (2020) sowie der Gefrierkernmethode untersucht. Mithilfe des VertiCO können einige hydrochemische Parameter (siehe Tab. 1) und Schlürfraten in verschiedenen Sedimenttiefen untersucht werden (Negreiros et al., 2023). Mittels eines MODFLOW-2005 (Harbaugh, 2005) GrundwassermodeLLS wurde die hydraulische Leitfähigkeit ( $k_f$ ) über die Schlürfrate errechnet. Für die hier vorgestellte Untersuchung wurden nur Messungen aus 10-15 cm Tiefe, der Tiefe, in der die Kolmations- und Faunamessungen erfolgten, berücksichtigt. Die Gefrierkernmessungen dienten der Bestimmung des Feinsedimentanteils in der Gewässersohle.

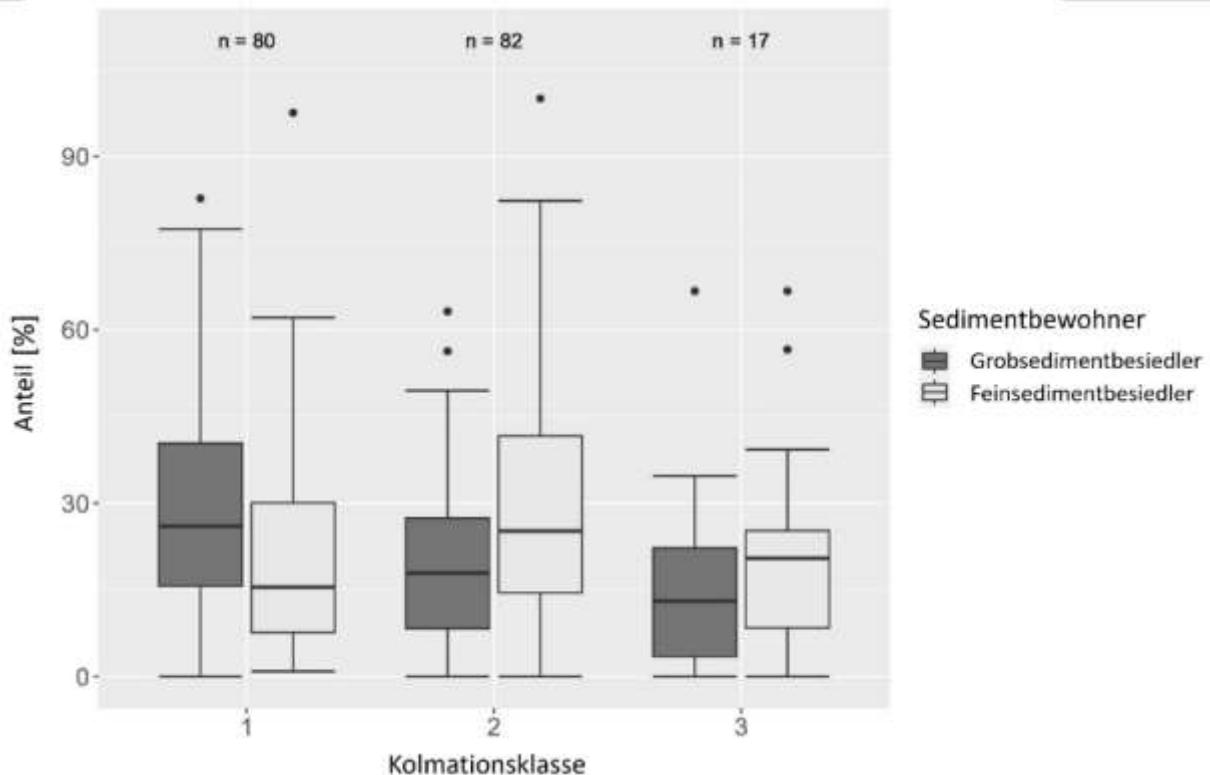
Anschließend wurden die Daten aus dem ersten Untersuchungsteil aggregiert, um sie mit den Daten aus dem zweiten Untersuchungsteil zusammenführen zu können.

### **Ergebnisse**

Die Ergebnisse der beiden Untersuchungsteile werden hier zusammengeführt. Dabei zeigte sich ein klarer Zusammenhang zwischen WRRL- Bewertung, Kolmation und Sedimentfauna. Die Trennung der Gewässer gemäß WRRL in „schlecht“ und „besser“ spiegelt sich in der Besiedlung wider. Abundanz und Diversität sinken mit zunehmender Kolmation sowie Allgemeiner Degradation und steigen mit der hydraulischen Konduktivität ( $k_f$ ). Auch die Wasserchemie reflektiert die WRRL-Bewertung, wobei besser bewertete Bäche höhere Sauerstoffkonzentrationen aufweisen. Die die Sedimentfauna am stärksten prägenden Faktoren bzw. Parameter sind jedoch AD sowie Feinsedimentanteil, Kolmation und hydraulische Leitfähigkeit.

### **Kolmation und die hyporheische Meiofauna**

Die Untersuchung des Hyporheos zeigte Besiedlungsunterschiede zwischen unkolmatierten und kolmatierten Bereichen auf. In weniger kolmatierten Bereichen mit niedriger Abflussreduktion und hohem  $k_f$ -Wert dominierten Grobsedimentbesiedler (Abb.1). Abundanz, Taxazahl und Anteil an GSB sinken mit zunehmender Kolmation, wohingegen der Anteil an Feinsedimentbesiedlern in kolmatierten Bereichen mit hoher Abflussreduktion und niedrigem  $k_f$  -Wert überwiegt. Mit zunehmender Kolmation kommt es also zu einer Verschiebung der Besiedlung von GSB- zu FSB-dominierenden Gesellschaften (Abb. 1).



**Abb. 3: Grob- und Feinsedimentbesiedler je Kolmationsklasse in sechs deutschen Bächen (unaggregierte Daten).** Wilcoxon-tests zeigen signifikante Unterschiede von Grobsedimentbesiedlern/Feinsedimentbesiedlern je Kolmationsklasse; verändert nach Luftensteiner et al. (in Begutachtung/under review).

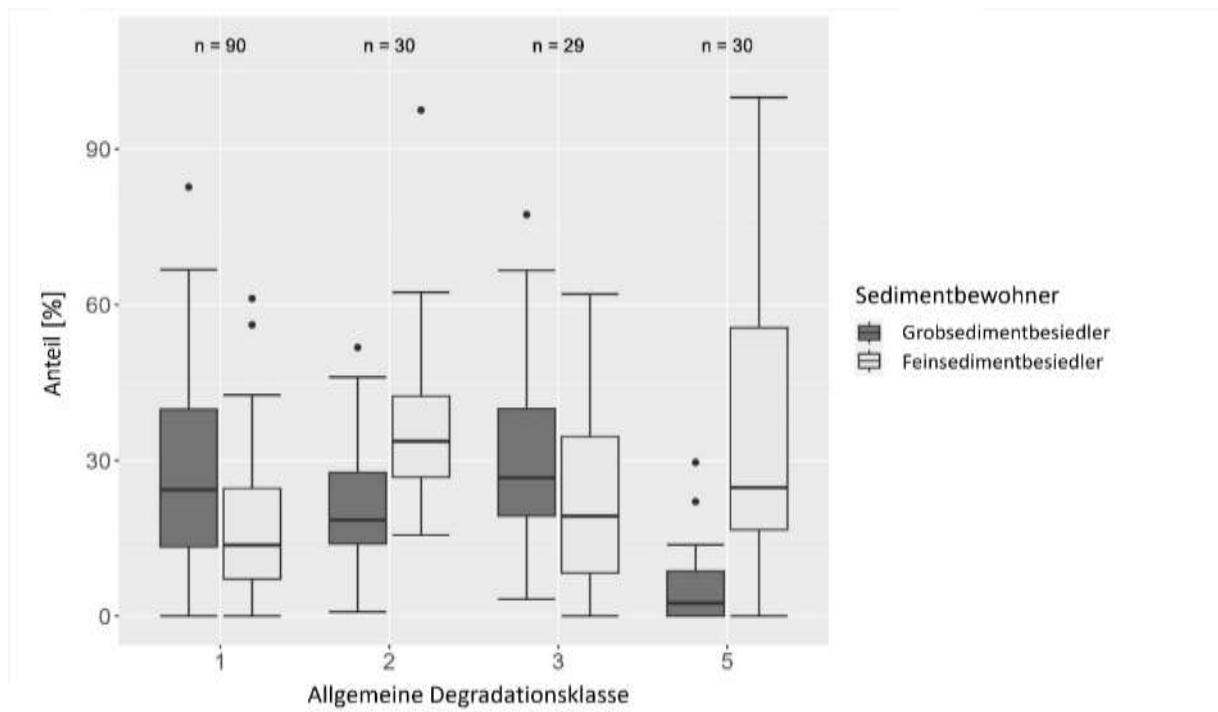
Der Umschlag von GSB- zu FSB-dominierten Gesellschaften zeigt sich von Kolmationsklasse 1 zu 2, wobei erstere GSB-dominiert ist. Dieser Umschlagspunkt entspricht einer Abflussreduktion von 25% (Abb. 1, Tab. 2).

#### Allgemeine Degradation und die hyporheische Meiofauna

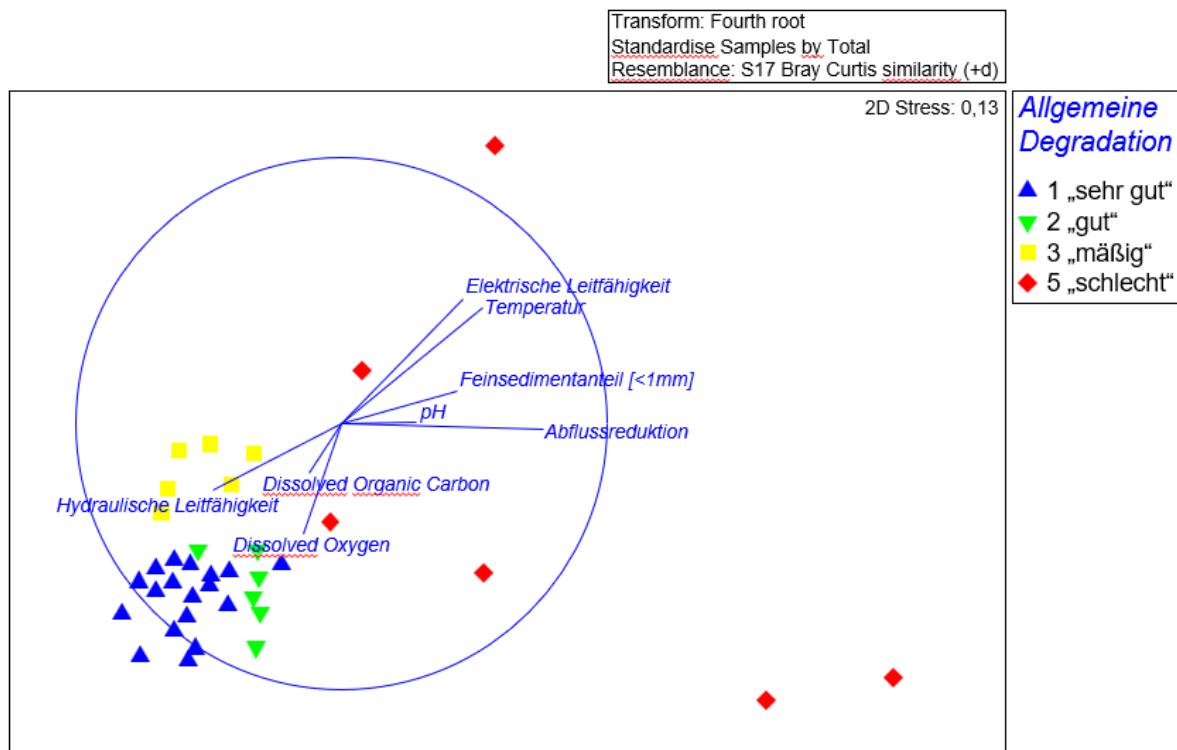
Gemeinsam mit dem Anteil an Grobsedimentbesiedlern sanken die Abundanz und Taxazahl mit zunehmender – also schlechter werdender – Bewertung der AD. Dem gegenüber stieg der Anteil an Feinsedimentbesiedlern mit steigender AD-Klasse (Abb.2).

Bäche mit einer „schlechten“ Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ konnten mittels nMDS faunistisch von den anderen AD-Klassen unterschieden werden (Abb. 3). „Schlechte“ Bäche wiesen eine höhere Abflussreduktion und Anteil an Feinsediment auf. Dem gegenüber aggregierten „sehr gute“, „gute“ und „mäßige“ Bäche. Diese Bäche zeigten dabei einen höheren Sauerstoffgehalt im Sediment, eine höhere hydraulische Leitfähigkeit und niedrigere Abflussreduktion als „schlechte“ Bäche.

Eine „Permutational multivariate analysis of variance“ (PERMANOVA) zeigte, dass sich die Kolmation in der Allgemeinen Degradation verbirgt. Die hier präsentierten Ergebnisse lassen daher darauf schließen, dass die Ausprägung der AD maßgeblich von der Intensität der Kolmation abhängt.



**Abb. 4:** **Grob- und Feinsedimentbesiedler je Allgemeiner Degradations-Klasse in sechs deutschen Bächen (unaggregierte Daten).** Wilcoxon-tests zeigen signifikante Unterschiede von Grobsedimentbesiedlern/Feinsedimentbesiedlern je Allgemeiner Degradationsklasse; verändert nach Luftensteiner et al. (in Begutachtung/under review).



**Abb. 5:** **Nichtmetrische multidimensionale Skalierung (nMDS) plot des Hyporheos von sechs rheinland-pfälzischen Bächen, Deutschland 2021 und 2022 (aggregierte Daten).** Symbole stellen die unterschiedlichen Allgemeine Degradations-klassen dar. Spearman-korrelierte Umweltparameter wurden über die nMDS gelegt; verändert nach Luftensteiner et al. (in Begutachtung/under review).

## Diskussion

Diese Untersuchung zeigt, dass das Hyporheos stark von der Kolmation und hydraulischen Leitfähigkeit beeinflusst wird. Steigende Kolmation sowie sinkende hydraulische Leitfähigkeit beeinflussen die Abundanz und Zusammensetzung der interstitiellen Meiofauna negativ. Sie führen zu einem Wandel von Grob- zu Feinsedimentbesiedler dominierten Gesellschaften ab etwa 25% Abflussreduktion. Dieser Umschlag wurde sowohl in dieser als auch in der Studie von Stein et al. (2021) beobachtet und lässt einen kritischen Schwellenwert für die hyporheische Fauna vermuten. Der Shift von GSB- zu FSB-dominierten Gesellschaften erklärt sich dadurch, dass das Interstitial nur bei einem hinreichend großen Lückensystem sowie ausreichendem Sauerstoff- und Nahrungsangebot effektiv genutzt werden kann. Dabei fungiert die Porengröße als Filter, der verschiedene Tiergruppen nach ihrer Größe und ihrer Anpassungsfähigkeit an Nahrungs- und Sauerstoffmangel selektiert (Burdon et al., 2013; Schäffer et al., 2020; Korbel et al., 2019). Mit zunehmender Kolmation nimmt die Porengröße im hyporheischen Interstitial durch Feinsedimenteinlagerung so lange ab, bis es zu einem kompletten Verlust des Lebensraums kommt. Dies erklärt die sinkenden Individuen- und Taxazahlen mit zunehmender Abflussreduktion.

Die hier vorgestellte Untersuchung zeigt auch, dass das Hyporheos stark von der Allgemeiner Degradation beeinflusst wird. Steigende AD-klassen beeinflussen die Abundanz und Zusammensetzung der interstitiellen Meiofauna negativ und führen zu einem Wandel in der Zusammensetzung dieser Gemeinschaften. Die Allgemeine Degradation von Fließgewässern wird durch verschiedene Faktoren wie stofflichen und organischen Belastungen beeinflusst. Unsere Untersuchungen zeigen, dass Kolmation einer dieser Faktoren ist. Es besteht außerdem ein starker Zusammenhang zwischen der AD-Bewertung und der hyporheischen Gemeinschaft. Von den untersuchten Stressoren hatte die Allgemeine Degradation, neben Landnutzung und den Sedimentparametern Feinsedimentanteil, Abflussreduktion und hydraulische Leitfähigkeit den stärksten Einfluss auf das Hyporheos.

## Zusammenfassung

Zweck der Untersuchung war es die Auswirkungen von Kolmation, gemessen als Abflussreduktion sowie hydraulischer Leitfähigkeit, auf die hyporheische Meiofauna und deren Gemeinschaften aufzuzeigen. Hierzu wurden die interstitiellen Fauna-gemeinschaften in sechs Bächen desselben Fließgewässertyps aber unterschiedlicher WRRL-Bewertung untersucht.

Die präsentierten Ergebnisse zeigen einen deutlichen Zusammenhang zwischen der interstitiellen Besiedlung und der gemessenen Kolmation. Mit steigender Kolmation nehmen Abundanz und Taxazahl ab. Außerdem kommt es zu einer Verschiebung von Lückensystem- zu Feinsedimentbesiedler-dominierten interstitiellen Gemeinschaften.

Die Allgemeine Degradation von Fließgewässern wird durch verschiedene Faktoren wie stofflichen und organischen Belastungen beeinflusst. Unsere Untersuchungen zeigen, dass Kolmation einer dieser Faktoren ist. Wir vermuten, dass Gewässer mit einer schlechten AD-Bewertung zumeist ein, bisher unerkanntes, Kolmationsproblem haben. Dies könnte der Grund dafür sein, wieso bisher trotz intensiver Maßnahmen nur eine geringe Verbesserung des ökologischen Zustandes erreicht wurde.

## Danksagung

Unser Dank gilt dem Wolfgang Staab Naturschutzfonds der Schweisfurth Stiftung sowie der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) [Grant Number 37315/01] für die finanzielle Unterstützung. Ebenso bedanken wir uns bei Prof. Klaus Schwenk von der AG Molekulare Ökologie an der RPTU für seine wertvolle Unterstützung und interessanten Diskussionen. Christoph Linneweber und Fulgor Westermann vom Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (LfU) sowie Christine Krieger von U-Data danken wir für die Bereitstellung von Daten und Unterstützung. Unser Dank richtet sich außerdem an die Deutsche Bundeswehr, die den Zugang zum Messstandort Steinalp auf dem Truppenübungsplatz Baumholder ermöglicht hat. Ein besonderer Dank gilt allen Studierenden, deren Engagement die Durchführung der Messkampagnen erst möglich gemacht hat.

Diese Untersuchung ist Bestandteil eines Promotionsprojekts.

## Literatur

- BMUV/UBA, 2022. Die Wasserrahmenrichtlinie - Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen, Wasser und Boden. Bonn, Dessau.
- Boulton, A.J., 2000. The Subsurface Macrofauna, in: Jones, J., Mullholland, P.J. (Eds.), Streams and Ground Waters. Elsevier, San Diego, pp. 337–361. <https://doi.org/10.1016/b978-012389845-6/50015-6>
- Brunke, M., 1999. Colmation and depth filtration within streambeds: Retention of particles in hyporheic interstices. *Int Rev Hydrobiol* 84, 99–117. <https://doi.org/10.1002/iroh.199900014>
- Burdon, F.J., McIntosh, A.R., Harding, J., 2013. Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. <https://doi.org/10.2307/23441604>
- Harbaugh, A.W., 2005. MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model — the Ground-Water Flow Process MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model — the Ground-Water Flow Process, in: U.S. Department of the Interior; U.S. Geological Survey (Ed.), U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16, Modeling Techniques. USGS science for a changing world, Reston, Virginia.
- Korbel, K.L., Stephenson, S., Hose, G.C., 2019. Sediment size influences habitat selection and use by groundwater macrofauna and meiofauna. *Aquat Sci* 81:39, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0636-1>
- Luftensteiner, T., Aybar Galdos, A., Noack, M., Schindler, H., Stein, H., Hahn, H.J., 2025. It's getting tight - How colmation influences the sediment fauna and why we might fail in restoring our streams. Manuscript under review
- Negreiros, B., Galdos, A.A., Seitz, L., Noack, M., Schwindt, S., Wieprecht, S., Haun, S., 2023. A multi-parameter approach to quantify riverbed clogging and vertical hyporheic connectivity. *River Res Appl* 39, 1659–1666. <https://doi.org/10.1002/rra.4145>
- Pottgiesser, T., 2018. Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der Fließgewässertypen.
- Sarriquet, P.E., Delettre, Y.R., Marmonier, P., 2006. Effects of catchment disturbance on stream invertebrates: Comparison of different habitats (vegetation, benthic and interstitial) using bio-ecological groups. *Ann Limnol* 42, 205–219. <https://doi.org/10.1051/limn/2006022>
- Schäffer, M., Hellmann, C., Avlyush, S., Borchardt, D., 2020. The key role of increased fine sediment loading in shaping macroinvertebrate communities along a multiple stressor gradient in a Eurasian steppe river (Kharaa River, Mongolia). *Int Rev Hydrobiol* 105, 5–19. <https://doi.org/10.1002/iroh.201902007>
- Schmedtje, U., Colling, M., 1996. Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- Seitz, L., 2020. Development of new methods to apply a multiparameter approach – A first step towards the determination of colmation. Universität Stuttgart. <https://doi.org/https://doi.org/10.18419/opus-11249>
- Stein, H., Näschen, C., Schindler, H., Zumbroich, T., Hahn, H.J., 2018a. Verhindert Kolmation das Erreichen des guten ökologischen Zustands der Fließgewässer? *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 11, 753–758. <https://doi.org/10.3243/kwe2018.12.004>

- Stein, H., Thomas, K., Schindler, H., Trapp, M., Hahn, H.J., 2021. EZG-Kolmation (Einzugsgebietsbezogene Betrachtung der Kolmation) Einzugsgebietsbezogene, geodatenbasierte, ökologische Analyse der Fließgewässerkolmation: Grundlage für ein innovatives Lösungskonzept und die Entwicklung angepasster Maßnahmenvorschläge. Landau.
- Thurmann, C., 2017. Vergleich von Kolmameter-Messungen, Infiltrationsversuchen und Methoden der Kolmationserfassung zur Untersuchung der Durchströmbarkeit poröser Umweltmedien. Universität Koblenz-Landau.
- Zumbroich, T., Hahn, H.J., 2018. Feinsedimenteinträge in Gewässer und deren Messung - Kolmation als bedeutsamer Störfaktor bei der Umsetzung der EG-WRRL, in: M3 - Messen, Modellieren, Managen in Hydrologie Und Wasserressourcenbewirtschaftung. Schütze, Niels Müller, Uwe Schwarze, Robert Wöhling, Thomas Grundmann, Jens, Dresden, pp. 1–23.  
<https://doi.org/10.14617/for.hydrol.wasbew.39.18>

# **Bestandsentwicklung der Eintagsfliegen, Steinfliegen, Wasserkäfer und Wasserwanzen der Fulda über vier Jahrzehnte (1981-2021 ff.)**

*Michael Marten*

Johann-Sebastian-Bach-Straße 10, 76297 Stutensee

**Keywords:** Fulda, Makrozoobenthos, Biodiversität, Abwasserbelastung, Klimawandel

## **Einleitung**

Die Fuldastation und spätere Limnologische Flusstation des MPI für Limnologie in Schlitz, gegründet am 4. 6. 1951 mit ihren beiden langjährigen Leitern Prof. Illies und Prof. Peter Zwick wurde leider nach 55 Jahren in 2006 mit Herrn Zwick's Eintritt in den Ruhestand geschlossen. Das Gebäude wird seither zu Wohnzwecken genutzt. Hauptaugenmerk der Forschung der Station war anfangs wie der Name sagt, die Fulda. Zunächst im Oberlauf mit den von Müller ausgewiesenen Fischregionen, die auch Grundlage des später von Illies anhand des Makrozoobenthos aufgestellten Rhithron-Potamon Konzeptes waren. 1981 kamen dann zwei neue Fuldaforscher aus Berlin, die im Rahmen ihrer Diplomarbeiten die im ersten Bericht zur Besiedlung der Fulda (Illies 1953) dargestellten Ergebnisse zum Makrozoobenthos nach untersuchten: Der Autor mit Schwerpunkt Ephemeroptera, Plecoptera und aquatische Coleoptera und Heteroptera (Marten 1983), sowie Studienkollege Thomas Pitsch, der sich dann hauptsächlich den Trichoptera widmete (Pitsch 1983), aber auch den Hirudinea, Crustacea und Mollusca der Fulda.

Über sieben Jahrzehnte Steinfliegenforschung an der Fulda wurde bereits in der LAUTERBORNIA berichtet (Marten 2023). Gegenstand der Ausführungen hier ist der Vergleich sämtlicher Befunde der Diplomarbeit Marten (l. c.) mit den Ergebnissen der in 2021 bis 2024 durchgeführten Erhebungen zu Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera und Heteroptera (EPCH) der Fulda und deren Bioindikation im Hinblick auf Wasserqualität und klimatisch bedingten Änderungen.

## **Material und Methoden**

Im Rahmen der Diplomarbeiten wurde 1981 an 21 Probestellen von der Quelle auf der Wasserkuppe in der Rhön bis zum Zusammenfluss mit der Werra bei Hannoversch Münden beprobt. Dabei wurde nach Zeitsammelmethode gekicksampelt und auch gezielt Steine abgelesen. Zur Nachuntersuchung mit gleicher Methodik und Gerätschaft kamen ab 2021 19 der 21 Stellen. Zwei Probestellen wurden wegen schlechter Zugänglichkeit gestrichen (s. Abb. 1). Damals wie heute wurden auch Imagines der Wasserinsekten von den Ufern gestreift.

Zu den Probestellen sind in Abbildung 1 die Lage zweier Klärwerke mit relevanten Veränderungen (Obernhausen, Stadt Fulda) sowie die Lage zweier DWD-Wettermessstationen (Wasserkuppe, Bad Hersfeld) und drei Pegel des Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) dargestellt, deren Daten zur Frage von Veränderungen angeschaut wurden.

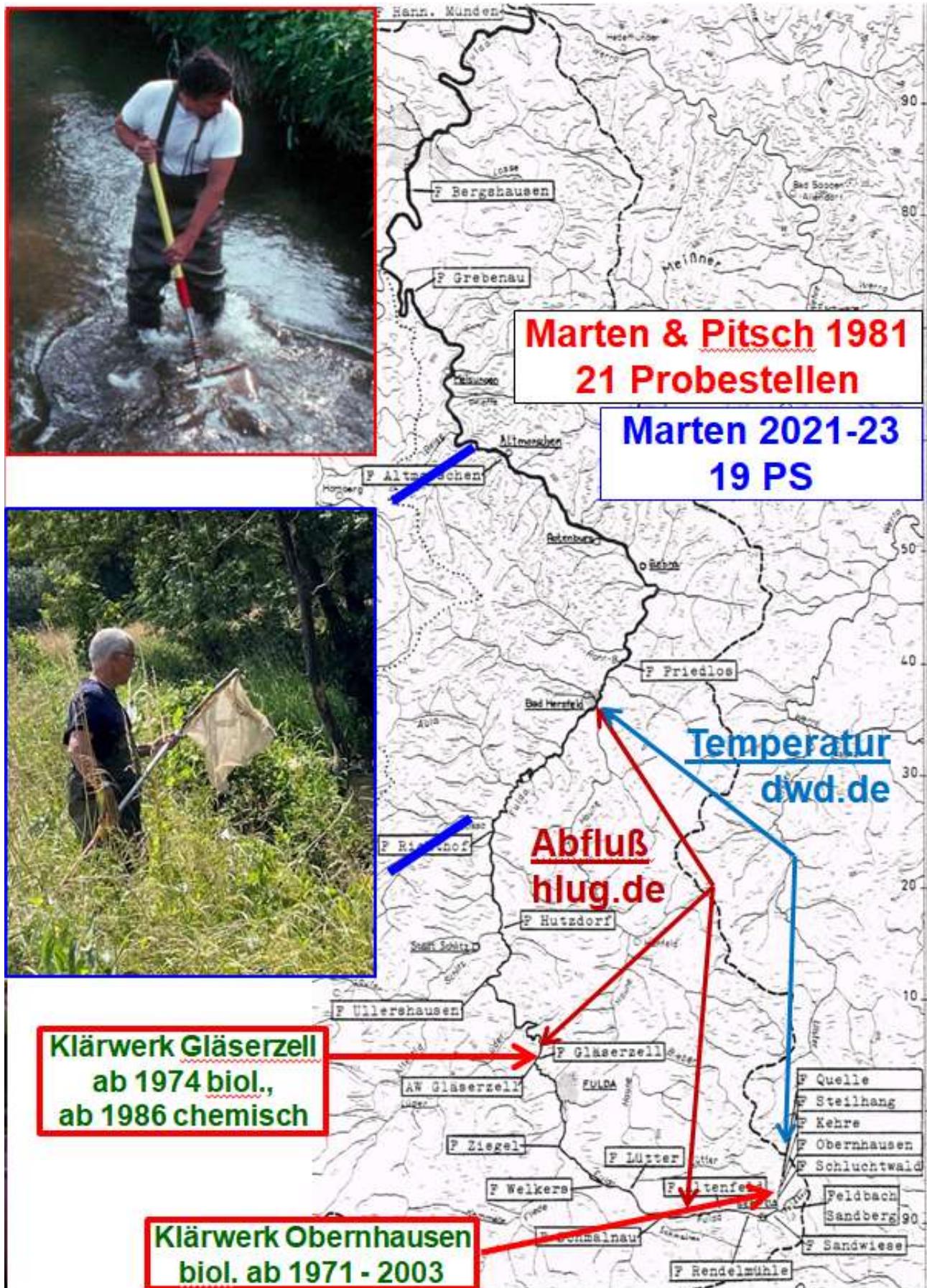


Abb. 1: Sammelmethode und Probestellen an der Fulda damals und heute (vgl. Text).

## Ergebnisse

Landschaftlich und strukturell hat sich die Fulda in den vergangenen 40 Jahren vergleichsweise wenig geändert. Die offizielle Fuldaquelle, eine von sechs, ist für den Tourismus nach wie vor ausgebaut, mit fester Quellfassung und Ausblickportal. Die Fulda bei Obernhausen ist, wie an fast allen anderen Probestellen auch, jetzt stärker mit Uferbäumen gezäumt (Abb. 2). Die Kläranlage der ersten Ortschaft Obernhausen, die schon 1981 als mechanische Kläranlage bestand, bekam 1971 eine biologische Reinigungsstufe, musste aber zusätzlich die Abwässer von Militär- und Tourismus-Einrichtungen auf der Wasserkuppe aufnehmen. Eher eine Verschlechterung (Zwick 1974), die erst mit Anschluss der Obernhausener Abwasserentsorgung an die Kläranlage der Stadt Gersfeld in 2003 endete. Die zweite Kläranlage unterhalb der Stadt Fulda wurde stetig verbessert, so dass die starke Abwasserlast der Fulda in 1981 bis heute insgesamt deutlich zurückgeführt wurde.



Abb. 2: Probestellen F01 Fuldaquelle, F04 Obernhausen und F05 Schluchtwald.



Abb. 3: Probestellen F07 Altenfeld, F10 Lütter (mit Biberverbiss) und F15 Hutzdorf (Niedrigwasser).

Die recht naturnahe Probestelle Schluchtwald und Altenfeld oberhalb und unterhalb der Stadt Gersfeld sind, wie fast alle Stellen, morphologisch unverändert und meist ist das Wasser deutlich sauberer bis glasklar geworden (Abb. 2 und 3). Aber die anliegenden Fischteiche bei Altenfeld liefern nach wie vor einen nennenswerten Eintrag, der bei Spülung der Teiche auch zu einer deutlichen Verschlickung der Sohle führt. Die Probestelle bei Lütter zeigt wie fast der gesamte Oberlauf einen ausgedehnten Erlenbestand auf beiden Uferseiten. Nur der Biber fängt auch hier an zu nagen, wobei er sich bisher noch an die Frühblühende Traubenkirsche hält (s. Abb. 3 Mitte, eingesetztes Bild). Soweit ein kleiner Nachtrag zur Biberdiskussion in der DGL! Unterhalb der Fliedemündung beginnt nach Illies das Potamal und sieht nach wie vor herrlich urwüchsig aus, abgesehen vom im August 2022 sehr dürftigen Abfluss, wie auch für Schlitz-Hutzen dokumentiert werden konnte: Dort jetzt eher naturgemäßerer Uferbewuchs, allerdings im August 22 das Flussbett so trocken, wie bisher nicht gesehen (Abb. 3, rechts). Selbst am nahe dem unterem Ende des Fulda-Potamals, am Wehr bei Kassel-Bergshausen, mit Probestelle am ausgedehnten Stau oberhalb und in der Stromschnelle unterhalb, keine strukturelle Veränderung. Dafür jetzt aber in ruhigen Abschnitten mit dem Algenfarn *Azolla*, fast wie in den Altarmen am Oberrhein!

Nach den Messwerten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2024) sind die Luft-Temperaturen auch im Fuldagebiet angestiegen, auf der Wasserkuppe seit 1947 um  $2,13^{\circ}\text{C}$ . In Bad Hersfeld seit 1949 „nur“ um  $1,65^{\circ}\text{C}$ : Einerseits liegt die Wasserkuppe mit 921 m ü. NN 700 m höher, wo es bekanntlich schneller warm wird als im Tiefland, und, die Messstation Hersfeld wurde 1995 auch 60 m höher, vom Stadtzentrum an den Stadtrand verlegt (212 m, ab 1995 272,5 m ü. NN)! Berechnet man sozusagen den „Saprobenindex des Klimawandels“, also den jährlichen Wärmeschwerpunkt (Marten 2023), verschiebt sich das Jahr in Bad Hersfeld um fast 5 Tage nach vorn. Eher unbedeutend. An der Wasserkuppe beträgt die Vorverlagerung knapp 15 Tage, d. h. durchaus relevant für die Entwicklung von Wasserinsekten. 1981 war im Mittel eher ein kühles Jahr, so dass im 40 Jahre Vergleichszeitraum der Anstieg der Lufttemperaturen, relativ gesehen, noch stärker ausfällt (s. Abb. 4). Bei diesen Betrachtungen muss natürlich auch berücksichtigt werden, dass hier, wie anderswo auch, ein Methodenwechsel von dreimal täglicher Handablesung auf kontinuierliche Messungen mit PT 100 Sonde stattgefunden hat (s. auch Marten 2023)!

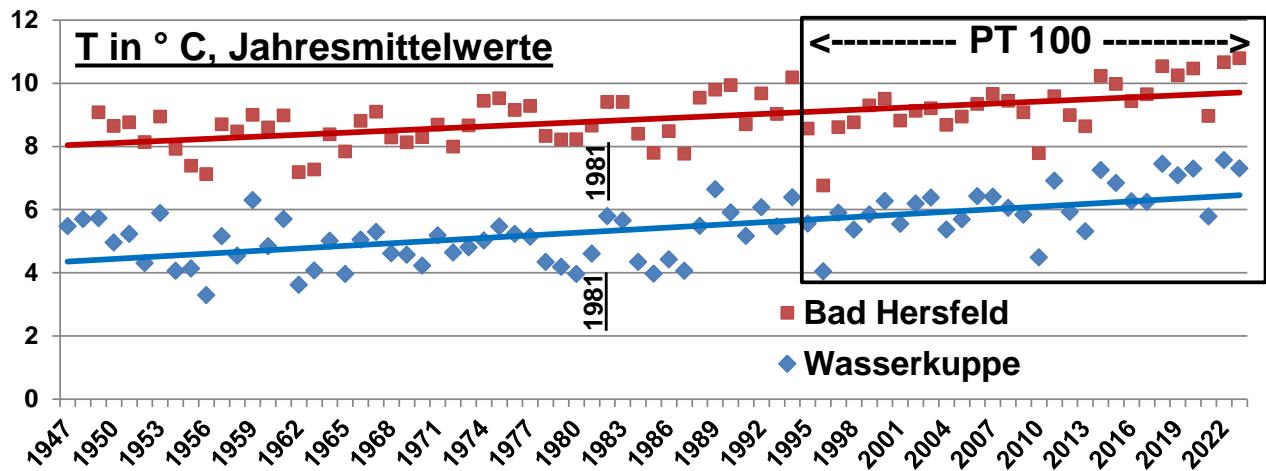
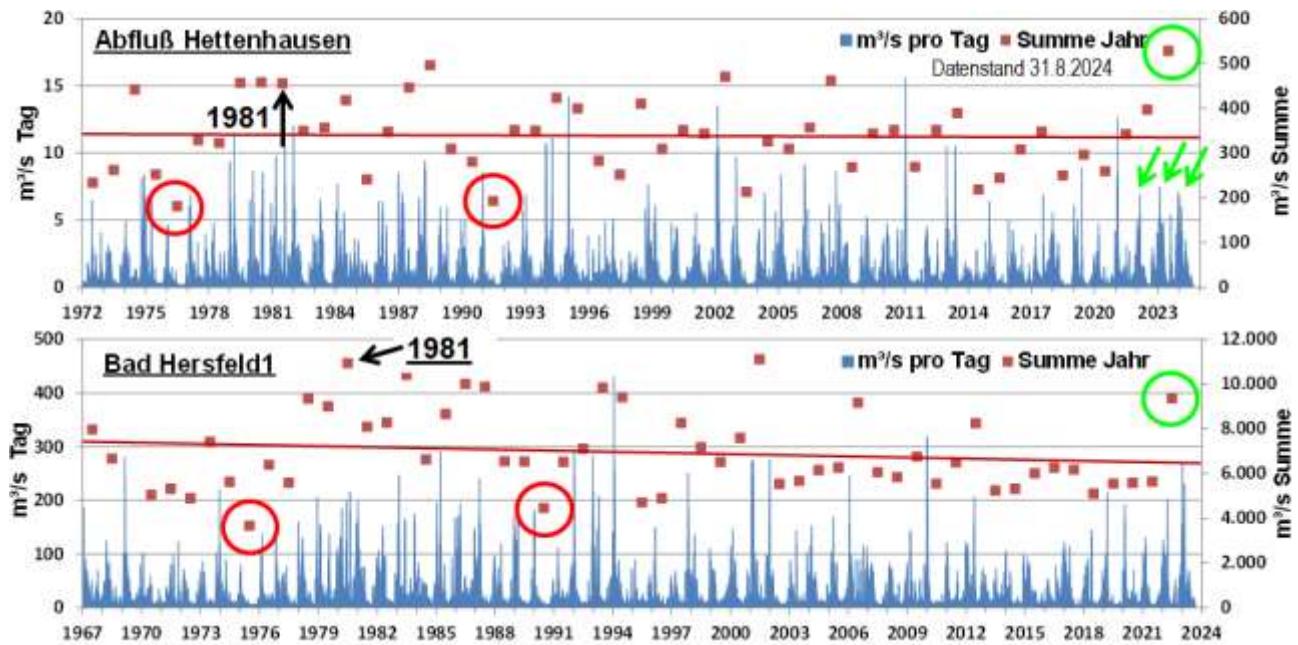


Abb. 4: Entwicklung der Lufttemperaturen auf der Wasserkuppe und in Bad Hersfeld.

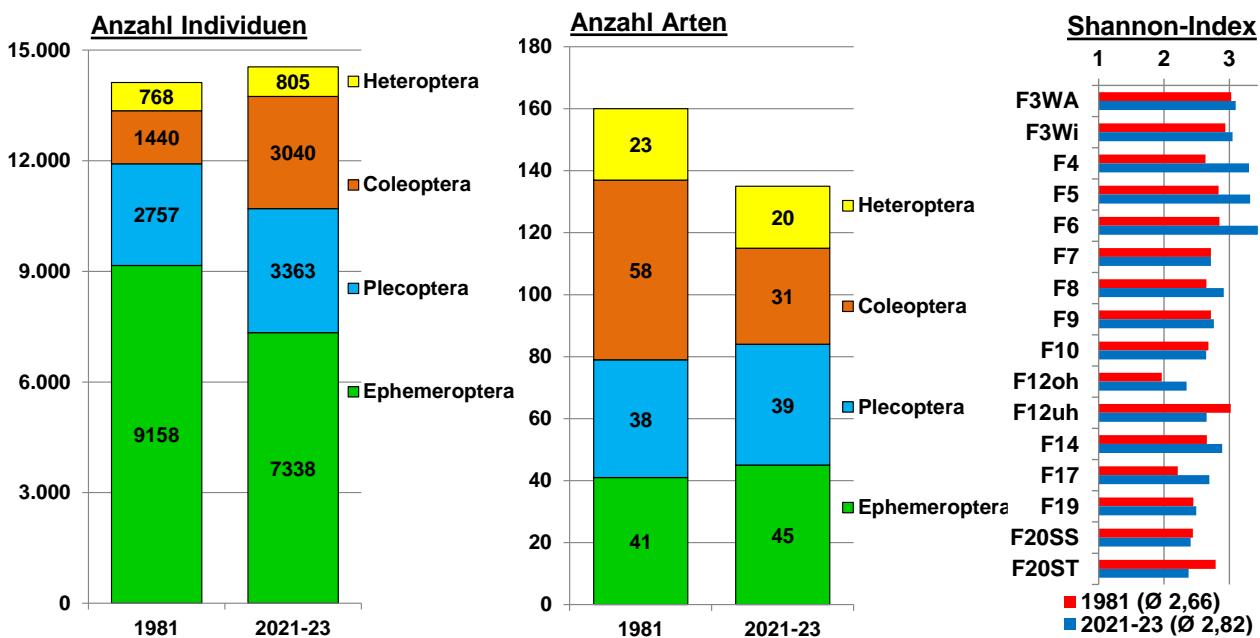
Betrachten wir die Abflüsse zunächst im rhithralen Hettenhausen (Abb. 5, oben), so ist dort die Tendenz wenig fallend, Hochwasserspitzen sind in den letzten Untersuchungsjahren eher kleiner (grüne Pfeile), wenngleich der Jahresabfluss 2023 der höchste im gesamten Datenzeitraum ist (grüner Kreis). In Bad Hersfeld (Abb. 5, unten) wurde im letzten Jahr dagegen nicht der höchste Jahresabfluss der Messreihe erreicht und die insgesamt fallende Tendenz im Abfluss kommt vielleicht mit dem 5 Jahre längerem Messzeitraum noch deutlicher heraus. 1981 war ein recht feuchtes Jahr (schwarze Pfeile in Abb. 5), die Erinnerung ist noch da, Hochwasser in Schlitz mit beinahe Flutung des Institutsgebäudes! Insgesamt gab es aber auch wesentlich trockenere Jahre im Messzeitraum als das so bezeichnete Trockenjahr 2022 (rote Kreise)!



**Abb. 5:** Entwicklung der Abflüsse in Hettenhausen (oben) und in Bad Hersfeld (unten).

Wie ist die Vergleichbarkeit der Besammlungen nach vier Jahrzehnten? 1981 waren es zwar nur 7 Sammeltermine, 2021-2023 dagegen 11 Termine. Ausschlaggebend ist aber die aufgewendete Sammelzeit, die bei der Nachuntersuchung an den meisten Probestellen und auch in der Summe mit 9805 Minuten etwas niedriger lag als 1981 mit 11650 Minuten, sondern die Größe des Befundes. In der Summe wurden praktisch gleich viele Individuen gesammelt: mit 14123 Tieren 1981 und 14546 Tieren in 2021-23 über die hier behandelten vier Gruppen.

Vor allem im unteren Rhithral und im oberen Potamal waren die Ausbeuten jüngst besser. Im Schnitt wurden jetzt 1,47 Tiere pro Minute gesammelt, 1981, offenbar weniger effizient, 1,21 Tiere je Minute.

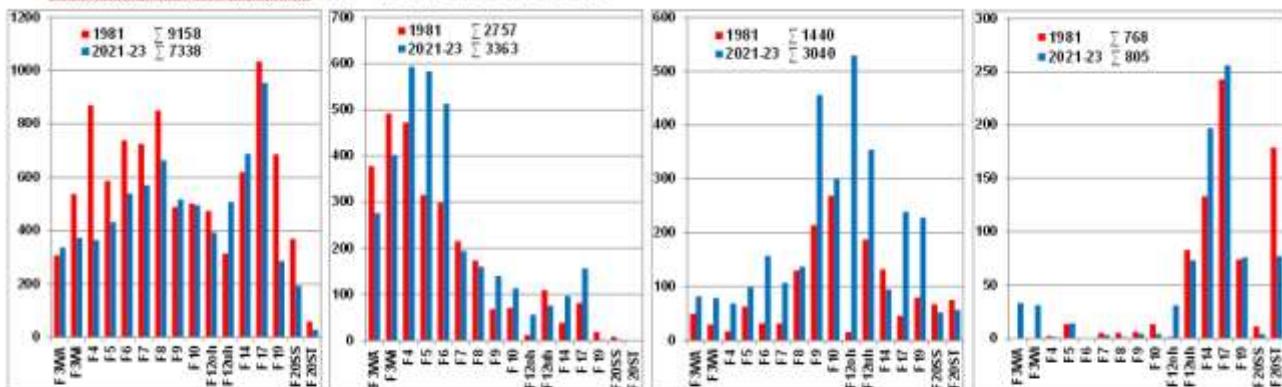


**Abb. 6:** Gesammelte Individuen (links) der vier Insekten-Ordnungen, deren Artenzahlen (Mitte) und die aus dem Gesamtbefund für jede Probestelle berechnete Shannon Diversität (rechts).

Auf die vier Gruppen verteilten sich die Individuenzahlen im Vergleich zu früher unterschiedlich: Ephemeroptera jetzt etwas weniger, Plecoptera etwas mehr, aquatische Coleoptera fast doppelt so viele, aquatische Heteroptera gleich viel (s. Abb. 6, links). Die Artenzahlen sind bei Ephemeroptera, Plecoptera und Heteroptera früher und heute vergleichbar, nur bei den Coleoptera konnte etwa die Hälfte der Arten nicht wiedergefunden werden (s. Abb. 6, Mitte). Die Biodiversität hat sich, gemessen am Shannon-Index an den meisten Probestellen verbessert, vor allem im Epirhithral (F4 Obernhausen bis F6 Sandwiese) durch den Wegfall der Abwassereinleitung (s. Abb. 6, rechts).

In der Abundanz der einzelnen Gruppen über den Flussverlauf, d. h. korrekt der Zahl gesammelter Individuen, haben die Eintagsfliegen vor allem im Rhithral Einbußen erlitten, wobei die Artenzahlen sich unterhalb der Stadt Fulda verbessert haben, im weiteren Verlauf aber wieder abnehmen. Bei den Steinfliegen gibt es deutliche Abundanz-Gewinne im Oberlauf unterhalb Obernhausen nach Wegfall der Abwassereinleitung. Die Artenzahl hat sich im Potamal etwas erholt. Käfer wurden an vielen Probestellen jetzt deutlich mehr gesammelt als 1981, aber mit erheblichen Einbußen in der Diversität. Auch bei den etwa gleich häufigen Wanzen gibt es erhebliche Einbrüche in der Artenvielfalt an den meisten Probestellen (s. Abb. 7).

## Individuenzahlen an 16 Probestellen



## Artenzahlen an 16 Probestellen

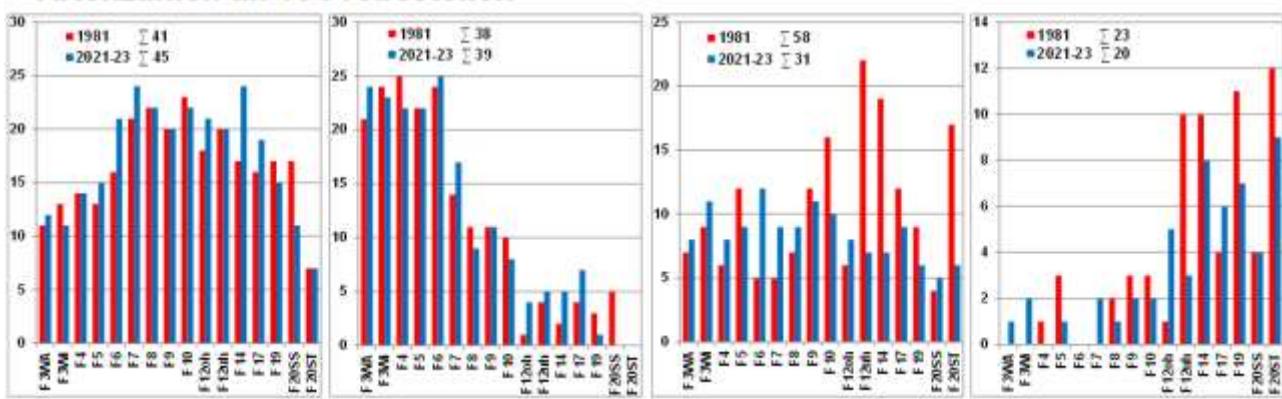


Abb. 7: Individuen- und Artenzahlen der vier Gruppen (EPCH) im Verlauf der Probestellen.

Welche Arten sind betroffen? „Allerweltsarten“ der Eintagsfliegen wie *Baetis rhodani*, *Rhithrogena puythoraci*, *Serratella igninita* sind weniger geworden, erfreulich ist die Zunahme von *Oligoneuriella rhenana*, *Pothamanthus luteus* und *Torleya major*! Bei den Steinfliegen wurde *Brachyptera seticornis* durch *Brachyptera risi* abgewechselt. Erfreulich auch die Erholung von *Dinocras cephalotes* und der potamalen *Leuctra fusca*. Die lotischen Hakenkäfer dominieren jetzt die Gruppe der Käfer, so auch der potamale erstmals in der Fulda nachgewiesene *Stenelmis canaliculata*. Die meisten Käferarten zeigen dagegen keine sichtbaren Veränderungen in der Abundanz. Auch die zahlreichen nicht mehr nachgewiesenen eher lenitischen Käferarten waren damals schon nicht häufig! Bei den Wanzen ist *Aphelocheirus aestivalis* der Gewinner, die kleinen Ruderwanzen *Sigara* spp. konnten nur noch in geringer Zahl nachgewiesen werden (s. Abb. 8).

Die Bestandsänderung ausgewählter Arten im Flussverlauf zeigt, dass bei deutlicher Zunahme wie bei *Ephemera danica*, dies meist auch mit der Ausbreitung im Flusslängsverlauf verbunden ist, bzw. umgekehrt wie bei *Rhithrogena puythoraci*. So auch bei *Brachyptera risi* und *Isoperla grammatica*. Bei den Käfern ist dies nicht die Regel, dafür aber wiederum bei den Wanzen!

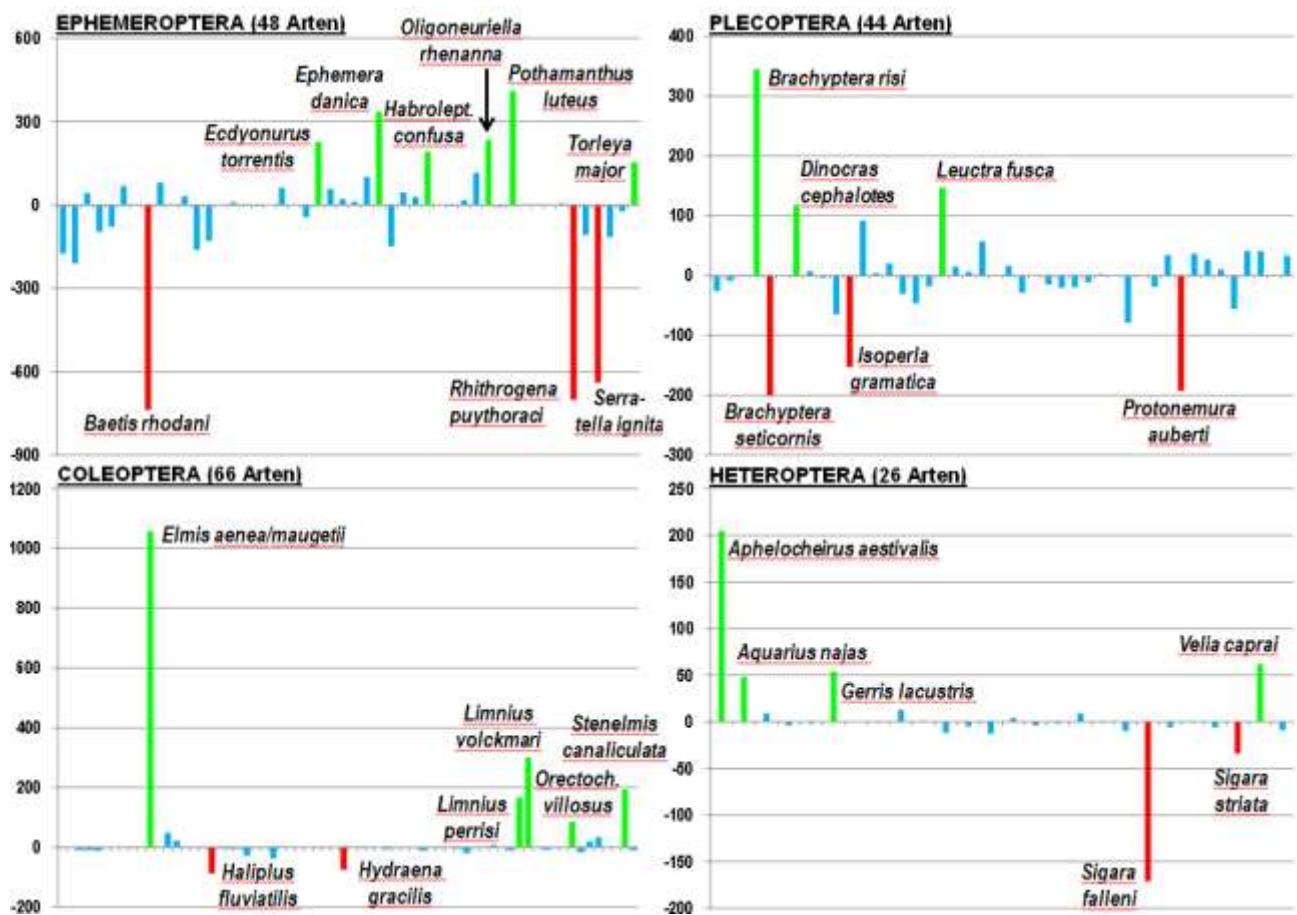


Abb. 8: Starke Gewinne (grün) und Verluste (rot) einzelner Arten der Fulda von 1981 bis 2023.

Abschließend sei auf die biologische Indikation eingegangen: Die für die Gesamtbestände der vier Gruppen EPCH für 1981 und 21-23 berechneten Saprobenindices nach DIN 38410 sind praktisch identisch und steigen erwartungsgemäß im Flussverlauf an. Entsprechende Befunde zur Saprobie aus den WRRL-Untersuchungen des Hessischen Landesamtes für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) liegen im gleichen Bereich, meist etwas schlechter, da dort auch die übrigen Tiergruppen mit toleranteren Indikatorarten berücksichtigt sind (s. Abb. 9, oben links).

Der aus den Deutschen Taxa Index-Werten (DTI) errechnete Zonierungsindex Z8 (Marten 2010) zeigt heutzutage gegenüber 1981 fast durchgehend eine leichte Potamalisierung an, was durch die zunehmende Wärme erklärbar ist (s. Abb. 9, oben rechts). Der temperarure preference index tpi4 (Marten 2011) liegt jetzt ebenfalls im Schnitt etwas höher als 1981, jedoch mit deutlich stärkerer Fluktuation im Flussverlauf (s. Abb. 9, unten links). Entsprechend wird auch vom KLIWA-Index MZB (KLIWA 2016) indiziert, auch dieser zeigt meist eine Erwärmung in der Zeitachse, vor allem im Potamal (s. Abb. 9, unten rechts).

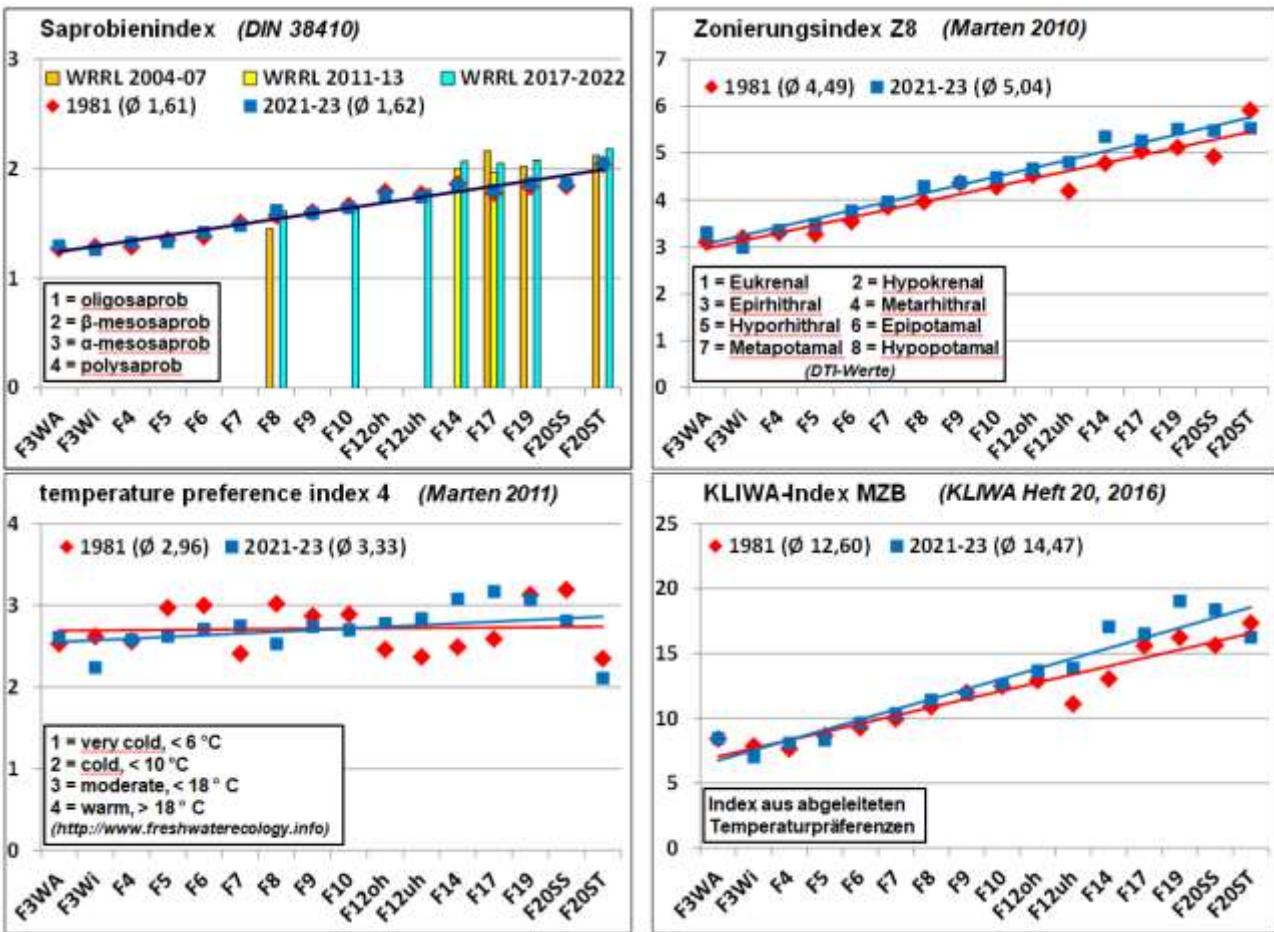


Abb. 9: Biologische Indikation der vier Gruppen im Vergleich von 1981 bis 2023 im Flussverlauf.

## Zusammenfassung und Ausblick

In den letzten Jahren wurden Nachuntersuchungen der Ephemeroptera, Plecoptera sowie der aquatischen Coleoptera und Heteroptera mit gleicher Methodik wie im Zuge der Diplomarbeit des Autors im Jahr 1981 an 19 Probestellen der Fulda durchgeführt. Insgesamt ist die Fauna der Fulda von zeitweisem Abwasser bedingten lokalen Einbrüchen abgesehen in einem relativ stabilen Zustand. Die Diversität je Untersuchung über den vollständigen Flussverlauf, von der Quelle auf der Wasserkuppe bis nach Hannoversch Münden, ist über die Jahre im Wesentlichen vergleichbar.

Dagegen haben Temperaturerhöhung und tendenzielle Abflussminderung bisher keinen deutlichen Effekt auf die Fauna der Fulda. Allerdings ergreifen im Metapotamont der Fulda leider Neozoa der Gruppen Asellidae und Gammaridae aus der Werra Besitz, so dass der Lebensraum für einheimische Arten zumindest ab Kassel abwärts knapper wird.

Unter der Ägide der Limnologischen Flussstation Freudenthal, später MPI für Limnologie (1951-2006), wurden weitere, hier bisher nicht genannte Erhebungen durchgeführt: Die erste Fuldaexpedition der 5 Göttinger Studenten E.-J. Fittkau, J. Illies, K. Müller, M. Scheele, W. Schmitz im September 1948, sowie weitere Untersuchungen von Illies (1953), Zwick (1969, 2010) und Siebert (1998). Damit liegen aus insgesamt 75 Jahren meist qualitative Daten verschiedener Gruppen des Makrozoobenthos vor, die Gegenstand künftiger Vergleiche sein werden, sobald alle Gruppen der jüngsten Erhebung bearbeitet sind.

## Danksagung

Einen herzlichen Dank an Prof. Dr. Peter Zwick für sein immer offenes Ohr und seine stets ergiebige Diskussionsbereitschaft!

## Literatur

- DWD (2024): Deutscher Wetterdienst, Temperaturmessdaten.  
[https://opendata.dwd.de/climate\\_environment/CDC/observations\\_germany/climate/daily/](https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/daily/).
- HLNUG (2024): Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wasserstände an Flusspegeln, Daten zu Befunden nach WRRL. [www.hlnug.de/static/pegel/wiskiweb2/](http://www.hlnug.de/static/pegel/wiskiweb2/).
- Illies, J. (1953): Die Besiedlung der Fulda (insbes. das Benthos der Salmonidenregion) nach dem jetzigen Stand der Untersuchung. Berichte der Limnologischen Flussstation Freudenthal V, Göttingen: 1-28.
- Marten, M. (1983): Die Ephemeropteren, Plecopteren, Heteropteren und Coleopteren der Fulda – Eine faunistische Studie, unter Berücksichtigung der biozönotischen Gliederung des Flusses und der Veränderungen in den letzten drei Jahrzehnten. Diplomarbeit an der Freien Universität Berlin, FB 23 Biologie, angefertigt an der Limnologischen Flussstation des Max-Planck-Instituts für Limnologie in Schlitz (Hessen): 148 S.
- Marten, M. (2023): Sieben Jahrzehnte Steinfliegenforschung an der Fulda. Lauterbornia 89, Dinkelscherben: 177-195.
- Pitsch, T. (1983): Die Trichopteren der Fulda, insbesondere ihre Verbreitung im Flußlängsverlauf. Diplomarbeit an der Freien Universität Berlin, FB 23 Biologie, angefertigt an der Limnologischen Flussstation des Max-Planck-Instituts für Limnologie in Schlitz (Hessen): 189 S.
- Siebert, M. (1998): Wasserinsekten im Hyporhithral und Epipotamal der Fulda, einst und jetzt. Lauterbornia 33: 53-83, Dinkelscherben.
- Zwick, P. (1969): Beitrag zur Kenntnis der Plecopterfauna der Fulda und ihres Einzugsgebietes in der Rhön und dem Vogelsberg. Beitr. Naturk. Osthessen 1: 65-76.
- Zwick, P. (1974): Die Fulda - Berggruß auf klarer Welle. Jahrbuch des Landkreises Fulda 1975 (erschienen 1974): 110-118.
- H. & P. Zwick (2010): Stoneflies and blackflies of the River Fulda, Germany – six decades of study (Plecoptera, Diptera: Simuliidae). With notes on other aquatic insects. Lauterbornia 71: 113-133, Dinkelscherben.

# **Modellierung von Kupferemissionen in deutsche Gewässer durch Antifouling für Sportboote**

*Karoline Morlin & Stephan Fuchs*

Institut für Wasser und Umwelt – Wassergütewirtschaft, Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Gotthard-Franz-Str. 3, 76131 Karlsruhe, karoline.morling@kit.edu

**Keywords:** Eintragsmodellierung, MoRE, Schwermetalle, Schadstoffe, Flussgebiete

## **Hintergrund**

Kupferhaltige Antifouling-Farben werden für die Instandhaltung von Freizeitbooten verwendet. Kupfer, das aus Antifoulingprodukten (AFP) in Oberflächengewässer emittiert wird, gilt als eine bedeutende Quelle der Schwermetallbelastung mit erheblichen Folgen für die Wasserqualität und potentiell schädigender Wirkung auf Wasserorganismen.

Das Umweltbundesamt hat zur Nutzung von AFP im Sportbootbereich und der Belastung von Gewässern diverse Vorhaben durchgeführt. Unter anderem erfolgte eine Bestandserhebung von Sportboothäfen und ihren Liegeplätzen mit Detailerhebungen an ausgewählten Standorten (Waterman et al. 2015). Untersuchungen zur Produktpalette auf dem deutschen Markt zeigten die Dominanz kupferhaltiger AFP (Feibecke et al. 2018). Darauf aufbauend ermittelten Daehne et al. (2017) einen jährlichen Verbrauch an AFP in Deutschland von rund 794 t/a. Ausgehend von den enthaltenen Kupfermengen und einer Freisetzung im Gewässer von 50 %, ergeben sich jährliche Kupfereinträge von 70,5 t/a in die Gewässer (Daehne et al. 2017).

Die Umweltqualitätsnormen-Richtlinie (Richtlinie 2008/105/EC) fordert von den Mitgliedsstaaten der EU die Erstellung von Emissionsinventaren zu verschiedenen (Schad-)Stoffen in Flussgebieten. Hierfür nutzt das Umweltbundesamt unter anderem das Model MoRE (Modeling of Regionalized Emissions; Fuchs et al. 2017). Die Modellierung in MoRE erfolgt als regionalisierte Pfadanalyse. Stoffeinträge werden zeitlich und räumlich differenziert über verschiedene Eintragspfade abgebildet, wobei zwischen punktförmigen und diffusen Quellen unterschieden wird. Die kleinsten räumlichen Modelleinheiten bilden die sogenannten Analysegebiete, die hydrologische Einzugsgebiete repräsentieren. Deutschland wird durch 2.579 Analysegebiete mit einer mittleren Größe von 135 km<sup>2</sup> dargestellt. Aufgrund der flexiblen Struktur von MoRE, können jederzeit neue Stoffe und Eintragspfade angelegt werden, sofern die dafür benötigte Grundlage vorhanden ist und eine Modellierung durchgeführt werden kann.

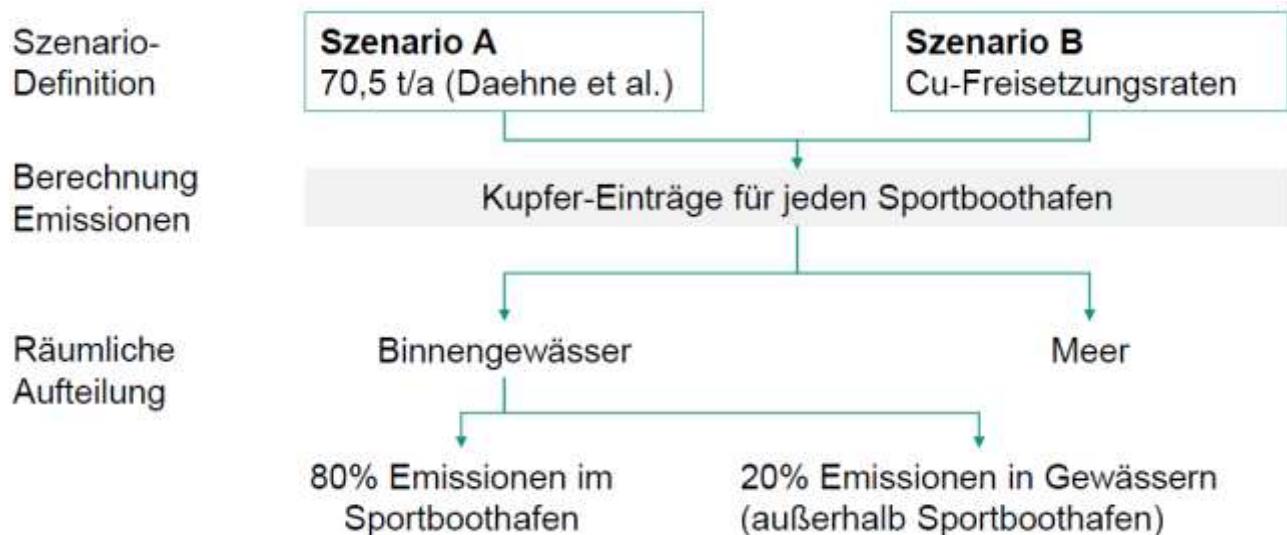
Kupfereinträge aus AFP wurden bisher nicht in MoRE abgebildet. Für die Darstellung dieses neuen Pfades wurden zwei Szenarien entwickelt, die es ermöglichen, regionale Hotspots zu identifizieren.

## Material und Methoden

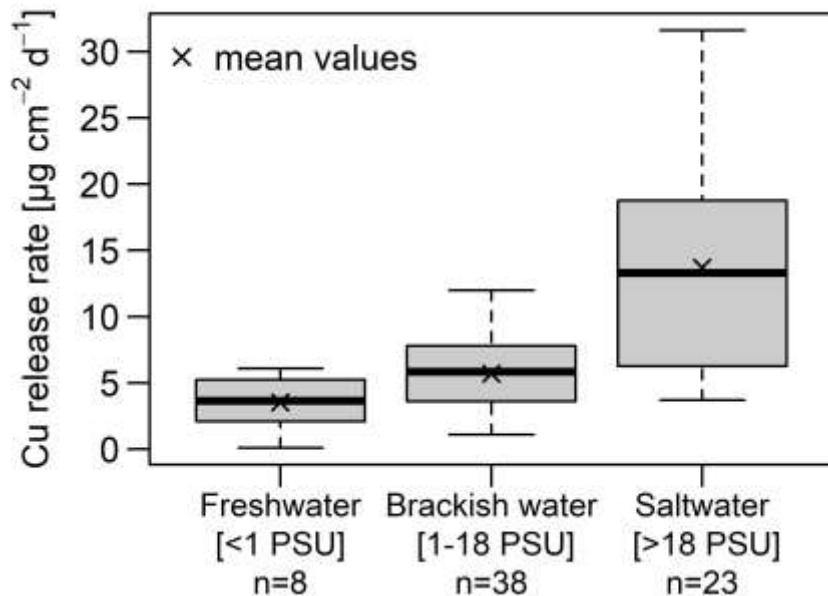
### Szenarien und Berechnung von Kupfereinträgen

Szenario A basiert auf der vorliegenden Studie über den nationalen AFP-Verbrauch (Daehne et al. 2017). Hierfür werden die bereits ermittelten 70,5 t/a Kupfer räumlich auf die Modellgebiete aufgeteilt (Abbildung 1). Die Aufteilung der Emissionen erfolgte anteilig an der Zahl der Liegeplätze pro Sportboothafen und der mittleren Unterwasserfläche der Boote im Inland ( $20\text{ m}^2$ ) und an der Küste ( $34\text{ m}^2$ ). Die benötigten Daten stammen von Waterman et al. 2015.

Dagegen wurden in Szenario B Kupfer-Freisetzungsraten in Abhängigkeit von Salinitätsklassen für die Emissionsabschätzung berücksichtigt (Abbildung 1). Die Freisetzungsraten wurden aus Veröffentlichungen zusammengetragen (Abbildung 2). Dabei wurden Studien berücksichtigt, die unter Freilandbedingungen durchgeführt wurden oder natürliche Wasserproben verwendeten. Für Süßwasser liegen nur wenige Messwerte vor. Es zeigt sich jedoch eine deutliche Abhängigkeit der Kupfer-Freisetzung vom Salzgehalt. Die Berechnung der Kupfereinträge erfolgte anhand der Zahl der Liegeplätze pro Sportboothafen, der mittleren Unterwasserfläche (siehe oben) und einer angenommenen Bootssaison von 180 Tagen pro Jahr. Für jeden Sportboothafen ist die Salinitätsklasse (Süßwasser, Brackwasser, Salzwasser) bekannt (Waterman et al. 2015). Für die Berechnung verwendet wurden sowohl der Median als auch der Interquartilsbereich der Kupfer-Freisetzungsraten (Abbildung 2) um die Variabilität der resultierenden Einträge einzuschätzen zu können.



**Abb. 1:** Vereinfachte Darstellung des Modellansatzes für die beiden betrachteten Szenarien zu Kupfereinträgen aus AFP für Sportboote.



**Abb. 2:** Literaturdaten zu Kupfer-Freisetzungsraten, gruppiert nach Salinitätsklassen.

### Räumliche Aufteilung der Emissionen

Für den vorliegenden Datensatz der Sportboothäfen (Waterman et al. 2015) ist eine lagegetreue Verortung möglich. Die Häfen liegen beispielsweise an Binnenseen, Flüssen oder direkt an den Küsten. Die Zuordnung zu einzelnen Analysegebieten des Modellgebiets ist somit möglich.

Die Sportboothäfen können als Punktquellen betrachtet werden, da die Freisetzung von Kupfer im Gewässer jederzeit erfolgt und die Boote während der Saison überwiegend an ihren Liegeplätzen verweilen. Mittels Auswertungen zum Nutzungsverhalten, wurde abgeschätzt, dass die Boote 80 % der Zeit im Hafen verbleiben und nur zu 20 % auf den Gewässern unterwegs sind (Abbildung 1). Entsprechend erfolgte die Aufteilung der Kupfereinträge zu 80 % an den Hafenstandorten und 20 % auf den Gewässern.

Für die Aufteilung der Kupfereinträge, die bei Befahrung der Gewässer entstehen, wurde zunächst ein Gewässernetz der befahrbaren Gewässerabschnitte erstellt, da kein entsprechender Datensatz verfügbar war. Ausgegangen wurde von einem shapefile der Bundeswasserstraßen, welches mit weiteren Gewässerabschnitten ergänzt wurde, die für Sportboote befahrbar sind. Hierfür wurde zum Teil auf Angaben von touristischen Webseiten zurückgegriffen. Mithilfe des erstellten Gewässernetzes der befahrbaren Strecken wurde in GIS eine Netzwerk-Analyse mit einer Reichweite von 50 km durchgeführt. Dabei wird angenommen, dass ein Boot von einem Hafenstandort aus auf dem Gewässernetz 50 km in alle Richtungen fahren kann und auf diesen Gewässerabschnitten Kupfer emittiert. Die 20 % der Einträge, die außerhalb eines Sportboothafens entstehen, wurden dann auf die befahrenen Gewässerabschnitte übertragen und anteilig auf die Modellgebiete übertragen. Somit können auch Kupfereinträge in Gebieten vorkommen, in denen selbst keine Sportboothäfen vorhanden sind, aber befahrbare Gewässer liegen.

## Ergebnisse

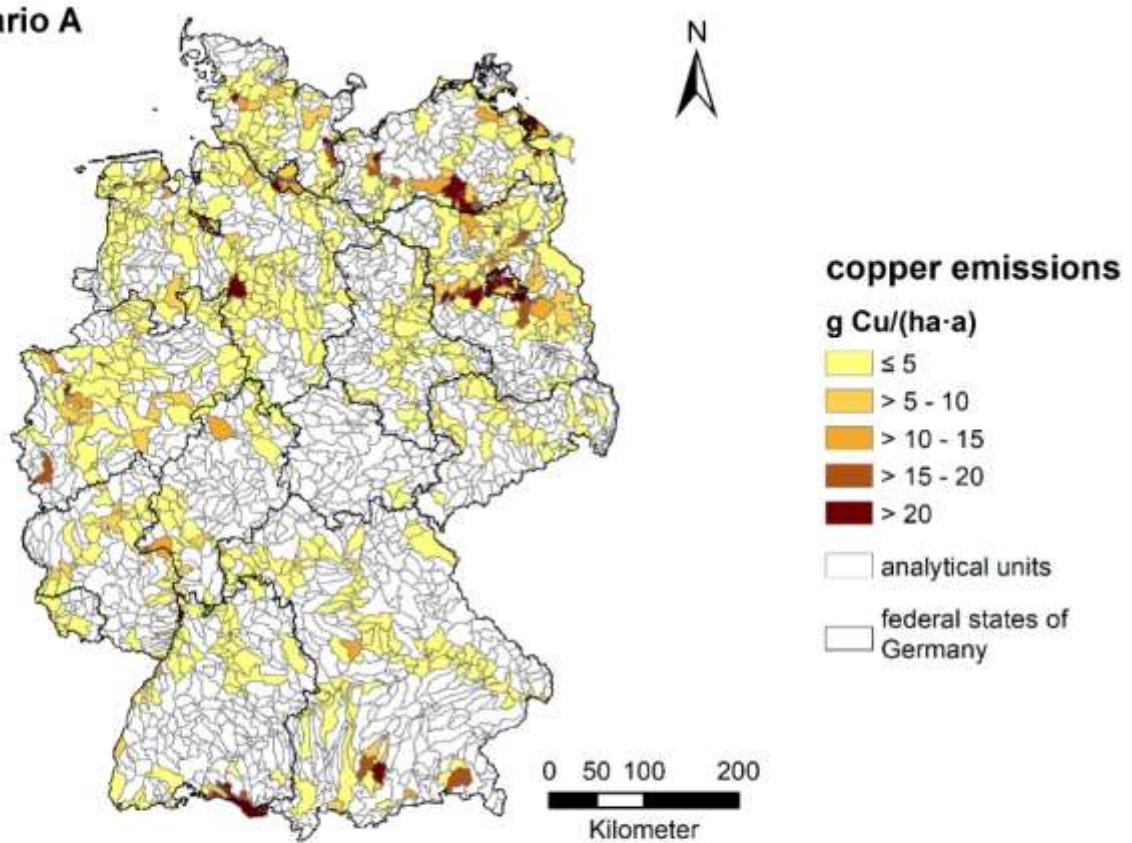
In beiden Szenarien zeigt sich deutlich lokal der hohe Emissionsdruck auf Binnengewässer in beliebten Wassersportregionen Deutschlands (z. B. Mecklenburger Seenplatte, Berliner Umland, Bodensee, Abbildung 3). Szenario B ergab generell geringere Kupfer-Emissionen als Szenario A (Abbildung 3, Tabelle 1). Unter Nutzung der medianen Freisetzungsraten wurden Einträge von rund 43 t/a (25 – 60 t/a für den Interquartilsbereich) ermittelt. In Szenario A gelangen rund 32 % (22,5 t/a) der gesamten Kupfereinträge aus AFP direkt in die Meere, während 68 % (~48 t/a) in Binnengewässern anfallen. In Szenario B verschiebt sich dieses Verhältnis aufgrund der höheren Freisetzungsraten in Brack- und Salzwasser. Es gelangen 44 % (18,9 t/a) der Einträge direkt in die Meere, während 56 % (24,4 t/a) auf die Binnengewässer entfallen (Tabelle 1). Da in der Ostsee wesentlich mehr Sportboothäfen und Liegeplätze vorhanden sind, entfallen auf diese Küstenbereiche höhere Kupfereinträge durch AFP (Tabelle 1).

Die Ergebnisse der beiden Szenarien wurden mit den modellierten Kupfereinträgen für die übrigen in MoRE abgebildeten Pfade verglichen. Die Einträge aus AFP machten im Jahr 2016 für Szenario A 13 % und für Szenario B im Mittel 7 % (4 – 9 % für den Interquartilsbereich) der gesamten Kupfereinträge in Binnengewässer aus. Zum Teil sind die Kupfereinträge aus AFP höher als andere Eintragspfade, z. B. industrielle Direkteinleiter (14,46 t/a in 2016).

**Tab. 1:** Modellierte jährliche Kupfereinträge durch AFP für beide Szenarien, differenziert nach Gewässertyp.

Einträge [t/a]	Szenario A	Szenario B Median (Interquartilsbereich)
Ins Meer	22,53	18,88 (11,05 – 25,53)
- Nordsee	5,01	5,92 (3,05 – 8,21)
- Ostsee	17,52	12,96 (7,99 – 17,32)
In Binnengewässer	47,97	24,39 (14,15 – 34,59)
- Seen	10,70	4,96 (2,85 – 7,13)
- Flüsse	37,27	19,42 (11,29 – 27,46)
<b>Gesamt</b>	<b>70,50</b>	<b>43,27 (25,19 – 60,12)</b>

a) Scenario A



b) Scenario B (Median)

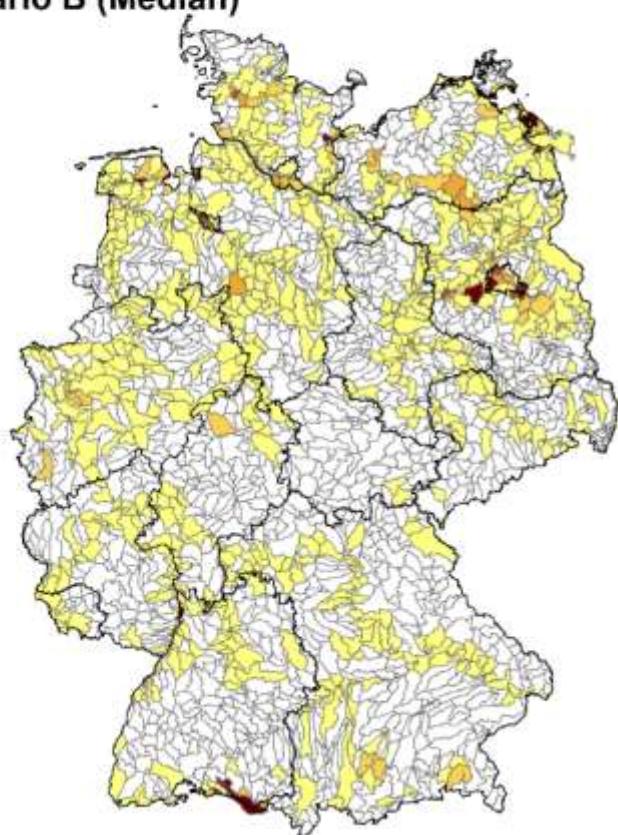


Abb. 3: Modellierte spezifische Kupfereinträge durch AFP in deutsche Binnengewässer für die Analysegebiete von MoRE.

## Diskussion

Szenario A beruht auf einer angenommenen Freisetzung des an Sportbooten aufgebrauchten Kupfers von 50 %, während in Szenario B die Freisetzung in Abhängigkeit vom Salzgehalt abgebildet wird. Selbst bei Verwendung des oberen Quartils der Freisetzungsraten, ergeben sich in Summe niedrigere Kupfereinträge durch AFP als in Szenario A (Tabelle 1). Eine Validierung der Ergebnisse wird aufgrund fehlender Vergleichsstudien erschwert. Für deutsche Sportboote in der Ostsee wurden jedoch von Johansson et al. (2020) Kupfereinträge von 10,3 t/a modelliert, die vergleichbar mit den ermittelten 12,96 t/a aus Szenario B sind (Tabelle 1).

Einige regionalspezifische Besonderheiten werden nicht berücksichtigt. Dazu zählt beispielsweise, dass die Nutzung von toxisch wirkenden Unterwasseranstrichen auf der Wakenitz und den Ratzeburger Seen untersagt ist (Landesregierung Schleswig-Holstein 2000), so dass theoretisch kein Kupfer aus AFP in diesen Gebieten eingetragen wird. Allerdings zeigte sich in schwedischen Gewässern, dass AFP zum Teil auch 20 Jahre nach Nutzungsverbot in Binnengewässern weiter eingesetzt werden (Lagerström et al. 2016), man also auch in geschützten Bereichen mit Einträgen rechnen kann.

Für grenzübergreifende Wassersportregionen (z. B. Bodensee, Stettiner Haff) werden momentan nur die Hafenstandorte und Liegeplätze an den deutschen Ufern berücksichtigt. Zusätzliche Kupfereinträge, die durch Boote aus den Nachbarländern in die gemeinsam genutzten Gewässer gelangen, werden nicht abgebildet. Am Bodensee werden beispielsweise 12.620 Liegeplätze am deutschen Ufer verzeichnet (Waterman et al. 2015), was etwas mehr als der Hälfte aller Liegeplätze am Bodensee entspricht (IGKB 2011). Im Vergleich zu Deutschland ist der Anteil kupferhaltiger AFP in der Schweiz aber wesentlich geringer (Burkhardt & Dietschweiler 2013; Daehne et al. 2017), was die Abschätzung zusätzlicher Einträge durch ausländische Wassersportler in Grenzregionen erschwert.

Die derzeitigen Modellannahmen gehen davon aus, dass jeder Liegeplatz in der Saison durch ein Boot belegt ist und mit kupferhaltigen AFP behandelt wurde. Informationen zur tatsächlichen Auslastung der Liegeplätze und dem Nutzerverhalten bezüglich AFP liegen nur selten vor. Umfragen unter deutschen Bootsbesitzern zeigten jedoch, dass 82 % ihre Boote für 3 – 6 Monate oder länger als 6 Monate am Liegeplatz lassen (Redeker et al. 2020). Die Mehrheit der befragten Bootsbesitzer verwendet AFP unabhängig vom Salzgehalt des Gewässers (75 % der Befragten in Süßgewässern, 85 % der Befragten in Brackwasser, 80 % der Befragten in Salzwasser; Redeker et al. 2020).

Die Nutzung von AFP in Süßgewässern ist nicht unbedingt erforderlich, da der Bewuchsdruck mit sinkendem Salzgehalt abnimmt (Lagerström et al. 2020; Wrangle et al. 2020). Nach Lagerström et al. (2020) und Bighiu et al. (2017) zeigten sich keine Vorteile bei der Verwendung von kupferhaltigen Farben zur Verhinderung von Aufwuchs in Süßgewässern oder Gewässern mit geringem Salzgehalt. Somit stellen AFP in Süßgewässern unnötige Kupfereinträge in Gewässer dar mit einem enormen Minderungspotential.

## Schlussfolgerungen

Kupfer aus AFP, die im Sportbootbereich verwendet werden, wurden als ein relevanter Eintragspfad mit regionalen Hotspots in Wassersportrevieren identifiziert. Als neuer Eintragspfad wird dieser in das Emissionsinventar aufgenommen und zukünftig in der Modellierung mit MoRE berücksichtigt. Dabei wird die Darstellung von Szenario B (Median) übernommen, da dieses eine flexiblere Anpassung für zukünftige Modellierungen ermöglicht (beispielsweise, wenn neue Messungen zu

Freisetzungsraten vorliegen). Die hier vorgestellten Ergebnisse sind in Morling & Fuchs (2021) ausführlich dargestellt: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117961>

## Danksagung

Diese Arbeit wurde durch das Umweltbundesamt gefördert (FKZ 3717 22 223 0). Wir bedanken uns bei allen Kollegen und Kolleginnen, die im Entstehungsprozess beigetragen haben und hilfreich zur Seite standen.

## Literatur

- Bighiu, M.A., Eriksson-Wiklund, A.-K., Eklund, B. (2017): Biofouling of leisure boats as a source of metal pollution. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24 (1), 997–1006. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7883-7>
- Burkhardt, M., Dietschweiler, C. (2013): Mengenabschätzung von Bioziden in Schutzmitteln in der Schweiz: Technischer Bericht. Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern
- Daehne D., Fürle, C., Thomsen, A., Watermann, B., Feibicke, M. (2017): Antifouling biocides in German marinas: exposure assessment and calculation of national consumption and emission. *Integrated Environ. Assess. Manag.* 13 (5), 892–905. <https://doi.org/10.1002/ieam.1896>
- Feibicke, M., Setzer, S., Schwanemann, T., Rissel, R., Ahting, M., Nöh, I., Schmidt, R. (2018): Sind kupferhaltige Antifouling-Anstriche ein Problem für unsere Gewässer? Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/sind-kupferhaltige-antifouling-anstriche-ein>
- Johansson, L., Ytreberg, E., Jalkanen, J.-P., Fridell, E., Eriksson, K.M., Lagerström, M., Maljutenko, I., Raudsepp, U., Fischer, V., Roth, E. (2020): Model for leisure boat activities and emissions - implementation for the Baltic Sea. *Ocean Sci.* 16 (5), 1143–1163. <https://doi.org/10.5194/os-16-1143-2020>
- Fuchs, S., Kaiser, M., Kiemle, L., Kittlaus, S., Rothvoß, S., Toshovski, S., Wagner, A., Wander, R., Weber, T., Ziegler, S. (2017): Modeling of regionalized emissions (MoRE) into water bodies: an open-source river basin management system. *Water* 9 (4), 239. <https://doi.org/10.3390/w9040239>
- IGKB (2011): Auswertung der Statistik der Schifffahrtsanlagen [https://www.igkb.org/fileadmin/user\\_upload/dokumente/publikationen/wissenschaftliche\\_berichte/statistik\\_der\\_schifffahrtsanlagen\\_stand\\_01\\_01\\_2011.pdf](https://www.igkb.org/fileadmin/user_upload/dokumente/publikationen/wissenschaftliche_berichte/statistik_der_schifffahrtsanlagen_stand_01_01_2011.pdf)
- Lagerström, M., Norling, M., Eklund, B. (2016): Metal contamination at recreational boatyards linked to the use of antifouling paints—investigation of soil and sediment with a field portable XRF. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (10), 10146–10157. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6241-0>
- Lagerström, M., Ytreberg, E., Wiklund, A.-K.E., Granhag, L. (2020): Antifouling paints leach copper in excess – study of metal release rates and efficacy along a salinity gradient. *Water Res.* 186, 116383. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116383>
- Landesregierung Schleswig-Holstein (2000): Landesverordnung über die Regelung des Gemeingebräuchs und des Befahrens mit Wasserfahrzeugen auf der Wakenitz und den Ratzeburger Seen. WakenGemGebrRegLV SH.
- Morling, K., Fuchs, S. (2021): Modelling copper emissions from antifouling paints applied on leisure boats into German water bodies. *Environ Poll* 289 (117961). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117961>
- Redeker, M., Rissel, R., Schwandt, D., Meermann, B., (2020): Minimierung von Umweltrisiken der Antifouling-Schiffsanstriche in Deutschland: Entwicklung von Handlungsoptionen im Rahmen der Produktzulassung. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/minimierung-von-umweltrisiken-der-antifouling>
- Waterman 2015 Watermann, B., Daehne, D., Fürle, C., Thomsen, A. (2015): Sicherung der Verlässlichkeit der Antifouling- Expositionsschätzung im Rahmen des EU-Biozid- Zulassungsverfahrens auf Basis der aktuellen Situation in deutschen Binnengewässern für die Verwendungsphase im Bereich Sportboothäfen. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/sicherung-der-verlaesslichkeit-der-antifouling>
- Wrangle, A.-L., Barboza, F.R., Ferreira, J., Eriksson-Wiklund, A.-K., Ytreberg, E., Jonsson, P.R., Watermann, B., Dahlström, M. (2020): Monitoring biofouling as a management tool for reducing toxic antifouling practices in the Baltic Sea. *J. Environ. Manag.* 264, 110447. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110447>

# **Ökologische Klassifikation von Bootsstationierungsanlagen an Seen in Deutschland (BoStA-IMPACT)**

*Wolfgang Ostendorp<sup>1</sup> & Jörg Ostendorp<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Limnologisches Institut d. Univ. Konstanz, AG Umwelphysik, 78457 Konstanz, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de

<sup>2</sup> EcoDataDesign Consultant, Birkenstrasse 50, 45133 Essen, ostendorp@ecodatadesign.de

**Keywords:** Uferstruktur, Hydromorphologie, WRRL, Sportboote, Schifffahrt, Tourismus

## **Einleitung**

Die Sport- und Fahrgastschifffahrt (Motorboote, Segelboote, Kurs- und Ausflugsschiffe) gehört an vielen Küsten und Binnengewässern Europas zu den bevorzugten Tourismusangeboten und Freizeitbeschäftigungen. Damit sind allerdings auch ökologische Belastungen der Gewässer durch die fahrende und durch die stillliegende Schifffahrt verbunden. Beispielsweise werden die Uferzonen der Seen werden durch Bootstationierungsanlagen (BoStA) strukturell beeinträchtigt.

Unter Bootsstationierungsanlagen sind eine breite Palette von Anlagen zu verstehen, die sich in ihrer Komplexität und räumlichen Ausdehnung stark unterscheiden (Ostendorp & Ostendorp 2023). Sie erstrecken sich zumeist auf die Seeseite (Sub- und Eulitoral) als auch auf die Landseite (Epilitoral). BoStA sind i. d. R. aus mehreren Komponenten (Strukturelemente) zusammengesetzt, die entsprechend ihrer physischen und funktionellen Eigenheiten und ihrer Betriebs- bzw. Nutzungsweise eine Vielzahl unterschiedlicher ökologischer Effekte haben können. Diese können sich qualitativ wie quantitativ in unterschiedlicher Weise auf aquatische, amphibische und terrestrisch lebende Pflanzen und Tiere, Populationen, Biozönosen und Ökosystemfunktionen auswirken. Die Auswirkungen dürften i. d. R. eine jahreszeitliche Abhängigkeit (innerhalb bzw. außerhalb der Wassersport-Saison) aufweisen und überdies von der Nutzungsintensität abhängen. Und nicht zuletzt spielen vermutlich auch die naturräumlichen Randbedingungen wie Uferexposition, Uferneigung, Seefläche u. a. sowie weitere anthropogene Belastungen (z. B. Nährstoffbelastung) eine Rolle.

Einschließlich aller zu erwartenden Interaktionen ergibt sich ein hoch komplexes Wirkungsgefüge, dessen ökologische Konsequenzen kaum zu überblicken sind. Entsprechend unsicher ist die Ableitung von praxisnahen Planungs- und Maßnahmenempfehlungen, die darauf abzielen, ökologisch nachteilige Folgen zu minimieren oder gar nicht erst entstehen zu lassen.

Vor diesem Hintergrund haben wir ein einfaches Modell entwickelt, mit dessen Hilfe die Strukturelemente einer BoStA und schließlich die BoStA als Ganze hinsichtlich ihrer ökologischen Auswirkungen klassifiziert werden können (im Folgenden: BoStA-IMPACT-Verfahren). Ziele dieses Verfahrens sind

- die ökologische Klassifikation bestehender BoStA unter Berücksichtigung ihrer Flächeninanspruchnahme und ihrer Liegeplattzzahl,

- die Monitoringfähigkeit im Sinne eines ökologischen Vorher-Nachher-Vergleichs z. B. bei der Realisation von (Bau-)Vorhaben an einem naturnahen oder bereits anthropogen veränderten Ufer,
- die Szenarienfähigkeit zum Zwecke des ökologischen Vergleichs unterschiedlicher Planungsvarianten bei (Bau-)Vorhaben.

Damit soll Ökologen und Planern ein Verfahren an die Hand gegeben werden, das eine Ersteinschätzung der Art und Stärke der ökologischen Auswirkungen von BoStA ermöglicht. Es kann darauf aufbauend als Leitlinie für spezifische Untersuchungen, beispielsweise im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsuntersuchung (Scoping) oder für die angewandte Forschung dienen.

## Vorgehensweise und Datenquellen

Das BoStA-IMPACT-Verfahren stützt sich auf die einschlägige internationale Literatur und, wo diese nicht ausreicht, auf Evidenzen bzw. Plausibilitäten und Geländeerfahrungen der Bearbeiter. Insofern enthält das Verfahren eine heuristische (Überbrückung von Daten- und Wissenslücken) und eine subjektive Komponente (spezifischer Erfahrungshintergrund der Bearbeiter). Beide stehen jedoch der Generierung von relevantem Wissen und praktikablen Entscheidungsgrundlagen nicht im Weg.

Die methodengeleitete Vorgehensweise gliedert sich in folgende Schritte:

- vollständige Sichtung von 73 einschlägigen Review-Arbeiten sowie die ausschnittsweise Sichtung von Originalarbeiten (international; Binnen- und Küstengewässer; regulär publizierte Arbeiten sowie „graue Literatur“, Leitfäden und Empfehlungen von Fachverbänden u. ä.),
- Beschreibung und hierarchische Klassifikation von ökologischen Effekt-Typen (EET), die sich durch Bau und/oder Betrieb bzw. Nutzung von Bootsstationierungsanlagen ergeben,
- Erstellung von Steckbriefen, in denen in strukturierter Form weitere ökologische Informationen bereitgestellt werden,
- Zusammenstellung der Einzelergebnisse in einer Wirkungsmatrix,
- Formulierung eines Modells sowie zugehöriger Analyseschritte (Aggregation, Wichtung, Individualisierung) und Darstellungsoptionen (u. a. mit GIS-Software), und schließlich die
- Demonstration der Praxistauglichkeit anhand ausgewählter Beispiele.

Einzelheiten sind Ostendorp & Ostendorp (2024) zu entnehmen.

## Ergebnisse

### ***Hierarchische Klassifikation der ökologischen Effekttypen von BoStA***

Die Literatur-Ergebnisse, die zu einem großen Teil aus Küsten- und Übergangsgewässern anderer europäischer Länder und der USA stammen, wurden einer kritischen fachlichen Plausibilitätskontrolle unterzogen, bevor sie in das BoStA-IMPACT-Verfahren einbezogen wurden. Als Produkt ergab sich eine kommentierte Tabelle, in der die (potenziellen) *direkten* Effekte der Strukturelemente zusammengefasst sind, wobei die Strukturen stets zusammen mit ihren üblichen Nutzungen gesehen werden (Tab. 1).

Nach Art einer Check-List können im konkreten Fall die besonders relevanten Belastungsformen identifiziert und nachfolgend näher analysiert werden. Die Aufstellung in der Tab. 1 bedeutet jedoch nicht, dass die Effekte in *jedem* Fall auftreten bzw. *immer* von ökologischer Bedeutung sind. Zusätzlich muss auch die Saisonalität bestimmter Auswirkungen berücksichtigt werden sowie die Tatsache, dass eine hohe Nutzungsintensität durch Bootsbetrieb etc. die Effekte verstärken kann.

**Tab. 1: Umweltbelastungen der liegenden Schifffahrt und der Bootsstationierung an Seen in Deutschland während der Bauphase und der Betriebsphase (Übersicht). Zusammenstellung anhand von Literaturangaben und eigenen Beobachtungen.**

Code	ökologischer Effektyp (EET)	Kommentar
1	vorübergehende mechanische Störungen	
1.1	vorübergehende mechanische Beschädigung von Pflanzenorganen und der Vegetationsdecke	seeseits: (i) verankerte Boote oder fest gemachte Boote (Ankerboje), (ii) Propeller beim An- u. Ablegen; landseits: Beseitigung der ursprünglichen Vegetation, Neupflanzungen, Pflege und Unterhaltung, häufige Störung der Sukzession
1.2	vorübergehende mechanische Störung des Oberflächensediments bzw. des Oberbodens	seeseits: (i) verankerte Boote oder fest gemachte Boote (Ankerboje), (ii) Propeller-Wirkung beim An- u. Ablegen; landseits: (i) Eingriff in den Boden beim Bau der Anlagen (ii) Ein- und Auswassern der Boote über den Strand z. B. mit einem Strandtrailer, (iii) Bodenbearbeitung, Trittsstörungen u. ä.
2	Veränderung von Strukturen	
2.1	Beseitigung, Abdeckung bzw. Überschüttung und Einsedimentierung natürlicher Substratoberflächen (Bau)	Herrichtung von Bootsliegeplätzen, Häfen, Kais, Molen, Slips usw. durch Ausbaggerung und/oder Ablagerung der Substratmassen einschließlich der landschaftsbaulichen Umgestaltung; damit eingehend die Vernichtung der standörtlichen Biozönosen (Makrophyten, Makrozoobenthos, Ufervegetation)
2.2	Störung tieferer Sediment- und Bodenschichten (Bau)	Einbringung von Pfählen u. a.; betroffen sind v. a. Unterwasserdenkmäler, z. B. die Kulturschichten von UNESCO-Welterbestätten „Zirkumalpine Pfahlbauten“
2.3	Reliefveränderungen und Veränderungen der Wassertiefe (z. B. Unterwasserbaggerungen) (Bau, Betrieb)	einmalige oder wiederholte Ausbaggerungen/Entschlammungen von Hafenbecken, Fahrrinnen usw., gefolgt von einem lokalen Erosions-/Akumulationsgleichgewicht (sedimentäre Feststoffbilanz) und der lokalen Umweltbedingungen für Makrophyten und Makrozoobenthos (z. B. feinere Sedimenttextur, geringerer Lichtgenuss)
2.4	Überbauungen mit Anlagen und Gebäuden (Hochbauten) (Bau)	Substratversiegelung, Vernichtung der lokalen Biozönosen durch Überbauung; bei größeren Anlagen Beeinträchtigung des Landschaftsbildes
2.5	Bereitstellung künstlicher Oberflächen, physischer Strukturen und Vegetationsstrukturen (Betrieb)	Hartsubstrate mit naturähnlichen (Holz) oder standortfremden Oberflächen (Metall, Beton, Flussbausteine, Kunststoffe, Kunststoff-Gewebe u. a.); betroffen sind v. a. Uferabschnitte ohne Hartsubstrate in naturnahem Zustand; mit Potential zur Etablierung einer Hartsubstratfauna inkl. Neozoen
2.6	Trivialisierung oder Diversifizierung von Lebensraumstrukturen (Bau, Betrieb)	Verringerung oder Vermehrung der lokalen Vielfalt an Habitateigenschaften (Substrat, Relief, Wellenexposition, Lichtangebot, Dynamik u. a.), gefolgt von einer veränderten (geringeren oder erhöhten) Artenvielfalt (inkl. standortuntypischer und gebietsfremder Arten)
3	Veränderungen des Wasseraustausches und des Feststoffhaushalts	
3.1	Veränderungen der Durchströmbarkeit und des Wasseraustausches (Betrieb)	Einbauten wie Kais (Vorschüttungen), Molen, Wellenbrecher, Pfähle u. ä., die im Vergleich zur naturnahen Ufersituation eine lokale Veränderung der Strömungsverhältnisse und des Wasseraustausches mit dem See bewirken; ggf. gefolgt von Veränderungen des Nährstoffhaushalts (Veralgung), der Ablagerung von Feinsediment (Verschlammung), der Anreicherung von Schadstoffen in der Wassersäule und den Oberflächensedimenten), Umwandlung in lenitische Biozönosen (Makrophyten, Makrozoobenthos)

<b>Code</b>	<b>ökologischer Effekttyp (EET)</b>	<b>Kommentar</b>
3.2	Veränderungen des Feststoffhaushalts (Betrieb)	lokaler Austrag oder Ablagerung von mineralischen (Sand, Mikrite) oder organischen Feststoffen (Holz, Laub, Wasserpflanzen u. a.), hervorgerufen durch Reliefveränderungen (s. o.) und/oder strömungsveränderte Einbauten (s. o.); damit einhergehend eine Veränderung der lokalen Biozönosen
3.3	Risiko der Flächen- oder Ufererosion (Betrieb)	Initiierung von langfristigen Trends der Erosion im Eulitoral und/oder der flächenhaften Erosion im Sublitoral; betroffen sind u. a. Uferabschnitte mit Unterwasserdenkmälern
3.4	Trübung durch Sedimentaufwirbelung inkl. Nährstofffreisetzung (Bau)	Resuspension von Oberflächensedimenten, z. B. bei der Ausbaggerung und der Verklappung von Baggergut (Bau und Unterhaltung); gefolgt von (i) einer Verringerung des Lichtgenusses von Unterwasserpflanzen, (ii) der Ablagerung von Trübstoffen auf den Blättern von Unterwasserpflanzen, (iii) der Freisetzung/Desorption reduzierter Substanzen ( $\text{CH}_4$ , $\text{Fe}^{2+}$ , $\text{NH}_4^+$ ) und Nährstoffen ( $\text{NO}_3\text{-N}$ , $\text{PO}_4\text{-P}$ )
3.5	Freisetzung von Schadstoffen aus Sedimenten (Bau)	Resuspension von Oberflächensedimenten, z. B. bei der Ausbaggerung und der Verklappung von Baggergut; gefolgt von einer Freisetzung/Desorption von Schadstoffen (z. B. PAKs, Biozide der Antifouling-Anstriche)
4	visuelle Einwirkungen	
4.1	physische Anwesenheit von Menschen und visuelle Störung (Betrieb)	für Tiere wahrnehmbare (v. a. Gesichtssinn, Gehör) Anwesenheit des Menschen und seiner Haustiere einschließlich ihrer Aktivitäten, soweit sie zu einer Veränderung des natürlichen Verhaltens der Tiere führen (Fluchtverhalten, Paarungs- und Brutverhalten, Nahrungssuche u. a.); hierzu auch das adaptive Verhalten bei Fütterung durch den Menschen
5	Veränderungen des Strahlungshaushalts	
5.1	künstliche Beschattung (Betrieb)	permanente Beschattung des Wasserkörpers, der Sedimentoberfläche sowie der Bodenoberflächen (tagsüber) durch Baukörper (Lauffläche von Pfahlstegen, Laufflächen und die Auftriebskörper von Schwimmstegen und -plattformen; Hochbauten, Bootshallen usw.), mit der Folge des verringerten Lichtgenusses für Ufer-, Röhricht- und Unterwasserpflanzen
5.2	künstliche Beleuchtung	künstliche Beleuchtung durch Leuchtfeuer, Stegbeleuchtung, Beleuchtung der Betriebsgelände, der Gebäude u. a. Infrastruktur (z. B. Sport- u. Freizeitgelände) (nachts), mit der Folge erhöhter Verluste von nachtaktiven Insekten (Lichtverschmutzung)
6	Geräusch-Emissionen	
6.1	Unterwasser-Geräuschentwicklung (Bau, Betrieb)	Rammen von Pfählen und Spundwandelementen sowie Motorengeräusche und Vibrationen der Bootshülle (ökologische Effekte auf Tierarten der Binnengewässer, z. B. Fische unsicher)
7	stoffliche und partikuläre Emissionen	
7.1	Abgase aus Verbrennungsmotoren (Betrieb)	Freisetzung von Abgasen (polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen [PAK], flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen [VOC], Stickoxiden [NOX], Feinstaub und Rußpartikeln [PM], Kohlenmonoxid [CO], Kohlendioxid [ $\text{CO}_2$ ], Schwefeldioxid [ $\text{SO}_2$ ]) in die Atmosphäre oder in das Wasservolumen einer Bootsstationierungsanlage beim An- und Ablegen und Navigieren von größeren Segelbooten und von Motorbooten
7.2	Freisetzung von Ölen, und Treib- und Schmierstoff-Bestandteilen (Betrieb)	(i) betriebsbedingte Freisetzung von unvollständig verbrannten Treibstoffen und Schmierstoffen aus dem Motorraum, (ii) (unabsichtliche) geringe Verluste von Treibstoffen beim Umgang (z. B. Betanken), (iii) Havariefall mit großen Verlusten von Ölen, Treib- und Schmierstoffen, jeweils mit der Folge der Wasser-, Boden- und Sedimentverschmutzung

<b>Code</b>	<b>ökologischer Effekttyp (EET)</b>	<b>Kommentar</b>
7.3	Freisetzung von Bestandteilen von Bootsanstrichen, Antifouling-Beschichtungen, Holz-Imprägnierungen (Betrieb)	(i) bestimmungsgemäße und materialtechnisch bedingte Freisetzung von Schwermetallen und organischen Bioziden und anderen Komponenten aus dem Antifouling-Anstrich des Unterwasserschiffs in das Wasservolumen der Bootsstationierungsanlage; (ii) (unerlaubte) Freisetzung von Partikeln, Schwermetallen und organischen Bioziden beim mechanischen Reinigen der Bootshülle ohne Benutzung eines Reinigungsplatzes mit Abwasserablauf und -behandlung; (iii) materialtechnisch bedingte Freisetzung von Schwermetallen und organischen Bestandteilen der Holz-Imprägnierungen von Pfählen, Bohlen usw. unter Einfluss von Witterung und Seewasser
7.4	Freisetzung von Abwasser (Schwarzwasser, Grauwasser, Küchenabwasser) (Betrieb)	(unerlaubte) Beseitigung von fäkal verschmutztem Abwasser und Urin oder fäkalienfreiem gering verschmutztem Abwasser und Küchenabwässer eines Bootes in das Wasservolumen einer Bootsstationierungsanlage durch die Besatzung
7.5	Einbringung fester Gegenstände und Abfälle (Betrieb)	(unerlaubte) Beseitigung oder (fahrlässiges) Überbordgehen von festen Gegenständen aller Art einschließlich fester Abfälle (Flaschen, Korken, Zigarettenfilter, Obstreste, Kunststoff- und Aluminiumbehälter, Nahrungsmittelreste u. a.)
7.6	Einbringung von Kunststoffpartikeln (Betrieb)	Fragmentierung und Abrieb von Kunststoffgegenständen wie Seile, Schaumstoff-Schwimmkörper und -Isolierungen u. a.; Auswirkungen von Mikroplastik (< 5mm) auf Tiere in Binnengewässern nicht abschließend geklärt
8	direkte Wirkungen auf Flora u. Fauna	
8.1	Erleichterung der Etablierung und lokale Ausbreitung von Neobiota (Betrieb)	(i) (erlaubte) Einwasserung von (ungesäuberten) Booten aus anderen Revieren bzw. Flusseinzugsgebieten, die mit Überdauerungsstadien von Neozoen und Neophyten behaftet sein können; (ii) (unerlaubtes) Abpumpen von Bilgenwasser, (unvermeidliches) Einleiten von Abwasser aus dem Kühlwasserkreislauf in das Wasservolumen der Bootsstationierungsanlage; (iii) Säuberung der Unterwasserbootshülle auf dem Freigelände (ohne Bootswaschplatz mit Abwasserablauf); (iv) Schädigung oder Beseitigung der naturnahen Ufervegetation mit dem Risiko des Eindringens von Neophyten.
9	Einwirkungen auf die Erholungsnutzung und andere Nutzungen	
9.1	negative ästhetische Wirkungen auf exponierte und weithin sichtbare Segelboot-Liegeplatzverdichtungen das Landschaftsbild (Bau, Betrieb)	(„Mastenwald“), Einrichtungen (z. B. Bootskräne, Lifts) oder Hochbauten (z. B. Trockenlagerhallen), die in einer naturnah erhaltenen Kulisse störend wirken und im Umkreis die Erholung in der Natur beeinträchtigen
10	Sonstige Einwirkungen auf die Umwelt	
10.1	allgemeine, sonstige, multiple Wirkungen (Bau, Betrieb)	weitere Wirkungszusammenhänge, soweit sie nicht bereits oben beschrieben sind
11	Einwirkungen auf andere Nutzer	
11.1	Konflikte mit anderen (Erholungs-) Nutzungen (Betrieb)	Konflikte im räumlichen Bereich der Bootsstationierungsanlage, z. B. zwischen gewerblicher Schifffahrt und Sportschifffahrt, Sportschifffahrt und anderen Wassersporttätigkeiten
11.2	Beeinträchtigung u. Ertragseinbußen der Fischerei (Bau, Betrieb)	Konflikte und Nutzungskonkurrenz mit der Berufs- und Freizeitfischerei (mit Entschädigungsansprüchen)

## **Erstellung von EET-Steckbriefen**

In einem nächsten Schritt wurden die ökologischen Effekttypen mit den Strukturelementtypen verknüpft, um Aussagen darüber zu gewinnen, welche Effekte üblicherweise mit den jeweils betrachteten Strukturen (und Nutzungen) verbunden sind, welche modifizierenden Randbedingungen auftreten, und welche Mitigationsmaßnahmen ergriffen werden können. Die Darstellung erfolgt verbal-argumentativ in tabellarischer Form, wobei jeder ökologische Effekttyp in einer eigenen Tabelle dargestellt wird, die nach BoStA-Strukturelementtypen unterteilt ist (Ostendorp & Ostendorp 2024). Die darin zusammengetragenen Informationen bilden die Grundlage für eine synoptische Experteneinschätzung und die Vergabe von Wertungspunkten (Scores, Effektstärke) in der Wirkungsmatrix.

## **Festlegung von Scores und Darstellung in einer Wirkungsmatrix**

Die nach aktuellem Stand 26 ökologischen Effekttypen (zzgl. zwei weiterer Effekttypen, die sich auf den Menschen beziehen) und die 55 BoStA-Strukturelementtypen spannen eine 26 x 55-Wirkungsmatrix auf. In den Zellen wurde die Effektstärke eingetragen, d. h. die fachliche Einschätzung, ob der Effekt üblicherweise als „gering“ (Wertepunktzahl Score 1), „mäßig“ (Score 2), „stark“ (Score 3) oder „schwerwiegend“ (Score 4) einzuschätzen ist oder ob er weitgehend „fehlt“ (Score 0) (Einzelheiten vgl. Ostendorp & Ostendorp 2024). Einige ökologische Effekttypen können bei bestimmten Strukturelementtypen allerdings aus sachlogischen Gründen nicht auftreten (Zelleintrag ‚X‘).

Die Scores sind ordinal skaliert. Sie verlangen keine metrischen Messwerte; es wird nur verlangt, dass die Objekttypen des Objekttypenkatalogs (vgl. Ostendorp & Ostendorp 2023) in eine nach Effektstärke geordnete Reihenfolge bringen lassen, so dass zwischen den Scores zweier Objekttypen die Relationen <, > oder ≈ gelten. Die Klassifikation bezieht sich gedanklich auf eine Einheitsfläche von z. B. 1 m<sup>2</sup>, die von einem Objekt auf den Seeboden oder das Ufer projiziert wird; damit werden kleine Objekte wie z. B. Bojensteine und großflächige Objekttypen wie Navigations(wasser)flächen in Häfen oder Bootshallen in Marinas miteinander vergleichbar.

## **Modell**

Das hier vorgeschlagene Modell orientiert sich an den konzeptionellen Grundlagen des HMS-Verfahrens der Uferstruktur-Klassifikation (Ostendorp & Ostendorp 2014), das u. a. in Brandenburg breite Anwendung gefunden hat. Danach kann die Stärke des ökologischen Effekts eines realen (Luftbild-)Objekts ( $J_{obj}$ ) als Produkt aus seiner (Projektions-)Fläche ( $A$ ) und seinem objekttypspezifischen Index ( $I_{obj}$ ) verstanden werden:

$$J_{obj} = A_{obj} \times I_{obj}$$

Die Fläche  $A_{obj}$  wird im Rahmen der GIS- und datenbankgestützten Luftbildkartierung gemessen,  $I_{obj}$  basiert auf der Experteneinschätzung der ökologischen Auswirkungen einer Flächeneinheit des Objekttyps. Der objekttypspezifische Index  $I_{obj}$  berechnet sich im BoStA-IMPACT-Verfahren als Verhältnis der tatsächlichen Effektsumme  $SS_{obj}$  zur maximal möglichen Effektsumme  $SS_{max}$ :

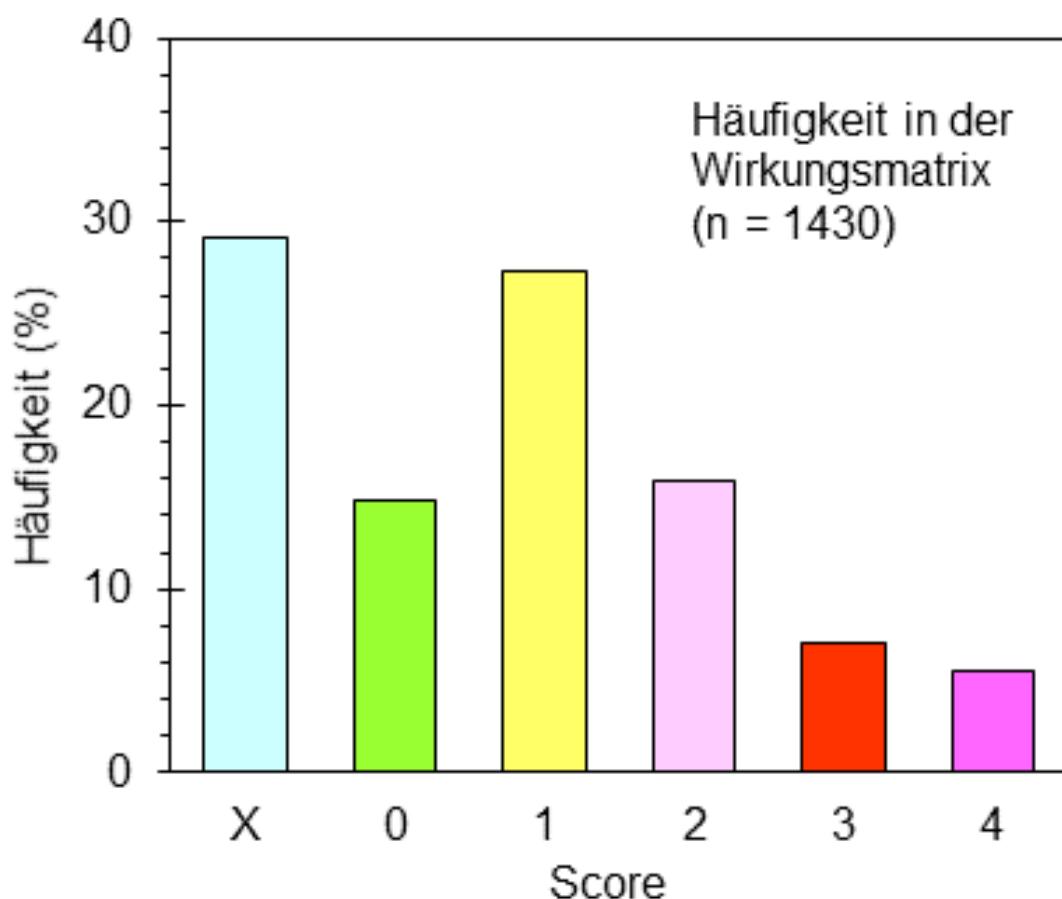
$$I_{obj} = SS_{obj} / SS_{max}$$

Die Effektsumme des betrachteten Strukturelements ist die Summe aller Scores. Die maximale Effektsumme ist das Produkt aus der Anzahl der für dieses Strukturelement auftretenden ökologischen Effekte multipliziert mit der *maximalen* Effektstärke (Score = 4). Die aus sachlogischen Gründen nicht auftretenden Effekte mit Score = X werden nicht einbezogen.

Das Modell kann flexibel gehandhabt und damit den jeweiligen Fragestellungen angepasst werden. So sind Aggregierungen, Wichtungen und Individualisierungen möglich. Eine Aggregierung bezeichnet die gruppenweise Zusammenfassung von ausgewählten ökologischen Effekttypen mit anschließender Neuberechnung nach vorgegebenen Aggregierungsregeln. Die Wichtungsfaktoren für erlauben eine Gewichtung entsprechend der fachlich begründet eher hohen oder eher geringen Relevanz ausgewählter ökologischer Effekte innerhalb der Fragestellung. Durch eine Individualisierung realer Strukturelemente kann zum Ausdruck gebracht werden, ob vom konkreten Objekt – abweichend vom Typus – außergewöhnlich starke oder außergewöhnlich geringe ökologische Effekte ausgehen.

### Auswertungsbeispiel

Den insgesamt 1.430 Kombinationen von 26 EET vs. 55 SET wurde ein ‚X‘ oder ein Punktewert zwischen 0 und 4 zugeordnet (s. o.). In rd. 29 % der Fälle war die Kombination aus sachlogischen Gründen nicht gegeben, d. h. die Zellen enthalten ein ‚X‘. Der Score 1 („geringe Effekte“) war mit 391 Nennungen (27,3 %) der häufigste Wert. „Mäßige“ ökologische Effekte (Score 3) waren in 228 Fällen (15,9 %) zu verzeichnen, gefolgt von „keinen“ (Score 0; 213 Nennungen, 14,9 %) und „starken“ (Score 3; 101 Nennungen, 7,1 %). Lediglich bei 80 Kombinationen (5,6 %) ist mit „schwerwiegenden“ Effekten (Score 4) zu rechnen.



**Abb. 1:** Häufigkeit der vergebenen Punkte (Scores) in der Wirkungsmatrix (26 ökologische Effekte x 55 Strukturelemente).  
Scores: 0 – keine, 1 – geringe, 2 – mäßige, 3 – starke, 4 – schwerwiegende ökologische Effekte (EET).

Bootsstationierungsanlagen erstrecken sich zumeist sowohl auf die seeseitige und als auch auf die landseitige Uferzone. Dementsprechend treten die ökologischen Effekte nur seeseits (9 von 26 EET) oder nur landseits (0 EET) oder in beiden Zonen auf (17 EET). Fünf EET treten nur beim Bau auf, 18 nur im Betrieb bzw. in der Nutzungsphase und 3 sowohl in der Bau- als auch in der Betriebsphase.

Die vergebene Punktezahl der 26 x 55 Wirkungsmatrix beträgt 1.470 Punkte. Davon entfallen 18,6 % auf ökologische Effekte, die nur seeseits auftreten, während der überwiegende Teil der Belastungen (81,4 %) sowohl im seeseitigen als auch im landseitigen Bereich vorkommen. Ausschließlich landseitige Wirkungen fehlen. Bezogen auf die Unterscheidung von Bau- und Betriebs-/Nutzungsphase überwiegen mit 70,7 % aller Scores die Wirkungen in der Betriebsphase, während 19,9 % der Effekte auf die Bauphase beschränkt sind. Für beide Phasen sind 9,4 % aller Scores charakteristisch.

Die einzelnen Strukturelementtypen können mehrere ökologische Effekte hervorrufen, wobei wiederum unterschiedliche Effektstärken wirksam werden. Zu den Typen, die sich „stark“ oder „schwerwiegend“ (Scores 3 und 4) auf vergleichsweise viele ( $\geq 7$ ) ökologische Effekte auswirken, gehören:

- 1.5.3 – Hafenmole, begehbar (10 Nennungen)
- 1.5.2 – Hafenmole, nicht begehbar (8 Nennungen)
- 1.5.9 – Kais, Molen - sonstige (7 Nennungen)
- 1.9.1 – Hafeneinfahrt (7 Nennungen)

Andere Strukturelementtypen wirken sich höchstens „mäßig“ aus (0 Nennungen für Scores 4 und 5):

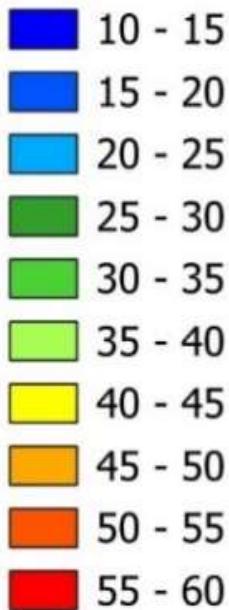
- 1.1.9 – Wasserverkehrsflächen, sonstige
- 1.2.3 – Anbindepahl-Liegeplatz
- 1.2.99 – Wasserliegeplätze, sonstige
- 1.4.1 – Böschung aus Sand, Kies, Geröll
- 1.9.9 – Wasserflächen, sonstige
- 3.9.3 – Grünanlage
- 3.9.9 – Freiflächen, sonstige
- 9.1.1 – Flächen, sonstige

Zur ersten Gruppe gehören wasserseitige Einbauten, die sich durch Veränderungen der Uferlinienführung, Reliefveränderungen und Substratveränderungen auszeichnen und die üblicherweise nicht nach ingenieurbiologischen Grundsätzen ausgeführt sind. Zur zweiten Gruppe zählen u. a. Wasser- und Landflächen, die nicht durch „harte“ (Wasser-)Bauwerke oder Gebäude betroffen sind. Hierzu gehören auch „sonstige“ Flächen, die in BoStA-IMPACT-Verfahren konservativ, d. h. vergleichsweise günstig bewertet wurden, da keine Details über sie bekannt sind. Für den konkreten Anwendungsfall besteht aber die Möglichkeit der individuellen Abwertung durch den Anwender.

### **Kartierungs- und Klassifikationsbeispiel**

Nachfolgend werden am Beispiel des *Marina-Ressort Bernried* (Starnberger See, Bayern) die Ergebnisse der Kartierungen (BoStA-MAP) und der ökologischen Klassifikation (BoStA-IMPACT) dargestellt (Abb. 3). In der oberen linken Teilabbildung wird die Abgrenzung der Bootsstationierungsanlage über dem Luftbild (DOP) gezeigt. Rechts daneben findet sich die eingefärbte Darstellung der Objekte in ihrer natürlichen Ausdehnung. In der darunter befindlichen Legende sind die dort vorkommenden Objekttypen wiedergegeben. In der unteren linken Teilabbildung sind die Objekte nach ihrem objekttypspezifischen Index  $I_{obj} \times 100$  inkl. etwaiger Auf-

oder Abwertungen dargestellt. Für den Index gilt das Klassifikation- und Farbgebungsschema der Abb. 2. Die gelben Punkte in den Abbildungen entsprechen einzelnen Liegeplätzen.

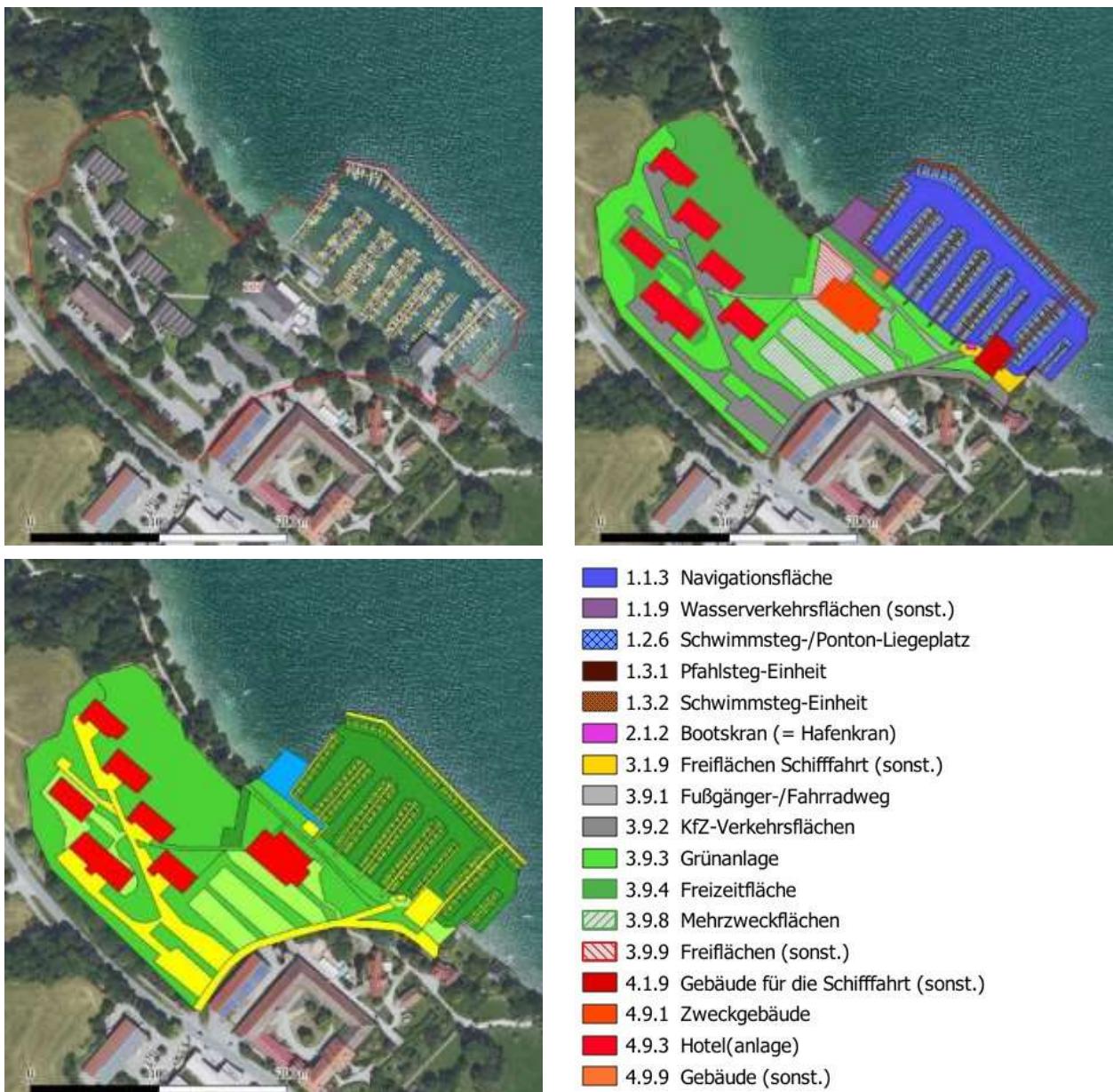


**Abb. 2:** Farbschema für die Darstellung des objekttypspezifischen Index  $I_{obj} \times 100$  (Erläuterungen s. Text).

## Diskussion

Die Auswertung der internationalen Literatur ließ erkennen, dass nicht nur die fahrende Sport- und Fahrgastschifffahrt, sondern auch die Infrastruktur-Einrichtungen (Strukturelemente) der Bootsstationierungsanlagen erhebliche ökologische Wirkungen nach sich ziehen können. Insgesamt konnten wir 55 Strukturelementtypen und 26 verschiedene ökologische Effekttypen identifizieren. Ökologen, Planer und Genehmigungsbehörden stehen damit vor dem schwierigen Problem, die Effekte differenziert und zugleich in der Zusammenschau zu bewerten, um daraus im konkreten Fall effektive Minderungs- oder Vermeidungsstrategien abzuleiten.

Hierfür wurde aufbauend auf dem BoStA-MAP-Verfahren das BoStA-IMPACT-Verfahren entwickelt. Die Kombination beider Verfahren stützt sich auf kartographische Daten, insbesondere georeferenzierte Luftbilder, und weitere Sachinformationen (z. B. Liegeplatz-Zahl und andere Angaben des Betreibers). Damit können rückblickend vergangene Zustände analysiert und – im Vergleich zur aktuellen Situation – eine etwaige Verschlechterung oder Verbesserung des Uferabschnitts dokumentiert werden kann (Monitoringfähigkeit). Weiterhin können konkurrierende Planungen miteinander verglichen werden (Szenarienfähigkeit), um die zukünftigen ökologischen Folgen einschätzen zu können.



ID	Bootsstationierungsanlage (BoStA)	Fläche [m <sup>2</sup> ]	Liegeplätze [Anzahl]	Index (I <sub>obj</sub> × 100)
227	<b>Marina-Ressort Bernried (Starnberger See Bayern)</b> BoStA-Typ: 6.1 Marina Widmung: 9 „Sonstige, gemischt, nicht differenziert“ <u>Beschreibung:</u> Steg-Marina am Westufer des Starnberger Sees bei Bernried. Kennzeichnend für diese Marina ist nicht nur die große Schwimmstegsanlage, sondern auch die noch größere landwirtschaftliche Fläche des zugehörigen Hotel- und Gastronomie-Betriebs. <u>URL:</u> <a href="https://marina-bernried.de/marina-resort-bernried/yachthafen-starnberg/">https://marina-bernried.de/marina-resort-bernried/yachthafen-starnberg/</a>	Gesamt: 57.355 Land: 39.904 Wasser: 17.451	Gesamt: 307 Land: 0 Wasser: 307	Mittel: 35,5 Fläche: 2.033.417 m <sup>2</sup> Index der gesamten Anlage: J = 721.863

**Abb. 3:** Darstellung der Ergebnisse des BoStA-Map und des BoStA-Impact-Verfahren am Beispiel des Marina-Ressorts Bernried (Erläuterungen s. Text).

Der Rückgriff auf eine Experteneinschätzung (Wertepunkte, Scores) stellt einen kritischen Aspekt des Verfahrens dar. Das Expertenurteil geht mit einer subjektiven Variabilität einher, insofern die jeweiligen Experten auf unterschiedliche Erfahrungshintergründe zurückgreifen. Wie in anderen Bereichen auch, lässt sich diese Variabilität beschränken, wenn (i) die Zahl der einfließenden Expertenmeinungen, (ii) die Angebote für gemeinsame Schulungen und Ringtests und (iii) die Menge, Qualität und Breite zielgerichteter empirischer Untersuchungen an BoStA und ihren Strukturelementen gesteigert werden können. Auf dieser Grundlage können die Ergebnisse auch älterer Erhebungen nachträglich angepasst werden, so dass sie für eine Neubewertung einer BoStA herangezogen werden können, ohne dass eine erneute Kartierung der Flächendeckung der Strukturelemente notwendig ist (Innovationsfähigkeit).

Ein Anwendungsbeispiel belegt die Praxistauglichkeit des Verfahrens: Anhand leicht verfügbarer Informationen und mit relativ geringem Arbeitsaufwand gelingt eine weitreichenden Ersteinschätzung einer breiten Palette von ökologischen Effekten, die auch an Nicht-Fachleute vermittelbar ist.

## Danksagung

Die Methodenentwicklung wurde im Rahmen des Projekts *SuBoLakes – Umweltverträgliche Freizeitschifffahrt auf Seen in Deutschland* durchgeführt, das durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert wird (Az. 35825/01-33/2; <https://www.subolakes.de/projekt/>).

## Literatur

- Ostendorp, W., Ostendorp, J. (2014): Hydromorphologie der Seen. – Band 2: Erfassung und Klassifikation der hydromorphologischen Veränderungen von Seen nach dem HMS-Verfahren (Anwenderhandbuch). - Fachbeiträge des LUGV, Heft 141, 236 S., hg. vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Potsdam.
- Ostendorp, W., Ostendorp, J. (2023): Flächenverbrauch durch die Sportschifffahrt am Bodensee (BoStA-MAP-Verfahren). In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie, DGL (Hrsg.) Ergebnisse der Jahrestagung 2022 (Konstanz), S. 185 - 195. Essen 2023. ISBN-Nr. 978-3-9818302-7-9.
- Ostendorp, W., Ostendorp, J. (2024): Quantifizierung der ökologischen Effekte von Bootsstationierungsanlagen an Seen in Deutschland (BoStA-IMPACT). – Bericht der AG Umwelphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt (Az. 35825/01-33/2) der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). Konstanz, 49 S. (Download <https://www.subolakes.de/aktuelles/>).

# **Daten analysieren, Modelle verstehen: Web-basierte Anwendungen in der limnologischen und fachbiologischen Ausbildung**

*Thomas Petzoldt<sup>1</sup>, Johannes Feldbauer<sup>1</sup> & Monique Meier<sup>2</sup>*

1 Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, 01062 Dresden; thomas.petzoldt@tu-dresden.de

2 Professur für Didaktik der Biologie, Technische Universität Dresden, 01062 Dresden

**Keywords:** Simulationen, Modellierung, Wachstumsmodelle, Klimawandel, Lehre, Web-Anwendungen

## **Einleitung**

Modellierung und Datenanalyse sind ein wichtiger Bestandteil der Ökologie geworden und für das Verständnis ökologischer Theorien unabdingbar (vgl. Ellner & Guckenheimer 2006; Stevens 2009). Die methodische Vielseitigkeit und die Komplexität der mathematischen, statistischen und technischen Werkzeuge ist jedoch oft Hindernis für den Einstieg. So werden Differentialgleichungen aufgrund von Schulerfahrungen als kompliziert und die dahinter stehende Mathematik zu Unrecht als intransparent und trocken empfunden. Der Umgang mit größeren Datenmengen erfordert ebenfalls Erfahrung und Übung. Um den Bedarf an gut ausgebildeten Datenwissenschaftler:innen und Modellierer:innen für Forschung und Praxis auch zukünftig zu decken, müssen entsprechenden Kompetenzen in der fachlichen Ausbildung vermittelt werden.

Unsere praktischen Erfahrungen mit Simulationen in Lehrveranstaltungen zeigen, dass komplexe Inhalte durchaus spielerisch vermittelt werden können. Allerdings sind viele der „Download-Modelle“ nicht für ein Kurs-Umfeld konzipiert, sondern erfordern die Installation zusätzlicher Software oder sind Closed Source. Dadurch entstehen neue technische Hürden, die das Lernerlebnis beeinträchtigen. In diesem Zusammenhang bieten Apps, die im Webbrowser laufen, potentiell Vorteile. Mit Skriptsprachen wie R oder Python und geeigneten Webinterface-Paketen sowie den vorhandenen numerischen und Visualisierungsbibliotheken lassen sich Daten und Simulationen auf einfache Weise visualisieren und erkunden. Webbasierte Anwendungen können in digitales Lehrmaterial integriert und in Lehrveranstaltungen live eingesetzt werden.

Wir beschreiben webbasierte Anwendungen aus verschiedenen Bereichen der Limnologie: zur Visualisierung von CTD- und Fluoreszenzsonden-Daten, zur Zeitreihenanalyse von Klimatrends, zum Verständnis von Populationswachstum und Räuber-Beute-Wechselwirkungen sowie eine vereinfachte Schnittstelle zum hydrodynamischen Modell GOTM für die Schichtungsdynamik von Seen. Die vorgestellten Apps basieren auf einer einheitlichen Softwareplattform, verfolgen aber aus Perspektive der Lernenden und Lehrenden unterschiedliche Konzepte und Stile. Unser Ziel ist es, die Ideen mit einem größeren Anwenderkreis zu teilen, Erfahrungen zu sammeln und komplexe fachbiologische Inhalte für Lernende unterschiedlichster Fachdisziplinen motiviert zugänglich darzubieten.

## Methoden

Als technische Plattform wurde das System **R** (R Core Team, 2024) verwendet, eine Programmiersprache zur statistischen Datenanalyse. Ebenso bietet das System auch Unterstützung zur Visualisierung, zur numerischen Simulation von Modellen und zur Erstellung web-basierter Oberflächen. Im Zusammenhang mit den hier vorgestellten Apps wurden insbesondere die folgenden Pakete verwendet: **deSolve** (Soetaert et al., 2010) zur numerischen Lösung von Differenzialgleichungen, **LakeEnsemblR** (Moore et al., 2021) für die hydrophysikalischen Simulationen mit dem Modell **GOTM** (Burchard, 2002), **shiny** (Chang et al., 2024) für das Webinterface sowie **ggplot2** (Wickham, 2016) und **plotly** (Sievert, 2020) für die Visualisierung. Der Zugriff auf die Daten des Deutschen Wetterdienstes (<https://www.dwd.de>) erfolgt mit Hilfe des Pakets **rdwd** (Boessenkool, 2023) und die Kartendarstellung mit Hilfe von **leaflet** (Cheng et al., 2024).

Im Vergleich zu früheren in der Lehre verwendeten Apps sollten Anleitungen und Aufgabenstellungen direkt in die Apps integriert werden. Im Rahmen des Entwicklungs- und Lehrprojekts „SimBiose“ der Technischen Universität Dresden wurden in Kooperation mit dem Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft und der Professur für Didaktik der Biologie hierfür unterschiedliche Konzepte verfolgt:

1. Minimalistische Apps, bei denen die aktiven Komponenten durch sparsame Textelemente erklärt sind.
2. Website-Layout, bei denen die aktiven Komponenten nahtlos in eine Webseite integriert sind.
3. Standalone-Apps, bei denen aktive Komponenten dominieren. Kleinere Texte sind direkt im Programmcode integriert und gruppieren sich um Bedienelemente und Ausgabegrafiken; größere Texte erscheinen als separate Seiten.
4. Dashboard-Layout, bei dem Anleitungen, Aufgabenstellungen und Texte gleichwertig in die App integriert sind.

Das Dashboard-Layout der Wachstums-/Räuber-Beute-App sowie größere Textblöcke der anderen Apps wurden mit **knitr** und der Auszeichnungssprache **Quarto** erstellt (Xie, 2015; The Quarto Dev Team, 2024). Dieses Layout ermöglicht einen modularen Aufbau und eine einfachere Wartbarkeit. Die eigentlichen Berechnungen der Apps laufen gemäß einer Client-Server-Architektur auf einem speziellen Webserver (Shiny-Server-Software der Firma Posit <https://posit.co>). Auf Anwenderseite ist mit Ausnahme eines Webbrowsers keine Softwareinstallation erforderlich.

## Ergebnisse

Im Folgenden werden vier Web-Anwendungen beispielhaft vorgestellt. Weitere finden sich auf dem Server <https://weblab.tu-dresden.de>.

### **Lake Profile Plotter**

Die App „Lake Profile Plotter“ wurde während des Corona-Lockdowns entwickelt. Sie wird regelmäßig in Labor- und Feldkursen von Bachelor- und Masterstudiengängen der Biologie und der Hydrowissenschaften eingesetzt. Sie erlaubt die Visualisierung und Analyse von in Seen und Talsperren selbst gemessenen bzw. im Kurs bereitgestellten Vertikalprofildaten von Temperatur, Sauerstoff, pH, Leitfähigkeit, Unterwasserlicht, Trübung und Chlorophyll (Abb. 1). Zusätzlich zur

graphischen Darstellung der Profile werden Kennzahlen berechnet, z. B. die Tiefe der Sprungschicht und die euphotische 1%-Tiefe.

Gegenüber einer händischen Auswertung zeigen sich Vorteile insbesondere im Feld (Outdoor-Laptop direkt am Gewässer) oder bei knapper Zeit. So können sich die Studierenden auf die inhaltliche Auswertung und Interpretation konzentrieren und werden nicht durch technische Fragen der Datenanalyse abgelenkt (z. B. mit Excel). Dies ist jedoch gleichzeitig ein Nachteil, da eigene Kreativität und Problemlösungen einschränkt sind. Den Studierenden wird deshalb nahegelegt, die Auswertung für die Praktikumsbelege mit Standardwerkzeugen (Excel, R) selbst zu erstellen und die App nur zum Vergleich zu nutzen.



**Abb. 1: Profile-Plotter: Auswertung von vertikalen Messsondenprofilen von Seen.**  
<https://weblab.hydro.tu-dresden.de/app/lakeplot/>

### Klimadaten-Explorer

Die App lädt in Echtzeit Daten vom Deutschen Wetterdienst herunter und visualisiert Trends von Temperatur, Niederschlag u. a., Warming Stripes, sowie Anzahl von Extremtagen (Abb. 2). Die Signifikanz von Trends kann mit statistischen Trendtests überprüft werden. Sie bietet einen niedrigschwälligen Einstieg in die Visualisierung größerer Datensätze zum Thema Klimaerwärmung. Es handelt sich um eine komplexe eigenständige Anwendung in Form eines R-Pakets. Die App wurde ursprünglich für die Lehre entwickelt und wird neben den o.g. Bachelor- und Masterstudiengängen inzwischen auch im BMBF-Projekt „Klimakonform“ für die Öffentlichkeitsarbeit sowie über das Projekt SimBiose in der Fachlehre des Lehramtsstudiengangs Biologie eingesetzt. Aktuell ist die App zweisprachig auf Deutsch und Englisch verfügbar, weitere Sprachen können ergänzt werden.



**Abb. 2:** **Klimadaten-Explorer.** Die App lädt in Echtzeit Daten vom Deutschen Wetterdienst herunter und visualisiert Trends von Temperatur, Niederschlag u.a., Warming stripes, sowie Anzahl von Extremtagen. <https://weblab.hydro.tu-dresden.de/app/dwd-trends/>

### **Wachstumsmodelle von exponentiell bis Räuber-Beute**

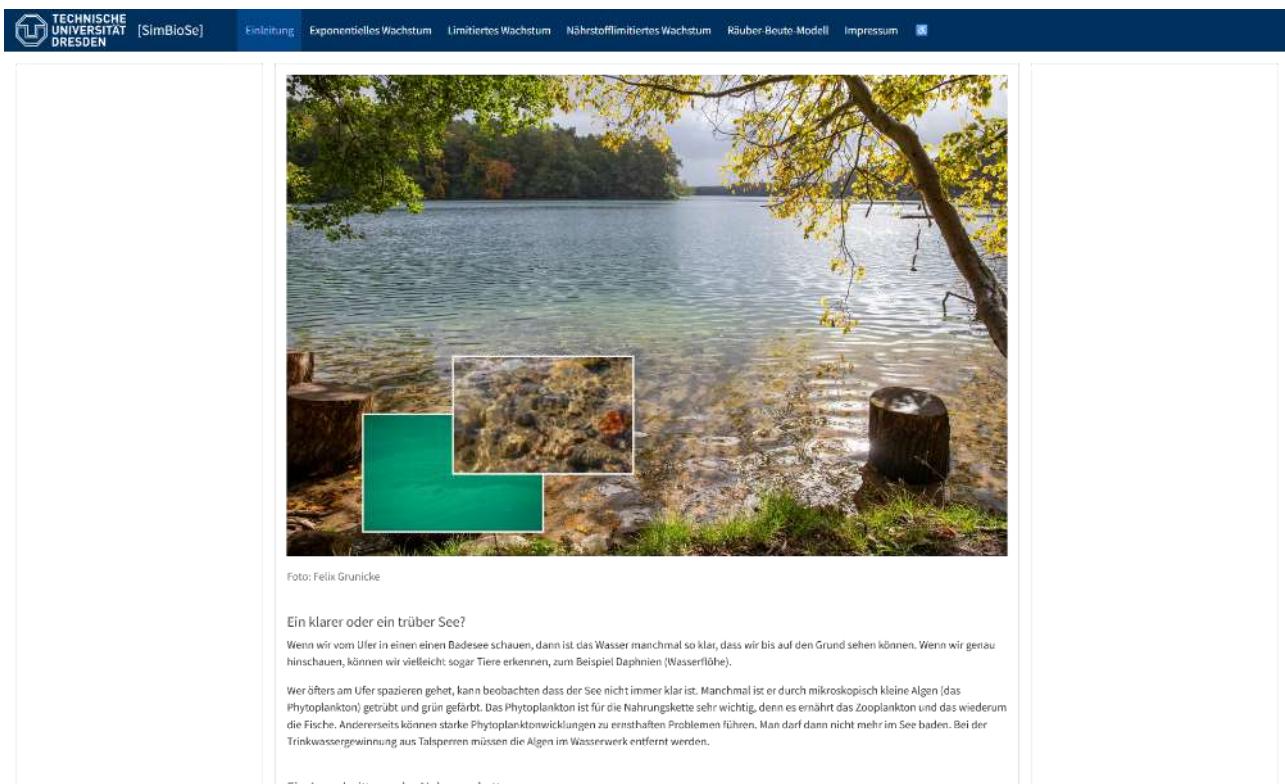
Diese App dient dazu, die Dynamik grundlegender Wachstumsprozesse am Beispiel einer dreistufigen Nahrungskette im Ökosystem See sichtbar zu machen. Die Grundidee basiert auf einer früheren App zum Räuber-Beute-Modell. Die Aufgabe bestand nun darin, die Inhalte von bisher separat vorhandenen Erläuterungen und Aufgabenstellungen unter einer gemeinsamen Oberfläche zu integrieren. Außerdem sollte die Software möglichst strukturiert und wartungsfreundlich sein. Die Umsetzung der Simulationskomponenten stellte sich vergleichsweise einfach dar. Dagegen bestand die Herausforderung darin, die unterschiedlichen Aspekte und Abstraktionsebenen der Modelle konsistent und möglichst übersichtlich zu strukturieren. Ursprünglich war ein weitgehend linearer Aufbau mit mehreren Webseiten angedacht, entweder im Format von bildschirmfüllenden Präsentationsfolien oder als verknüpfte Webseiten. Hierbei wird jedoch der Nachteil gesehen, dass Erklärung, Aufgaben und aktive Komponenten nur schwer miteinander in Beziehung gesetzt werden können.

Es wurde ein Layout gewählt, bei dem auf einer Startseite zunächst eine grundsätzliche Einführung in die Problemstellung erfolgt (Abb. 3). Auf den Folgeseiten befinden sich die eigentlichen Simulationen in Form eines dreispaltigen Dashboards mit Textbereich, Eingabefeldern und grafischer Ausgabe (Abb. 4). Im linken Bereich lassen sich durch Tabs unterschiedliche Texte aufrufen:

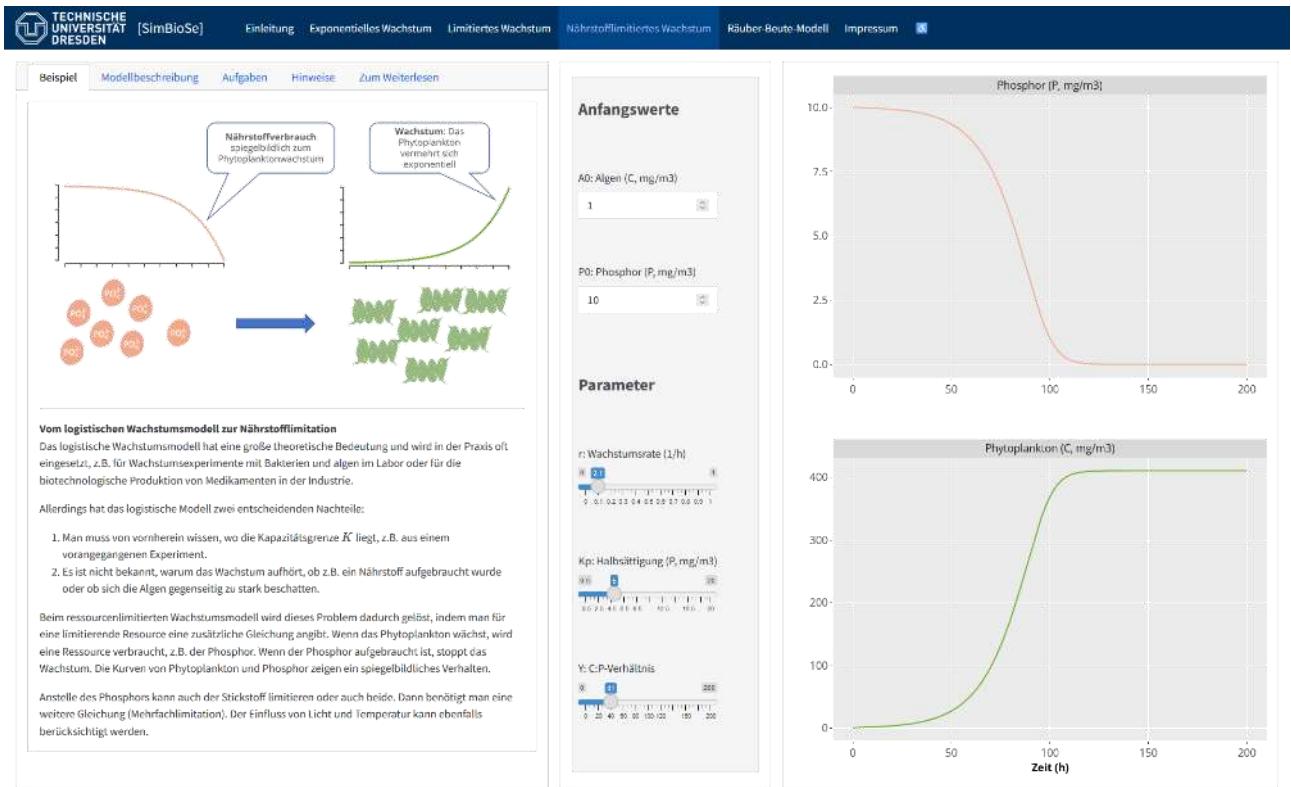
- **Beispiel:** gibt einen Einstieg in das jeweilige Modell anhand eines konkreten Anwendungsfalls,
- **Modellbeschreibung:** zeigt das jeweilige Modell schematisch als Systemdiagramm und erklärt anschließend dessen mathematische Formulierung,
- **Aufgaben:** enthält konkrete Arbeitsaufträge die mit Hilfe der App bzw. durch Überlegen gelöst werden können,
- **Hinweise:** enthält technische Hinweise und vertiefende Informationen, analog einer Textbox in einem Lehrbuch,
- **Zum Weiterlesen:** enthält weiterführende Informationen und Internetquellen.

Eine besondere Schwierigkeit ist die richtige Adressierung der Zielgruppen, speziell bei der Verwendung mathematischer Notation. Es soll ein einfacher Einstieg ermöglicht aber gleichzeitig Oberflächlichkeit vermieden werden. Je nach Modell werden hierfür verbale Erklärungen, Systemdiagramme und Gleichungen verwendet.

Der gewählte integrierte Ansatz bietet gegenüber der bisherigen getrennten Vermittlung von Hintergrund, Aufgaben und aktiven Komponenten deutliche Vorteile. Erste positive Erfahrungen aus einem punktuellen Lehreinsatz im Sommersemester 2024 in der fachbezogenen Didaktikausbildung im Lehramt Biologie machen uns optimistisch, dass ein betreuter Einsatz in der Lehre gut funktionieren sollte, sowohl unter Anleitung der Entwickler als auch an anderen Hochschulen und Bildungseinrichtungen. Ob ein Einsatz im unbetreuten Selbststudium möglich ist, muss sich noch zeigen.



**Abb. 3:** Startbildschirm der Wachstums- und Räuber-Beute-Modell-App. Man erkennt das Hauptmenü am oberen Rand und einen mit Fotos und symbolhaften Darstellungen gestalteten Einführungstext. <https://weblab.hydro.tu-dresden.de/app/simbiose-w/> (Foto: Felix Grunicke)

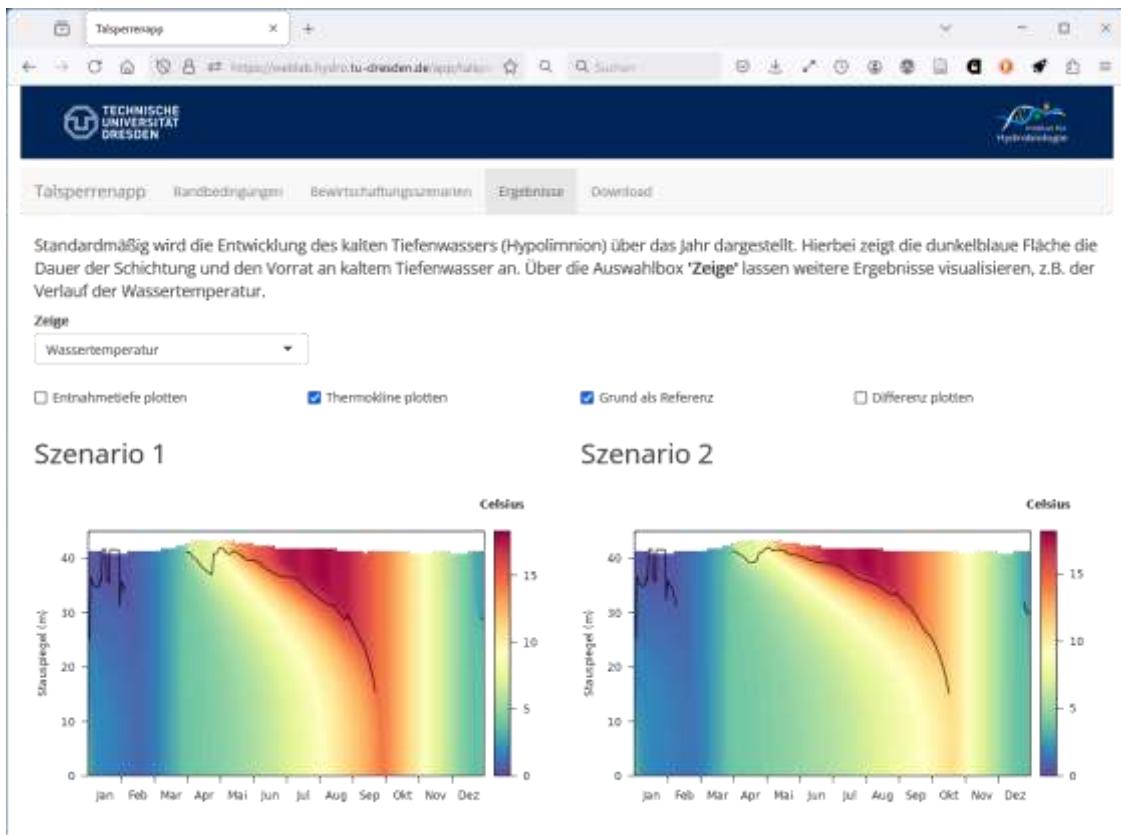


**Abb. 4:** Dashboard am Beispiel des Modells „ressourcenlimitiertes Wachstum“.

### Hydrophysikalische Talsperrensimulation

Die „Talsperren-App“ simuliert die Temperatur und vertikale Schichtung einer Talsperre in Abhängigkeit von meteorologischen und hydrologischen Randbedingungen und einer Auswahl an Bewirtschaftungsszenarien an einer beispielhaften Talsperre. Die Managementstrategien orientieren sich an Feldbauer et al. (2020). Zusätzlich zu einem Vergleich von epilimnischer und hypolimnischer Wasserabgabe für die Trinkwassergewinnung und die Wildbettabgabe können unterschiedliche Klimaerwärmungsannahmen und hydrologische Situationen verglichen werden, z. B. Erhöhung der Lufttemperatur, Füllstand im Frühjahr oder sommerliches Hochwasser. Es werden jeweils zwei Szenarien dargestellt (Abb. 5), zusätzlich ist ein Download der Ergebnisdaten möglich. An Hand von Temperaturschichtung, Schichtungsdauer und Volumina kann die Verfügbarkeit von hochwertigem kühlen Hypolimnionwasser verglichen werden.

Aus technischer Sicht ist die App ein Beleg dafür, dass auf aktueller Hardware reale hydrophysikalische Modelle web-basiert und mit kurzer Reaktionszeit ausführbar sind.



**Abb. 5:** Vergleich von Wassertemperaturen und Schichtung bei zwei Bewirtschaftungsszenarien in einer Talsperre. <https://weblab.hydro.tu-dresden.de/app/talsperre/>

### Server-Konfigurationen

Die Apps „Wachstumsmodelle“, „Lake Profile Plotter“, „Klimadaten-Explorer“ sowie einige weitere aus vorangegangenen Projekten (Weblab-Kläranlagensimulation, Flachseenmodell) laufen auf einem Serverpaar der EnterpriseCloud der Technischen Universität Dresden. Das aktuelle System besteht aus einem Frontend-Server für den Webzugriff und einem parallelisierten Backend mit den eigentlichen Apps und der OpenSource-Version des Shiny-Webservers (<https://posit.co>). Die Performance bietet auch für größere Gruppen kurze Reaktionszeiten und lässt sich perspektivisch noch weiter skalieren. Sie sind nicht nur innerhalb der Technischen Universität Dresden, sondern auch an anderen Hochschulen, Schulen und für die interessierte Fachöffentlichkeit nutzbar.

Die Quelltexte wurden als offene Bildungsressourcen (OER, Open Educational Ressource) auf öffentlichen Entwicklungsservern (Gitlab bzw. Github) zur Verfügung gestellt (<https://gitlab.hrz.tu-chemnitz.de/simbiose/>). Die Lizenzierung gemäß offener Free Software bzw. Creative Commons Lizenzen (GPL  $\geq 2$  bzw. CC BY-SA 4.0) erlaubt es, die Apps an eigene Bedürfnisse anzupassen und auf eigener Hardware oder einem kommerziellen Hostingservice (z. B. <https://www.shinyapps.io/>) zu installieren.

### Fazit und Ausblick

Dank der Verfügbarkeit numerischer Bibliotheken und vorliegender Erfahrungen aus früheren Projekten war die technische Umsetzung in der (Weiter-)Entwicklung der hier vorgestellten Apps relativ einfach. Die Integration von Hintergrundinformationen und Aufgabenstellungen in die Apps erwies sich jedoch als Herausforderung. Durch die Integration umfangreicherer Texte steigt die inhaltliche Komplexität der App und es besteht die Gefahr einer Überforderung sowie eine

Demotivierung in der Nutzung - insbesondere, wenn Gestaltungsprinzipien der Multimedia-Theorie (u. a. Mayer, 2005) unbeachtet bleiben. Im Vergleich zu einer meist in Echtzeit über die Lehrperson synchronen Darbietung von Folien, einem Handout und den verbalen Erklärungen muss im digitalen Lernraum fast alles auf einen begrenzten Bildschirm passen. Hierbei ist ein Kompromiss zwischen der Menge an gleichzeitig dargestellten Informationen, deren codierter Darstellung (u. a. Text, Bild, Audio) und einer Strukturierung zu finden.

Auf der technischen Seite in der App-Nutzung spielen Kriterien wie Nachnutzbarkeit und Maintenance eine Rolle. Komplexere Apps lassen sich technisch besser abstimmen, erfordern aber gegebenenfalls Expertenwissen. Einfachere Apps lassen sich prinzipbedingt leichter pflegen und portieren, benötigen jedoch zusätzliche Dokumentationen und papierbasierte bzw. digitale Aufgabenblätter und gegebenenfalls eine damit vertraute Lehrperson.

Web-Apps mit integrierten Texten, Visualisierung und simulierten Daten bieten vielversprechende Möglichkeiten für selbstgesteuertes Lernen. Allerdings besteht noch Entwicklungspotenzial, um sie zu vollwertigen, simulationsbasierten Lehrbüchern zu machen, die Studierende aktiv und selbstgesteuert in den Lernprozess einbeziehen. Allerdings steigt der Aufwand für eine zu 100 % selbsterklärende Anwendung sehr stark an. Außerdem ist für einen guten Lernerfolg ein Feedback auf mehreren Ebenen wichtig. Zusätzlich zu einer formalen Erfolgskontrolle muss eine kritische Reflexion und Einordnung der Ergebnisse erfolgen. Hierfür bieten sich „Flipped Classroom“-Modelle an, bei denen die Studierenden ihre Erkenntnisse aus den Simulationen im Auditorium präsentieren und diskutieren. Um Oberflächlichkeit zu vermeiden, ist eine didaktisch vielgestaltige Lehreinbindung bedeutsam, die vom spielerischen Ausprobieren und kreativen Kennenlernen des jeweiligen Systems (exploratives Lernen) über die Durchführung von gezielten Simulationsexperimenten bis hin zu Modellierung und Konstruktion eigener Simulationsanwendungen reicht. Um dem oberflächlichen Lernen entgegenzuwirken („illusion of understanding“) bzw. darüber hinaus Lernen zu unterstützen, muss Wissen angewendet werden (Kulgemeyer, Hörlein & Sterzing, 2022). In einer perspektivischen, unterrichtsbezogenen App-Einbindung gilt es, unterschiedliche Ebenen zu berücksichtigen: die Ebene der zugrundeliegenden Modelle und ihre mathematische Formulierung, die Ebene beobachteten Simulationsergebnisse und die Ebene der praktischen Implikationen.

## Danksagung

Der Klimadaten-Explorer und die Talsperren-App wurden über das Projekt „KlimaKonform“ (FKZ 01LR 2005A) als Teil der BMBF-Fördermaßnahme „Regionale Informationen zum Klimahandeln“ (RegIKlim) gefördert, die Wachstumsmodell-App und die didaktische und technische Weiterentwicklung der Anwendungen im Lern- und Lehrkontext über das Projekt „SimBiose“ im „Fonds Digitales Lernen und Lehren“ (Fonds DLL) der TU Dresden. Wir bedanken uns bei Markus Ahnert für die Initiierung von „SimBiose“ und dem konzeptionellen Austausch sowie bei den Kursteilnehmenden und studentischen Mitarbeiter:innen für die Mitarbeit und Testung.

Wir bedanken uns beim Zentrum für Informationsdienste und Hochleistungsrechnen (ZIH) der TU Dresden für die Bereitstellung leistungsfähiger virtueller Hardware sowie für die Beratung und Unterstützung beim Datenschutz und dem Betrieb der Server.

## Literatur

- Boessenkool, B. (2023). rdwd: Select and download climate data from 'DWD' (German Weather Service). <https://CRAN.R-project.org/package=rdw>. <https://CRAN.R-project.org/package=rdwd>
- Burchard, H. (2002). The GOTM model. Applied Turbulence Modelling in Marine Waters, 111–115.
- Chang, W., Cheng, J., Allaire, J., Sievert, C., Schloerke, B., Xie, Y., Allen, J., McPherson, J., Dipert, A., & Borges, B. (2024). shiny: Web application framework for R. <https://CRAN.R-project.org/package=shiny>
- Cheng, J., Schloerke, B., Karambelkar, B., & Xie, Y. (2024). leaflet: Create interactive web maps with the JavaScript 'Leaflet' library. <https://CRAN.R-project.org/package=leaflet>
- Ellner, S. P., & Guckenheimer, J. (2006). Dynamic models in biology. Princeton University Press.
- Feldbauer, J., Kneis, D., Hegewald, T., Berendonk, T. U., & Petzoldt, T. (2020). Managing climate change in drinking water reservoirs: potentials and limitations of dynamic withdrawal strategies. Environmental Sciences Europe, 32, 1–17. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00324-7>
- Kulgemeyer, C., Hörlein, M., & Sterzing, F. (2022). Exploring the effects of physics explainer videos and written explanations on declarative knowledge and the illusion of understanding. International Journal of Science Education, 44(11), 1855–1875. <https://doi.org/10.1080/09500693.2022.2100507>
- Mayer, R. E. (2005). Cognitive theory of multimedia learning. In Mayer, R. E. (Ed), The Cambridge Handbook of Multimedia Learning. (S. 31-48). Cambridge, U.K.: Cambridge University Press.
- Moore, T. N., Mesman, J. P., Ladwig, R., Feldbauer, J., Olsson, F., Pilla, R. M., Shatwell, T., Venkiteswaran, J. J., Delany, A. D., Dugan, H., Rose, K. C., & Read, J. S. (2021). LakeEnsemblR: An R package that facilitates ensemble modelling of lakes. Environmental Modelling & Software, 143, 105101. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105101>
- R Core Team. (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Sievert, C. (2020). Interactive web-based data visualization with R, plotly, and shiny. Chapman; Hall/CRC. <https://plotly-r.com>
- Soetaert, K., Petzoldt, T., & Setzer, R. W. (2010). Solving differential equations in R: Package deSolve. Journal of Statistical Software, 33(9), 1–25. <https://doi.org/10.18637/jss.v033.i09>
- Stevens, M. H. H. et al. (2009). A primer of ecology with R. Springer.
- The Quarto Dev Team. (2024). Quarto. An open-source scientific and technical publishing system. <https://quarto.org>
- Wickham, H. (2016). ggplot2: Elegant graphics for data analysis. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Xie, Y. (2015). Dynamic documents with R and knitr (2nd Aufl.). Chapman; Hall/CRC. <https://yihui.org/knitr/>

# **Vom „schwarzen“ zum lebendigen Fluss - die ökologische Entwicklung der Unteren Wupper**

*Katharina Rettig, Patrick Heidbüchel & Andrea van den Boom*

Wupperverband, Untere Lichtenplatzer Str. 100, 42289 Wuppertal; krg@wupperverband.de

**Keywords:** Urbanes Gewässer, Gewässersanierung, Langzeitmonitoring, Wasserqualität, Makrozoobenthos, Fische

## **Einleitung**

Durch Industrie- und Bevölkerungswachstum wandelte sich das ehemals vom Menschen wenig beeinflusste Bergische Land, die Kernregion der Wupper, bis Mitte des 19. Jahrhunderts zu einem der größten von der Textilindustrie geprägten Wirtschaftszentren des europäischen Kontinents. Aufgrund der damit einhergehenden Entsorgung großer Mengen an Müll und Abwässern in der Wupper hatte sich der einst fischreiche Fluss zu einer stinkenden Kloake verwandelt.

Beschrieb Else Lasker-Schüler die Wupper im Jahre 1910 noch als „[...] eine Sauce für den Teufel“ und titelte der Remscheider Generalanzeiger im Juni 1974 noch „Wupperverschmutzung schlägt jeden Rekord“, ist die zu der damaligen Zeit auf einem langen Abschnitt fischfreie (Ullmann 1971) und als „Bakterienfluss“ (Lacombe et. al. 2000) bezeichnete Wupper heutzutage von der Mündung bis zur Wupper-Talsperre als Vorranggewässer für die Wiederansiedlung von Lachs und Aal ausgewiesen (MUNLV 2015).

Möglich wurde die Ausweisung der Wupper als Zielartengewässer durch die Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität durch diverse Akteur:innen. Lag der Fokus der Maßnahmen seit der Gründung des Wupperverbandes im Jahre 1930 bis in die 1980er Jahre auf Bau, Ausbau und Optimierung von Kläranlagen, wurde seit den 1990er Jahren die ökologische Gewässerentwicklung zunehmend wichtiger. Seit dem Jahre 2000 bildet die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) einen Rahmen für den integralen Gewässerschutz und hat die Erreichung bzw. den Erhalt des guten Gewässerzustandes zum Ziel. Auf dem Weg zum ökologisch intakten Fließgewässer, wurden im Einzugsgebiet der Wupper bis heute 50% der im Umsetzungsfahrplan beschriebenen Maßnahmen umgesetzt, 13,5 km von 15 km der urbanen Wupper im Stadtgebiet Wuppertal gewässermorphologisch aufgewertet und rund 20 Querbauwerke in der Unteren Wupper entfernt oder umgebaut.

Um die Entwicklung der Gewässerqualität der Unteren Wupper zu dokumentieren, wird seit den 1960er Jahren ein umfangreiches chemisch-physikalisches und biologisches Monitoring durchgeführt.

## **Material und Methoden**

### ***Untersuchungsgebiet***

Im Kontext dieser Auswertungen wird der Abschnitt der Wupper vom Beyenburger Stausee (km 64,9) bis zur Mündung in den Rhein bei Leverkusen-Rheindorf (km 0,0) als Untere Wupper bezeichnet. In diesem Gewässerabschnitt ist die Wupper als LAWA-Fließgewässertyp 9 - Silikatischer, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss (Pottgiesser 2018) eingestuft. Fischtypologisch gehört die Untere Wupper zwischen km 64,9 und km 11,9 dem Fischgewässertyp (FiGt) 9 (Äschentyp Mittelgebirge), zwischen km 11,9 und km 1,4 dem FiGt 10 (oberer Barbentyp Mittelgebirge) und zwischen km 1,4 und km 0,0 dem FiGt 11 (unterer Barbentyp Mittelgebirge) an. Die gesamte Strecke wird dem Temperaturtyp Cypriniden-Rhithral (Cyp-R) zugeordnet. Der größte Flächennutzungsanteil (> 40%) im Teileinzugsgebiet der Unteren Wupper entfällt auf Siedlung und Gewerbe, gefolgt von Wald, Grünland und Acker (MUNLV 2021). Der hohe Anteil der Siedlungsfläche hat im Wuppertaler Stadtgebiet (km 40,2 – km 56,8) die Ausweisung der Unteren Wupper als erheblich veränderter Wasserkörper zur Folge. Das kommunale Abwasser des besiedelten Bereichs wird in den Kläranlagen (KA) Buchenhofen (km 40,4), Kohlfurth (km 35,3) und Burg (km 26,8) behandelt und anschließend in die Wupper eingeleitet. Die Heizkraftwerke (HKW) Barmen (km 52,7) und Elberfeld (km 46,0) leiteten bis zur Einführung eines Managementsystems zur Einhaltung von Temperaturschwellenwerten im Jahre 2004 aufgewärmtes Kühlwasser in die Wupper ein. Das HKW Elberfeld wurde im Jahre 2018 stillgelegt.

### ***Abiotische Faktoren***

Durch den Abgleich von Monitoringdaten vor und nach dem Jahre 2000 wurden fünf Messstellen identifiziert, an welchen der Wupperverband zwischen 1984 und 2023 in unterschiedlicher Regelmäßigkeit chemisch-physikalische Parameter erhoben hat. Die Messungen erfolgten monatlich. Je Probestelle wurden der jährliche minimale, mittlere und maximale Wert für die Konzentration von Ammonium-Stickstoff und Sauerstoff berechnet. Zusätzlich wurde an Wupper km 36,7 im Jahre 2000 und 2023 über mehrere Tage eine kontinuierliche Messung der Sauerstoffkonzentration durchgeführt sowie an Pegeln bei Wupper km 57,5 und km 41,8 seit Januar 2000 kontinuierlich die Wassertemperatur gemessen. Für die Wassertemperatur wurde der tägliche Maximalwert basierend auf Stundenmittelwerten berechnet.

### ***Biotische Faktoren***

Zwischen 2002 und 2023 untersuchte der Wupperverband das Makrozoobenthos an 17 Probestellen in unterschiedlicher Regelmäßigkeit. Probenahme und -bearbeitung wurden gemäß des WRRL-konformen Perlodes-Verfahrens (Meier et al. 2006) durchgeführt und die Organismen wurden mindestens bis auf das Niveau der Operationellen Taxaliste ([https://gewaesser-bewertung-berechnung.de/files/downloads/perlodes/Operationelle\\_Taxaliste.xlsx](https://gewaesser-bewertung-berechnung.de/files/downloads/perlodes/Operationelle_Taxaliste.xlsx)) bestimmt. Die Core Metrics-basierte Bewertung der Probestellen sowie die Berechnung autoökologisch-funktionaler Metrics erfolgte mit Perlodes Online v. 5.0.9 einheitlich für natürliche Wasserkörper (NWB), um die Ergebnisse vergleichen zu können.

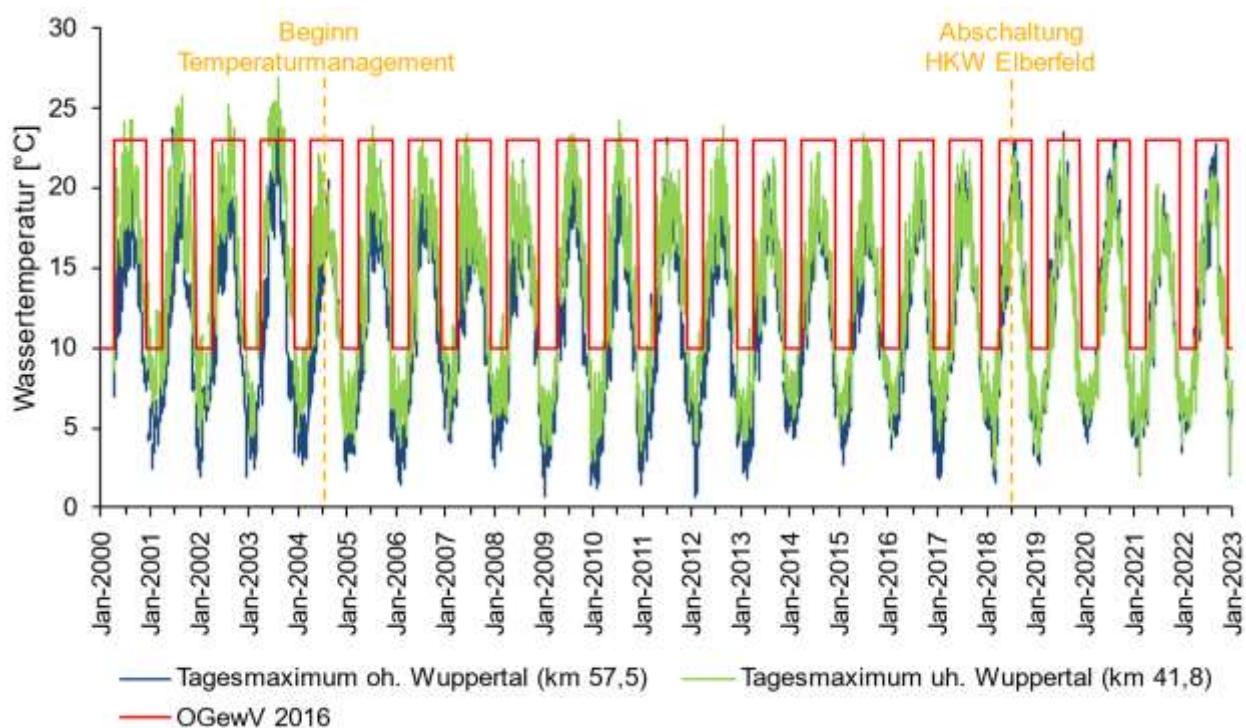
Im Zeitraum von 2004 bis 2020 wurde der Fischbestand durch den Wupperverband und die Wuppertaler Stadtwerke entlang von 13 jeweils 300 m langen Strecken mittels Elektrobefischung in unterschiedlicher Regelmäßigkeit untersucht. Die Bewertung der befischten Strecken wurde mit der für das WRRL-Monitoring entwickelten Software zum fischbasierten Bewertungssystem (fiBS) Version 8.1.1 (Dussling 2014 a, b) durchgeführt.

Zusätzlich wurden die MZB- und Fisch-Taxalisten auf auffällige artspezifische Verbreitungsmuster überprüft.

## Ergebnisse & Diskussion

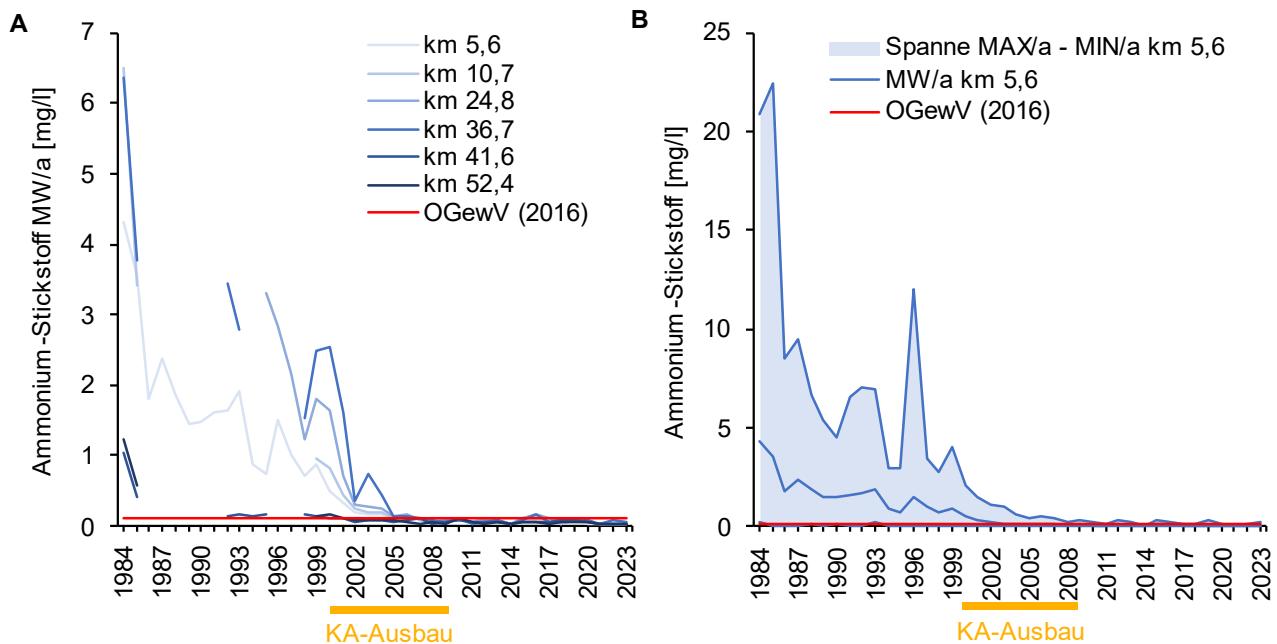
### Abiotische Faktoren

Vor Beginn des Temperaturmanagements der HKWs Barmen und Elberfeld im Jahre 2004 lag das Tagesmaximum der Wassertemperatur unterhalb der Stadt Wuppertal (km 41,8) deutlich über jenem oberhalb Wuppertals (km 57,5). Durch das Temperaturmanagement glichen sich die Temperaturganglinien zunehmend an und sind heutzutage nahezu deckungsgleich (Abb. 1). Die jahreszeitspezifischen Maximaltemperaturen gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016), 23°C zwischen April und November und 10°C zwischen Dezember und März (Cyp-R), werden seit dem Jahre 2004 mehrheitlich eingehalten (Abb. 1).

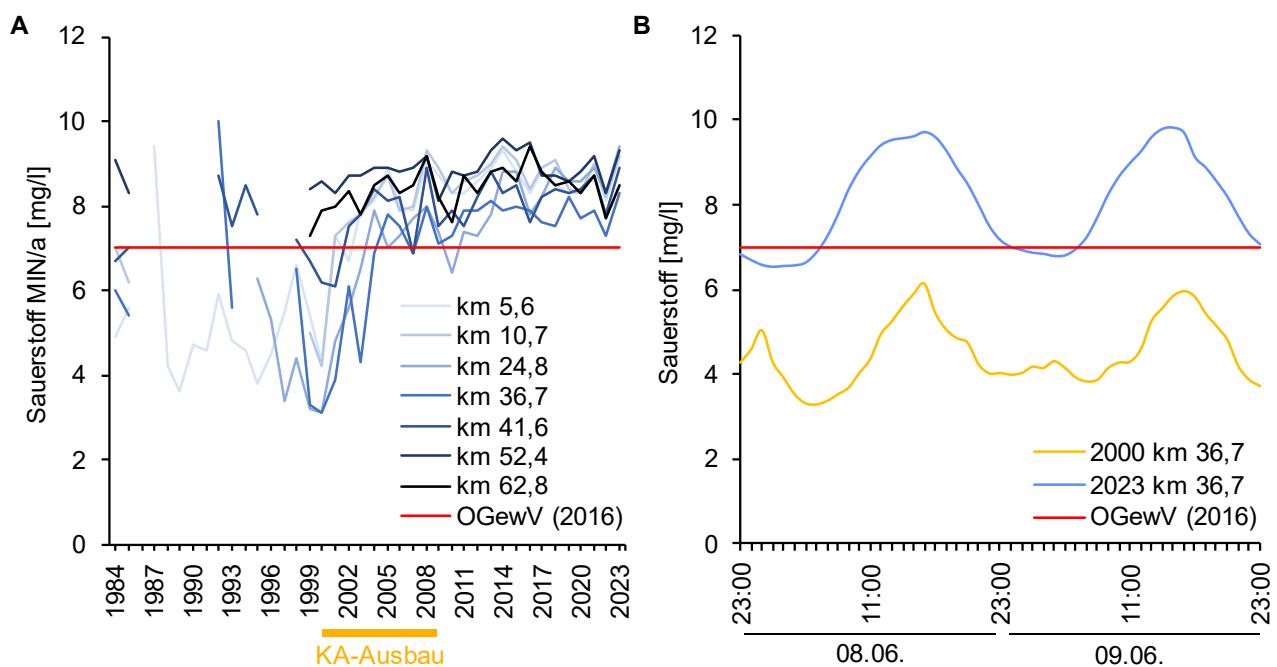


**Abb. 1:** Ganglinien der täglichen Maximaltemperatur des Wassers unter- und oberhalb Wuppertals. Rote Linie stellt den Orientierungswert für den guten ökologischen Zustand gemäß OGewV (2016) dar.

Vor dem umfangreichen Umbau der Kläranlagen (KA) zwischen 2000 und 2009, durch welche eine Entfernung von Phosphor bis zu 93% und von Stickstoff von bis zu 86% möglich geworden ist, wurde der in der OGewV (2016) definierte Orientierungswert von 0,1 mg/l im Jahresmittel für Ammonium-Stickstoff im Längsverlauf der Wupper um ein Vielfaches überschritten (Abb. 2A). Vor allem an Messstellen unterhalb der drei Kläranlagen (km 36,7 – km 5,6) war dies zu beobachten (Abb. 2A, Abb. 2B). Seit Abschluss des KA-Ausbaus wird der Orientierungswert an allen Stellen eingehalten.



**Abb. 2:** Ganglinien der jährlichen mittleren Konzentration an Ammonium-Stickstoff im Längsverlauf der Unteren Wupper (A) sowie Ganglinien der minimalen, mittleren und maximalen Konzentration von Ammonium-Stickstoff für die Messstelle an Wupper km 5,6 (B). Rote Linie stellt den Orientierungswert für den guten ökologischen Zustand gemäß OGewV (2016) dar.

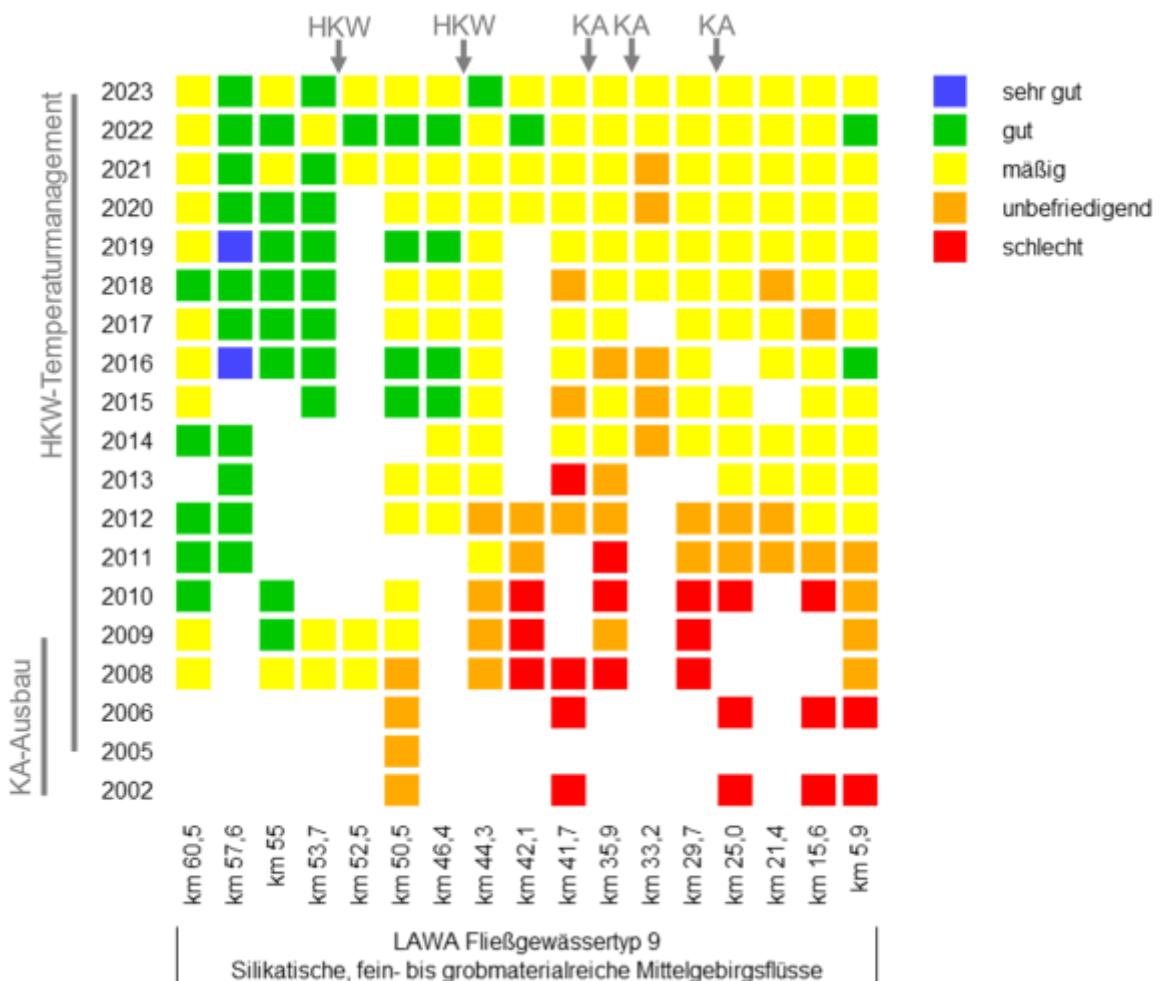


**Abb. 3:** Ganglinien der jährlichen minimalen Konzentration an Sauerstoff im Längsverlauf der Unteren Wupper zwischen 1984 und 2023 (A) sowie Tagesganglinien der gemessenen Sauerstoffkonzentration an Wupper km 36,7 im Juni 2000 und 2023 (B). Rote Linie stellt den Orientierungswert für den guten ökologischen Zustand gemäß OGewV (2016) dar.

Eine ähnliche Entwicklung hin zur Einhaltung des Orientierungswertes für den guten ökologischen Zustand gemäß OGewV (2016) ist für die Sauerstoffkonzentration zu erkennen (Abb. 3A). Vor dem Ausbau der KA wurde ein ausgeprägtes Sauerstoffdefizit dokumentiert, da hohe Nährstoffkonzentrationen mit einer gesteigerten Sauerstoffzehrung durch den mikrobiellen Abbau organischer Stoffe und der Oxidation von Ammonium bei der Nitrifikation einhergehen. Zudem führt das Ausbleiben der Photosynthese in der Nacht vor allem in den Sommermonaten zu minimalen Sauerstoffkonzentrationen (Abb. 3B). Im Jahre 2000 lagen die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen tagsüber unterhalb des Orientierungswertes von 6 mg/l und nachts sogar unter 4 mg/l, einer geringen Konzentration, die für Fische kritisch ist. Seit Abschluss des KA-Ausbaus wird der Orientierungswert nur noch in den Nachtstunden unterschritten.

### Biotische Faktoren

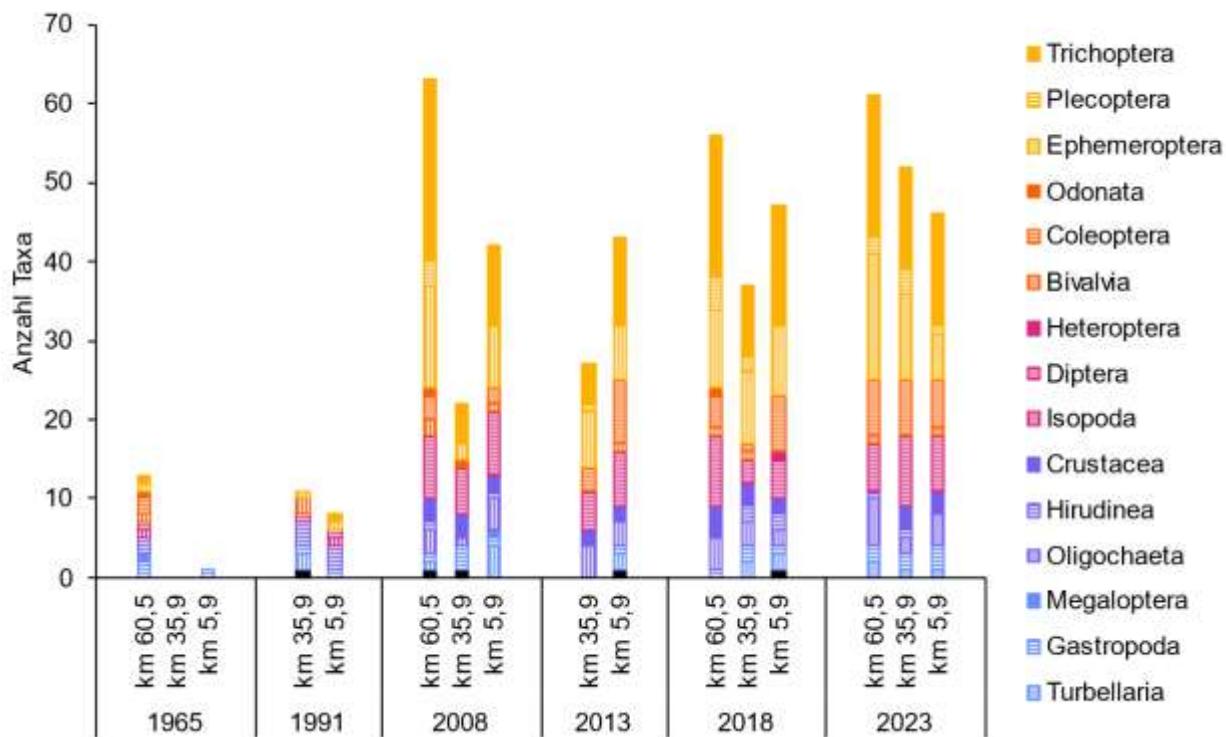
Der umfangreiche Ausbau der KA Buchenhofen, Kohlfurth und Burg, welcher im Zeitraum 2000 bis 2009 abgeschlossen war, sowie das Temperaturmanagement der HKWs Barmen und Elberfeld ab Mitte 2004 führten zu einer Verbesserung der Wasserqualität der Unteren Wupper. Diese spiegelt sich in der Bewertung des ökologischen Zustandes des Makrozoobenthos wider (Abb. 4).



**Abb. 4:** Bewertung des ökologischen Zustandes des Makrozoobenthos im Längsverlauf der Unteren Wupper zwischen 2002 und 2023

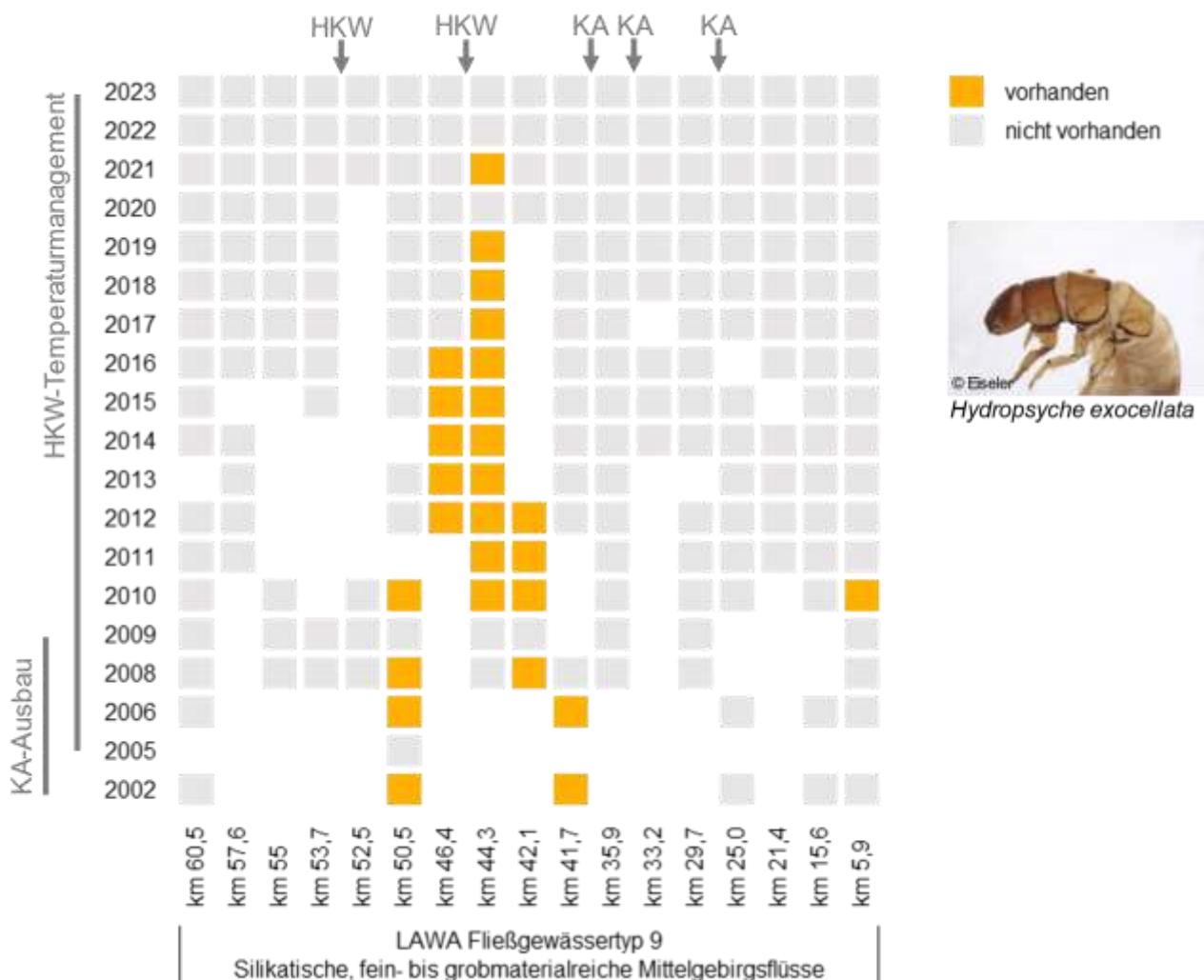
Ein Verbesserungstrend vom schlechten hin zum mäßigen ökologischen Zustand des Makrozoobenthos der Probestellen unterhalb der KA (ab km 35,9) ist seit dem Jahre 2011 zu erkennen. Unterhalb der Einleitungen der HKWs auf Wuppertaler Stadtgebiet (ab km 52,5) ist seit dem Jahre 2009, spätestens jedoch ab dem Jahre 2011, ein positiver Trend vom unbefriedigenden bzw. schlechten hin zum guten ökologischen Zustand zu erkennen. Bis weitere Ergebnisse vorliegen, ist anzunehmen, dass die teils mäßigen Bewertungsergebnisse des Jahres 2023 auf Wuppertaler Stadtgebiet in der natürlichen Variabilität der Zusammensetzung des Makrozoobenthos begründet liegen, da es auch oberhalb des Stadtgebietes zu einem Klassenwechsel kam.

Im naturnahen Zustand ist das Makrozoobenthos des LAWA-Typs 9 sehr artenreich und charakterisiert durch Arten, die hohe Ansprüche an Sauerstoffkonzentration, Strömungs- und Substratdiversität haben, darunter eine Vielzahl an Arten der Ordnungen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT). Unterhalb der KA-Einleitungen (km 35,9) war die Untere Wupper im Jahre 1965 nicht durch Makrozoobenthos besiedelt (Abb. 5). Vor den ersten Ausbauaktivitäten und biologischen Umbaumaßnahmen der KA, unter dem Einfluss von kommunalen und industriellen Einleitungen, war das Makrozoobenthos der Probestellen im Längsverlauf der Unteren Wupper Ende der 1970er Jahre artenarm und durch Ubiquisten der Gruppen Turbellaria, Hirudinea, Diptera, Gastropoda und Isopoda, welche geringe Ansprüche an ihre Habitate stellen, geprägt. Die Wupper wurde in diesem Abschnitt als „Bakterienfluss“ bezeichnet. Eine deutliche Verbesserung wurde Anfang der 1990er Jahre durch Maßnahmen an industriellen Einleitungen erreicht (Lacombe et. al. 2000). Durch die Reduktion der Toxizität konnten zunehmend Larven von Insekten festgestellt werden. Eine Zunahme der Anzahl der sensiblen EPT-Taxa im Längsverlauf der Unteren Wupper ist im Zuge des umfangreichen Ausbaus der KA ab dem Jahre 2008 zu verzeichnen. Sowohl oberhalb des Wuppertaler Stadtgebiets (km 60,5) als auch unterhalb der KA und nahe der Mündung in den Rhein (km 5,9) machen die EPT-Taxa seit 2013 mindestens 40% der nachgewiesenen Arten aus.



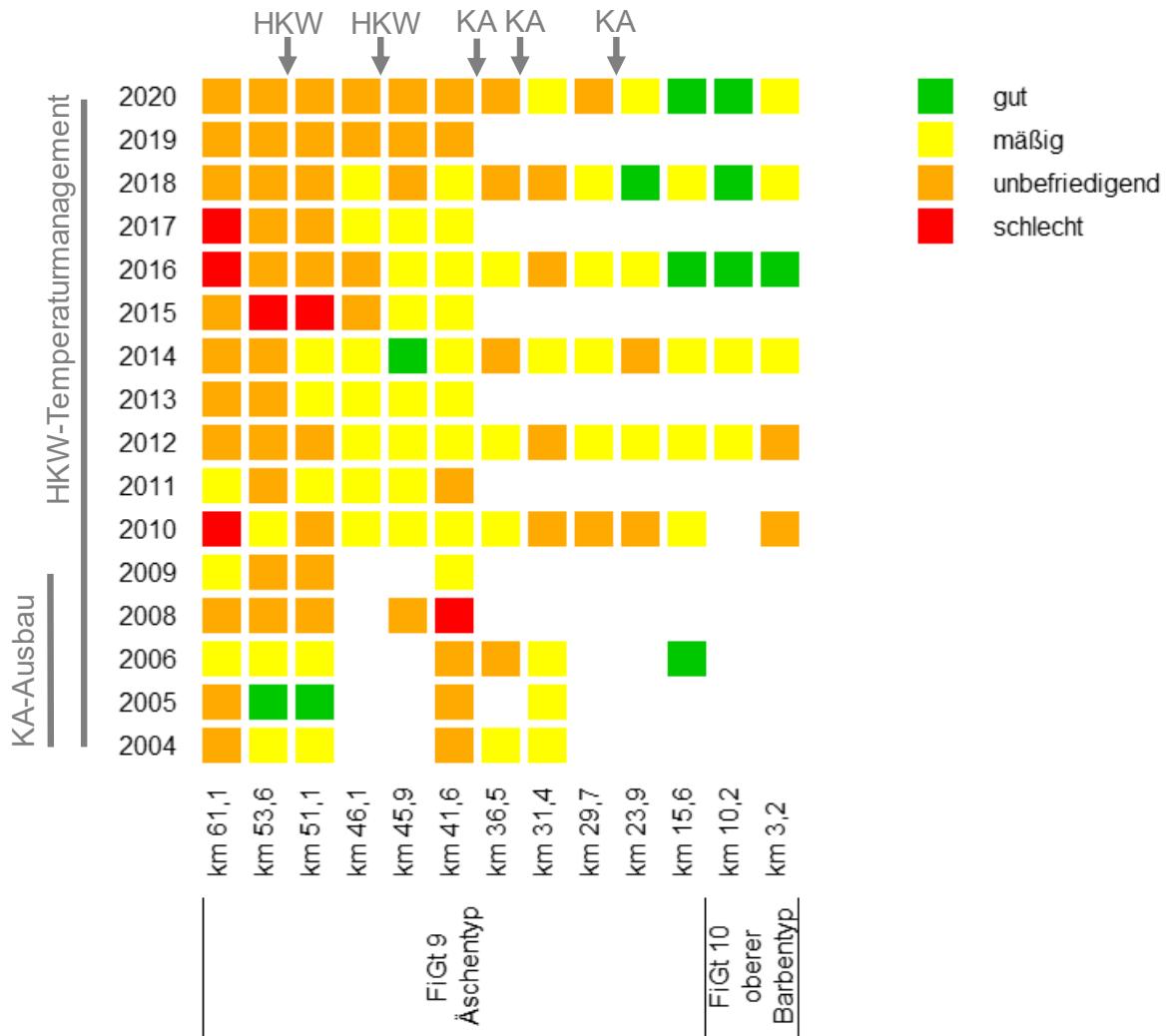
**Abb. 5:** Entwicklung der Anzahl an Arten je Ordnung im Längsverlauf der Unteren Wupper zwischen 1965 und 2023.

Der positive Effekt des Temperaturmanagements der HKWs und der Abschaltung des HKWs Elberfeld auf das Makrozoobenthos wird u.a. durch das Verbreitungsmuster der Larven der Köcherfliege *Hydropsyche exocellata* erkenntlich (Abb. 6). *Hydropsyche exocellata* ist eine wärmeliebende Art, die unterhalb des HKWs Barmen bis einschließlich des Jahres 2016 und unterhalb des HKWs Elberfeld bis einschließlich des Jahres 2021 nachgewiesen wurde. In den Jahren 2022 und 2023 wurde diese Art nicht mehr festgestellt. Der Rückgang der Art ist sehr wahrscheinlich auf die für den LAWA-Typ 9 natürlichere Wassertemperatur zurückzuführen.



**Abb. 6:** Betrachtung des Verbreitungsmusters von *Hydropsyche exocellata* im Längsverlauf der Unteren Wupper.

Im Gegensatz zum Makrozoobenthos, wurde bei den Fischen gemäß fiBS-Bewertung lediglich in den unteren Abschnitten der Unteren Wupper ab km 15,6 seit dem Jahre 2016 eine überwiegende Verbesserung hin zu der guten Bewertungsklasse festgestellt. Ein anhaltender positiver Trend hin zu einer guten Bewertung gemäß fiBS ist an den weiter oberhalb liegenden Abschnitten seit Beginn des Temperaturmanagements der HKWs und nach umfangreichem Umbau der KA nicht zu erkennen. Der ökologische Zustand der Fischfauna wird hier auch nach dem Jahre 2010 überwiegend als unbefriedigend bis mäßig bewertet. Eine Ausnahme stellt der Gewässerabschnitt ab km 15,6 dar, in welchem seit dem Jahre 2016 die gute ökologische Zustandsklasse überwiegt. (Abb. 7).



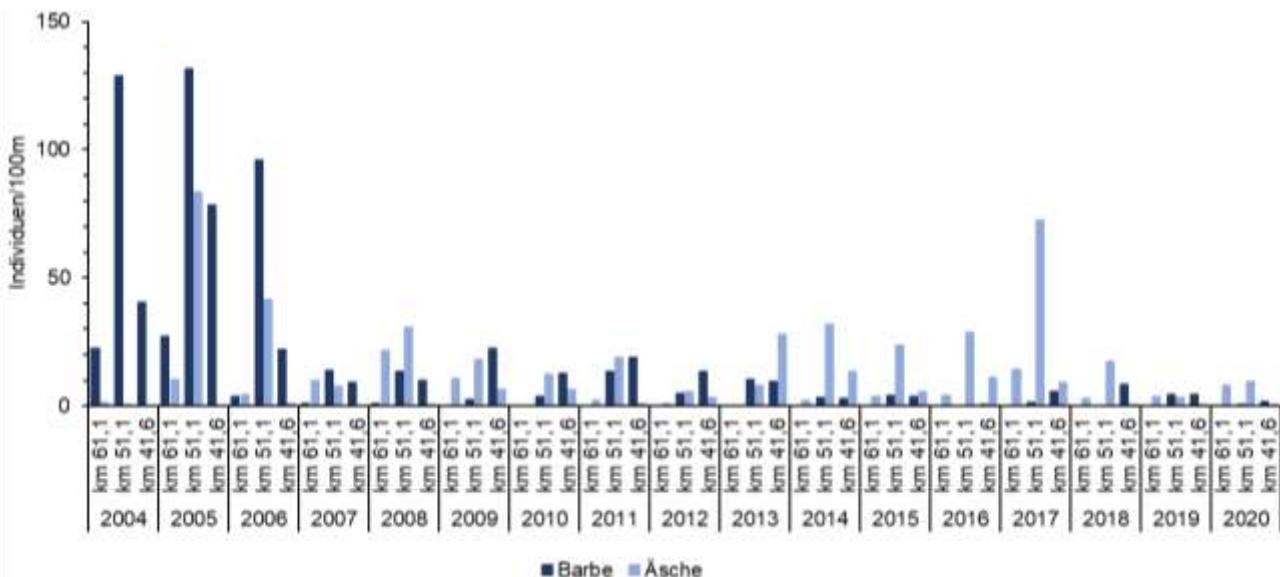
**Abb. 7:** Bewertung des ökologischen Zustandes der Fischfauna im Längsverlauf der Unteren Wupper zwischen 2002 und 2023.

Trotz der abschnittsweisen nahezu unverändert bleibenden Bewertung der Fischfauna, zeichnen sich durch artspezifische Verbreitungsmuster positive Trends ab. War die Untere Wupper Anfang der 1970er Jahre unterhalb km 54 fischfrei, so wurden in den 1980er Jahren wieder Fische angetroffen. Das im Jahre 1983 noch eingeschränkte Artenspektrum mit lediglich vier der neun Leitarten und typspezifischen Arten der FiGt 9 und 10 erweiterte sich bis zum Jahre 2020 auf alle neun Arten. Äsche, Bachforelle, Elritze, Groppe und Schmerle wurden durch die zwei jüngsten Befischungen an allen Befischungsstrecken erfasst. Barbe und Nase fehlten in beiden Jahren oberhalb des Wuppertaler Stadtgebiets (km 61,1). Hasel und Döbel wurden in den Jahren 2010 und 2020 an teils unterschiedlichen Befischungsstrecken nachgewiesen (Abb. 8). Neben der zunehmenden Verbreitung der Leitarten und typspezifischen Arten, konnte auch der Atlantische Lachs aufgrund der Wiederansiedlungsmaßnahmen des Wanderfischprogramms NRW stellenweise festgestellt werden (Abb. 8).



**Abb. 8:** Verbreitungsmuster der Leitarten (L), typspezifischen Arten (tA) und Wanderfische (W) im Längsverlauf der Unteren Wupper zwischen 1983 und 2020 (Daten Frühsommer- und Herbstbefischung gepoolt).

Durch die genauere Betrachtung der Verbreitungsmuster von Äsche und Barbe oberhalb, zwischen und unterhalb der HKWs wird ersichtlich, dass die sehr hohen Individuenzahlen der wärmetoleranten Barbe nach Beginn des Temperaturmanagement im Jahre 2004 deutlich abnehmen (Abb. 9), ein gewollter Effekt des Temperaturmanagements. Die namensgebende Leitart des zugeordneten FiGt und sommerkühle Wassertemperaturen bevorzugende Äsche hingegen wurde im Jahre 2005 erstmals innerhalb dieser befischten Strecken nachgewiesen. Seit dem ersten Nachweis ist ein Anstieg der Individuenzahlen der Äsche festzustellen (Abb. 9).



**Abb. 9:** Ergebnisse der Herbst-Elektrobefischungen oberhalb, zwischen und unterhalb der HKWs Barmen und Elberfeld zwischen 2004 und-2020.

## Zusammenfassung

Durch Einzelmaßnahmen diverser Akteur:innen, wie zum Beispiel der umfangreiche KA-Ausbau oder das HKW-Temperaturmanagement, konnten die Lebensbedingungen sowohl für das Makrozoobenthos als auch für die Fische verbessert werden. Auch wenn sich der Trend hin zu naturnahen Biozönosen noch nicht überall in den Bewertungsergebnissen niederschlägt, so sind positive Reaktionen einzelner Arten auf die verbesserte Habitatqualität deutlich zu erkennen. Probenahmen und Befischungen zeigen, dass die Untere Wupper bereits das Artenpotenzial für den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial beherbergt. Es ist davon auszugehen, dass sich die erkennbaren positiven Entwicklungstrends zukünftig auch in den Bewertungsergebnissen widerspiegeln werden und sich die Erfolgsstory des ehemals „schwarzen“ Flusses weiter fortsetzt.

## Literatur

- Dussling, U. (2014a): fiBS 8.1 – Softwareanwendung, Version 8.1.1 zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur fischbasierten Klassifizierung von Fließgewässern gemäß EG-WRRL. <https://lazbw.landwirtschaft-bw.de/Lde/Startseite/Themen/fiBS++Das+fischbasierte+Bewertungssystem> (11.12.2024)
- Dussling, U. (2014b): Dokumentation zu fiBS – Version 8.1.1. Erhältlich im Download mit Dußling (2014a).
- Lacombe J., K. Macke & G. Gellert (2000): Die Wupper - Vom "Schwarzen Fluss" zum Lachsgewässer? In: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Gewässergütebericht 2000 – 30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen.
- 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. [https://gewaesser-bewertung.de/media/meier\\_handbuch\\_mzb\\_2006.pdf](https://gewaesser-bewertung.de/media/meier_handbuch_mzb_2006.pdf) (11.12.2024)

- Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen (2015): Steckbriefe der Planungseinheiten in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Maas. Bewirtschaftungszeitraum 2016-2021.  
Oberflächengewässer und Grundwasser Teileinzugsgebiet Rhein/Wupper.  
[https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/pe-stb\\_2016-2021\\_wupper\\_final.pdf](https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/pe-stb_2016-2021_wupper_final.pdf)  
(11.12.2024).
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen (2021): Steckbriefe der Planungseinheiten in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Maas. Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027.  
Oberflächengewässer und Grundwasser Teileinzugsgebiet Rhein/Wupper.  
[https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/pe-steckbriefe\\_wupper\\_2022-2027.pdf](https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/pe-steckbriefe_wupper_2022-2027.pdf)  
(11.12.2024).
- Pottgiesser, T. (2018): Die deutsche Fließgewässertypologie - Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der Fließgewässertypen. - FE-Vorhaben des Umweltbundesamtes „Gewässertypenatlas mit Steckbriefen“ (FKZ 3714 24 221 0) (Stand Dezember 2018). [https://www.gewaesser-bewertung.de/media/steckbriefe\\_fliessgewaessertypen\\_dez2018.pdf](https://www.gewaesser-bewertung.de/media/steckbriefe_fliessgewaessertypen_dez2018.pdf) (23.12.2024).
- Ullmann, F. (1971): Veränderungen der Fischfauna in der Wupper unter Berücksichtigung industrieller Abwässer. Jahresberichte des Naturwissenschaftlichen Vereins in Wuppertal, 24. Heft. Wuppertal 1971.

## **Erste Ergebnisse aus dem ZIM-Projekt „Schlamm-TEC“ als Beitrag zum besseren Verständnis von Kleingewässern**

*Jacqueline Rücker<sup>1</sup>, Franziska Horn<sup>2</sup>, Dominique Gampe<sup>3</sup>, Thomas Kaupper<sup>4</sup>, Christian Gruner<sup>2</sup>, Tillmann Lüders<sup>4</sup> & Brigitte Nixdorf<sup>1</sup>*

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

<sup>2</sup> WERTEC GmbH, Riedstr. 10, 09117 Chemnitz. franziska.horn@wertec.com, christian.gruner@wertec.com

<sup>3</sup> Söll GmbH, Fuhrmannstr. 6, 95030 Hof. d.gampe@soelltec.de

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

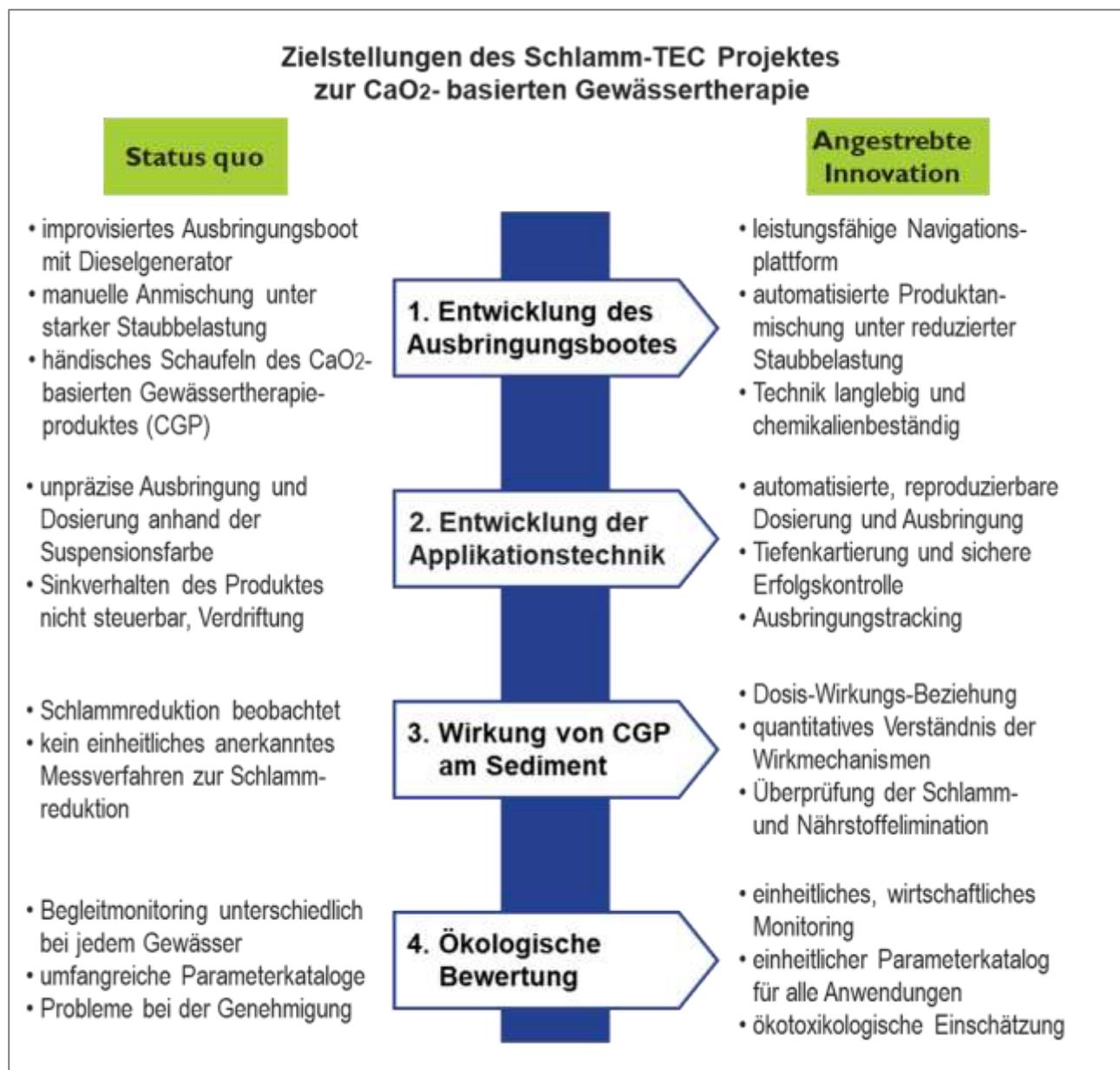
**Keywords:** Seenrestaurierung, Calciumperoxid, Monitoring, Mesokosmen, Makrophyten, Wasserlinsen

### **Einleitung**

Die Anwendung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG, 2000) bedeutet einen großen Fortschritt hinsichtlich der ökologischen Klassifikation und Bewertung von Gewässern. Die Zielvorgabe: „Mindestens guter ökologischer Zustand“ gilt für alle Gewässer unabhängig von ihrer Größe. Durch die Reduzierung der Berichtspflicht an die EG auf Standgewässer  $\geq 50$  ha werden in der Gewässerüberwachung kleinere Seen aber leider vernachlässigt. Das betrifft sowohl die Typisierung als Grundlage für Bewertungsstrategien, als auch Monitoringkonzepte zur Einschätzung der Belastung und zur Erfolgskontrolle von Therapiemaßnahmen für Kleinseen. In der Gewässerpraxis hat sich die Anwendung der EG-Wasserrahmenrichtlinie auf Seen unter einer Größe von 50 ha bewährt (DWA, 2024). Bei Standgewässern  $< 10$  ha ist jedoch die Quantifizierung des Ist-Zustandes und eine vergleichbare Bewertung wie für Seen  $\geq 50$  ha nach EG-Wasserrahmenrichtlinie meist weder ökonomisch leistbar, noch ökologisch sinnvoll. Während ihre Morphometrie relativ einfach ermittelt werden kann, sind die hydrologischen Verhältnisse und die Belastungspfade meist nur mit großem Recherche- und Messaufwand zu erfassen. Der Trophie-Index nach LAWA (2014) ist für Seen ab einer Größe von 5 ha anwendbar. Geschichtete Kleinseen  $\leq 5$  ha werden als separate Gruppe ausgewiesen. Für Gewässer  $< 1$  ha ist diese Methode jedoch nur eingeschränkt anwendbar. Außerdem sei darauf hingewiesen, dass die Trophie-Einstufung keine ökologische Bewertung ist.

Je kleiner ein Gewässer ist, desto größer wird der relative Einfluss von Nährstoffeinträgen aus dem Einzugsgebiet auf die Wasserqualität, und benthische Lebensgemeinschaften und Prozesse bestimmen maßgeblich die Ausprägung des ökologischen Zustands und die Entwicklung der Gewässer (Verlandung). Verschlammung, sprich: Sedimentzuwachs ist eine Schlüsselgröße für die Belastung und auch für die Erfolgskontrolle von Therapiemaßnahmen, die auf eine Verringerung des Schlammvolumens ausgerichtet sind. Aufgrund des ungenügenden Schutzstatus für Kleingewässer und auch als Folge des Klimawandels sind zahlreiche Kleinseen zunehmend verschlammt, verlandet oder trockengefallen. Diese Schlammaufhöhung kann nur verringert werden, wenn die externen Stoffeinträge und damit auch die interne Belastung minimiert werden. Teilweises oder vollständiges Ausbaggern kann zum Erhalt von Kleingewässern beitragen, stellt aber einen sehr kostspieligen und ökologisch gravierenden Eingriff in ein Gewässer dar. Entkrautung ist ebenfalls eine Methode zur Reduzierung einer autochthonen, durch intensives Pflanzenwachstum gebildeten, organischen

Belastung. Daneben gibt es zahlreiche technische Anwendungen zur Belüftung der an- und suboxischen Bereiche in Kleingewässern, insbesondere der Sediment-Wasser-Kontaktzone, um die Sauerstoffverfügbarkeit für die aquatische Fauna zu verbessern und die Akkumulation organischer Substanz und Schlammbildung zu verringern. Diese begleitenden Maßnahmen des Gewässerschutzes behandeln lediglich die Symptome der Belastung anstatt die Ursachen zu bekämpfen (Merkblatt ATV-M 250 (DWA (2021)), können aber kurz- und mittelfristig den Gewässerzustand verbessern. In diesen Rahmen ordnet sich das vom Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz, im Zentralen Innovationsprogramm Mittelstand (ZIM), geförderte Projekt „Schlamm-TEC“ ein, welches auf der Ausbringung eines Calciumperoxid ( $\text{CaO}_2$ )-basierten Gewässertherapieproduktes (CGP) beruht. Dieser Beitrag befasst sich damit, welche Parameter zur Beurteilung des Ist-Zustandes und möglicher Therapieerfolge eingesetzt werden können und stellt Zielsetzung und erste Ergebnisse des Projektes vor.



**Abb. 1:** Zielstellungen des ZIM-Projektes „Schlamm-TEC“. Gegenübergestellt ist der Status quo bei Anwendungen von Calciumperoxid ( $\text{CaO}_2$ )-basierten Gewässertherapieprodukten (CGP) vor Projektbeginn und die angestrebten Innovationen.

## Ziele des ZIM-Projektes „Schlamm-TEC“

Das Projekt „Schlamm-TEC“ zielt auf die Etablierung eines innovativen *in-situ*-Verfahrens zur kosteneffizienten und ökotechnologischen Schlammreduktion in ungeschichteten Kleinseen. Dabei soll durch die Ausbringung eines Calciumperoxid ( $\text{CaO}_2$ )-basierten Gewässertherapieproduktes (CGP) eine verbesserte Sauerstoffversorgung an der Wasser-Sediment-Kontaktzone erreicht werden. Das Prinzip der CGP beruht auf der langsamen Freisetzung von molekularem Sauerstoff aus  $\text{CaO}_2$  direkt an der Sedimentoberfläche. Dieser Sauerstoff soll die Aktivität aerober Mikroorganismen und damit den Abbau des akkumulierten Detritus erhöhen. Zudem soll durch die biogeochemische Wirkung des CGP Phosphor stabil im Sediment festgelegt werden.

Die technische Innovation des ZIM-Projektes besteht in der Entwicklung eines Ausbringungsbootes und der entsprechenden Applikationstechnik (Abb. 1). Da die Wirkmechanismen der CGP-Behandlungen bislang nicht vollständig verstanden sind (z. B. Ulrich et al. 2020; Ma et al. 2007), besteht der zweite Schwerpunkt des Projektes in der Aufklärung der Wirkmechanismen und der gewässerökologischen Bewertung der CGP-Anwendung. Um eine möglichst hohe Aussagekraft der Ergebnisse zu erzielen, wird dieser Schwerpunkt in einem multiskaligen Ansatz verfolgt, d.h. in einer Kombination aus A) Freilanduntersuchungen, B) Mesokosmen- und C) Laborexperimenten. Erste Ergebnisse aus diesen Ansätzen werden hier vorgestellt.

### A) Freilanduntersuchungen

#### *Auswahl der Modellgewässer*

Über ein öffentliches Bewerbungsverfahren wurden durch Kommunen und Privatpersonen Kleingewässer für eine CGP-Behandlung vorgeschlagen. Diese wurden nach Morphometrie, Zuflüssen, möglichen Belastungen, früheren Behandlungsmaßnahmen, vorliegenden Gutachten, Zuständigkeiten und Behandlungsziel vorkategorisiert. Folgende Kriterien für die Eignung als Projektgewässer wurden festgelegt: Größe 0,1 – 2 (3) ha, Tiefe 50 cm bis maximal 3 m, Schlammhäufigkeit mindestens 30 cm, Sedimentbeschaffenheit: Trockensubstanz (TS) < 60 % der Frischmasse, organische Substanz > 10 % der TS. Diese Kriterien sowie Erreichbarkeit und Zugänglichkeit der Gewässer wurden auf Grundlage eines vom Antragsteller ausgefüllten Fragebogens und Voruntersuchungen im Frühjahr durch die Projektpartner geprüft. Nach Erteilung der wasserrechtlichen Erlaubnis wurden 16 Kleingewässer (7 in 2023 bzw. 9 in 2024) mit ca.  $75 \text{ g m}^{-2}$  CGP im Mai / Juni 2023 oder 2024 behandelt. Die Wassertemperatur für die Behandlung soll möglichst über 10 °C betragen. Das Produkt enthielt 10 – 20 % (w/w)  $\text{CaO}_2$  (SchlixX® Plus, Oase GmbH, Hörstel, Deutschland 2024).

#### *Maßnahmebegleitendes Monitoring*

Unmittelbar vor der CGP-Behandlung begann das Monitoring verschiedener gewässerrelevanter Parameter. Dieses beinhaltete u.a. Wasseruntersuchungen durch Sondenmessungen (Temperatur, gelöster Sauerstoff, pH, Leitfähigkeit, Redoxpotential), die Bestimmung von Nährstoffkonzentrationen ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ , SRP, TP,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ), Gesamt- und Karbonathärte sowie der Sichttiefe. Zusätzlich wurden die Makrophytenbesiedlung und organoleptische Parameter dokumentiert. Im ersten Projektjahr wurden verschiedene Monitoringintensitäten getestet (14tägig, monatlich, zweimonatlich oder nur dreimalig), 2024 wurde überwiegend monatlich beprobt. Regelmäßige Chlorophyllmessungen konnten erst im zweiten Projektjahr realisiert werden. An mindestens drei Terminen, vor, ca. 6 – 8 Wochen nach und ca. 3 Monate nach der CGP-Behandlung, wurden relevante Sedimentparameter bestimmt, wie Höhe der Sedimentauflage und die Sediment-

beschaffenheit (Trockensubstanz und Anteil der organischen Substanz durch Glühverlust (GV) wie in DIN EN 15935:2021-10 beschrieben). Für ausgewählte Gewässer wurde der Gesamt-Phosphor im Sediment bestimmt und eine P-Fraktionierung nach Psenner et al. (1984 und 1988) bzw. Hupfer et al. (1995) durchgeführt.

### **Wassergüteparameter in CGP-behandelten Kleinseen**

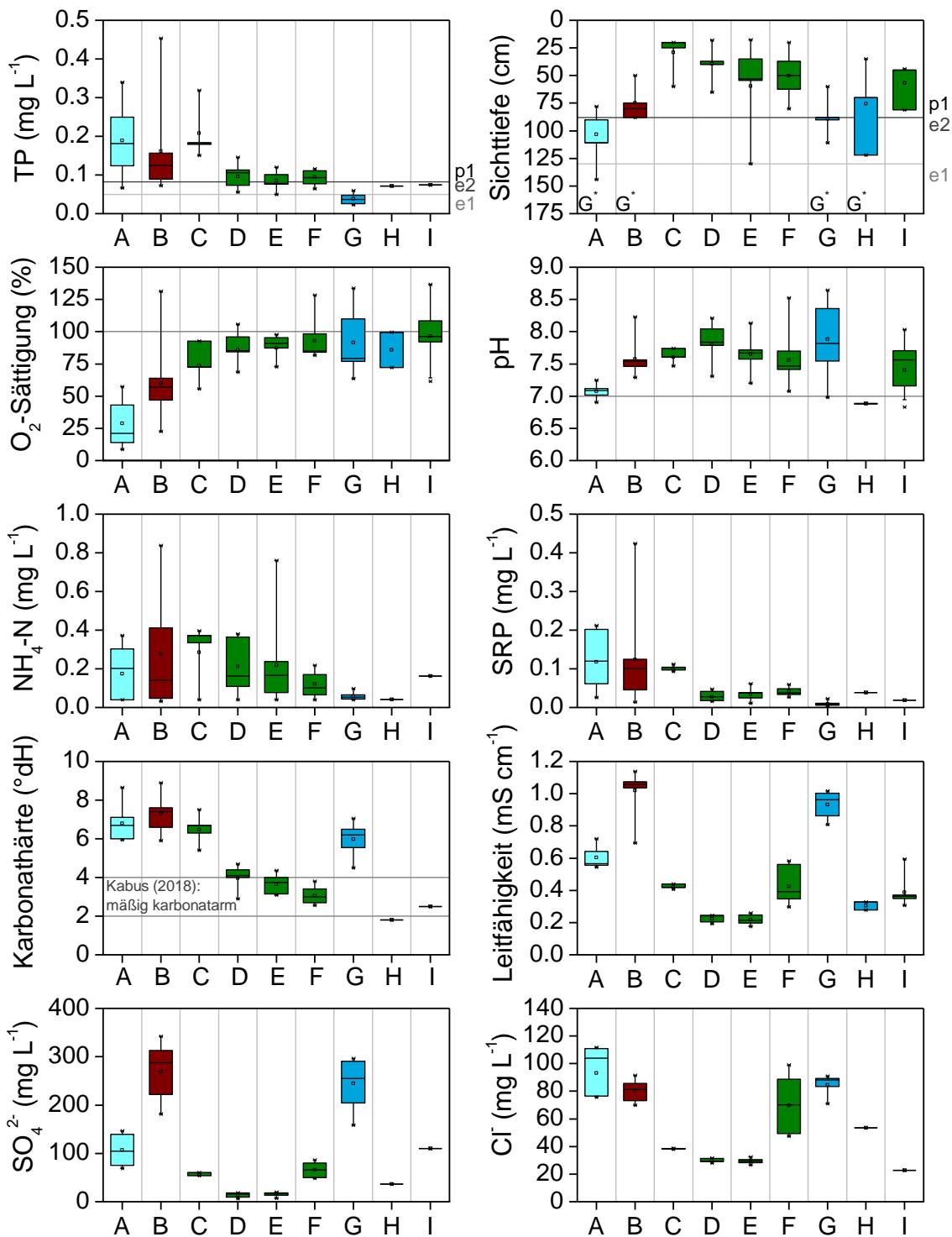
Ausgewählte Wassergüteparameter der sieben Kleinseen, die 2023 mit CGP behandelt wurden, sind in Abb. 2 dargestellt. In zwei Gewässern wurden verschiedene Teilbereiche als eigenständige Messstellen untersucht (B und G sowie D und E). Da die Ergebnisse noch einen vorläufigen Charakter haben, wurden die Messstellen hier anonymisiert. Auffällig sind die großen Spannbreiten und die variablen Kombinationen der Parameterausprägungen, die die Vielfalt der Kleingewässer in Chemismus und Besiedlung widerspiegeln.

Auf Grund der hohen Gesamtphosphor (TP)-Konzentrationen waren alle Seen als eutroph bis polytroph einzustufen. Zur Orientierung wurden in Abb. 2 für TP und Sichttiefe die Grenzen der Trophiegrade eutroph e1 und e2 sowie polytroph p1 für polymiktische Seen mit einer mittleren Tiefe  $\leq 3$  m nach LAWA (2014) eingezeichnet. Der LAWA-Trophie-Index bietet eine gute Orientierung für limnologische Untersuchungen, auch wenn er in diesem Fall nicht für alle untersuchten Gewässer angewandt werden konnte. Das lag vor allem an der Kleinheit der Gewässer, die außer D und E  $< 5$  ha betrug, für A, B, C, H und I sogar  $< 1$  ha. Problematisch für eine Trophie-Index-Berechnung war ebenfalls, dass nicht zuletzt wegen der geringen Tiefe der Kleingewässer die Sichttiefe häufig nicht bestimmt werden konnte, da Grundsicht herrschte. Auch bei Makrophytendominanz ist der Trophie-Index nur eingeschränkt anwendbar.

Die Gewässer C, D, E, F und I waren durch Phytoplankton dominiert (in Abb. 2 grün dargestellt). Sie wiesen meist geringe Sichttiefen und pH-Werte im leicht alkalischen Bereich auf. Die Sauerstoffsättigung lag jedoch im Mittel bei unter 100 %. In den Gewässern G und H (blau dargestellt) dominierten submerse Makrophyten. In diesen Seen waren die TP-Konzentrationen geringer und die Sichttiefen größer, die Sauerstoffsättigung und der pH-Wert (nur in G) hingegen ähnlich hoch wie in den Phytoplankton-dominierten Seen. Das wies auf eine hohe Primärproduktion durch Phytoplankton oder submerse Makrophyten hin, die leichte O<sub>2</sub>-Untersättigung aber auch auf große Bedeutung sauerstoffzehrender Prozesse. Zum einen verbraucht die große Biomasse temporär mehr O<sub>2</sub> als sie produziert, und zum anderen haben O<sub>2</sub>-zehrende Prozesse am Sediment einen unmittelbaren Einfluss auf die Wasserqualität. Auch die teilweise hohen Konzentrationen von Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) und gelöstem reaktivem Phosphor (SRP) waren ein Indiz für starke Mineralisationsprozesse am Sediment.

Eine besondere Stellung nahmen die Seen A und B ein. Auf See A hatte sich im Laufe des Sommers eine geschlossene Decke aus Wasserlinsen (*Lemnoidae*) gebildet. Unter der Wasserlinsendecke gab es kaum Licht, sodass Phytoplankton nicht wachsen und O<sub>2</sub> produzieren konnte. Die heterotrophen Prozesse überwogen. So erklären sich auch die hohen Konzentrationen von SRP und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. See B war von hohen Laubbäumen umgeben, also stark beschattet. Auch dort überwogen die sauerstoffzehrenden Prozesse und die Mineralisation, sodass im See an fast allen Terminen, trotz fehlender thermischer Schichtung, ein ausgeprägter Sauerstoffgradient festzustellen war.

Die Parameter Karbonathärte, Leitfähigkeit, Sulfat- und Chlorid-Konzentration zeigten ein ähnliches Muster. Die Gewässer D, E, F, H und I waren nach Kabus (2018) als mäßig karbonatarme Gewässer einzustufen, was in der Mittelgebirgsregion, in der die Gewässer liegen, relativ häufig ist. Die teilweise sehr hohen Konzentrationen von Chlorid und Sulfat deuten auf anthropogene Belastung hin.

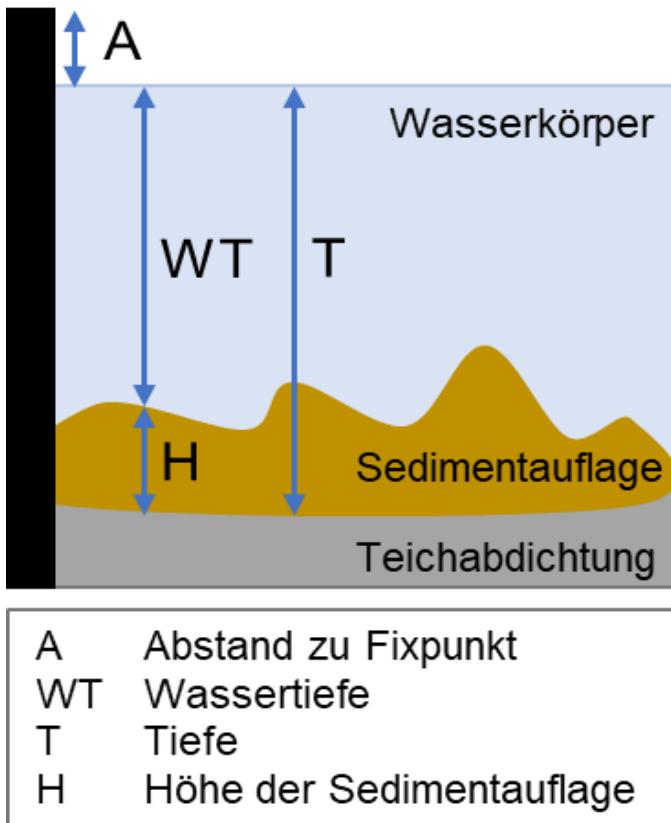


**Abb. 2:** Boxplots ausgewählter Wasserparameter von sieben Gewässern (zwei davon mit zwei Messstellen), die 2023 mit einem CaO<sub>2</sub>-basierten Gewässertherapieprodukt behandelt wurden. Je nach Monitoringintensität wurden die Gewässer an 3 bis 9 Terminen beprobt. Grün steht für Phytoplankton-, blau für Makrophyten-dominierte Gewässer, braun: meist stark O<sub>2</sub>-undersättigt. G\*: teilweise Grundsicht bei der Sichttiefenmessung. e1, e2, p1: Trophie-Stufen nach LAWA (2014). Bereich mäßig karbonatärmer Gewässer nach Kabus (2018).

Die Jahresgänge der Phytoplanktonentwicklung zeigten typische Verläufe für polymiktische Flachseen mit hoher Phytoplankton-Abundanz, häufig einem größeren Anteil der Cyanobakterien sowie hohen TP-Konzentrationen und Sichttiefen vor allem im Spätsommer (Fellenberg, 2024). Da jedoch kein vollständiger Jahresgang vor der CGP-Behandlung untersucht werden konnte, wird auf eine vergleichende Betrachtung der Trophie vor und nach der Behandlung an dieser Stelle verzichtet.

### **Bestimmung der Schlammreduktion nach CGP-Behandlung**

Da für eine Bestimmung der Sedimentmächtigkeit keine DIN-Vorschriften existieren, wurden unterschiedliche Verfahren angewandt und vergleichend analysiert:



**Abb. 3: Bestimmung der Sedimentmächtigkeit nach Ansatz 1 und 2.**

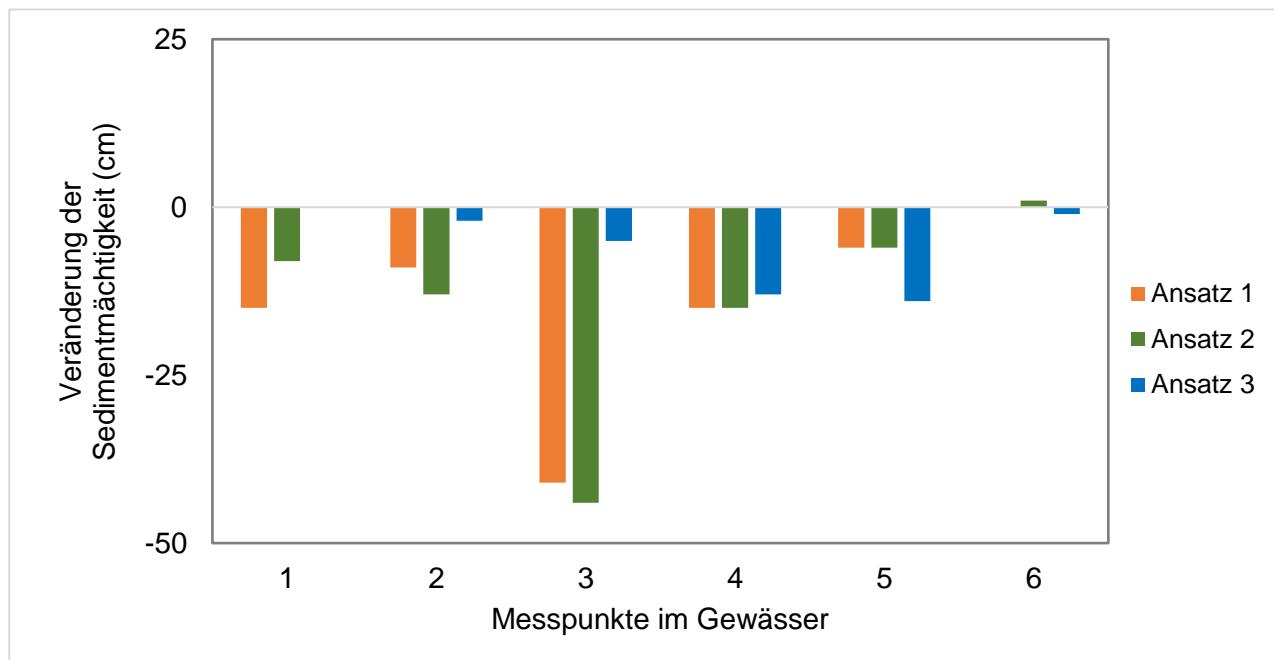
**Ansatz 1:** Eine Messlatte wird kraftvoll in das Sediment bis zur Grenze der Teichabdichtung gedrückt (Tiefe T, Abb. 3). Die Höhe der Wasseroberfläche wird notiert. Anschließend wird eine Scheibe mit Maßband langsam in das Wasser herabgelassen bis sie auf der Sedimentoberfläche aufliegt und die Wassertiefe bestimmt (Wert WT). Aus der Differenz der Tiefe T und der Wassertiefe WT ergibt sich die Sedimenthöhe H. Zusätzlich wurde die Verwendung eines Schlammspiegelmessgeräts zur Bestimmung der Veränderung der Sedimentmächtigkeit getestet.

**Ansatz 2:** Es wird der Abstand A der Wasseroberfläche zu einem Fixpunkt am Ufer oder im Wasser (z. B. Mönch oder Pegellatte) notiert. Anschließend wird die Wassertiefe wie in Methode 1 durch das Auflegen der Scheibe ermittelt. Über einen Zeitraum kann mittels der Summe des Abstandes A und der Wassertiefe WT die Veränderung der Sedimentauflage anhand der Höhenänderung des freien Wasserkörpers ermittelt werden.

**Ansatz 3:** Ein Sedimentstecher (UWITEC GmbH, Mondsee, Österreich) wird in das Sediment gedrückt. Anhand der Sedimenthöhe im Stechrohr kann die Sedimentauflage über der Teichabdichtung, die meist aus Ton besteht und sich in Farbe und Konsistenz vom organisch geprägten Sediment unterscheidet, ermittelt werden.

Abbildung 4 zeigt die mit den verschiedenen Ansätzen bestimmten Veränderungen der Sedimenthöhen vor und nach der Behandlung mit CGP in einem Beispielgewässer. Dort zeigte sich eine Reduzierung der Sedimenthöhe an fünf von sechs Messpunkten, die jedoch unterschiedlich stark ausgeprägt war. So wurde z. B. an Messpunkt 6 nur eine geringfügige Veränderung detektiert, da dort sandhaltiges Sediment vorherrschte. An den anderen Messpunkten wurde eine Verringerung der Sedimenthöhe um ca. ~10 cm detektiert, mit der stärksten Verringerung an Messpunkt 3 mit ca. ~40 cm. Ansatz 1 und 2 zeigten dabei ähnliche Ergebnisse, wohingegen Ansatz 3 meist geringere

Veränderungen ergab. Dies kann evtl. auf eine Kompaktierung des Sedimentes durch das Einstechen des Stechrohrs zurückzuführen sein. Grundsätzlich ergaben sich bei den Messtechniken zur Sedimentmächtigkeitsbestimmung diverse Probleme. Die Sedimente waren hinsichtlich Konsistenz und Mächtigkeit meist inhomogen verteilt, wobei unbekannt war, ob die Inhomogenitäten über die Zeit stabil blieben oder in welchem Ausmaß z. B. Wind und Wellenschlag temporäre Umlagerungen von Sediment verursachten. Zusätzlich wurde die Bestimmung der Sedimentobergrenze durch weiches, fluffiges Sediment erschwert. Weitere Störfaktoren waren z. B. Makrophyten oder Äste, die ein Aufliegen der Scheibe auf der Sedimentoberfläche verhinderten, insbesondere wenn bei geringer Sichttiefe die Messinstrumente nicht kontrolliert werden konnten. Im Zuge des Projektes wurden zusätzlich zu den präsentierten Methoden verschiedene Echolotvermessungen getestet. Die Ergebnisse befinden sich noch in der Auswertung.



**Abb. 4:** Veränderung der Höhe der Sedimentauflage an 6 Messpunkten in einem eutrophen Kleingewässer nach der Behandlung mit CGP. Die Bestimmung der Sedimentmächtigkeit erfolgte mittels der im Text erläuterten Ansätze. Eine negative Veränderung der Sedimentmächtigkeit impliziert eine Verringerung der Sedimentauflage, während eine positive Veränderung eine Sedimentzuwachs anzeigen.

## B) Mesokosmenversuche zur CGP-Behandlung

Zur vergleichenden Untersuchung der Wirkung des CGP unter realitätsnahen Bedingungen wurden in der Vegetationsperiode 2024 Mesokosmen-Versuche angesetzt. Hierfür wurde homogenisiertes Sediment aus einem Fischteich zu je 100 L in sechs kommerziell erhältliche Teichschalen (Fassungsvermögen 1000 L) mit Leitungswasser überschichtet, das in der Wasserhärte durch Zugabe von Calciumchlorid und Natriumhydrogencarbonat an das Originalwasser angepasst wurde. Nach einer zweiwöchigen Vorinkubation wurde die Hälfte der Mesokosmen mit  $100 \text{ g m}^{-2}$  CGP behandelt, die andere Hälfte diente als unbehandelte Kontrollinkubation.

Das Monitoring umfasste Sondenmessungen (gelöster Sauerstoff, Redoxpotential, pH, Leitfähigkeit, Chlorophyll- und Phycocyaninkonzentration) sowie Untersuchungen zur Wasser- und Sedimentbeschaffenheit an drei Zeitpunkten (1 x vor, 2 x nach Behandlung).

Das hydrologische Regime in den Mesokosmen erwies sich in der regenreichen Experimentalperiode 2024 als Störfaktor für den Untersuchungsansatz. Die Wasserparameter wiesen während des Beobachtungszeitraumes keinen signifikanten Unterschied zwischen den behandelten und unbehandelten Teichen auf. Es entwickelten sich Fadenalgen und Teichschnecken sowie Frösche und Molche unspezifisch zur Behandlung.

Die Veränderung der Sedimentparameter, inklusive der Ergebnisse der P-Extraktion ließen jedoch signifikante Unterschiede erkennen. Mittels der Behandlung konnte der Glühverlust im Durchschnitt um 2 % gegenüber den unbehandelten Teichen gesenkt werden (behandelt  $33,32 \pm 0,25$  %; unbehandelt  $35,42 \pm 0,55$  %;  $p < 0,001$ ), was einen stimulierten Abbau organischer Substanz implizierte. Ebenfalls konnte bei gleichbleibenden TP-Gehalten der Sedimente (behandelt  $1,211 \pm 0,095$  g/kg; unbehandelt  $1,109 \pm 0,075$  g/kg), eine signifikante Erhöhung der stabilen Phosphor-Fraktionen HCl-P (behandelt  $133,95 \pm 61,35$  mg/kg; unbehandelt  $76,41 \pm 23,44$  mg/kg;  $p < 0,05$ ) und Rest-P (behandelt  $239,72 \pm 50,07$  mg/kg; unbehandelt  $150,83 \pm 20,24$  mg/kg;  $p < 0,05$ ) ermittelt werden. Diese Veränderung in den P-Bindungsformen deutet auf eine durch CGP erhöhte Transformation von bio-verfügbarem P in rekalcitrante P-Verbindungen hin (z. B. Apatit), welche kaum mehr bioverfügbar waren.

### C) Sedimentmikrobiologische Untersuchungen

Im Rahmen des Projektes wurden verschiedene Experimente durchgeführt, um Parameter zu identifizieren, die die Effizienz der CGP-Behandlung beeinflussen. Der Fokus lag dabei auf den biogeochemischen und mikrobiologischen Veränderungen im Sediment. Zur Untersuchung dieser Parameter wurden sowohl die Veränderung der mikrobiellen Lebensgemeinschaft *in situ* verfolgt, als auch Inkubationen in Mikrokosmen durchgeführt.

Zur Identifizierung einer Dosis-Wirkungs-Beziehung wurden Sedimentkerne eines ausgewählten Kleingewässers mit unterschiedlichen Konzentrationen des CGP für die Wirkzeit des Produktes (ca. 8 Wochen) inkubiert. Während dieser Inkubationszeit wurden mittels Mikrosensoren Tiefenprofile der Sauerstoffsättigung, des Redoxpotentials und des pH-Wertes wiederholt gemessen. Vorläufige Ergebnisse zeigten einen Anstieg der Sauerstoffeindringtiefe im Millimeterbereich, was auf eine erhöhte Sauerstoffverfügbarkeit im Sediment hinwies. Zudem wurde eine Zunahme der Abundanz typischer aerober Mikroorganismen im Sediment bei hoher CGP-Dosierung nachgewiesen, darunter Spezies aus den bakteriellen Phyla der *Pseudomonadota*, *Bacteriodota* und *Bacillota*. All diese umfassten typische Abbauer von organischem Material (Detritus). Die Stärke dieser Veränderungen war Dosis-abhängig. Somit ergaben sich Hinweise auf eine Aktivierung der Sediment-Mikrobiota durch die CGP-Behandlung. Gleichzeitig haben wir keine Hinweise auf eine hemmende oder gar toxische Wirkung auf die im Sediment lebenden Mikroorganismen, selbst bei stark erhöhter, hier vierfacher, Dosierung gefunden.

Spätere Inkubationen mit einer erweiterten Auswahl an Sedimenten aus den im Projekt behandelten Kleingewässern zeigten jedoch unterschiedliche oder auch keine messbaren Effekte bei vergleichbarer Dosierung. In einigen Ansätzen wurde nach CGP-Zugabe eine erhöhte CO<sub>2</sub>-Produktion beobachtet, was auf einen gesteigerten Abbau organischer Materie hindeutet, während in anderen Ansätzen eine verringerte CO<sub>2</sub>-Produktion festgestellt wurde. Es scheint also, dass die individuelle Zusammensetzung und Struktur des Sediments einen entscheidenden Einfluss auf den Verlauf der Behandlung ausübt. In einigen Sedimenten wurde bei Laborinkubation eine starke abiotische Turbation durch Gasbildung beobachtet, während in anderen eine starke Bioturbation durch benthische Fauna zu beobachten war. Diese Faktoren erschweren bislang einige generelle

Konklusionen zur Wirkung von CaO<sub>2</sub> auf die Biogeochemie und Mikrobiologie der Sedimente. Bis zum Ende dieses Projektes sollen robuste Parameter für die Prognose einer erfolgsversprechenden Behandlung mit CGP identifiziert werden.

## Zusammenfassung

Ziele des „Schlamm-TEC“-Projektes sind neben der technischen Entwicklung eines Applikationsverfahrens die Aufklärung der Wirkmechanismen und die gewässerökologische Bewertung einer CGP-Anwendung sowie die Identifizierung von gewässer- und sedimentspezifischen Parametern, die den Effekt einer Behandlung mit CGP dokumentieren und möglichst quantifizieren.

1. Die Mehrzahl der untersuchten polymiktischen Kleinseen war dem eu- bis polytropfen Trophie-Bereich zuzuordnen und zeigte einen typischen saisonalen Verlauf mit sommerlichen Phytoplanktonmaxima. Da die Saisonalität vor der Behandlung nicht genau bekannt war, konnte ein Effekt der CGP-Behandlung auf Wassergüteparameter nicht eindeutig nachgewiesen werden. Gewässer mit Dominanz submerser Makrophyten wiesen vergleichsweise hohe Sichttiefen und geringe TP-Konzentrationen auf. Bei Dominanz von Wasserlinsen waren jedoch die TP- und SRP-Konzentrationen hoch. Die in diesem Falle starke O<sub>2</sub>-Untersättigung führte zu einer Nährstoffakkumulation im Wasserkörper.
2. Obwohl die Auswahl der Modellgewässer auf ungeschichtete Seen mit einer Fläche zwischen 0,1 und 2 ha eingeschränkt war, dokumentieren die Projektergebnisse eine große Vielfalt der Ausprägungen und Kombinationen von chemischen und biologischen Parametern. Die Typisierungs- und Bewertungsansätze nach EG-WRRL und LAWA (2014) sind nur sehr eingeschränkt auf diese Kleingewässer anwendbar.
3. Trotz der Heterogenität, einem unbekannten Einfluss allochthoner Einträge und der hohen Umsatzdynamik der Sedimente konnten in Einzelfällen eindeutige Ergebnisse bezüglich der Abnahme der Sedimentmächtigkeit beobachtet werden, was durch einen Methodenvergleich untermauert wurde.
4. Erste Ergebnisse aus Mikro- und Mesokosmenversuchen zeigten positive Effekte durch die CGP-Behandlung besonders im Sediment. So konnte eine erhöhte Sauerstoffeindringtiefe einhergehend mit einer erhöhten CO<sub>2</sub>-Produktion und einer Anreicherung aerober Mikroorganismen für einige Sedimente detektiert werden.

## Ausblick

Nach aktuellem Projektstand kann noch keine Aussage darüber getroffen werden, welche Monitoringparameter am besten für einen effizienten Nachweis eines Behandlungseffektes von CGP geeignet sind. Insbesondere erschweren messtechnische Unklarheiten eine valide Bestimmung der Höhe der Sedimentauflage. Um die horizontalen Inhomogenitäten besser zu erfassen, wurde im November 2024 in verschiedenen Modellgewässern eine noch größere Anzahl an Messpunkten als 2023 gesetzt. An diesen Messpunkten wurde die Höhe der Sedimentauflage nach allen drei vorgestellten methodischen Ansätzen bestimmt. Außerdem ist geplant, mit einem kleinen, echolotbestückten Vermessungsboot hochaufgelöste Tiefenkarten einiger Modellgewässer zu erstellen und mit den händischen Messungen abzugleichen. An einem Gewässer wurden zweimalig Echolotvermessungen mit Hilfe einer Drohne durchgeführt. Auch die Ergebnisse der Drohnenbefliegungen werden mit den *in-situ*-Messungen abgeglichen.

Des Weiteren wurden die Untersuchungen der 2024 CGP-behandelten Modellgewässer dahingehend intensiviert, dass sie durchgängig etwa monatlich untersucht wurden. Die Chlorophyllbestimmung wurde fest in das Monitoringprogramm aufgenommen. In drei Gewässern wurden nur Teilbereiche mit CGP behandelt, um mögliche Unterschiede zwischen Referenz- und behandeltem Bereich, vor allem bezüglich der Sedimentbeschaffenheit inklusive der Sedimentmikrobiologie, unter Freilandbedingungen nachweisen zu können. Für die 2023er Modellgewässer wurde teilweise das Monitoring bis in 2024 fortgesetzt, um einen vollständigen Jahresgang zu erfassen. Ein Gewässer wurde 2024 nochmals mit CGP behandelt. Bestandsdaten der Projektpartner fließen ebenfalls in die finale Datenauswertung des Projektes ein. Auf Grundlage dieser umfangreichen Datenbasis sollen neben Empfehlungen zu einem kosteneffizienten Monitoring auch Ansätze und Empfehlungen zur Typisierung und zur Setzung von realistischen Zielen für die Restaurierung von Kleinseen gegeben werden.

## Danksagung

Für die verlässliche Unterstützung bei der CGP-Ausbringung und den Untersuchungen im Freiland danken wir Michael Neumann (WERTEC GmbH) und Ingo Henschke (BTU). Für die fleißige Arbeit im Labor bedanken wir uns bei Iris Roth und Max Ehlig (Söll GmbH) sowie Nisan Ege Kaymakçı (BTU). Unser Dank gilt außerdem Studierenden, die mit ihren Abschlussarbeiten wesentliche Projektergebnisse beigetragen haben: UBT: Kim Ziebis (Bachelorarbeit) sowie Felix Pfaff und David Krappmann (Masterarbeit), BTU: Lilly Luisa Fellenberg (Bachelorarbeit). Für die Entwicklung des Ausbringungsbootes und die technische Unterstützung des Projektes bedanken wir uns bei der Oase GmbH.

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

## Literatur

- DIN EN 15935:2021-10 (2012): Boden, Abfall, behandelter Bioabfall und Schlamm – Bestimmung des Glühverlusts; Deutsche Fassung EN 15935:2021.
- DWA (2021): Merkblatt ATV-M 250 „Maßnahmen zur Sauerstoffanreicherung von Oberflächengewässern“ zurückgezogen. Zurückziehung: <https://de.dwa.de/de/regelwerk-news-volltext/merkblatt-atv-m-250-ma%C3%9Fnahmen-zur-sauerstoffanreicherung-von-oberfl%C3%A4chengew%C3%A4ssern-zur%C3%BCckgezogen.html>
- DWA (2024): Merkblatt DWA-M 606: „Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie“, August 2024, 155 Seiten.
- EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpoltik. ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1-73.
- Fellenberg, L. L. (2024): Wirkung eines kalziumperoxidhaltigen Präparates zur Seentherapie: Untersuchung des Phytoplanktons und der Trophie von sieben Kleinseen, Bachelor Thesis BTU Cottbus-Senftenberg.
- Hupfer, M., Gächter, R., Giovanoli, R. (1995): Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. Aquatic Science. 57/4: 305-324.
- Kabus, T. A. (2018): Weichwasserseen im brandenburgischen Jungmoränenland. Hydrochemie und Makrophytenbesiedelung, Dissertation BTU Cottbus-Senftenberg. ISBN-13: 978-3746799773.

- LAWA (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer. Hrsg. LAWA – Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser. 34 S. zzgl. Access-Auswertetool.
- Ma, Y., Zhang, B.-T., Zhao, L., Guo, G., Lin, J.-M. (2007): Study on the generation mechanism of reactive oxygen species on calcium peroxide by chemiluminescence and UV-visible spectra. Luminescence the journal of biological and chemical luminescence 22(6): 575-80.
- Psenner, R., Boström, B., Dinka, M., Pettersson, K., Pucsko, R., Sager, M. (1988): Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. Arch. Hydrobiol. Beih. 30: 99-103.
- Psenner, R., Pucsko, R., Sager, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten: Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. Arch. Hydrobiol. Suppl. 70: 115-155.
- Ulrich, K.-U., Rau, A., Willuweit, T. (2020): Biochemisch stimulierter Schlammabbau in Flachseen: Machbarkeitsstudie. Wasserwirtschaft 6/2020: 23-28.

# Einsatz von Satellitendaten zur Erfassung der Wasserqualität in großen Flusssystemen am Beispiel der Oder

*Kerstin Stelzer<sup>1</sup>, Paula Torre Zaffaroni<sup>2</sup>, Jorrit Scholze<sup>1</sup>, Vanessa Bremerich<sup>2</sup>, Carole Lebreton<sup>1</sup> & Tobias Goldhammer<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Brockmann Consult GmbH, Chrysanderstr. 1, 21029 Hamburg, Germany (kerstin.stelzer@brockmann-consult.de)

<sup>2</sup> Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im Forschungsverbund Berlin e.V., Berlin, Germany (paula.torre.zaffaroni@igb-berlin.de)

**Keywords:** Flusssysteme, Fernerkundung, Oder, Umweltkatastrophe, Sentinel-2 MSI

## Einleitung

Die Umweltkatastrophe, die sich im August 2022 in der Oder ereignete, stellt ein markantes Beispiel für die Wechselwirkung zwischen den kumulierten Effekten des Klimawandels in Flusssystemen dar. Wärmere Temperaturen und veränderte Strömungsmuster, kombiniert mit nährstoffreichen Abflüssen, schaffen weltweit günstige Bedingungen für verstärkte und häufigere Algenblüten (Paerl & Huisman, 2008). Bei vielen dieser Blüten handelt es sich um Cyanobakterien, die nicht nur die Süßwasserökosysteme stören, sondern auch eine direkte Bedrohung für die Gesundheit von Mensch und Tier darstellen (UBA 2015, Zhang et al., 2022). Im Gegensatz zu diesen wurde das massive Fischsterben in der Oder in 2022 jedoch durch eine Blüte von *Prymnesium parvum* ausgelöst, was die erste schädliche Algenblüte dieser Art in einem Süßwassersystem außerhalb der Vereinigten Staaten darstellt. Die Oder, die durch die Tschechische Republik, Polen und Deutschland fließt, war im August 2022 Schauplatz einer schädlichen Algenblüte, die zum geschätzten Verlust von mehr als der Hälfte der Fisch- und Muschelpopulationen des Flusses führte (Sobieraj & Metelski, 2023; Szlauer-Łukaszewska et al., 2024). Es wird vermutet, dass eine Kombination aus höheren Temperaturen, geringem Abfluss und stark salzhaltigen Einträgen aus Industrie und Bergbau ideale Bedingungen für das Gedeihen der Goldalge geschaffen hat und letztlich deren Toxizität auslöst hat (Slugocki & Czerniawski, 2023; Köhler et al., 2024; Selle, 2024).

Monitoring von Fließgewässern erfolgt in der Regel über regelmäßig durchgeführte Messungen entweder über Dauermesssonden oder wiederkehrende Analysen von entnommenen Wasserproben. Für das Monitoring und die Dokumentation der Gewässerqualität in kritischen Teilen des Flusssystems der Oder sind diese punktuell erhobenen Messungen eine wichtige Komponente, besitzen aber bei regionalen Analysen der Wasserqualität nur eingeschränkte Aussagekraft. Insbesondere die räumliche Erfassung von Algenblüten, ihr zeitliches Auftreten und ihre Dynamik ist aus stationsgebundenen Zeitreihen nur eingeschränkt möglich. Hier können Daten multispektraler Sensoren von Erdbeobachtungssatelliten, insbesondere dem Europäischen Copernicus-Satelliten Sentinel-2 MSI, ergänzend genutzt werden, um farbgebende Pigmente wie Algenchlorophyll in der Fläche und grenzüberschreitend innerhalb eines Gewässernetzwerks zu erfassen.

Die Hauptziele dieses Artikels sind (1) die Verarbeitung des Sentinel-2 MSI Archivs zur Ableitung der Chlorophyllkonzentration; (2) die Vorstellung einer Visualisierungsplattform, mit der ein\*e

Nutzer\*in auf die Daten zugreifen und daraus aggregierte Zeitreihen extrahieren kann; und (3) die Darstellung, wie dieses Produkt, integriert in ein räumlich explizites Netzwerk auf der Grundlage der Open Street Map-Digitalisierung, Einblicke in die multidimensionalen Merkmale der Algenblüte in der Oder geben kann.

## Material und Methoden

### *Prozessierung Satellitendaten*

Die Generierung von Wasserqualitätsprodukten erfolgt mithilfe einer modularen Prozessierungskette. Die Eingangsdaten sind Sentinel-2 MSI L1C Produkte, deren spektrale Bänder unterschiedliche räumliche Auflösungen aufweisen. Daher erfolgt im ersten Schritt eine Harmonisierung der Pixelgröße auf 20 m. Ein zentraler Schritt ist die Pixelklassifizierung, die mit dem Idepix-Prozessor durchgeführt wird. Idepix identifiziert und maskiert Pixel wie Wolken, Land, Schatten und Eis. Der Prozess basiert auf spektralen Tests, die für Sentinel-2 MSI optimiert und detailliert in Wevers et al. (2021) dokumentiert sind. Darauf folgt die Atmosphärenkorrektur, die mit dem C2RCC-Verfahren durchgeführt wird (Doerffer & Schiller 2007; Doerffer & Schiller 2008, Brockmann et al. 2016). Der C2RCC-Prozessor simuliert eine umfangreiche Datenbasis von Strahldichten mit einem Strahlungstransportmodell unter Berücksichtigung unterschiedlicher atmosphärischer und Gewässerbedingungen. Neuronale Netze, die mit diesen Simulationen trainiert wurden, invertieren die gemessenen Strahldichten und liefern Reflektanzen an der Wasseroberfläche ( $\rho_w$ ) sowie optische Eigenschaften des Wassers. Die optischen Eigenschaften umfassen den diffusen Attenuationskoeffizienten (KD) und inhärente optische Eigenschaften (IOPs), wie Absorptions- und Streukoeffizienten von Phytoplankton, Schwebstoffen und Gelbstoffen. Auf Grundlage der IOPs wird die Chlorophyllkonzentration berechnet, wobei empirisch kalibrierte Koeffizienten angewendet werden. Dieser Schritt ist bei Bedarf parametrisierbar und erfolgt ebenfalls mit dem C2RCC Prozessor.

Die einzeln prozessierten Sentinel-2 MSI Kacheln werden zu einem Tagesprodukt für den gesamten Verlauf der Oder zusammengesetzt. Die Abdeckung des Untersuchungsgebiets durch Sentinel-2 MSI Aufnahmen erfolgt nicht flächendeckend an einem einzelnen Tag. Der Satellit erfasst Daten in einem Streifen von 290 km Breite, der sich täglich verschiebt. Ein vollständiger Zyklus, in dem dieselbe Region erneut beobachtet wird, wird durch die Kombination von zwei Satelliten alle fünf Tage abgeschlossen.

### *Vergleiche mit in situ Daten*

Die Langzeitüberwachung der Chlorophyllkonzentration entlang der Oder umfasst Daten von mehreren Messstationen. Diese werden vom Brandenburgischen Landesamt für Umwelt (LfU) in Ratzdorf, Frankfurt an der Oder und Hohenwutzen, sowie von der Generalinspektion für Umweltschutz (GIOŚ) an zehn Standorten zwischen Koźle und Radziszewo betrieben (Abbildung 1a, orange bzw. grün). Zusätzlich sammelt das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) seit März 2023 entlang eines 10km Rasters zwischen Ratzdorf und Gartz (Abbildung 1a, blau) Daten zur Wasserqualität, einschließlich der Chlorophyllkonzentration. Für diese Studie wurden alle verfügbaren Chlorophyllmessungen herangezogen, wobei Unterschiede in den Probenahmekontrollen (z. B. HPLC vs. sondenbasierte Methoden) und Datenquellen beachtet wurden, um die methodenabhängige Variabilität der Chlorophyllmessungen zu minimieren. Zur Validierung der Sentinel-2-MSI Chlorophyllkonzentrationen wurden 178 Proben von 15 Messstellen zwischen Ratzdorf (Deutschland) und Piasek (Polen) verwendet, die am selben Tag wie der

Satellitenüberflug zwischen März 2022 und Oktober 2024 beprobt wurden (Tabelle 1, Abbildung 1b). Unterschiede in der Probennahmehäufigkeit, den Quantifizierungsmethoden und den standortspezifischen Bedingungen wurden bei den Validierungsanalysen berücksichtigt, um eine genaue Interpretation zu gewährleisten.

**Tab. 1:** Überblick über die *in situ* Daten, die für die Auswertung der Chlorophyllkonzentrationen von Sentinel-2 MSI verwendet wurden, mit der Anzahl der gültigen Messungen, die mit dem Satellitenüberflug am selben Tag der Probenahme übereinstimmen. Die Zahlen in Klammern geben die Gesamtzahl der Probenahme-stellen und der verfügbaren Einzelmessungen an. LfU = Landesamt für Umwelt Brandenburg; IGB = Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei; HPLC = High-Performance Liquid Chromatography.

Quelle	Anzahl verwendete Standorte (insgesamt)	Anzahl tagesgenaue Messungen (insgesamt)	Von	Bis	Auflösung der Probenahme	Quantifizierungsmethode
GLOS	0 (10)	0 (46)	07.03.2022	19.10.2022	Unregelmäßig	HPLC
LfU	2 (3)	113 (2823)	02.03.2022	01.11.2024	Stündlich (Mittags-Durchschnitt)	Sonde
IGB	13 (19)	26 (439)	01.03.2023	01.10.2024	Monatlich	Sonde und HPLC

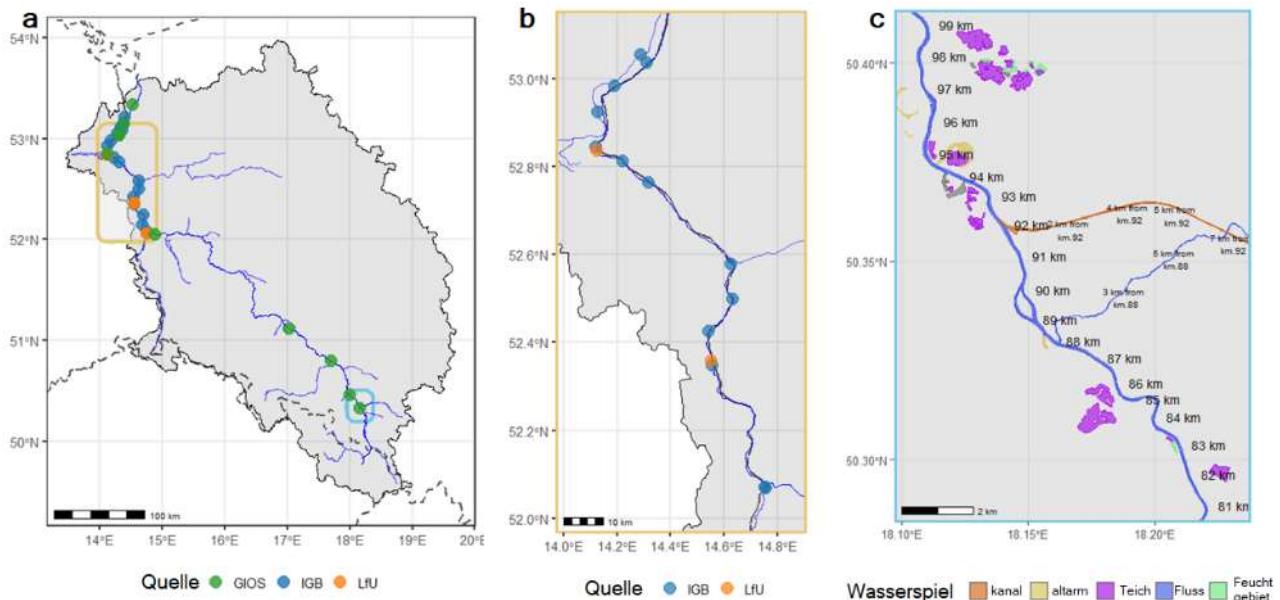
Zur Erleichterung der räumlichen Analyse und Visualisierung der Chlorophyldynamik wurde ein polygonbasiertes Flussnetz, beginnend in Ostrava, Tschechische Republik (km 0), abgegrenzt. Mit Hilfe der Turbo-API von OpenStreetMap wurden Flussmerkmale extrahiert, die mit {key:water} gekennzeichnet waren, und gefiltert, um die Hauptabschnitte der Oder von Nebengewässern und angrenzenden Gewässern zu unterscheiden. Direkt an die Oder angeschlossene Gewässer, einschließlich wichtiger Nebenflüsse wie Neiße und Warthe, wurden bis zu einer Entfernung von 200 km vom Hauptkanal berücksichtigt, während Gewässer im Umkreis von 1.000 m um den Flusslauf einbezogen wurden, um die Dynamik der Auen zu berücksichtigen. Das Flussnetz wurde außerdem in 1 und 10 km lange Segmente unterteilt, so dass jedes Segment einzeln visualisiert und in einem raum-zeitlichen Kontext analysiert werden kann (Abbildung 1c).

### **Visualisierung der Chlorophyll-Dynamik aus Fernerkundungsdaten**

Die kombinierte Darstellung verschiedener Datensätze erleichtert sowohl Fachleuten als auch Entscheidungsträger\*innen das Verständnis komplexer Zusammenhänge. Die Bereitstellung eines Online-Viewers für die Überwachung der Oder mit Fernerkundungsdaten ermöglicht eine räumlich und zeitlich durchgängige Analyse von Algenblüten und anderer Wasserqualitätsparameter. Der hier verwendete x-cube Viewer stellt eine benutzerfreundliche Webanwendung dar, die speziell für die Visualisierung und Analyse von multidimensionalen Datensätzen entwickelt wurde. Mit dem xcube Viewer können zeitliche Veränderungen von Chlorophyllkonzentrationen entlang des Flusses interaktiv in Zeit und Raum dargestellt werden.

Technologische Basis des Systems ist die Verwendung des *xcube* Python-Pakets (<https://xcube.readthedocs.io>, abgerufen: 22.11.2024), mit dem Datenwürfel (Data Cubes) generiert werden können und in einer standardisierten Form gespeichert werden. Diese beinhalten typische Dimensionen wie Zeit und die räumlichen Koordinaten, wodurch die Chlorophyllkonzentrationen über den Flusslauf und in beliebigen Zeitpunkten dargestellt werden können. Der Viewer erlaubt es

Nutzer\*innen, spezifische Punkte oder Flusssegmente auszuwählen, Zeitreihen zu extrahieren und räumliche Muster zu untersuchen. Ergänzend bietet der Viewer die Möglichkeit, polygonale Bereiche zu definieren oder über vordefinierte Polygone eine tiefere Analyse von Auen und Nebenflüssen durchzuführen.



**Abb. 1:** (a) Standorte der in situ Chlorophyll-Messstellen entlang des Odereinzugsgebietes (2022–2024), mit Beiträgen der Generalinspektion für Umweltschutz (GIOŚ, grün), des Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB, blau) und des Landesamts für Umwelt Brandenburg (LfU, orange); (b) Teilmenge von 15 Standorten, die für die Validierung der Sentinel-2 MSI Chlorophyllkonzentrationen verwendet wurden; (c) Teilmenge des Flussnetzes zwischen Flusskilometer 81 und 100 (ab Ostrava, CZ).

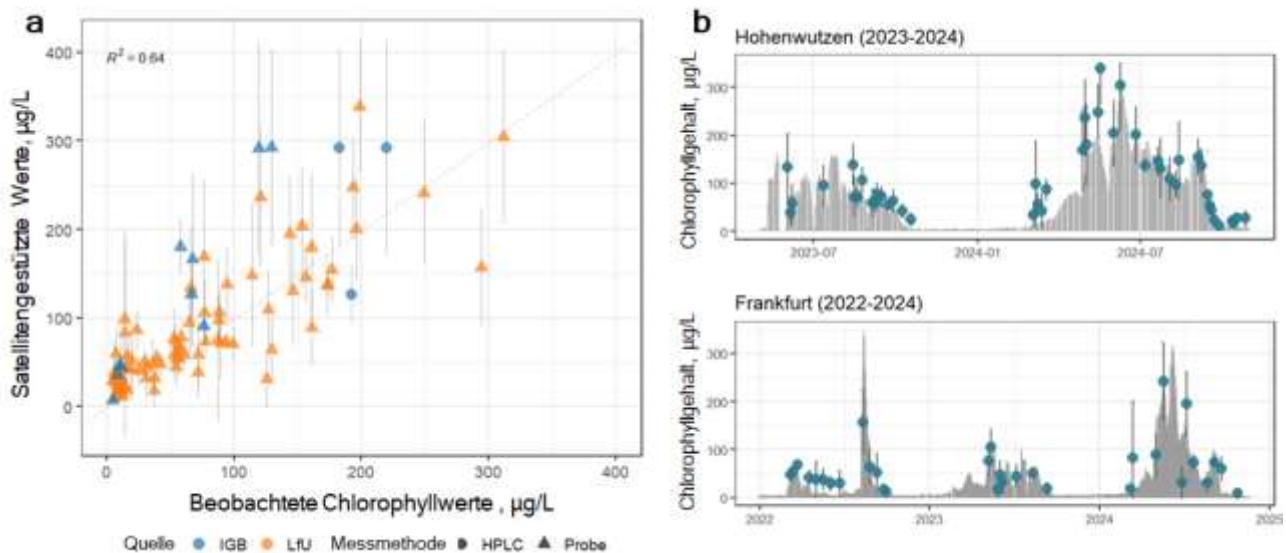
## Ergebnisse

Die Validierung der Chlorophyllkonzentrationen aus Sentinel-2 MSI Daten wurde durch den Vergleich mit in situ Messungen von Messtationen entlang der Oder desselben Tages durchgeführt. Tabelle 2 fasst die Validierungsmetriken zusammen und zeigt die Ergebnisse für die Chlorophyllkonzentrationen, gemittelt über zwei unterschiedlichen Pixelfenstergrößen, die jede Messtation umgeben (5x5 und 7x7 Pixel, was 100x100 m und 140x140 m entspricht), sowie für zwei Qualitätslevel, die unterschiedliche Zuverlässigsniveaus der Wasserpixelerkennung angeben. Die MSI Chlorophyllkonzentrationen zeigen moderate Korrelationen mit den in situ Daten. Die Pearson-Korrelationskoeffizienten liegen zwischen 0,69 und 0,80  $R^2$  zwischen 0,48 und 0,64 und die RMSE-Werte zwischen 42,4 und 54,4  $\mu\text{g/L}$ . Dies deutet darauf hin, dass die Satellitendaten trotz ihrer begrenzten Präzision mit einem durchschnittlichen Fehler die Chlorophylldynamik über die Zeit hinweg effektiv abbilden können. Dies unterstützt ihren Einsatz zur Erkennung allgemeiner Trends sowie zur Verfolgung der räumlichen und zeitlichen Entwicklung von Algenblüten entlang des Flusses. Die beste Korrelation ( $r = 0,80$ ) wurde mit einem 5x5-Pixel-Fenster und dem Qualitätslevel Q1 erreicht (Abbildung 2a). Aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit von HPLC-basierten Messungen (drei zeitgleiche Satellitenüberflüge) konnte die Auswertung nicht auf andere Messprotokolle als die der Sonde ausgeweitet werden.

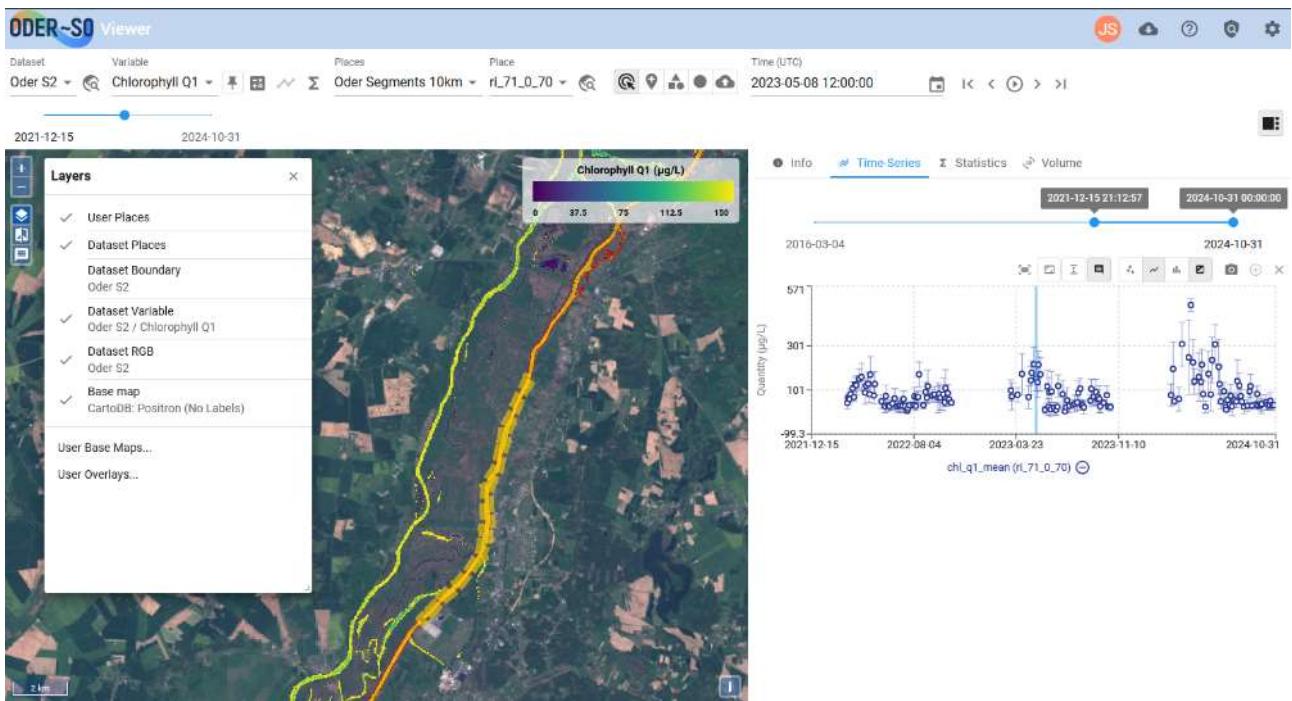
**Tab. 2:** Vergleich der satellitenbasierten Chlorophyllkonzentrationen mit in situ Daten von Messstationen entlang der Oder. Die Qualitätslevel spiegeln die Zuverlässigkeit der Wasserdetektion wider. Chlorophyllkonzentrationen wurden über 5x5- und 7x7-Pixel-Fenster (100x100 m und 140x140 m) um jede Station gemittelt. Metriken umfassen die Anzahl der Beobachtungen (N), den Pearson-Korrelationskoeffizienten (r), das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) und den Root Mean Square Error (RMSE,  $\mu\text{g/L}$ ).

Qualitätsindikator	Fenstergröße	N	r	$R^2$	RMSE ( $\mu\text{g/L}$ )
<i>chl_q1_mean</i>	5x5	91	0.80	0.64	42.4
<i>chl_q3_mean</i>	5x5	113	0.71	0.50	53.1
<i>chl_q1_mean</i>	7x7	103	0.71	0.50	53.0
<i>chl_q3_mean</i>	7x7	119	0.69	0.48	54.4

Die allgemeinen saisonalen Trends und die Größenordnungen der Messungen stimmen gut mit den in situ Messungen an den Messstationen überein. Um dies zu veranschaulichen, haben wir die satellitenbasierten Chlorophyllzeitreihen der beiden verfügbaren kontinuierlichen Messstationen der Stationen Hohenwutzen und Frankfurt verglichen (Abbildung 2b). Bemerkenswert ist, dass die Satellitendaten die Chlorophylldynamik während der Blütezeit mit hoher Genauigkeit abbilden konnten, insbesondere im Sommer 2024 in Hohenwutzen.



**Abb. 2:** (a) In situ basierte vs. satellitenbasierte Chlorophyllkonzentrationen entlang der Oder zwischen 2022 und 2024, mit Fehlerbalken, die die Standardabweichung innerhalb der Pixelfenster um den Mittelwert angeben. Eine Fehlereinschätzung der in situ Daten liegt nicht vor. Die Farben entsprechen den verschiedenen Datenquellen (IGB in blau, LfU in orange), und die unterschiedlichen Formen geben die Messmethode an (Sonde oder HPLC). (b-c) Zeitreihen der in situ Chlorophyllkonzentrationen (Balken) und der Chlorophyllkonzentrationen aus der Fernerkundung (Punkte) für die Station Hohenwutzen von Juni 2023 bis November 2024 (b) und die Station Frankfurt von März 2022 bis November 2024 (c), wobei die Fehlerbalken an den Punkten die Standardabweichung innerhalb des Pixelfensters angeben.

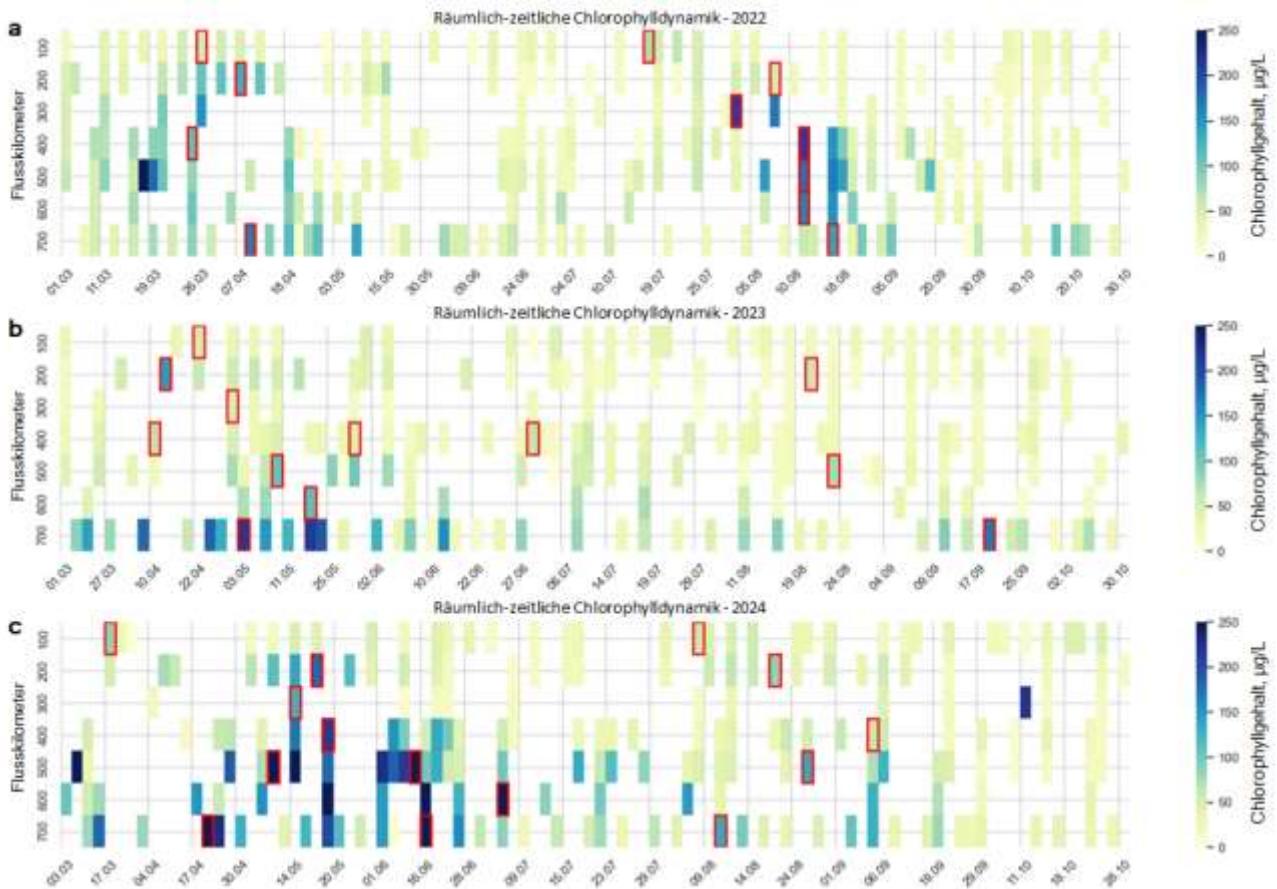


**Abb. 3:** Screenshot der Plattform zur Visualisierung der aus Fernerkundungsdaten abgeleiteten Chlorophyllkonzentrationen entlang der Oder. Links: Kartenausschnitt des Landschaftsschutzgebiets Unteres Odertal, überlagert mit Chlorophyllwerten für wasserklassifizierte Pixel am 08.05.2023. Rechts: Zeitreihe der mittleren Chlorophyllkonzentration aller Pixel innerhalb eines 10 km langen Flussabschnitts der Oder.

Es wurde ein interaktiver Datenvieewer eingerichtet, mit dem die Chlorophyllgehalt an verschiedenen Orten und zu verschiedenen Zeiten angezeigt und abgefragt werden können (Abbildung 3). Die aktuelle Version des Viewers enthält die Chlorophylldaten, die verarbeitet und auf dem xcube-Server für den Zeitraum 2022-2024 gespeichert wurden. Dieser Zeitraum wird mit Daten rückwirkend bis 2016 erweitert, wenn die vollständige Verarbeitung des Sentinel-2-Archivs abgeschlossen ist. Im Viewer können die Nutzer die neuesten Chlorophyllkonzentrationen entlang des Flussnetzes abfragen oder sich auf bestimmte Zeiträume konzentrieren. Der Viewer bietet außerdem die Möglichkeit, entlang der Zeitachse zu navigieren, um den Chlorophyllgehalt zu verschiedenen Zeitpunkten zu untersuchen. Zeitreihen können für bestimmte, auf der Karte ausgewählte Orte, für benutzerdefinierte Polygone oder für vordefinierte Polygone innerhalb des OSM-gekennzeichneten Flussnetzes visualisiert werden (Abbildung 1c). Dies ermöglicht Vergleiche der Chlorophyllkonzentration zwischen verschiedenen Orten. Die Benutzer können diese Zeitreihen auch für weitere Analysen in externen Analyseumgebungen extrahieren.

Durch die Quantifizierung der Konzentration während jeden verfügbaren Satellitenüberfluges wurden Unterschiede in der Dynamik der Blüte im Zeitraum 2022-2024 deutlich. 2022 wurden zwei verschiedene Blüten festgestellt. Die erste, die im Frühjahr auftrat, war durch eine relativ geringe Intensität und eine zeitgleiche Entwicklung entlang des Flusslaufes gekennzeichnet. Die zweite, die im Sommer beobachtet wurde, wies eine höhere Intensität und Anzeichen für einen Transport flussabwärts auf. Der Zeitraum 2023 wies eine relativ konstante, wenn auch schwache Dynamik auf, mit einem Maximum im Frühjahr (April-Mai), das hauptsächlich im stromabwärts gelegenen Abschnitt des Flusses auftrat (km 700). Der Zeitraum 2024 wies ausgeprägte Chlorophyllspitzen auf, die im Vergleich zur toxischen Prymnesiumblüte von 2022 früher auftraten (Mai-Juni). Darüber

hinaus waren die Spitzenwerte von 2024 breiter gestreut und zeigten eher synchrone als gestreute Muster im Flussverlauf (Abbildung 4c).



**Abb. 4:** Darstellung der Chlorophyllkonzentrationen in drei Jahren (2022, 2023 und 2024) entlang der Oder. Die Extraktion der Chlorophyllkonzentration erfolgte in 1 km langen Segmenten alle 100 km, beginnend in Ostrava, CZ. Für jeden Flussabschnitt sind die Maxima, die mit einem gleitenden 3-Monats-Fenster extrahiert wurden, mit einem roten Rechteck markiert.

## Diskussion

Die Ergebnisse dieser Studie unterstreichen die Möglichkeiten, die satellitengestützten Chlorophyllmessungen für das Verständnis und die Überwachung von Algenblüten in Flusssystemen bieten, insbesondere angesichts von Umweltkatastrophen. Sentinel-2 Daten, die mit in situ Messungen abgeglichen wurden, erfassten zuverlässig die saisonale Chlorophylldynamik und die Unterschiede zwischen den Jahren. Dies wird durch die Zeitseriendarstellungen sowie die Korrelationskoeffizienten von  $R^2 = 0,64$  und RMSE von  $42,4 \mu\text{g/L}$  aufgezeigt. Andere Ansätze zur Berechnung von Wasserqualitätsparametern in Flüssen aus Fernerkundungsdaten zeigen, dass die statistischen Maße in einer vergleichbaren Größenordnung liegen (Kuhn et al. 2019, Saberioon et al., 2020, Virdis et al. 2022). Da der Algorithmus nicht auf das spezifische Gebiet kalibriert wurde, sondern allgemein gültig ist, ermöglicht er den Einsatz in verschiedenen Regionen mit vergleichbaren Ergebnissen. Dies zeigt, dass Chlorophyllmessungen aus Fernerkundungsdaten eine nützliche Ergänzung zu bodengestützten Messungen darstellt. Die räumlich und zeitlich kontinuierliche Abdeckung bietet einen entscheidenden Vorteil in Regionen mit spärlichen bodengestützten Beobachtungen und ermöglicht großräumig angelegte Studien.

Die retrospektive Verfolgung der Chlorophyldynamik hat das Potenzial, Abweichungen von den erwarteten Mustern zu erkennen, insbesondere wenn sie mit anderen relevanten physikalisch-chemischen und hydrologischen Parametern kombiniert wird. Hier haben wir ein Beispiel für die aggregierten Zeitreihen auf 1-km-Segmenten entlang der Oder vorgestellt, das eine zwischenjährliche Variabilität der Blütendynamik von 2022 bis 2024 zeigt. Der schädlichen Algenblüte von 2022, die von *Prymnesium parvum* dominiert wurde, ging eine Frühjahrsblüte voraus. Im Gegensatz dazu war die Blüte von 2023 weniger intensiv, während die Hauptblüte von 2024 ähnlich intensiv war wie die Sommerblüte von 2022, aber zu einem anderen Zeitpunkt auftrat. Auch andere Flusssysteme in Europa und weltweit haben in den letzten Jahren Veränderungen in ihrer Phytoplanktodynamik erfahren (siehe Hardenbicker et al., 2014). Im Rahmen dieser Studie wird die Prozessierung des bis 2016 zurückreichenden Sentinel-2 Daten Archives es ermöglichen, die phänologische Entwicklung der verschiedenen Jahre dazustellen und zu vergleichen, und die Besonderheiten der Sommerblüte 2022 zu untersuchen, die unter außergewöhnlichen Bedingungen mit kumulativen hohen Temperaturen und Salinitätseinträgen auftrat (Köhler et al., 2024, Selle 2024). Diese verschiedenen Jahre können dann mit weiteren Parametern (z. B. Leitfähigkeit, Temperatur, pH-Wert und Durchflussraten) integriert werden, um eine wichtige Grundlage für die Untersuchung der komplexen Zusammenhänge zu schaffen, die der schädlichen Algenblüte von 2022 zugrunde liegen.

Darüber hinaus können Near-Real-Time (NRT) Dienste rechtzeitige Entscheidungen und schnelle Reaktionen auf schädliche Algenblüten und deren Eindämmung unterstützen. Behörden setzen bereits NRT-Monitoring durch Messstationen ein, um die Wasserqualität kontinuierlich zu überwachen, potenzielle Risiken frühzeitig zu erkennen und gezielte Maßnahmen zu ergreifen. Allerdings liefern Messstationen oft nur punktuelle Daten, die somit in ihrer räumlichen Abdeckung begrenzt sind. Hier bieten Fernerkundungsdaten eine zusätzliche Informationsquelle, da sie eine räumliche Erfassung ermöglichen und großflächige Veränderungen der Wasserqualität abbilden.

## Schlussfolgerungen

Unsere Ergebnisse zeigen die Anwendbarkeit von Satellitendaten für die Analyse der raum-zeitlichen Chlorophyldynamik in Süßwassersystemen am Beispiel der Oder. Durch die Berechnung der Chlorophyllkonzentrationen auf Basis des gesamten Sentinel-2 Archives werden wir eine detaillierte Analyse der Algenblütentrends und der Umweltfaktoren der letzten acht Jahre durchführen und (Un-)Ähnlichkeiten mit anderen Flusssystemen herstellen. Ein besseres Verständnis der Muster und Veränderungen in Süßwassersystemen ist letztlich der Schlüssel für die Entwicklung besserer Anpassungsstrategien im Klimawandel. Schlussendlich bietet die Einführung eines NRT Dienstes für die Überwachung der Chlorophyllkonzentration eine zukunftsorientierte Perspektive für die Bewirtschaftung aquatischer Ökosysteme.

## Danksagung

Diese Arbeit ist Teil des Projekts ODER~SO, das am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei -IGB- durchgeführt und vom Bundesamt für Naturschutz -BfN- gefördert wird. Wir danken dem Landesamt für Umwelt Brandenburg -LfU- für die Chlorophyll-in situ-Daten auf der deutschen Seite des Odereinzugsgebietes und der Hauptinspektion für Umweltschutz -GIOŚ- als Quelle für die Chlorophyll-Daten auf der polnischen Seite des Odereinzugsgebietes.

## Literatur

- Brockmann, C., Doerffer, R., Peters, M., Kerstin, S., Embacher, S., & Ruescas, A. (2016, August). Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. In Living Planet Symposium (Vol. 740, p. 54).
- Doerffer, R., & Schiller, H. (2007). The MERIS Case 2 water algorithm. International Journal of Remote Sensing, 28(3-4), 517-535.
- Doerffer, R., & Schiller, H. (2008). Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD). Available in PDF at <https://earth.esa.int/documents/10174/1591138/ENVI30a.pdf>.
- Dogliotti, A. I., Ruddick, K. G., Nechad, B., Doxaran, D., & Knaeps, E. (2015). A single algorithm to retrieve turbidity from remotely-sensed data in all coastal and estuarine waters. Remote sensing of environment, 156, 157-168.
- Hardenbicker, P., Rolinski, S., Weitere, M., & Fischer, H. (2014). Contrasting long-term trends and shifts in phytoplankton dynamics in two large rivers. International Review of Hydrobiology, 99(4), 287-299.
- Köhler, J., Varga, E., Spahr, S., Gessner, J., Stelzer, K., Brandt, G., Mahecha, M. D., Kraemer, G., Pusch, M., Wolter, C., Monaghan, M. T., Stöck, M., & Goldammer, T. (2024). Unpredicted ecosystem response to compound human impacts in a European river. Scientific Reports, 14(1), 16445.
- Kuhn, C., de Matos Valerio, A., Ward, N., Loken, L., Sawakuchi, H. O., Kampel, M., & Butman, D. (2019). Performance of Landsat-8 and Sentinel-2 surface reflectance products for river remote sensing retrievals of chlorophyll-a and turbidity. Remote Sensing of Environment, 224, 104-118.
- Nechad, B., Ruddick, K. G., & Neukermans, G. (2009, September). Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of turbidity in coastal waters. In Remote sensing of the ocean, sea ice, and large water regions 2009 (Vol. 7473, pp. 161-171). SPIE.
- Paerl, H. W., & Huisman, J. (2008). Blooms Like It Hot. Science, 320(5872), 57-58.
- Saberioon, M., Brom, J., Nedbal, V., Souček, P., & Císař, P. (2020). Chlorophyll-a and total suspended solids retrieval and mapping using Sentinel-2A and machine learning for inland waters. Ecological Indicators, 113, 106236.
- Selle, B. (2024). An approach for finding causal relations in environmental systems: with an application to understand drivers of a toxic algal bloom. Ecological Processes, 13(1), 8.
- Ślugocki, Ł., & Czerniawski, R. (2023). Water quality of the Odra (Oder) River before and during the ecological disaster in 2022: A warning to water management. Sustainability, 15(11), 8594.
- Sobieraj, J., & Metelski, D. (2023). Insights into toxic *Prymnesium parvum* blooms as a cause of the ecological disaster on the Odra River. Toxins, 15(6), 403.
- Szlauer-Łukaszewska, A., Ławicki, Ł., Engel, J., Drewniak, E., Ciążak, K., & Marchowski, D. (2024). Quantifying a mass mortality event in freshwater wildlife within the Lower Odra River: Insights from a large European river. Science of The Total Environment, 907, 167898.
- UBA (2015): Website des Umweltbundesamtes zur Information über Gesundheitsrisiken durch Cyanobakterien: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/wasserforschung-im-uba/cyanocenter/cyanobakterien#gesundheitsrisiko-durch-giftige-cyanobakterien>
- Virdis, S. G., Xue, W., Winijkul, E., Nitivattananon, V., & Punpukdee, P. (2022). Remote sensing of tropical riverine water quality using sentinel-2 MSI and field observations. Ecological Indicators, 144, 109472.
- Wevers, J., Müller, D., Scholze, J., Kirches, G., Quast, R., & Brockmann, C. (2021). IdePix for Sentinel-2 MSI algorithm theoretical basis document. Online: <https://zenodo.org/record/5788067#.YmucodpByUk>.
- Zhang, W., Liu, J., Xiao, Y., Zhang, Y., Yu, Y., Zheng, Z., Liu, Y., & Li, Q. (2022). The Impact of Cyanobacteria Blooms on the Aquatic Environment and Human Health. Toxins, 14(10), 658.

## **Satellitendaten für Ästuare – der Copernicus High Resolution Coastal Service**

*Kerstin Stelzer<sup>1</sup>, Carole Lebtreton<sup>1</sup>, Dimitry Van der Zande<sup>2</sup>, Quinten Vanhellemont<sup>2</sup> & Martin Böttcher<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Brockmann Consult GmbH, Chrysanderstr. 1, 21029 Hamburg, Germany (kerstin.stelzer@brockmann-consult.de)

<sup>2</sup> Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), Belgium (dvanderzande@naturalsciences.be)

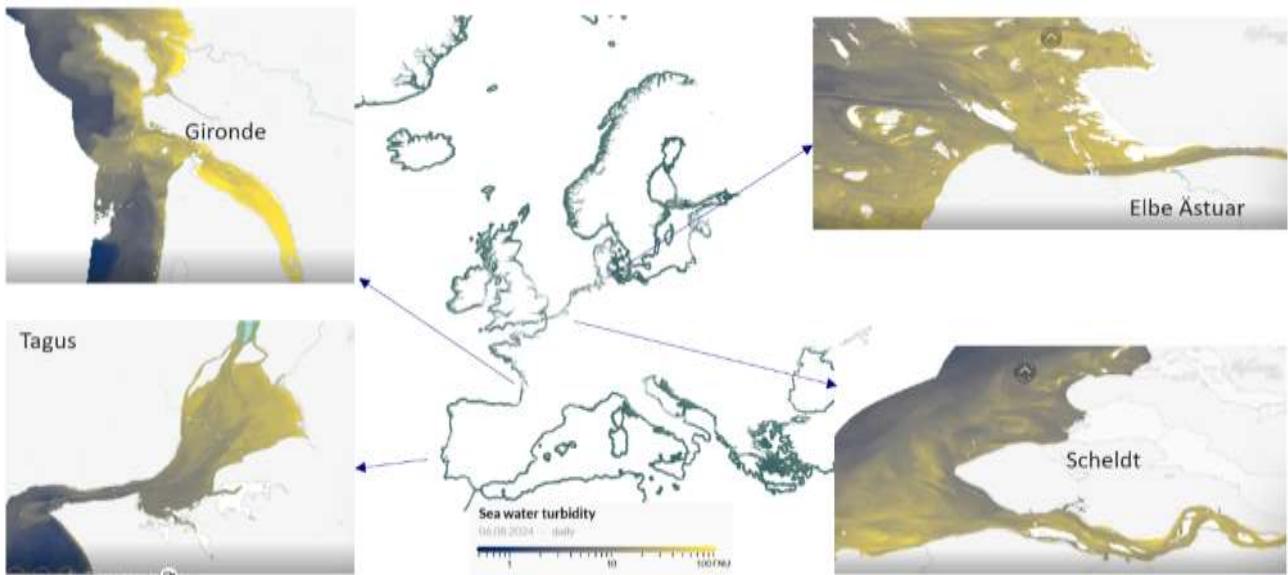
**Keywords:** Copernicus Marine Service, Küstengewässer, Sentinel-2 MSI, Gewässerfernerkundung, Wasserqualität

### **Erweiterter Abstract**

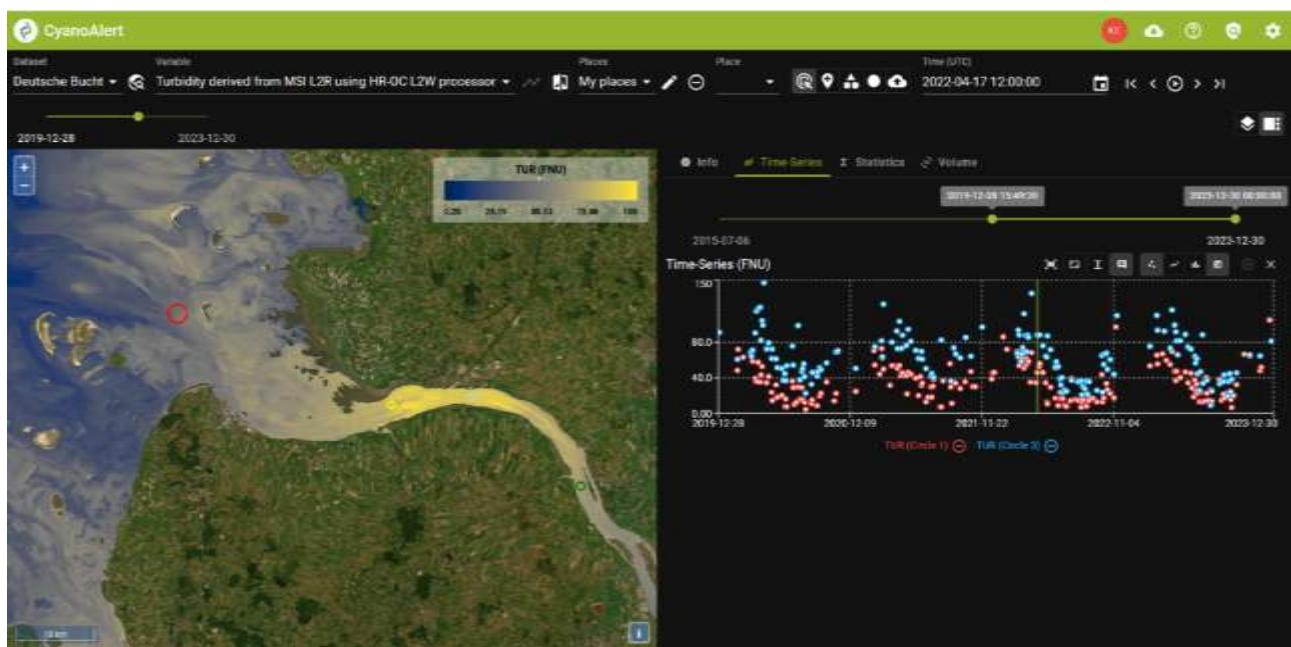
Qualitativ hochwertige satellitengestützte Wasserqualitätsprodukte können wertvolle Unterstützung und Erkenntnisse für die Bewirtschaftung und Überwachung von Binnen-, Übergangs- und Küstengewässern liefern. Die heutige Verfügbarkeit von Erdbeobachtungsdaten (EO) basiert auf traditionellen Ocean Colour Systemen mit mittlerer Auflösung (z. B. SeaWiFS, MODIS-AQUA, MERIS, Sentinel-3/OLCI) aber auch auf hochauflösenden Landsensoren (z. B. Sentinel-2/MSI). Jeder dieser Sensoren bietet spezifische Vorteile in Bezug auf räumliche, zeitliche oder radiometrische Eigenschaften. Im Rahmen von Copernicus Marine werden verschiedene Wasserqualitätsprodukten auf verschiedenen Skalen für unterschiedliche Fragestellungen bereitgestellt.

Mit dem High-Resolution Coastal Service (HROC) bietet Copernicus Marine hochauflösende Wasserqualitätsprodukte auf der Grundlage von Sentinel-2/MSI-Daten für alle europäische Küstengewässer. Es stehen 12 verschiedene Produkte zur Verfügung, die sowohl im Echtzeitdienst als auch als aggregierte Produkte genutzt werden können. Neben den Küstengewässern, die in einem Streifen von 20-km-Streifen zur Verfügung stehen, sind auch die Europäischen Ästuare Teil des Datensatzes. Der Datensatz enthält die Küstengewässer von Ostsee, des Nordwest-Schelfs, der Iberische See, des Mittelmeeres und des Schwarzen Meeres sowie der (europ.) Arktischen Gewässer. Es werden sowohl optische (Wasserreflektanzen, Rückstreuung, Trübung), also auch bio-geophysikalische Parameter (Chlorophyll- und Schwebstoffkonzentration) bereitgestellt. Abb. 1 zeigt die Gesamtdeckung (zentraler Teil) und vier Beispiele der Trübung für europäischen Ästuarregionen (Gironde, FR; Tagus, PT; Elbe, DE, Scheldt, NL/BE).

Für die Prozessierung der Satellitendaten werden zwei sich ergänzende Atmosphärenkorrekturen eingesetzt, die für klare bzw. schwebstoffhaltige Gewässer qualifiziert sind. Die Bestimmung der Chlorophyllkonzentration erfolgt nach der Methode von Lavigne (2021) und die Bestimmung von Schwebstoffkonzentration und Trübung nach Novoa (2017).



**Abb. 1:** Abdeckung des Copernicus Marinens Küstendienst mit einem 20km breiter Streifen aller Europäischer Meere für 6 verschiedene Regionen. In Vergrößerung sind die Trübungsverteilungen einer Aufnahmetages für die Ästuare von Gironde, Tagus, Elbe und der Schelde dargestellt.



**Abb. 2:** Räumlich-zeitliche Darstellung der Trübungsverteilung im Elbeästuar. Links: räumliche Verteilung der Trübung am 17.04.2022, rechts: zeitlicher Verlauf der Trübung an zwei frei gewählten Positionen: rot – im Außenbereich des Ästuars, blau: im Bereich der maximalen Trübungszone der Elbe.

Die Produkte sind seit 2020 verfügbar, wobei regelmäßig (jährlich) Verbesserungen der Algorithmen einfließen. Zu den Verbesserungen gehört die Entwicklung eines Korrekturverfahrens für die deutlichen Detektor-Streifen, die bei S2/MSI-Bildern über Wasser beobachtet werden können. Die Einführung der Reduzierung der Streifen fand im Dezember 2024 statt. Die Reduktion der

Streifenbildung wird durch eine verbesserte Korrektur der direkten Sonnenreflektion an der Wasseroberfläche erzielt und führt in ca. 40% der Produkte zu Verbesserungen.

Bei der Arbeit mit Satellitendaten ist zu beachten, dass nur über wolkenfreien Gewässerflächen Wasserqualitätsprodukte berechnet werden können. Dies schränkt mit unter die Verfügbarkeit der Daten deutlich ein. In tidebeeinflussten Küstengewässern kommt hinzu, dass auch über trockengefallene Tideflächen keine Aussagen über die Wasserinhaltsstoffe getroffen werden können.

Abb. 2 zeigt ein Beispiel für einen Ausschnitt der Produkte für das Elbeästuar in Raum und Zeit. Es ist die Trübung dargestellt.

Die Daten des Dienstes werden regelmäßig mit in-situ Messungen validiert. Dabei werden verschiedene Prozessierungsschritte validiert. So ist der erste Schritt die Atmosphärenkorrektur, deren Ergebnis Wasserreflektanzen sind. Diese bilden die Grundlage für die Berechnung der Wasserinhaltsstoffe. Die Ergebnisse der Validierung und auch die genaue Beschreibung der Prozessierung und der Aufbau der Produkte sind ausführlich dokumentiert.

Über die frei verfügbaren Daten aus den Copernicus Diensten gibt es auch Downstreamdienste, die individuell auf Nutzerwünsche eingehen und die Daten beispielsweise in höherer räumlicher Auflösung oder weiter ins Landesinnere reichende Produkte erzeugen.

## Literatur

- Lavigne, H.; Van Der Zande, D.; Ruddick, K.; Cardoso dos Santos, J.; Gohin, F.; Brotas, V.; Kratzer, S. (2021). Quality-control tests for OC4, OC5 and NIR-red satellite chlorophyll-a algorithms applied to coastal waters, *Remote Sensing of Environment*
- Novoa, S.; Doxaran, D.; Ody, A.; Vanhellemont, Q.; Lafon, V.; Lubac, B.; Gernez, P. (2017). Atmospheric corrections and multi-conditional algorithm for multi-sensor remote sensing of suspended particulate matter in low-to-high turbidity levels coastal waters. *Remote Sens.*, v. 9, 61, DOI 10.3390/rs9010061
- Stelzer, K., Van der Zande, D., Böttcher, M., Lebreton, C (2022): Product User Manual.  
<https://documentation.marine.copernicus.eu/PUM/CMEMS-HR-OC-PUM-009-201to212.pdf>.
- Van der Zande, D., Stelzer, K., Lebreton, C., Dille, A., Shevchuk, R., Santos, J., Böttcher, M., Vanhellemont, Q., Scholze, J (2022): Quality information Document.  
<https://documentation.marine.copernicus.eu/QUID/CMEMS-HR-OC-QUID-009-201to212.pdf>

## Rolle des Sediments im Management von Flachseen

*Kai-Uwe Ulrich<sup>1</sup>, Ina Hildebrandt<sup>1</sup> & Jens Meisel<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> BGD ECOSAX GmbH, Tiergartenstr. 48, 01219 Dresden, post@bgd-ecosax.de,

<sup>2</sup> Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Str. 2e, 14554 Seddiner See, jens.meisel@iag-gmbh.info

**Keywords:** Phosphor-Bilanz, P-Bindungsformen, P-Mobilisierungspotenzial, Therapiemaßnahmen

### **Einleitung**

Bei polytropfen Flachseen richtet sich der Fokus trophiesenkender Therapiemaßnahmen zumeist primär auf das Sediment als interner Phosphorspeicher. Externe P-Einträge sind oftmals schwer zu steuern, insbesondere, wenn der See von Grundwasser gespeist wird. Wurde die externe P-Last unter die erforderliche Frachtschwelle gesenkt, können die häufig polymiktischen Verhältnisse gerade in der Vegetationsperiode die Freisetzung von labil gebundenem Phosphat forcieren und eine zügige Senkung des Trophiegrades trotz niedriger Verweilzeit behindern. Somit stellt sich in der Praxis die Frage nach der Effektivität und Nachhaltigkeit von möglichen Therapiemaßnahmen (insb. Entschlammung, Nährstoff-Fällung, Biomanipulation). Bei Kleingewässern, zumal wenn sie sich in kommunaler Obhut befinden, ist die Datengrundlage für die Erstellung eines wissenschaftlich fundierten Managementkonzeptes oft dürfzig. Ein Ziel der Studie war, diesbezüglich ein tragfähiges Mindestuntersuchungsprogramm zu entwickeln und zu testen. Vorgestellt werden die Ergebnisse von Sedimentuntersuchungen im Hinblick auf P-Bindungsformen, P-Mobilisierungspotenzial und berechnete Diffusionsraten. Am Fallbeispiel des Seddiner Sees wird gezeigt, wie eine P-Fällung mit Polyaluminiumchlorid (PAC) nachhaltig die P-Bindung im Sediment verbessern und dadurch einen geminderten Trophiegrad stabilisieren kann. Aus den vorliegenden Erfahrungen werden Schlussfolgerungen zur Optimierung der Untersuchungsmethodik für ähnlich adressierte Praxisvorhaben gezogen.

### **Material und Methoden**

#### ***Untersuchungsgebiet***

Zu den zwischen 2021 und 2024 untersuchten Flachseen in Brandenburg und Berlin zählen Fennpfuhl, Großer Kolpiner See, Madlitzer See, Petersdorfer See, Santower See sowie Großer Seddiner See.

#### ***Datenrecherche und Mindestuntersuchungsprogramm***

Alle Untersuchungen erfolgten im Zusammenhang mit Machbarkeitsstudien und Vorplanungen zur Vorbereitung der Sanierung und Restaurierung der untersuchten Seen. Die zugrunde liegenden Untersuchungsprogramme bewegten sich in engen finanziellen und damit inhaltlichen Grenzen. Ziel war stets die Aufstellung einer provisorischen Wasser- und Phosphorbilanz unter besonderer

Berücksichtigung der Rolle der Sedimente im Phosphorhaushalt der Seen. Gesonderte wissenschaftliche Untersuchungsprogramme waren nicht Gegenstand der Studien.

Neben der Nutzungshistorie wurden Daten zur Aufstellung einer möglichst fundierten Wasserbilanz erhoben bzw. recherchiert. Diese bildete die Grundlage für eine Nährstoffbilanz, insbesondere für den Phosphor. Wesentlich Bilanzglieder waren Deposition, oberirdische Zu- und Abflüsse, Grundwasserzu- und -abstrom, Badenutzung und Rücklösung aus dem Sediment.

Zur Anwendung kamen akkreditierte Analysemethoden für das Überstand- und Porenwassers sowie den Feststoff (Tabelle 1). Die P-Bindungsformen wurden mittels sequenzieller P-Extraktion nach Psenner et al. (1994), modifiziert nach Hupfer et al. (2009) bestimmt. Unter Einbeziehung von Trockenrückstand und Reindichte wurde daraus das flächenbezogene P-Mobilisierungspotenzial berechnet (Hupfer et al. 2019). Aus den ortho-P-Konzentration im Überstandwasser und im Porenwasser der 0–2 cm Sedimentschicht wurden für mehrere Termine im Jahr die P-Diffusionsraten (in mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) an der Wasser-Sediment-Grenze mit Hilfe des Fick'schen Diffusionsgesetzes errechnet (Sinke et al. 1990, Lewandowski et al. 2002, Hupfer et al. 2019). Diese wurden den mittleren Änderungsraten der Gesamt-P-Konzentration im See zwischen zwei Probenahmeterminen gegenübergestellt.

**Tab. 1:** Analysierte Kenngrößen zur Charakterisierung der stofflichen Sedimentbeschaffenheit und des P-Mobilisierungspotenzials

Kenngrößen des Überstand- u. Porenwassers	Kenngrößen des Feststoffs	Berechnete bzw. geschätzte Kennwerte
pH-Wert, Temperatur	Trockenrückstand	Reindichte
ortho-Phosphat-P	Glühverlust (550 °C, 2 h)	N : P molar
Ammonium-N	Gesamt-Phosphor	Fe : P molar
Sulfat	Gesamt-Stickstoff	S : P molar
gelöstes Eisen	Gesamt-Schwefel	Fe : S molar
	Gesamt-Eisen	
	TIC (Carbonat-Kohlenstoff)	

## Ergebnisse

### Phosphor-Bilanz

Die verfügbaren Daten für die Aufstellung von Wasserbilanzen erwiesen sich als lückenhaft und heterogen; dennoch wurden provisorische Wasserbilanzen aufgestellt. Die provisorischen P-Bilanzen, die für die Untersuchungsgewässer erstellt werden konnten (Tabelle 2), zeichnen sich durch qualitative Einstufungen (bei den Flachseen ohne Zu- und Abfluss: Gr. Kolpiner See, Seddiner See) oder halb-quantitative Angaben (bei den Flachseen mit oberirdischem Zufluss: Fennpfuhl, Santower See) aus. Unter den externen P-Einträgen anteilig relevant waren mit bis zu 40 % die Deposition (insb. Santower See und Seddiner See) und mit bis etwa 22 % Ableitungen aus dem Regenwasser-Kanalnetz beim Fennpfuhl. Die P-Fracht aus dem Grundwasserzustrom wurde als gering oder moderat (bis 20 %) eingeschätzt. P-Einträge über Badenutzung spielten keine (Fennpfuhl) oder nur

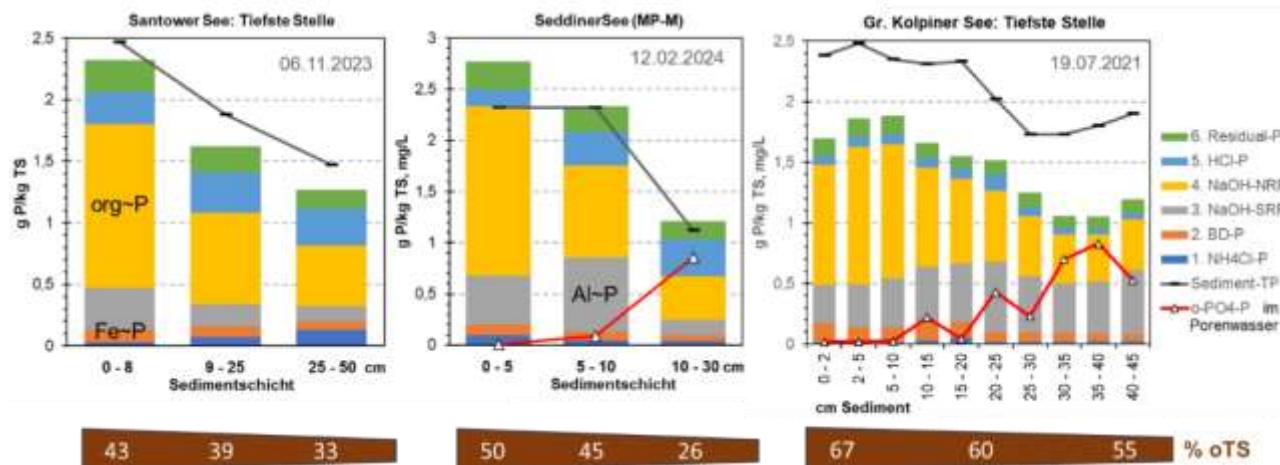
eine geringe Rolle, beim Seddiner See zumindest eine mäßige Rolle. Die gewässerinterne P-Freisetzung aus den Sedimenten erwies sich als saisonal sehr relevant und erreichte beim Santower See und Fennpfuhl einen Anteil von nahezu 50 %.

**Tab. 2:** Halbquantitative und qualitative P-Bilanzen für die Untersuchungsgewässer

Flachsee	mit oberirdischem Zufluss		ohne Zu- und Abfluss	
Name	Santower See	Fennpfuhl	Gr. Kolpiner See	Seddiner See
<b>Extern:</b> Deposition	26 - 41 %	~ 12 %	relevant	mäßig
oberirdische Zuflüsse	10 - 8 %	~ 22 %	-	-
Grundwasserzustrom	20 - 17 %	~ 19 %	gering	gering
Badenutzung	sehr gering	keine	gering	mäßig
<b>Intern:</b> Sediment-RL	44 - 34 %	~ 47 %	saisonally sehr relevant	saisonally sehr relevant

### Phosphor-Bindungsformen

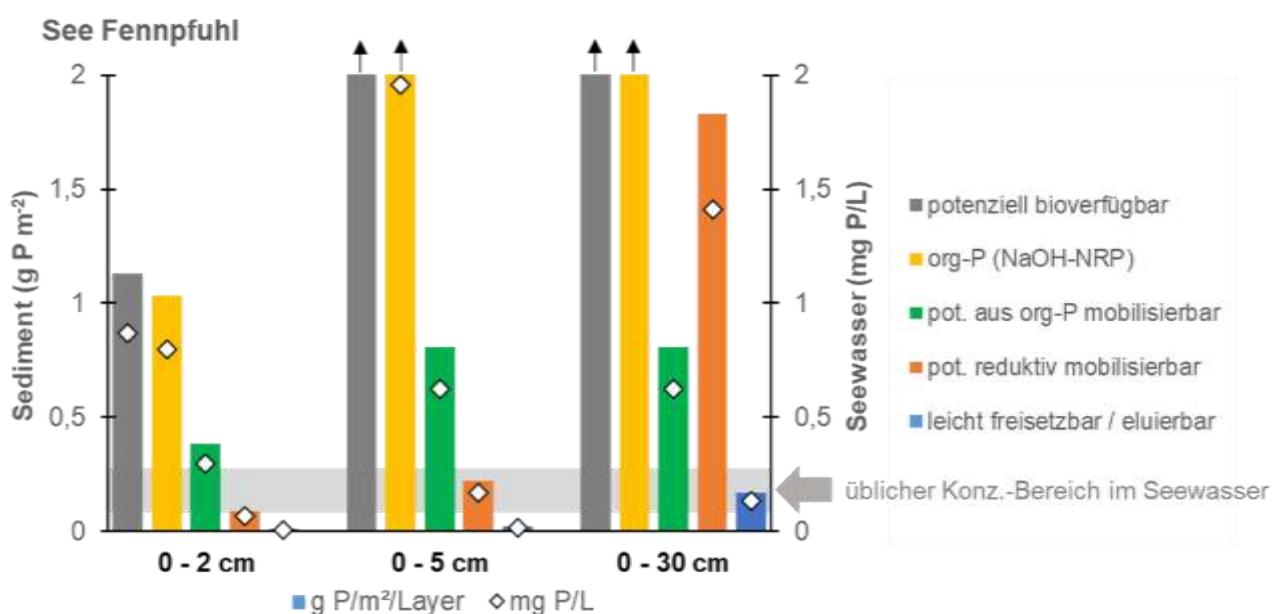
Die Abb. 1 zeigt die methodisch in sechs Fraktionen extrahierten P-Gehalte als gestapelte Säulen im Vergleich zu den durch Königswasseraufschluss bestimmten TP-Gehalten in g/kg Trockensubstanz (TS) und die o-PO<sub>4</sub>-P Konzentration im Porenwasser in mg/L am Beispiel der untersuchten Sedimentschichten vom Santower See, Seddiner See und Gr. Kolpiner See. Tendenziell zeigt sich mit zunehmender Sedimenttiefe ein Rückgang der P-Gehalte, was augenscheinlich mit dem Rückgang der organischen Substanz (oTS) korreliert, und ein Anstieg der o-PO<sub>4</sub>-P Konzentration im Porenwasser. Die dominanten Fraktionen sind, je nach See und Sedimenttiefe, NaOH-NRP (organisch gebundener P), gefolgt von NaOH-SRP (an Metallhydroxide gebundener P, gegen OH<sup>-</sup> austauschbar) oder HCl-P (carbonatisch gebundener P). Der reduktiv lösliche P (BD-P) nimmt meist mit der Tiefe ab, während der eluierbare (austauschbare) NH<sub>4</sub>Cl-P entweder ansteigt (z. B. Santower See) oder abnimmt (z. B. Seddiner See). Am Beispiel des Kolpiner Sees wurde abgeleitet, dass eine feinere Aufteilung in 2 bis 5 cm mächtige Segmente in aller Regel durch Abtrennung von Sedimentschichten mit 5 cm (Oberfläche) bis 20 cm Mächtigkeit ohne nennenswerten Informationsverlust ersetzbar ist.



**Abb. 1:** TP-Gehalt und P-Bindungsformen (in g P/kg TS) sowie o-PO<sub>4</sub>-P-Konzentration im Porenwasser von untersuchten Sedimentschichten aus dem Santower See, Seddiner See und Gr. Kolpiner See; die braunen Trapeze unter den Diagrammen nennen die Gehalte an organischer Trockensubstanz (oTS)

### P-Mobilisierungspotenzial

Als potenziell bioverfügbarer Phosphor wird basierend auf dem Extraktionsprotokoll die Summe aus NH<sub>4</sub>Cl-P, BD-P und NaOH-NRP bezeichnet (Rydin 2000, Reitzel et al. 2005, Hupfer et al. 2019). Ob dieser P-Anteile tatsächlich mobilisiert und ins Seewasser rückgelöst werden, ist jedoch unklar. Unter Einbeziehung der Porenwasseranteile wurde diese bio-P Summe in den P-Gehalt und das theoretische P-Mobilisierungspotenzial pro m<sup>2</sup> Sedimentfläche sowie für die mittlere Seewassertiefe in die potenzielle Erhöhung der P-Konzentration in mg/L umgerechnet. Vergleichend gegenübergestellt wurden die entsprechend berechneten Daten für die NaOH-NRP-Fraktion und den nicht-refraktären, organisch gebundenen P-Anteil, der im Zuge der Diagenese aus dieser Fraktion verschwindet („pot. aus org-P mobilisierbar“), sowie die BD-P-Fraktion und die NH<sub>4</sub>Cl-P-Fraktion. Exemplarisch sind in Abb. 2 diese Ergebnisse für verschiedene Sedimentschichten im Fennpfuhl dargestellt. Es zeigt sich, dass in aller Regel der im Seewasser anzutreffende ortho-P-Konzentrationsbereich durch den in den ersten beiden Fraktionen bis zu einer Sedimenttiefe von 5 cm (max. 10 cm) extrahierbaren Phosphor erklärbar ist. Je nach ausgebildetem Diffusionsgradienten können auch tiefere Sedimentschichten zur diffusiven P-Freisetzung beitragen, die Diffusionsraten sind jedoch erfahrungsgemäß vernachlässigbar. Der potenziell freisetzbare bio-P lässt sich demnach mit der Extraktion der ersten beiden P-Fraktionen (NH<sub>4</sub>Cl-P und BD-P) abschätzen, wobei eine Sedimenttiefe bis 10 cm in aller Regel genügt.



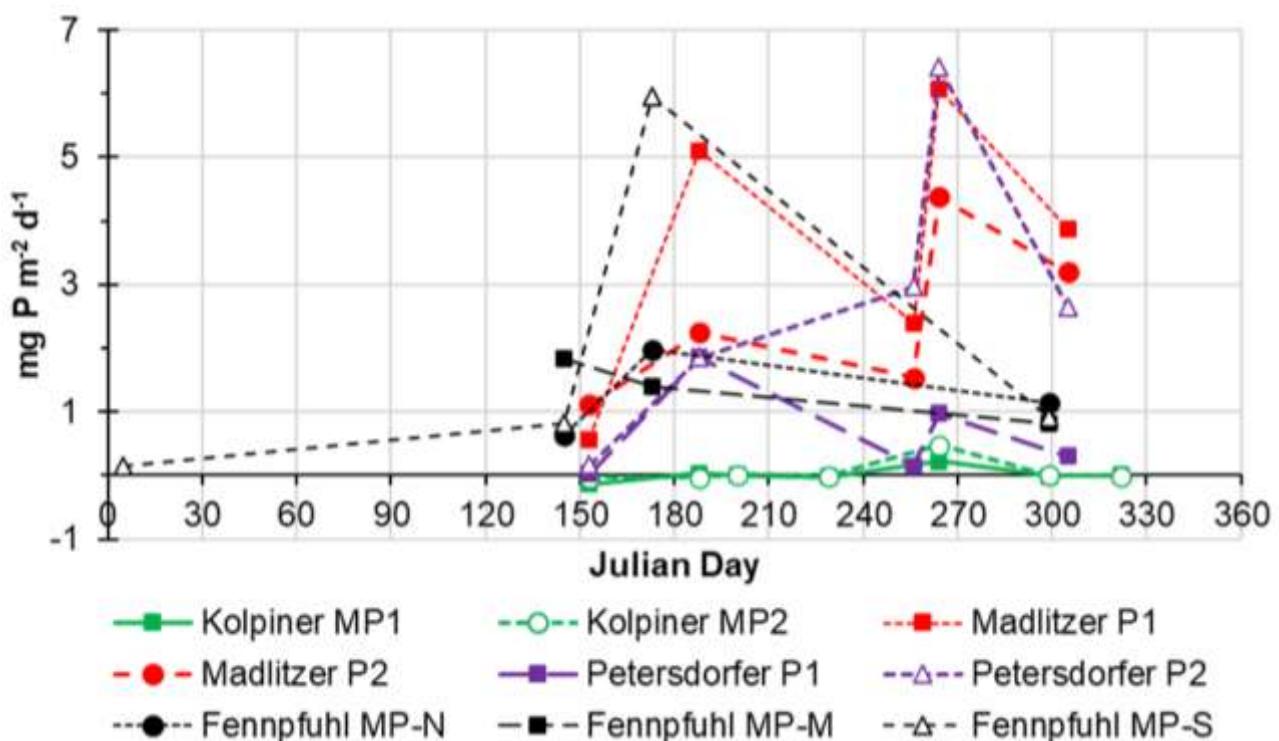
**Abb. 2:** Vergleich von extrahierten bzw. berechneten potenziell mobilisierbaren P-Gehalten pro m<sup>2</sup> Sedimentfläche (linke Ordinate) und daraus berechneter ortho-P-Konzentration im Seewasser (rechte Ordinate) am Beispiel verschiedener Sedimentschichten im See Fennpfuhl

### P-Diffusionsraten

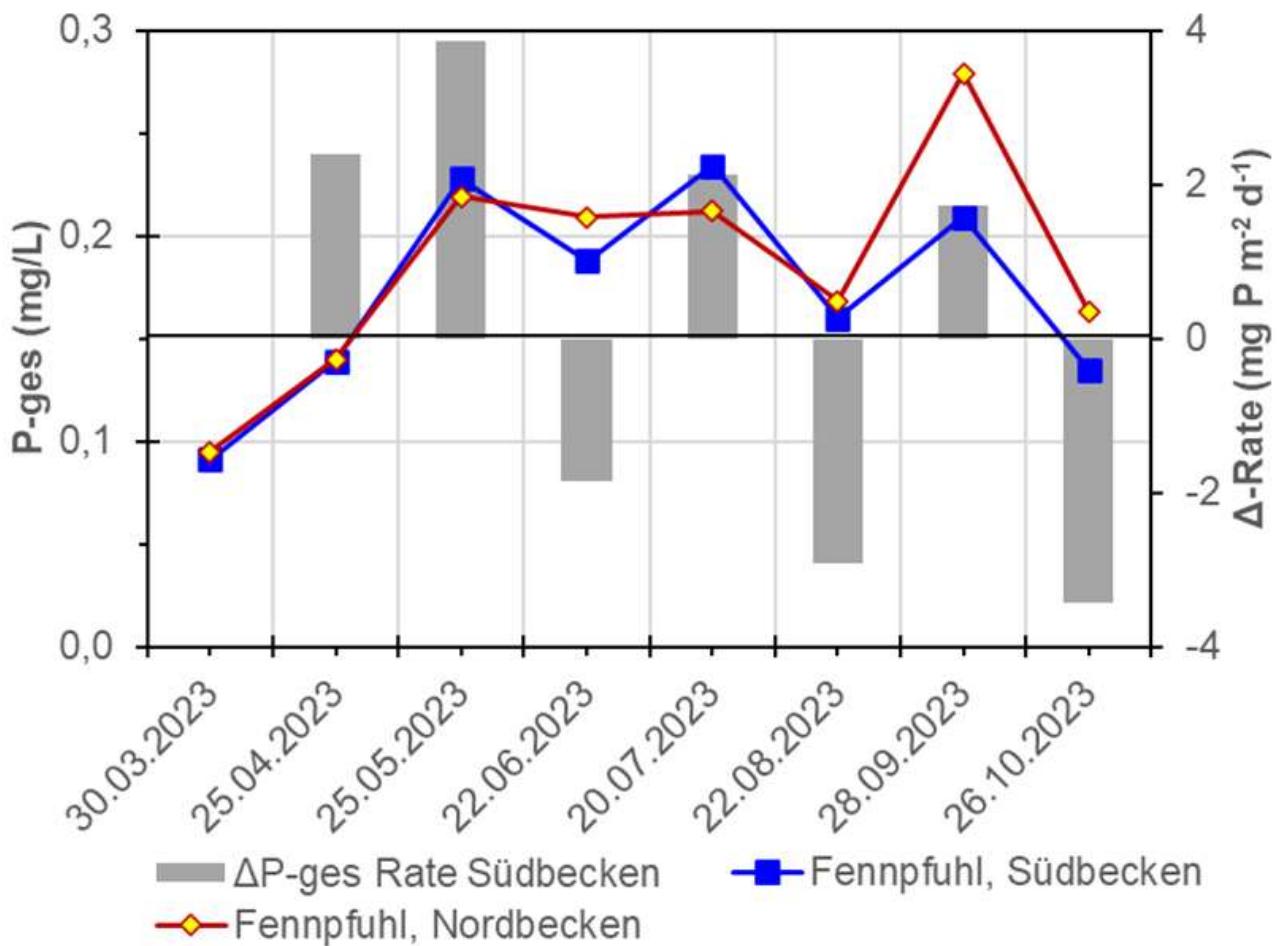
Die Abb. 3 zeigt den Jahresverlauf berechneter Diffusionsraten für ortho-P an der Sediment-Wasser-Grenze im Vergleich verschiedener Messpunkte in vier Flachseen. Mit Ausnahme des Kolpiner Sees, bei dem die Raten sehr gering und teilweise negativ sind (dies bedeutet P-Diffusion vom Wasserkörper ins Porenwasser), dominieren hohe bis sehr hohe P-Diffusionsraten im Frühsommer und im Herbst. Ein Manko ist, dass im Winter und Frühling, mit einer Ausnahme, keine Messdaten erhoben wurden. Eine saisonale Fluktuation mit niedrigen, ggf. leicht negativen P-Diffusionsraten im Winter ist nicht ungewöhnlich. Auffällig sind die seespezifisch und räumlich starken Schwankungen

der Diffusionsraten. So waren beim Fennpfuhl die Diffusionsraten am Messpunkt Süd deutlich höher als bei den anderen beiden Messpunkten. Ähnliche Unterschiede waren beim Petersdorfer See im Herbst zu beobachten.

Am Beispiel des Fennpfuhl ist der Konzentrationsverlauf von P-gesamt in Abb. 4 auf der linken Ordinate und die daraus berechnete Änderungsrate im Seewasser zum jeweils vorherigen Messtermin für das Südbecken auf der rechten Ordinate abgetragen. Deutlich erkennbar ist der mehrfache Wechsel zwischen P-Freisetzung und P-Aufnahme durch das Sediment. Diese Raten sind nicht direkt mit den berechneten Diffusionsraten vergleichbar, weil Phosphor primär in partikulärer Form aus dem Seewasser aussedimentiert und erst im Zuge der Frühdiagenese zu ortho-P mobilisiert wird. Diese Prozesse finden in hocheutrophen Seen oft innerhalb der obersten Millimeter des Sediments statt, was methodisch durch Sedimentkernentnahme mit Porenwassergewinnung kaum zugänglich ist. Hinzu kommt bei Flachseen, dass die tatsächliche P-Freisetzung durch Sediment-Resuspension infolge windinduzierter Turbulenzen höher ausfallen kann als der diffusive P-Austausch an der Sediment-Wasser-Grenze.



**Abb. 3:** Jahresverlauf von berechneten ortho-P Diffusionsraten an der Sediment-Wasser-Grenze mehrerer Messpunkte in verschiedenen Flachseen



**Abb. 4:** Konzentrationsverlauf von P-ges im Jahr 2023 an zwei Messstellen im Fennpfuhl (Symbole, linke Ordinate) sowie daraus berechnete Änderungsrate in  $\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$  für das Südbecken (Säulen, rechte Ordinate)

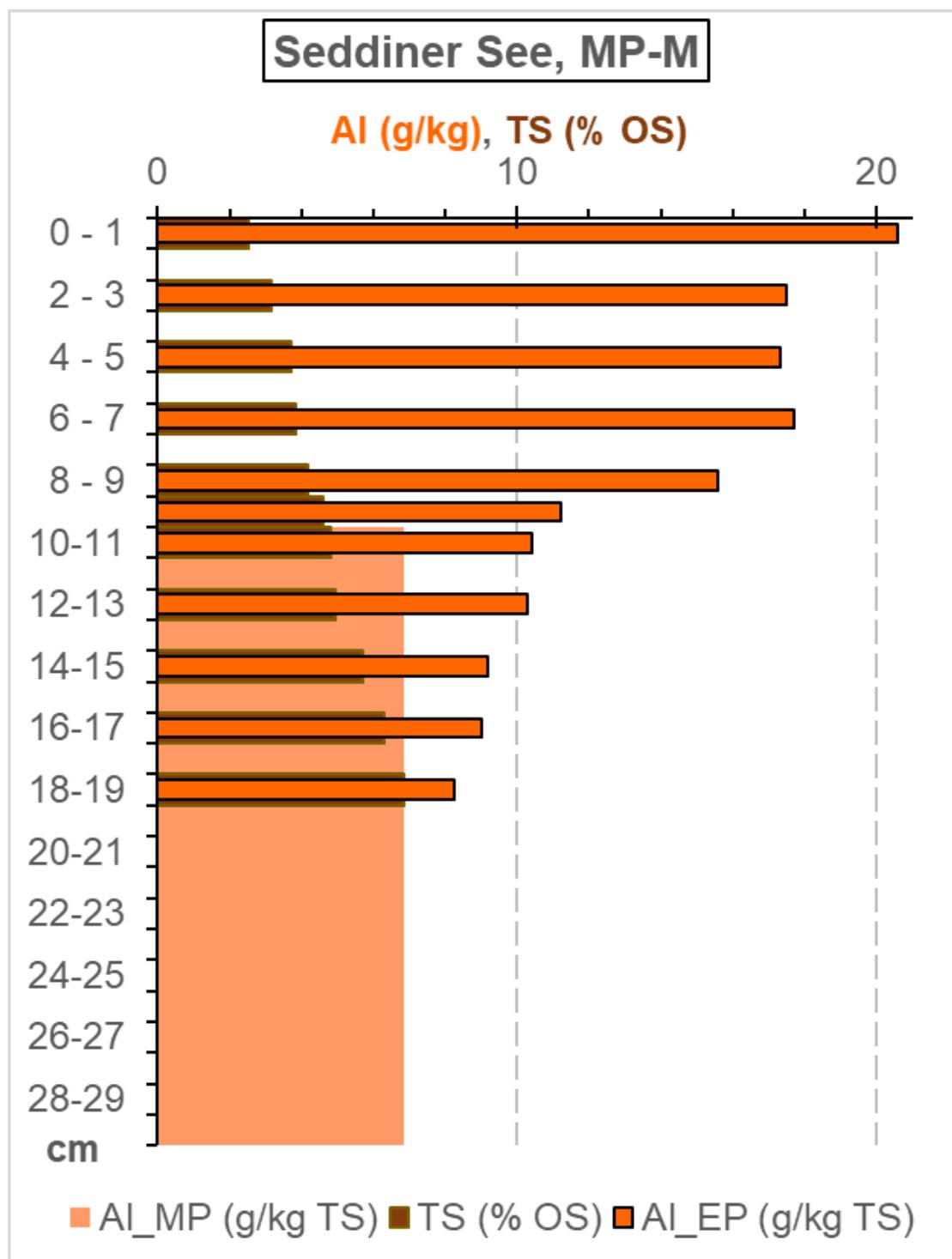
#### Praxisbeispiel Seddiner See

Der Seddiner See war Anfang der 1990er Jahre als hocheutropher See mit Jahresdurchschnittskonzentrationen von P-ges bis 100 µg/l und Chl.-a bis 150 µg/l bekannt. Mit der Extensivierung der Landnutzung nach der politischen Wende verbesserte sich die trophische Situation. Da der See eutroph blieb, begann man Ende der 1990er Jahre mit Managementmaßnahmen. Zunächst wurde zwischen 1999 und 2003 eisenreiches Grundwasser eingeleitet. Verbunden mit einem angrenzenden Golfplatz ging im Jahr 2003 eine Pelicon-Anlage zur externen P-Fällung in Betrieb. Zwischen 2007 bis 2009 erfolgte eine interne P-Fällung mit Polyaluminiumchlorid (PAC). Insgesamt wurden 1.250 t PAC appliziert. In der Folge stabilisierte sich der Trophiegrad an der Grenze von mesotroph-2 zu eutroph-1. Die mittlere Chl.a-Konzentration ging in der Folge auf Werte  $\leq 15 \mu\text{g/l}$  zurück, die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors auf 25–35 µg/l. Im See erfolgte eine flächendeckende Wiederbesiedlung mit submersen Makrophyten.

Bei einer sequenziellen P-Extraktion von Sedimentproben im Februar 2024 fand sich in der 5–10 cm Schicht ein Drittel des TP in der NaOH-SRP-Fraktion, damit als metallisch (mutmaßlich an Al) gebundener Phosphor (s. Abb. 1).

Von Interesse war, ob sich 15 Jahre nach der PAC-Behandlung in tieferen Sedimentschichten ein Al-Konzentrations-Peak als Marker für die Al-Fällung finden lassen würde. Zwei weitgehend ungestörte

Linerkerne wurden zentimeterweise beprobt, das Sediment der jeweiligen Schichten vereint und jede zweite Schicht einem Königswasseraufschluss unterzogen. Die 10–30 cm Schicht wurde zudem als Mischprobe analysiert. Entgegen der Erwartung zeigte das Tiefenprofil keinen Al-Peak in einer bestimmten Sedimenttiefe, sondern den höchsten Al-Gehalt im obersten Zentimeter. Unterhalb von 9 cm Sedimenttiefe war ein sprunghafter Rückgang des Al-Gehaltes festzustellen (Abb. 5). Bis 20 cm Sedimenttiefe zeigte sich ein gleichmäßiger Rückgang des Al-Gehaltes bis zum Niveau der Mischprobe. Der Trockenrückstand war in den oberen Sedimentschichten mit 2–3 Masse-% sehr niedrig und stieg bis 16 cm Sedimenttiefe lediglich auf ungefähr 6 Masse-% an.



**Abb. 5:** **Tiefenprofil des Trockenrückstands** (braune Balken) und Al-Gehaltes in Einzelproben (EP) und der 10–30 cm Mischprobe (MP) am Messpunkt M des Seddiner Sees, Probenahme am 12.02.2024

## Diskussion

Im P-Haushalt von polymiktischen Flachseen spielt das Sediment eine nicht unwesentliche Rolle. Zur größeren Dynamik als bei tiefen, geschichteten Seen tragen die höheren Wassertemperaturen im Sommer (sie beschleunigen Mineralisierungsraten und chemische Reaktionen) ebenso bei wie das Wettergeschehen. Insbesondere Windereignisse können zu verstärkter Sediment-Resuspension führen, wodurch gelöster und mobilisierbarer Phosphor in kurzer Zeit freigesetzt wird und eine interne Düngung bewirken kann. Manche Flachseen wiesen eine „Schwebmudde“ von mehreren Dezimetern auf, d.h. das sehr wasserhaltige Sediment setzt sich schlecht ab und kompaktiert kaum.

Die Sedimentuntersuchung am Großen Seddiner See zeigt, dass der „Schwebezustand“ auch Vorteile haben kann, nämlich dann, wenn die „schwebenden“ Partikel über eine hohe Affinität zu Phosphat und eine hohe Sorptionskapazität verfügen. Mit dem vor 15 Jahren applizierten PAC scheint dies über eine unerwartet lange Zeitspanne zu gelingen. Der damals gefällte Phosphor ist bis 9 cm Tiefe maßgeblich an Aluminium fixiert, und seine Rücklösung ins Porenwasser ist gering (Abb. 1). Der P-Gehalt in den jüngeren Sedimentschichten ist mindestens doppelt so hoch wie in der älteren 10–30 cm Sedimentschicht, die aus der Zeit vor der PAC-Behandlung stammt. Interessant ist, dass der Al-Gehalt in der obersten 0–1 cm Sedimentschicht am höchsten ist, obwohl der mittlere Sedimentzuwachs seit der Maßnahme mind. 0,5 cm/a beträgt. Eine plausible Erklärung dafür ist, dass ein Großteil des hydroxidisch gefällten Aluminiums „in Schweben“ verbleibt bzw. immer wieder resuspendiert und sich aufgrund seiner vergleichsweise niedrigen Reindichte langsamer absenkt als andere mineralische Partikel. Dadurch wird offenbar eine längerwährende P-Bindekapazität an der Sedimentoberfläche bereitgestellt und die P-Rücklösung ins Porenwasser supprimiert. Resuspension und Bioturbation haben nach der PAC-Applikation das Al ins tiefere Sediment eingearbeitet, was sich am stetigen Rückgang des Al-Gehalts unterhalb von 9 cm Tiefe zeigt. Mit diesen Prozessen erklären Meis et al. (2012) nach einer Phoslock®-Zugabe im Clatto-Stausee die Verfrachtung von Lanthan bis in 8 cm Sedimenttiefe.

Was das methodische Rüstzeug und die Strategie zur Untersuchung des Ist-Zustandes von Flachseen unter den finanziellen und zeitlichen Rahmenbedingungen betrifft, hat sich die praktizierte Vorgehensweise grundsätzlich bewährt. Die erste Voraussetzung für die Konzeption und Auswahl erfolgversprechender Managementmaßnahmen ist das Aufstellen einer fundierten Wasserbilanz und daran gekoppelt einer Phosphorbilanz für den See, die möglichst alle potenziellen Elemente der jeweiligen Bilanzen enthält. Die Untersuchungen zur Phosphorbilanz der Sedimente spielen dabei eine zentrale Rolle, weil sie in vielen Flachseen eine sehr wichtige P-Quelle darstellen können und somit zum Hauptgegenstand von Restaurierungsmaßnahmen werden.

Zwingend notwendig sind über das Jahr verteilte Beschaffheitsdaten zum Verlauf der P-Konzentration im Wasserkörper und zur Berechnung der P-Diffusion an der Sediment-Wasser-Grenze. Um den wirksamen Gradienten praktikabel zu erfassen, sollte das Überstandwasser bis wenige Zentimeter über dem Sediment und das Porenwasser in der 0–1 cm bzw. 0–2 cm Sedimentschicht analysiert werden. Weitere Messgrößen gemäß den Vorgaben in Sinke et al. (1990) und Lewandowski et al. (2002) sind Wassertemperatur, pH-Wert, Porosität, Glühverlust.

Für die Bestimmung des P-Mobilisierungspotenzials empfiehlt sich die Untersuchung von zwei Schichten innerhalb der oberen 10 cm und einer tieferen Sedimentschicht, die als Referenz für fortgeschrittene Sedimentdiagenese und/oder einen früheren Belastungszustand dienen kann. Zunächst werden der TP-Gehalt und die P-Bindungsformen mit Hilfe der sequenziellen P-Extraktion nach Psenner et al. (1984) bestimmt. Für die Abschätzung des P-Mobilisierungspotenzials genügt in der Regel die Bestimmung der ersten beiden Fraktionen ( $\text{NH}_4\text{Cl-P}$  und  $\text{BD-P}$ ), was an einem

Arbeitstag erledigt werden kann. So zeigten monatliche Untersuchungen von Spears et al. (2007) an einem Flachsee in Schottland, dass das Sediment im (Früh-) Sommer vor allem reduktiv lösliches und eluierbares Phosphat abgibt, hingegen im Herbst überwiegend Phosphor aus der organisch gebundenen Fraktion freisetzt. Die weiteren Extraktionsschritte können hilfreich sein, um das Prozessverständnis zu erweitern, die dominanten P-Bindungspartner im Sediment zu detektieren und Aussagen zur P-Fixierung im Sediment zu treffen.

## Schlussfolgerungen

Die an den genannten Flachseen des nordostdeutschen Jungmoränenlandes durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, dass die Sedimente der Seen eine sehr bedeutende Phosphorquelle darstellen.

Eine Verbesserung der Wasserqualität der Seen ohne Maßnahmen in Bezug auf die Nährstoffbelastung aus den Sedimenten führt voraussichtlich nicht zu einer nachhaltigen Verbesserung der Verhältnisse. Am Beispiel Großer Seddiner See konnte gezeigt werden, dass die Verbesserung des P-Bindungspotenzials der Sedimente durch eine Nährstofffällung mit Polyaluminiumchlorid zu einer nachhaltigen Verbesserung der Wasserqualität und des ökologischen Zustandes führen kann. Andererseits können Maßnahmen nur dann nachhaltig erfolgreich sein, wenn die externen P-Frachten gering sind oder stark reduziert werden konnten.

Damit stellt die Untersuchung des P-Mobilisierungspotenzials über die P-Bindungsformen sowie der tatsächlichen P-Mobilisierung über die P-Diffusionsraten eine obligatorische Komponente eines Untersuchungsprogramms für Machbarkeitsstudien und Vorplanungen zur Sanierung und Restauration von Flachseen dar.

Weiteren Untersuchungsbedarf sehen wir nach den bisherigen Erfahrungen zum tatsächlichen P-Mobilisierungspotenzial. In allen durchgeführten Untersuchungen war das aus den potenziell bioverfügbaren Phosphorfraktionen (Summe aus NH<sub>4</sub>Cl-P, BD-P und NaOH-NRP) bestimmte P-Mobilisierungspotenzial viel höher als die gemessenen P-Diffusionsraten oder der Anstieg der P-Konzentrationen im Verlauf der Vegetationsperiode. Für die zielführende Dosierung von Al-, Fe- oder La-haltigen Fällmitteln ist jedoch eine realitätsnahe Prognose der tatsächlich mobilisierbaren P-Menge erforderlich.

Ebenso unzureichend beantwortet sind die Fragen der Nachhaltigkeit von Restaurierungsmaßnahmen mit Al-, Fe- bzw. La-haltigen Fällmitteln, die über ein Monitoring der Wasserqualität und von biologischen Qualitätskomponenten (Phytoplankton, submerse Makrophyten) hinaus gehen. Huser et al (2016) stellen die Nachhaltigkeit von Restaurierungsmaßnahmen mit Polyaluminiumchlorid in engen Zusammenhang mit der Dosierung des Fällmittels. Wie die Untersuchungen am Großen Seddiner See gezeigt haben, können jedoch Sedimentuntersuchungen im zeitlichen Abstand nach Abschluss einer Nährstofffällung wichtige Erkenntnisse zum Langzeitverhalten des Aluminiums, Eisens oder Lanthans im P-Haushalt der Sedimente liefern. Solche Untersuchungen liefern wichtige Erkenntnisse zum besseren Verständnis des Erfolges oder Misserfolges einer Seenrestaurierung mittels Nährstofffällung zu Verbesserung des P-Bindungsvermögens der Sedimente.

## Literatur

- Hupfer, M., Zak, D., Roßberg, R., Herzog, C., Pöthig, R. (2009): Evaluation of a well-established sequential phosphorus fractionation technique for use in calcite-rich lake sediments. Limnol. Oceanogr.-Meth. 7: 399 – 410.
- Hupfer, M., Reitzel, K., Grüneberg, B. (2019): Methods for measuring internal loading. In: Steinman, A.D., Spears, B.M. (eds.): Internal phosphorus loading in lakes: causes, case studies, and management. - Plantation: J. Ross Publ., 2019. - chapter 2: 15 – 44.
- Huser et al. (2016): Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. In: Water Research 97: 122 – 132.
- Lewandowski, J., Schäuser, I., Hupfer, M. (2002): Die Bedeutung von Sedimentuntersuchungen bei der Auswahl geeigneter Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 46,1: 2 – 13.
- Meis, S., Spears, B.M., Maberly, S.C., O'Malleya, M.B., Perkins, R.G. (2012): Sediment amendment with Phoslock® in Clatto Reservoir (Dundee, UK): Investigating changes in sediment elemental composition and phosphorus fractionation. Journal of Environmental Management 93: 185 – 193.
- Psenner, R., Pucsko, R., Sager, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. Arch. Hydrobiol. Suppl. 70: 111 – 155.
- Reitzel, K., Hansen, J., Andersen, F.O., Hansen, K.S., Jensen, H.S. (2005): Lake restoration by dosing aluminum relative to mobile phosphorus in the sediment. Environ. Sci. Technol. 39: 4134 – 4140.
- Rydin, E. (2000): Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. Water Res. 34 (7): 2037 – 2042.
- Sinke, A.J.C., Cornelese, A.A., Keizer, P., van Tongeren, O.F.R., Cappenberg, T. E. (1990): Mineralization, pore water chemistry and phosphorus release from peaty sediments in the eutrophic Loosdrecht lakes, The Netherlands Freshwater Biology (1990) 23, 587 – 599.
- Spears, B.M., Carvalho, L., Paterson, D.M. (2007): Phosphorus partitioning in a shallow lake: implications for water quality management. Water and Environment Journal 21: 47 – 53.

# **Morphologische Bestimmung vs. DNA-DNA-Metabarcoding im Kontext einer detaillierten Betrachtung eines renaturierten, urbanen Einzugsgebietes**

*Nele Wittmeier<sup>1</sup>, Dominik Buchner<sup>2</sup>, Svenja Gillmann<sup>1,3</sup>, Marie-Thérèse Werner<sup>2,3</sup>,  
Arne Beermann<sup>2,3</sup>, Florian Leese<sup>2,3</sup>, Armin Lorenz<sup>1,3</sup>*

<sup>1</sup> Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Abteilung Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45141 Essen,  
nele.wittmeier@stud.uni-due.de,

<sup>2</sup> Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Abteilung Aquatische Ökosystemforschung, Universitätsstr. 5,  
45141 Essen,

<sup>3</sup> Zentrum für Wasser- und Umweltforschung, Universitätsstr. 2, 45141 Essen

**Keywords:** Morphologische Bestimmung, DNA-Metabarcoding, Renaturierungshistorie

## **Einleitung**

Die Bestimmung von Makrozoobenthos-Proben (MZB) mittels molekulargenetischer Verfahren, wie DNA-Metabarcoding, wird immer häufiger angewandt. Noch gibt es jedoch keine standardisierten Vorgehensweisen, wenn es darum geht, DNA-Metabarcoding für Monitoringprojekte anzuwenden. Daher bleibt das Sammeln von Daten sowie der Vergleich molekulargenetischer mit morphologischen Bestimmungsmethoden ein zentraler Bestandteil der Forschung, um eine routinemäßige Anwendung zu ermöglichen. Ziel dieser Untersuchung war es, beide Bestimmungsmethoden an denselben Proben anzuwenden, sie somit zu vergleichen und die Vor- und Nachteile beider Methoden herauszuarbeiten. Absicht des Vergleichs war es, einen Überblick über die verschiedenen Einsatzmöglichkeiten zu schaffen und die jeweiligen Stärken aufzuzeigen.

Für die klassische MZB-Bestimmung wird das MZB zunächst aus der Probe sortiert und danach mit Hilfe eines Binokulars bestimmt. Für die Bestimmung mittels DNA-Metabarcoding kann ebenfalls eine Vorsortierung des MZBs vorgenommen werden, oder die gesamte Probe homogenisiert werden. Letzteres würde Zeit einsparen, jedoch stellt sich die Frage, ob das Substrat in der Probe Einfluss auf die Bestimmungsergebnisse hätte. Aus diesem Grund wurde untersucht, ob das beigelegte Substrat das DNA-Metabarcoding beeinträchtigte und die Anzahl detekтирter Taxa verringerte.

Der Vergleich beider Methoden wurde an neun Probestellen mit verschiedener Renaturierungshistorie durchgeführt. Für weitere 17 Probestellen im gleichen Untersuchungsgebiet wurden die Taxa ausschließlich mittels DNA-Metabarcoding der Gesamtprobe bestimmt.

Mit der vorliegenden Studie wollten wir die folgenden Fragen beantworten:

1. Bestehen Unterschiede in den Bestimmungsergebnissen zwischen morphologischer Bestimmung und molekulargenetischer Bestimmung?
2. Erhöht eine Vorsortierung der Proben die mittels DNA-Metabarcoding detektierte Taxazahl?

3. Spiegelt sich die unterschiedliche Renaturierungshistorie der Probestellen in deren Artgemeinschaften wider?

## Material und Methoden

### ***Untersuchungsgebiet Boyesystem***

Die Boye ist ein rechter Zulauf der Emscher im Ruhrgebiet mit einem ca. 80 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiet. Das gesamte Flusssystem mit allen zehn Nebengewässern hat eine Gesamtlänge von 90 km. Das Einzugsgebiet ist urban geprägt und war in weiten Teilen bis vor wenigen Jahrzehnten als offener Schmutzwasserlauf ausgebaut. Seit den 2000er Jahren wurde es renaturiert. Im Rahmen des DFG-Sonderforschungsbereichs RESIST („Multilevel response to stressor increase and release in stream ecosystems“) werden seit 2021 jährlich 20 Probestellen mittels Multi-Habitat-Samplings (MHS) beprobt und das MZB anschließend morphologisch bestimmt. Im Jahr 2022 wurden zusätzlich 28 weitere Probestellen im Abstand von etwa einem Kilometer beprobt. Durch dieses sehr engmaschige Probestellendesign (insgesamt > 50 Probestellen) konnten umfassende Daten erhoben werden. Da die Auswertung des MZBs der „1 km Probestellen“ mittels DNA-Metabarcoding erfolgen sollte, bot sich die Gelegenheit eine Teilmenge dieser Proben auch klassisch morphologisch zu bestimmen und die Ergebnisse zu vergleichen.

Für den Vergleich wurden neun Probestellen ausgewählt, drei in der Boye (Hauptlauf), drei im Vorthbach (Nebenlauf), zwei im Spechtsbach (Nebenlauf) und eine im Schöttelbach (Nebenlauf). Alle Probestellen gehören zu dem LAWA-Typ 14, „Sandgeprägte Tieflandbäche“, unterscheiden sich jedoch in ihrer Renaturierungshistorie. Der Spechts- und Schöttelbach wurden nicht renaturiert, da sie nie Abwasser führend waren und naturnah sind. Zwei der Probestellen im Vorthbach wurden bereits 1993 und die dritte 2011 renaturiert. Die drei Boye Stellen wurden 2002, bzw. die anderen beiden erst 2021 renaturiert.

### ***Makrozoobenthos Beprobung und Auswertung***

Die Beprobung erfolgte durch MHS) nach Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRRL). Anschließend folgte die standardisierte Aussortierung mittels RIVPACS-Methode und anschließender morphologischer Bestimmung nach WRRL auf das Bestimmungsniveau der Operationellen Taxaliste (OTL) nach PERLODES.

Nach der morphologischen Bestimmung wurden die aussortierten Individuen homogenisiert und der restliche Inhalt der Probeneimer ebenfalls. Dafür wurden zunächst mineralische Bestandteile, wie größere Steine, entfernt und die Probe anschließend im Mixer zerkleinert. Für die weiteren Untersuchungen wurde ein Teil des homogenisierten MZBs mit dem homogenisierten Probenrest, im ursprünglichen Mengenverhältnis, wieder zusammengegeben. So ergaben sich drei verschiedene Probenansätze, aus dem aussortierten MZB, dem Probenrest und einer vollständigen Probe, bestehend aus den zunächst getrennten Probenteilen. Alle Proben der drei Probentypen wurden anschließend mittels DNA-Metabarcoding analysiert. Um die morphologischen und molekulargenetischen Ergebnisse vergleichbar zu machen, wurden die erzielten Taxalisten beider Bestimmungsmethoden über PERLODES gefiltert und somit auf das Bestimmungsniveau der OTL angepasst. Des Weiteren wurden die molekulargenetischen Taxalisten der aussortierten Individuen und des Probenrests zusammengeführt. Daraus ergaben sich fünf Taxalisten. Eine jeweils über die aussortierten, morphologisch bestimmten als auch die molekulargenetisch bestimmten Taxa, den Probenrest, die konsolidierte Liste aus dem Probenrest und dem aussortierten MZB und eine für den Probentyp, bei

dem bereits vor dem DNA-Metabarcoding Teile des Probenrests und des aussortierten MZBs wieder zusammengeführt wurden.

Zunächst wurden die Ergebnisse der Bestimmung durch beide Methoden verglichen und geschaut, wie viele Taxa durch die Methoden jeweils identifiziert werden konnten und inwiefern die Ergebnisse voneinander abweichen. Außerdem wurde untersucht, ob es Unterschiede innerhalb der verschiedenen Taxagruppen gab, manche Gruppen also besser von einer der beiden Methoden bestimmt werden konnten.

Um den Einfluss des Substrats auf die Ergebnisse der molekulargenetischen Bestimmung zu untersuchen, wurden die Proben jeweils mit und ohne vorherige Aussortierung des MZBs bearbeitet und verglichen. Dafür wurde ein Teil der zuvor getrennten Probenteile, aus vorsortiertem MZB und Probenrest, nach der Homogenisierung im ursprünglichen Mengenverhältnis wieder zusammengegeben.

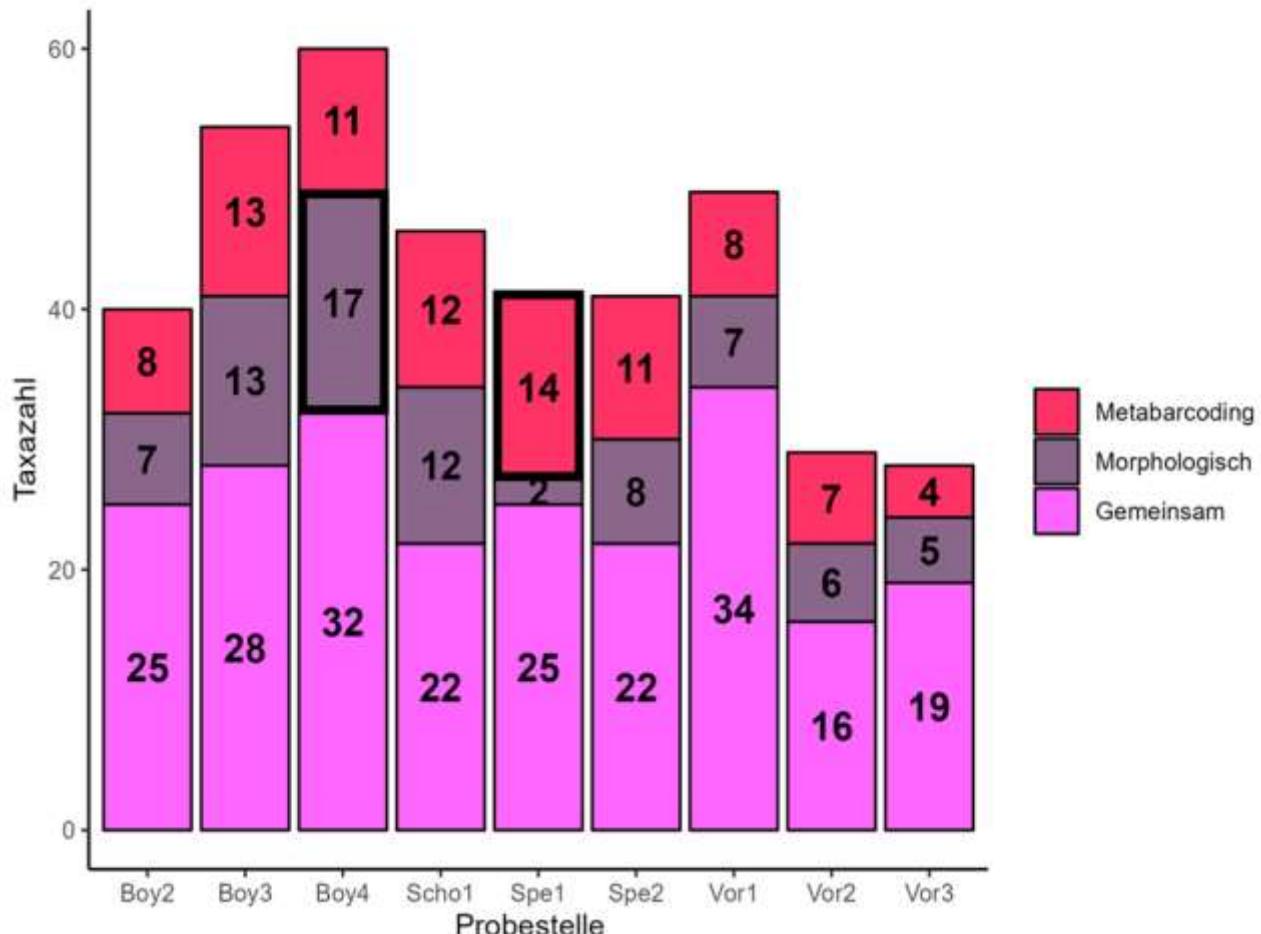
Zuletzt wurde untersucht, inwiefern sich der Zeitraum seit der Renaturierung in der Ähnlichkeit der Probestellen widerspiegelt, ob bspw. jene Stellen, die erst vor Kurzem renaturiert wurden, sich in ihrer Artgemeinschaft von den älteren renaturierten Stellen unterscheidet. Für diese Analyse wurden 26 der Probestellen des 1 km Samplings verwendet. Die weiteren Probestellen wurden nicht vorsortiert, sondern der gesamte Eimerinhalt homogenisiert und mittels DNA-Metabarcoding bestimmt. Dafür wurden die Probestellen in fünf Gruppen eingeteilt, abhängig von ihrem Renaturierungsjahr. Nie Abwasser belastet (12), seit 0 – 5 Jahren abwasserfrei (4), seit 6 – 11 Jahren (1), seit > 11 Jahren (9). Für die Probestellen wurde zunächst ein NMDS-Plot erstellt und die Gruppen farblich markiert, um die (Un-)Ähnlichkeiten visuell darzustellen. Anschließend wurden ANOSIM (Analysis of similarity) Analysen zwischen den Gruppen durchgeführt, um sie auf signifikante Unterschiede zu testen.

## Ergebnisse

### ***Frage 1: Bestehen Unterschiede in den Bestimmungsergebnissen zwischen morphologischer Bestimmung und molekulargenetischer Bestimmung?***

Nach der Filterung über die OTL wurden durch beide Methoden zusammen 114 Taxa detektiert. Dies beinhaltet Taxa aller Gruppen in unterschiedlich hoher taxonomischer Auflösung. Durch DNA-Metabarcoding wurden 94 Taxa identifiziert, durch morphologische Bestimmung 83, wobei 63 Taxa von beiden Methoden gefunden wurden. Exklusiv durch Metabarcoding wurden 31 und durch morphologische Bestimmung 20 Taxa detektiert. Im Durchschnitt wurden somit mit Metabarcoding 75,9% der morphologisch-bestimmten Taxa ebenfalls gefunden.

Der Vergleich zwischen den Probestellen in Abbildung 1 zeigte, dass es bei keiner Probestelle exakt die gleichen Taxa mit beiden Methoden detektiert wurden. Mit Ausnahme von Scho1 lag die Schnittmenge jedoch überall bei über 50 %. In fünf der neun Probestellen wurden mehr OTL-Taxa durch DNA-Metabarcoding und in zwei Fällen mehr Taxa durch morphologische Bestimmung bestimmt. In zwei weiteren Fällen war die Anzahl exklusiv durch nur eine Methode bestimmter Taxa jeweils gleich, nämlich 13 an Stelle Boy3 und 12 an Scho1. Die Differenz der Anzahl exklusiv-bestimmter Taxa beider Methoden war, mit der Ausnahme von Spe1 und Boy4, gering.

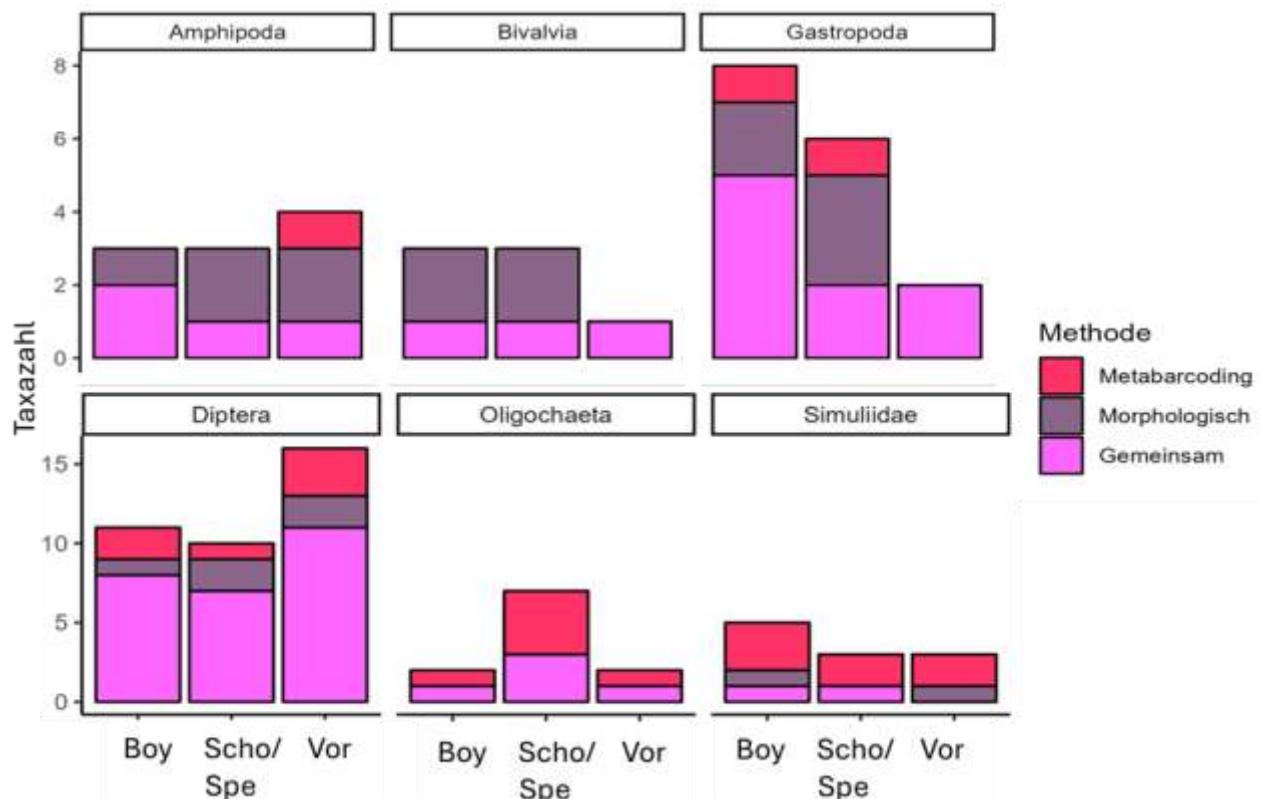


**Abb. 6:** Anzahl der insgesamt bestimmten Taxa pro Probestelle. Unterteilung der gestapelten Säulen in die Anzahl der gemeinsam und exklusiv durch morphologische und genetische Bestimmung detektierten Taxa

An Boy4 kam der größere Unterschied unter anderem dadurch, dass bei den Bivalvia und Gastropoda zwei bzw. drei Taxa ausschließlich morphologisch bestimmten wurden, aber keine exklusiv durch DNA-Metabarcoding. Dass für beide Taxa-Gruppen mehr Taxa morphologisch bestimmt wurden, zeigte auch Abbildung 2. An Spe1 wurden vor allem mehr Oligochaeta und Simuliidae durch DNA-Metabarcoding detektiert.

Eine Differenzierung der Methoden in Bezug auf die verschiedenen Taxagruppen zeigt, dass der Anteil der bestimmten Taxa bei manchen Gruppen unterschiedlich ist und einige Gruppen durch jeweils eine der Methoden besser nachweisbar sind, während es bei anderen keinen Unterschied zu geben scheint.

Gruppen, die mit morphologischen Methoden besser nachgewiesen werden konnten, waren Amphipoda, Bivalvia und Gastropoda. DNA-Metabarcoding konnte mehr Taxa in den Gruppen Diptera, Oligochaeta und Simuliidae feststellen. Eine vollständige Überschneidung der Ergebnisse gab es hingegen bei den Chironomidae, Megaloptera und Plecoptera.



**Abb. 7:** Anzahl der exklusiv durch Morphologie und DNA-Metabarcoding identifizierten Taxa, sowie die Anzahl durch beide Methoden gleich bestimmter Taxa, für die Gruppen Amphipoda, Bivalvia, Gastropoda, Diptera, Oligochaeta und Simuliidae.

Der verwendete DNA-Metabarcoding Primer zielte universell auf Invertebraten ab und funktioniert aufgrund des Designs besser bei Insekten als beispielsweise bei Mollusken. Bei den Amphipoda konnten die Tiere über Metabarcoding zwar meist detektiert werden, aber zweitweise auf einem schlechteren Niveau, wie z. B. Gattung, identifiziert werden, während morphologisch eine Bestimmung auf Artniveau möglich war. Durch diese Unterschiede im Bestimmungsniveau kommen unter anderem die hohen Zahlen in Taxa-armen Gruppen zustande, da hinter der Taxazahl nicht immer nur Arten stehen.

Bei den Gruppen, die besser durch DNA-Metabarcoding bestimmt wurden, finden sich vor allem Taxa, die morphologisch nur geringe oder schlecht erkennbare Unterschiede aufweisen. Die Simuliidae wurden im Larvenstadium bspw. nur auf Gattungsniveau bestimmt, während mit DNA-Metabarcoding eine Bestimmung auf Artniveau möglich war, da ein Nachweis via DNA-Metabarcoding nicht vom Entwicklungsstadium des Organismus, sondern lediglich der Anwesenheit von DNA abhängt.

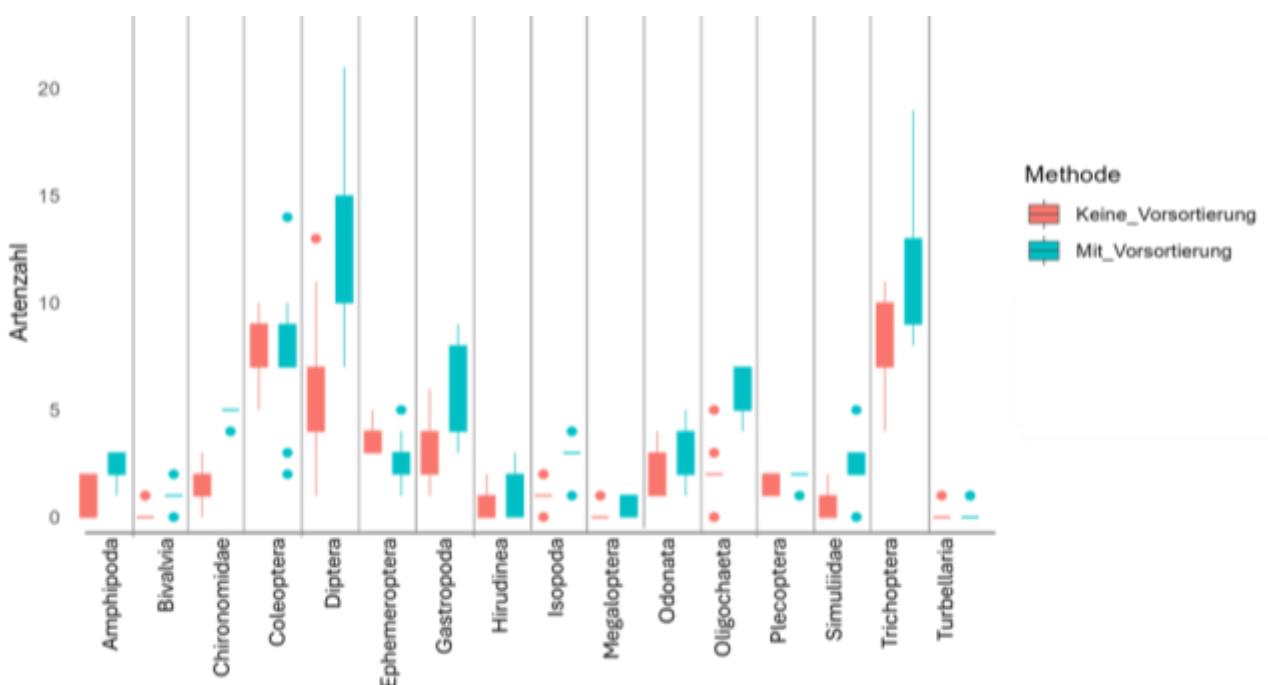
Bei den durch beide Methoden gut nachgewiesenen Taxa handelte es sich entweder um Gruppen, die in der untersuchten Region nur artenarm vertreten sind (bspw. Megaloptera) und daher auf beiden Seiten wenig Fehlerpotenzial existiert, oder aber sie wurden durch die Anpassung an die OTL auf das gleiche Bestimmungsniveau angehoben (bspw. Chironomidae auf Tribus Ebene). DNA-Metabarcoding konnte den Chironomidae-Sequenzen vor der Anpassung an die OTL oftmals auch Gattungen oder Arten zuordnen.

Die Unterschiede in den Bestimmungsergebnissen folgen bei beiden Methoden einem ähnlichen Muster, da die Unterschiede in der Bestimmung für die jeweiligen Taxa über die Probestellen hinweg konstant sind. So ziehen sich Abweichungen Nachweisen via DNA-Metabarcoding im Gegensatz zu morphologischer Bestimmung, wie z. B. ein höheres taxonomisches Level bei Oligochaeta, durch alle Probestellen. Die Ergebnisse sind also zwischen den Methoden teils unterschiedlich, aber innerhalb der Methode konstant.

### **Frage 2 Erhöht eine Vorsortierung der Proben die mittels DNA-Metabarcoding detektierte Taxazahl?**

Verglichen wurden die DNA-Metabarcoding Ergebnisse des gesamten Probeninhalts mit und ohne Vorsortierung des MZBs, sprich die Taxalisten für die der gesamte Probeninhalt gemeinsam homogenisiert wurde und jene, für die zuvor eine Trennung des MZBs vom Probenrest vorgenommen wurde. In den meisten Taxagruppen wurden weniger Taxa in den Proben ohne Vorsortierung gefunden (Abbildung 3). Damit zeigte sich, dass die Substratmenge die Bestimmung erschwerete und die detektierte Taxazahl verringerte. Ausnahmen zeigten sich bei den Ephemeroptera und den Turbellaria. Bei den Ephemeroptera wurden in den Proben ohne Vorsortierung teilweise mehr Taxa gefunden. Die größten Unterschiede waren bei den Diptera, Gastropoda und Oligochaeta zu erkennen.

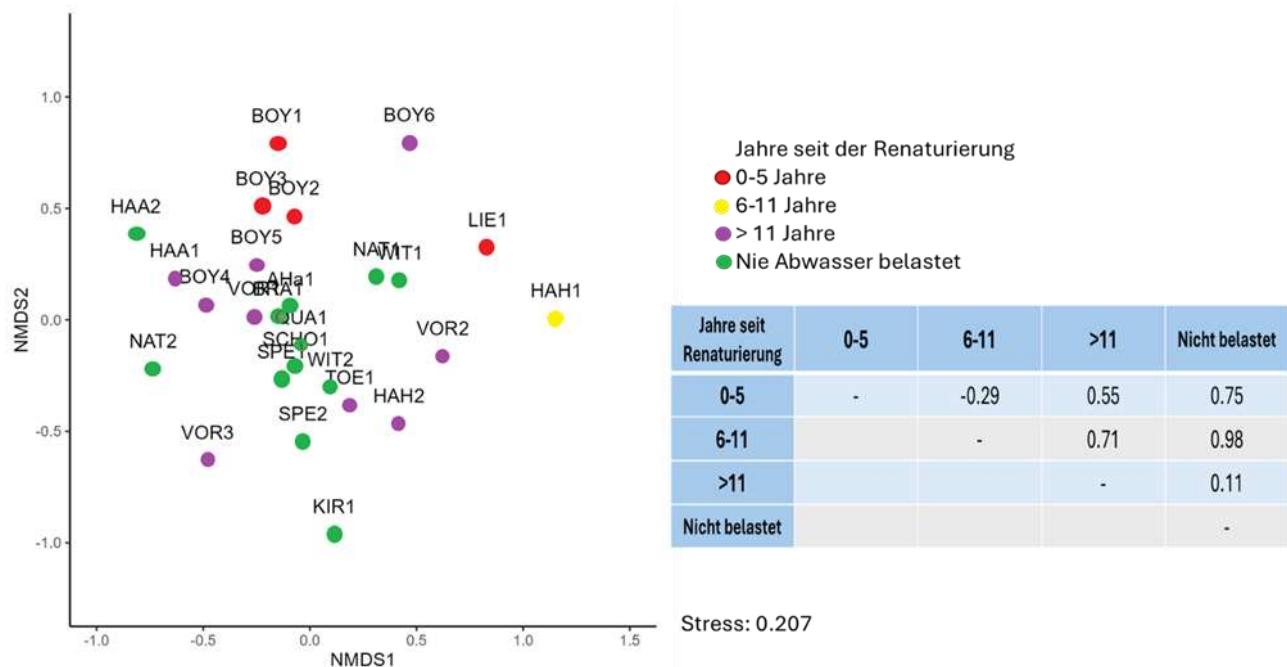
Da Gastropoda bereits zuvor schlechter via DNA-Metabarcoding wurden, hatte die DNA-Verdünnung beim Ansatz ohne Vorsortierung möglicherweise auch hier größere Auswirkungen auf ihre Detektion. Ähnliches galt wohlmöglich für Diptera und Oligochaeta, aufgrund ihrer geringen Größe und teilweise geringen Abundanz in den Proben. Im restlichen Substrat der Probe könnte zu viel DNA von nicht aussortierten Taxa gewesen sein, so dass die DNA kleiner Individuen verdünnt und überdeckt wurden. Andersherum gab es Fälle, in denen Taxa ursprünglich im Probenrest gefunden wurden, in der kombinierten Probe jedoch nichtmehr nachgewiesen wurden. Hierbei kann es sich wiederum um Taxa handeln, die nur in ganz geringer Abundanz in der Probe vorlagen und nur deshalb im Probenrest gefunden werden konnten, da der Großteil des MZBs aussortiert war und dessen DNA die der kleineren, selteneren Taxa nicht überlagern konnte.



**Abb. 8:** Anzahl der durch DNA-Metabarcoding identifizierten Taxa, mit und ohne Vorsortierung der Proben.

### Frage 3: Spiegelt sich die Renaturierungshistorie in der Ähnlichkeit der Probestellen wider?

Die vor über 11 Jahren renaturierten Probestellen sind in ihrer Taxazusammensetzung ähnlicher zu den naturnahen Stellen (Abbildung 4). Die erst vor 0-5 Jahren renaturierten Proben unterscheiden sich hingegen deutlich von den naturnahen Gewässern ab. In der Gruppe der vor 6-11 Jahren renaturierten Stellen gab es nur eine Probestelle. Diese war in der NMDS-Analyse zwar von den anderen deutlich unterschiedlich, statistisch konnte über diese Gruppe jedoch keine Aussage getroffen werden. Für die anderen Gruppen bestätigte die ANOSIM-Analyse jedoch die bereits optisch erkennbaren Ergebnisse des Plots. Die ANOSIM-Ergebnisse werden als R-Werte und p-Werte wiedergegeben. Die R-Werte liegen zwischen -1 und +1, wobei  $R \approx 0$  keinen Unterschied zwischen den Gruppen anzeigt,  $R > 0$  einen größeren Unterschied zwischen den Gruppen als innerhalb der Gruppen zeigt und  $R < 0$  bedeutet, dass der Unterschied innerhalb der Gruppen größer ist als zwischen den Gruppen. Die p-Werte geben Auskunft über die Signifikanz der Ergebnisse, mit  $p \leq 0,05$  = signifikant; die Ergebnisse sind mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht zufällig. Die Gruppen „> 11 Jahre“ und „Nie Abwasser belastet“ waren nicht signifikant unterschiedlich voneinander (R-Wert: 0,11; p-Wert: 0,058), „0-5 Jahre“ war hingegen jeweils signifikant unterschiedlich zu „> 11 Jahre“ (R-Wert: 0,55; p-Wert: 0,003) und „Nie Abwasser belastet“ (R-Wert: 0,75; p-Wert: 0,002). Hierdurch war auch zu erkennen, dass die vor kurzem renaturierten Stellen immer noch messbar ähnlicher zu den vor längerer Zeit renaturierten sind als zu den unbelasteten, obwohl sich diese wieder annähern. Die Probestellen weisen jedoch in einigen Fällen immer noch distinkte Artgemeinschaften auf, auch innerhalb einer Gruppe, z. B. BOY6 in „> 11 Jahre“.



**Abb. 9:** NMDS-Plot der Probestellen des 1km-Sampling, unterteilt nach den Jahren seit ihrer Renaturierung; Ergebnisse der entsprechenden ANOSIM-Analyse.

Was in dieser Analyse nicht vernachlässigt werden darf, ist, dass einige der Probestellen mit ähnlichen Lebensgemeinschaften im gleichen Bach liegen, oder nah beieinander liegen, wie die Boye Stellen 1-3, oder der Spechts- und Schöttelbach. Eine Ähnlichkeit aufgrund räumlicher Autokorrelation ist allein aufgrund dieser Analyse nicht auszuschließen. Trotzdem gibt es einige Beispiele, wie NAT1 & 2, Vor1-3, oder auch HAH1 & 2, die zeigen, dass dies nicht für alle

Probestellen gilt und eine Ähnlichkeit lediglich durch räumliche Nähe dort nicht angenommen werden kann. Die Ähnlichkeit von Artgemeinschaften aufgrund der Renaturierungshistorie scheint somit eine plausible Erklärung zu sein. Eine komplette Übereinstimmung der Gemeinschaften zwischen den unbelasteten Stellen und den „> 11 Jahre“ Stellen ist auch deshalb nicht zu erwarten, da auch die unbelasteten Probestellen nicht eine bestimmte Arten Zusammensetzung aufweisen und aufgrund verschiedener hydromorphologischer Faktoren und ihrer Umgebung, teilweise deutlich voneinander Abweichen und distinkte Artgemeinschaften besitzen (bspw. KIR1).

## **Schlussfolgerungen**

Die Ergebnisse zeigen, dass sich DNA-Metabarcoding und morphologische Bestimmung gut ergänzen. Beide Methoden konnten die Mehrzahl der Taxa gemeinsam detektieren, beide Methoden wiesen jedoch auch exklusiv Arten nach. Eine Kombination beider Methoden hilft somit, eine höhere Biodiversität in den Gewässern nachzuweisen. Welche Methode primär genutzt wird, sollte von den Zieltaxagruppen der Untersuchung abhängig gemacht werden. Den Zeitaufwand des DNA-Metabarcodings zu reduzieren, indem keine vorherige Aussortierung der Taxa stattfindet, ist möglich, geht aber mit einem teils deutlichen Verlust an Taxa einher.

Der Vergleich der Artgemeinschaften in Abhängigkeit zur Renaturierungshistorie zeigt, dass sich die renaturierten Probestellen mit der Zeit den unbelasteten zunehmend wieder stärker hinsichtlich der detektierten Taxa ähneln, jedoch zum Teil immer noch distinkte Artgemeinschaften zwischen den Gewässern bestehen.

## **Danksagung**

Mein Dank gilt den Arbeitsgruppen „Aquatische Ökologie“ und „Aquatische Ökosystemforschung“ der Universität Duisburg-Essen. Gefördert durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) – SFB 1439/1 RESIST 2021 – 426547801.

## **Satellitenbasiertes Seenmonitoring in Baden-Württemberg – erste Erfahrungen und weitere Schritte**

*Thomas Wolf<sup>1</sup>, Kristina Popp<sup>1</sup>, Philipp Bauer<sup>2</sup> & Hendrik Berner*

<sup>1</sup> Institut für Seenforschung der LUBW ([thomas.wolf@lubw.bwl.de](mailto:thomas.wolf@lubw.bwl.de)), <sup>2</sup> EOMAP ([philipp.bauer@eomap.com](mailto:philipp.bauer@eomap.com))

**Keywords:** Seen, Fernerkundung, Gewässermonitoring, ESA, Sentinel, Copernicus, LUBW

### **Einleitung**

Das Land Baden-Württemberg verfügt über eine große Anzahl von natürlichen Seen, Weihern und künstlichen stehenden Gewässern. Es gibt 28 Wasserkörper mit einer Fläche größer als 50 Hektar, etwa 260 Seen größer als 10 Hektar und rund 1300 Seen größer als 1 Hektar. Die Gesamtheit dieser Seen und deren Gewässerqualität mit herkömmlichen in situ Messprogrammen zu überwachen, ist logistisch unmöglich. Satellitenbasierte Fernerkundungsverfahren bieten auf dem Gebiet des Umweltschutzes und der Gewässerüberwachung neue Möglichkeiten, um für eine Vielzahl dieser stehenden Gewässer Informationen zur Gewässerqualität abzuleiten.

Die Fernerkundung hat sich dabei als ein unverzichtbares Werkzeug für die Überwachung von Gewässern etabliert. Sie ermöglicht eine umfassende und regelmäßige Erfassung von großflächigen Daten, die mit traditionellen Methoden kaum oder nur mit erheblichem Aufwand zugänglich wären. Die Möglichkeit, Veränderungen in der Wasserqualität, Umweltbelastungen und langfristige Trends zu überwachen, ist für die Bewirtschaftung und den Schutz von Gewässern von zentraler Bedeutung. Besonders bei Binnengewässern, die oft stärker von menschlichen Aktivitäten beeinflusst werden, bietet die Fernerkundung damit einzigartige Einblicke, die auch Rückschlüsse auf anthropogene Einflüsse gestatten.

Mit den modernen und langfristig als Plattform betriebenen Satelliten, Datenbanken und Diensten des europäischen Copernicus-Programmes (<https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/home>) und den Pendants des USGS (<https://www.usgs.gov/landsat-missions>) stehen satellitenbasierte Informationen für ein Gewässermonitoring zur Verfügung, das sowohl größere Gewässer mit Satelliten mit größerer räumlichen Auflösung (z. B.: Sentinel 3, dx= 300 m) und einer hohen Abtastrate/Überflugfrequenz (1 Tag) als auch kleinere Gewässer mit Satelliten mit höherer räumlicher Auflösung (z. B.: Sentinel 2 A/B dx = 10 - 60 m) und geringerer Abtastrate/Überflugfrequenz (3 bis 5 Tage) erfassen kann.

### **Hybride Implementierung der Fernerkundungsmethodik**

Das Institut für Seenforschung (ISF) der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) hat ein landesweites, satellitenbasiertes Gewässermonitoring implementiert, basierend auf den Projekten

- WasMon-CT ([https://www.d-copernicus.de/fileadmin/Content/pdf/Beispiele-aus-Deutschland/umwelt-naturschutz/WasMon-CT\\_15.7.16.pdf](https://www.d-copernicus.de/fileadmin/Content/pdf/Beispiele-aus-Deutschland/umwelt-naturschutz/WasMon-CT_15.7.16.pdf)) und

- SAMOSEE-BW (<https://um.baden-wuerttemberg.de/de/umwelt-natur/nachhaltigkeit/nachhaltige-digitalisierung/projekte/samosee-bw>)

Dabei wurde von der LUBW ein hybrides Modell gewählt, bei dem in einem ersten Schritt vom Serviceprovider EOMAP ([www.eomap.com](http://www.eomap.com)) aus den Satellitenrohdaten georeferenzierte und atmosphärenkorrigierte Gewässerparameter generiert werden. Im zweiten Schritt werden diese Daten am Institut für Seenforschung der LUBW mit hausinternen MATLAB-Scripten prozessiert und anwenderorientierte Informationsprodukte abgeleitet.

Mit den zur Verfügung stehenden Prozessierungsplattformen können unterschiedliche Gewässerqualitätsdaten abgeleitet werden, wie zum Beispiel Chlorophyll a, Trübung, Sichttiefe Blaualgenindikator und Gelbstoffkonzentrationen etc.pp.. Mit diesem Satz limologisch relevanter Gewässerparameter kann eine erste Bewertung des Gewässerzustandes und seiner zeitlichen Entwicklung anhand der zeitlich und räumlich hochauflösten Gewässerqualitätsdaten für eine Vielzahl von Gewässern vorgenommen werden (indikatives Gewässermonitoring).

Inzwischen wurden am ISF der LUBW retrospektiv Gewässerqualitätsdaten für Seenensemble von 50 Seen für das Jahr 2022 bzw. 200 Seen für die Jahre 2023 und 2024 für das Land Baden-Württemberg prozessiert.

In 2024 wurde außerdem zusätzlich ein neues Satelliten-Retrieval-System (eoApp AQUA) erprobt, dass in nahezu Echtzeit Satellitendaten aufbereitet (NRT/Near Real Time Processing - die Gewässerqualitätsdaten stehen üblicherweise wenige Stunden bis zu einem Tag nach dem Satellitenüberflug zur Verfügung) und Visualisierungs- und Alarmfunktionen für das operative Gewässermonitoring zur Verfügung stellt.

Die satellitenbasierten Gewässerinformationen werden für folgende Themen und Ziele verwendet:

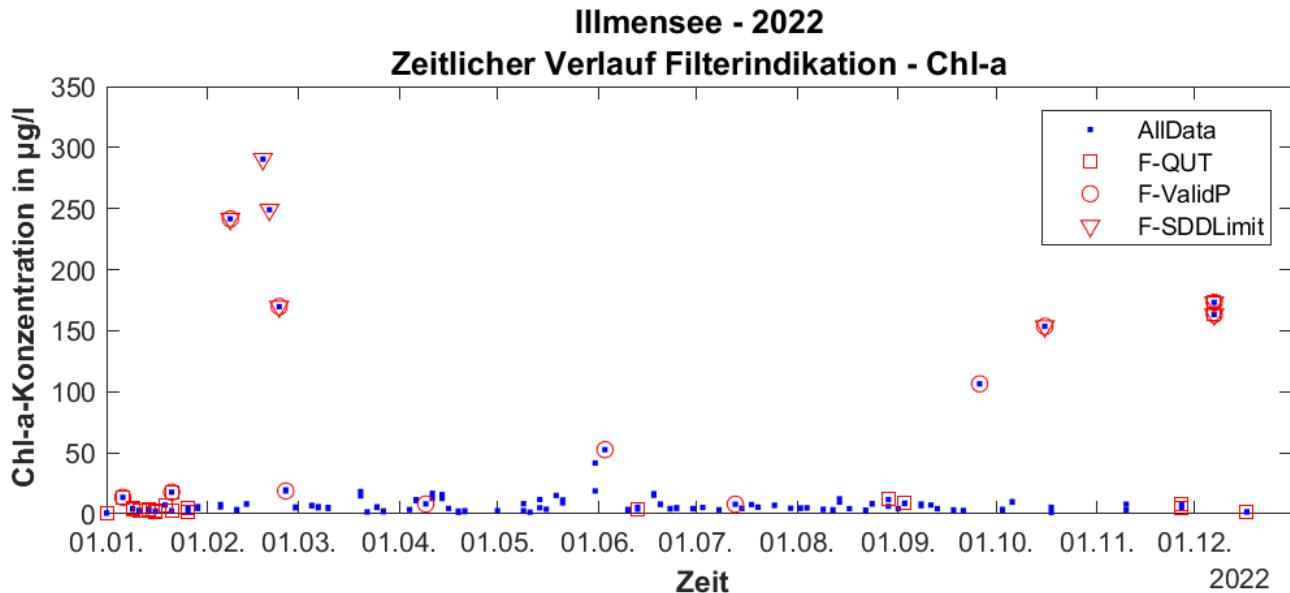
- Ergänzung und Erweiterung bestehender in situ Seenmonitoringprogramme.
- Indikatives Gewässermonitoring - für eine Vielzahl kleiner Seen können satellitenbasierte Fernerkundungsdaten häufig erstmalig einen Satz von limnologische Basisinformationen liefern, die eine erste Einordnung und Bewertung des Gewässerzustandes gestatten.
- Ableitung von relevanten Basisinformationen zur Gewässerqualität für ein landesweites Monitoring einer großen Anzahl von kleinen Seen
- Sehr hohe räumliche und zeitliche Auflösung Gewässerqualitätsinformationen
- Veränderungsanalysen (change detection) anhand von interannualen und intraannualen Vergleichen der satellitenbasierten Gewässerqualitätsinformationen
- Steuerung von in situ Monitoringprogrammen
- In Zukunft potentiell online Alarmsysteme z. B. für Blaualgenblüten

## **Satellitenfernerkundung - Qualitätsmanagement (QM)**

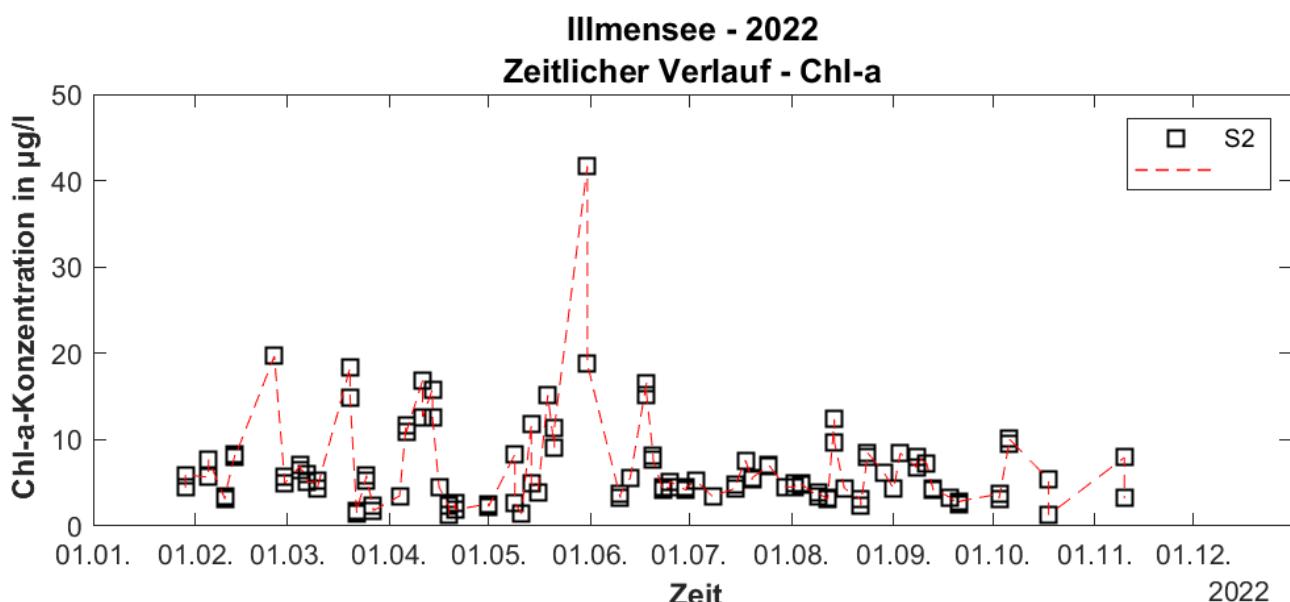
Satellitenbilder unterliegen vielfältigen Störeinflüssen (z. B. Dunst, Sunglint, Ufereffekte - üblicherweise geht man von etwa 2 – 6 % Nutzsignal aus), die durch die entsprechenden Satelliten-Retrieval-Algorithmen identifiziert und aus den Rohdaten herausgefiltert werden müssen, um qualitativ hochwertige und belastbare Informationen zur Gewässerqualität ableiten zu können. Die Entstörungsalgorithmen sind wesentlicher Bestandteil des Prozessierungs-Workflows der multispektralen Satellitenbilder. Diese Algorithmen geben u.a. auch Informationen zur Qualität und

Quantität der verschiedenen Störgrößen – sogenannte Qualitätsmaße (QUT) - für jeden Satellitenüberflug und jeden abgeleiteten Gewässerqualitätsparameter auf Pixel-Basis aus und ermöglichen somit ein feingranulares Qualitätsmanagement der satellitenbasierten Gewässerqualitätsinformationen.

Dieses Qualitätsmanagement erfolgt regelbasiert, d.h. die Gewässerqualitätsdaten werden zusammen mit den Qualitätsmaßen mit in house entwickelten MATALB-Routinen prozessiert und hinsichtlich der Robustheit und Qualität der Gewässerinformationen mit fest vorgegebenen Filterkriterien bewertet und automatisch gefiltert (siehe Abb. 1: Originalzeitreihe mit Filterindikationen und Abb. 2: gefilterte Zeitreihe).



**Abbildung 1:** Zeitreihe der Chlorophyll-a-Konzentrationen im Illmensee im Jahr 2022 mit Informationen zu QUT-Qualitätsmaßen und Anwendung von regelbasierten Filterkriterien (Filterindikationen).



**Abbildung 2:** Zeitreihe der Chlorophyll-a-Konzentrationen im Illmensee im Jahr 2022 nach Filterung mit QUT-Qualitätsmaßen.

## Anwenderorientierte, intuitiv erfassbare Informationsprodukte

Satellitendaten sind per se relativ komplex und kommen mit einer Anzahl verschiedener Formate (z. B. kml, GeoTiff, pdf). Für Baden-Württemberg werden darüber hinaus insgesamt etwa 3 bis 4 Terabyte pro Jahr an Daten im Rahmen des satellitenbasierten Gewässermonitorings zur Verfügung gestellt.

Diese sehr großen und komplexen Datenmengen für den behördlichen Alltag und die behördlichen Monitoringaufgaben aufzubereiten und in einer gut verständlichen, leicht anwendbaren Form zur Verfügung zu stellen, ist eines der wichtigsten Themen und Aufgaben des an der LUBW implementierten satellitenbasierten Gewässermonitoringprogramms.

Dabei werden folgende Ziele verfolgt:

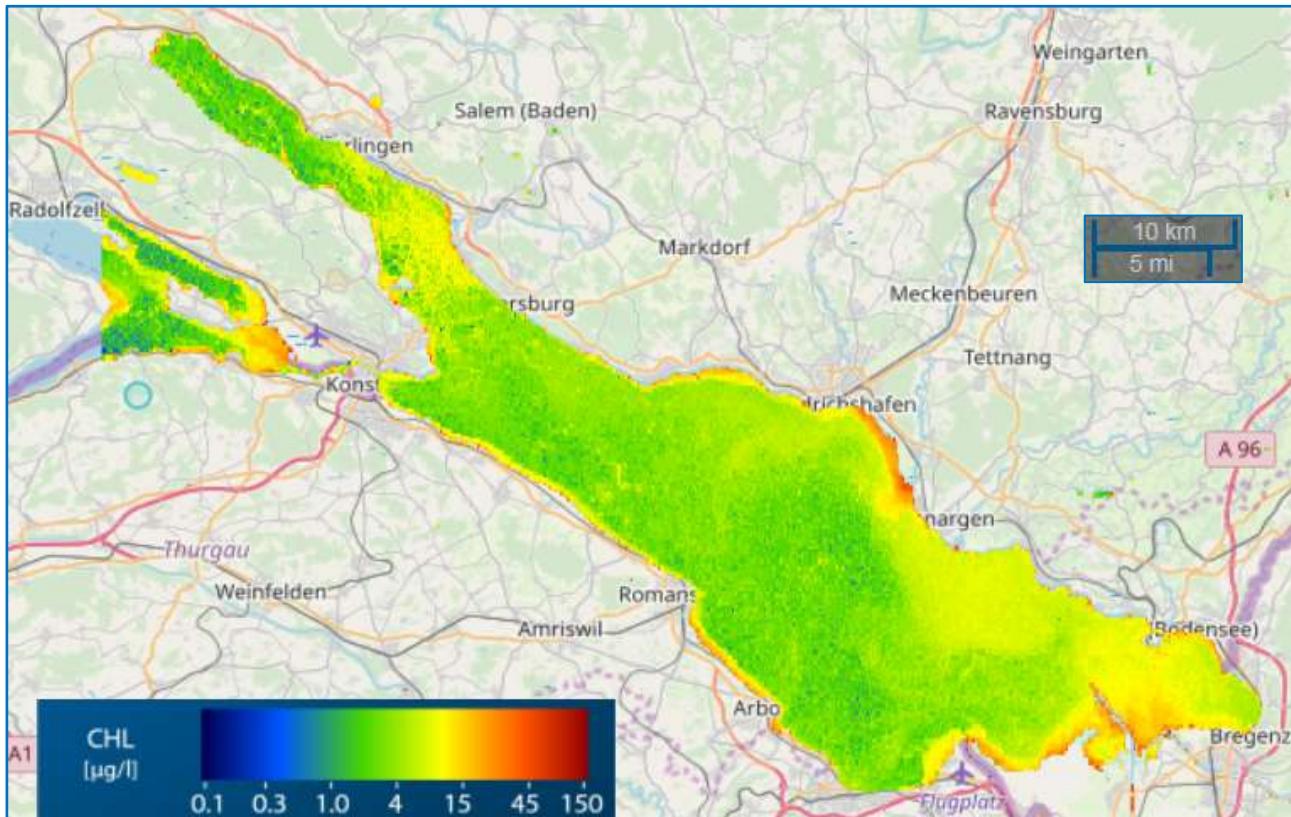
- Leichter und intuitiver Zugriff auf Satellitendaten für Sachbearbeiter vor Ort ohne vertiefte Fernerkundungskenntnisse
- Fernerkundungsdaten müssen mit Standard-IT-Arbeitsmitteln des Gewässerschutzes (z. B. Excel, Bildbetrachter, GIS-Systeme) nutzbar sein, ohne dass Spezialsoftware in den Arbeitsprozess bzw. behördlichen Alltag integriert werden muss (z. B. R oder Python oder MATLAB)
- Problemlose Verwendung der angebotenen Informationsprodukte für Routineaufgaben und -themen der Behörden

Dazu wird am ISF der LUBW aus den Ausgangsdaten ein ganzes Portfolio an verschiedenen anwenderorientierten, intuitiv erfassbaren Informationsprodukten mit Hilfe von in house MATLAB-Routinen generiert, das u.a. folgende Formate und Darstellungen umfasst:

- Excel-Tabellen mit den nach Seen und pro Jahr aggregierten Gewässerqualitätsparametern inklusive basisstatistischen Informationen
- Zeitreihendarstellungen
- Boxplots
- Heatmaps
- Karten
- Videos

Pro See und Jahr werden aktuell insgesamt für 8 Parameter jeweils 7 unterschiedliche Darstellungsformen sowie eine Excel-Datei mit Basisstatistik-Informationen zur Verfügung gestellt. Diese seebezogenen Darstellungen und Informationen werden durch Übersichtsgrafiken (siehe Abb. 3) ergänzt.

Mit dieser Palette intuitiv erfassbarer Informationsprodukte können die entsprechenden satellitenbasierten Gewässerqualitätsinformationen einfach in die behördlichen Arbeitsprozesse integriert werden und für Fragen des vorsorgenden Gewässerschutzes genutzt werden.

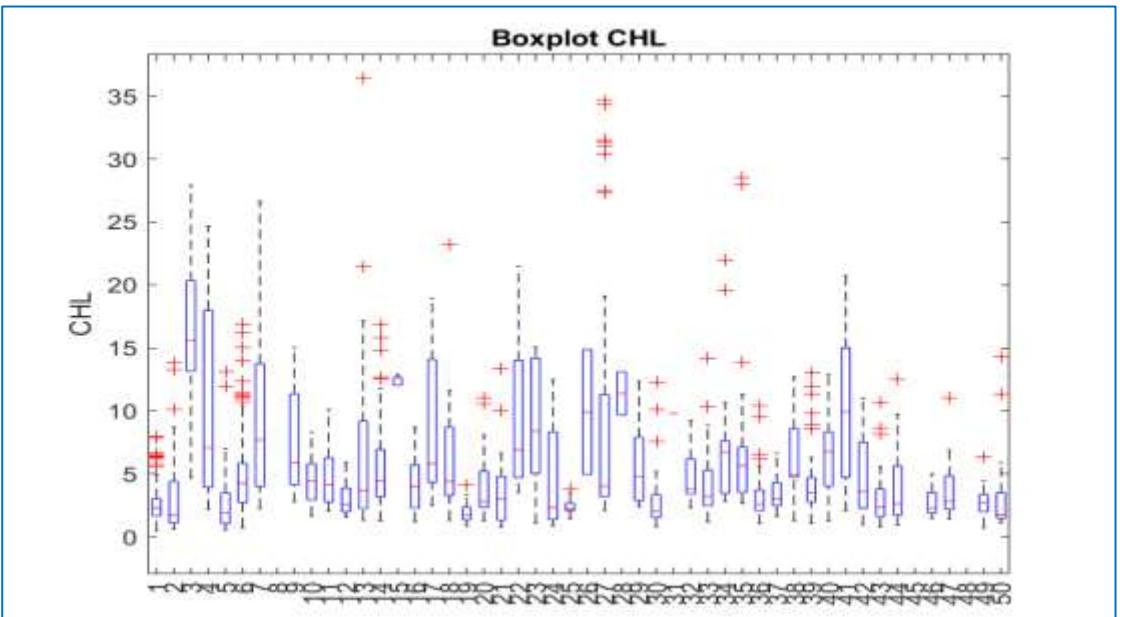


**Abbildung 3:** Kartendarstellung der Chlorophyll-a-Konzentrationen im Bodensee.

### Landesweiter Überblick und weitergehende Analyseschritte

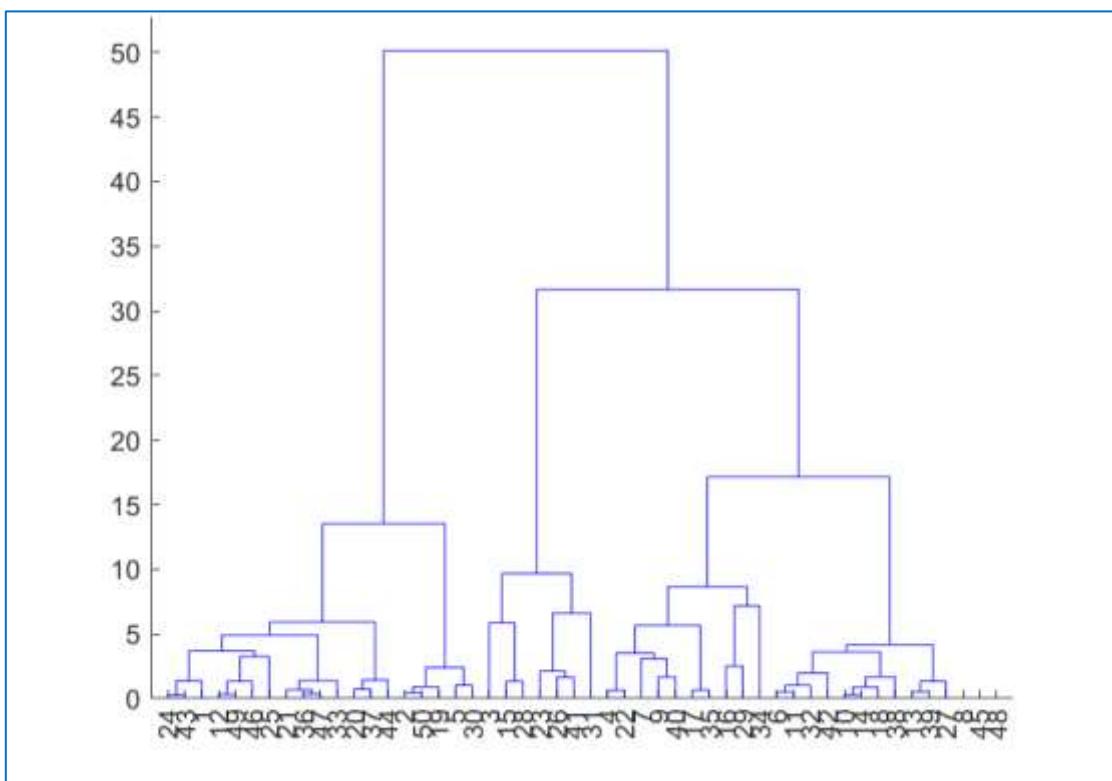
Mit der Anwendung der Fernerkundungsmethodik im Rahmen des behördlichen Gewässermonitorings steht erstmals ein sehr umfassender Datensatz für das Monitoring und die Bewertung der Gewässer des Landes Baden-Württemberg zur Verfügung. Neben den Ansätzen diese Daten jeweils seebezogen und pro Jahr auszuwerten und in einfacher, intuitiv erfassbarer Form für die behördlichen Aufgaben und Themen zur Verfügung zu stellen, bietet die neue Qualität und Quantität der Gewässerqualitätsinformationen auch erstmalig vollkommen neue Möglichkeiten, landesweite Auswertungen und Analysen für diese sehr großen Gruppen von Seen (für 2023 und 2024 insgesamt 200 Seen) zu realisieren.

So können zum Beispiel regionale oder landesweite Vergleiche und zeitliche Entwicklungen beobachtet werden und für eine Vielzahl von Seen auch Veränderungsanalysen (change detection) anhand der vorhandenen umfangreichen Datenbasis vorgenommen werden, um zum Beispiel signifikante Abweichungen und Änderungen im Chlorophyll-a-Gehalt bzw. in der Primärproduktion eines Gewässers zu erfassen.

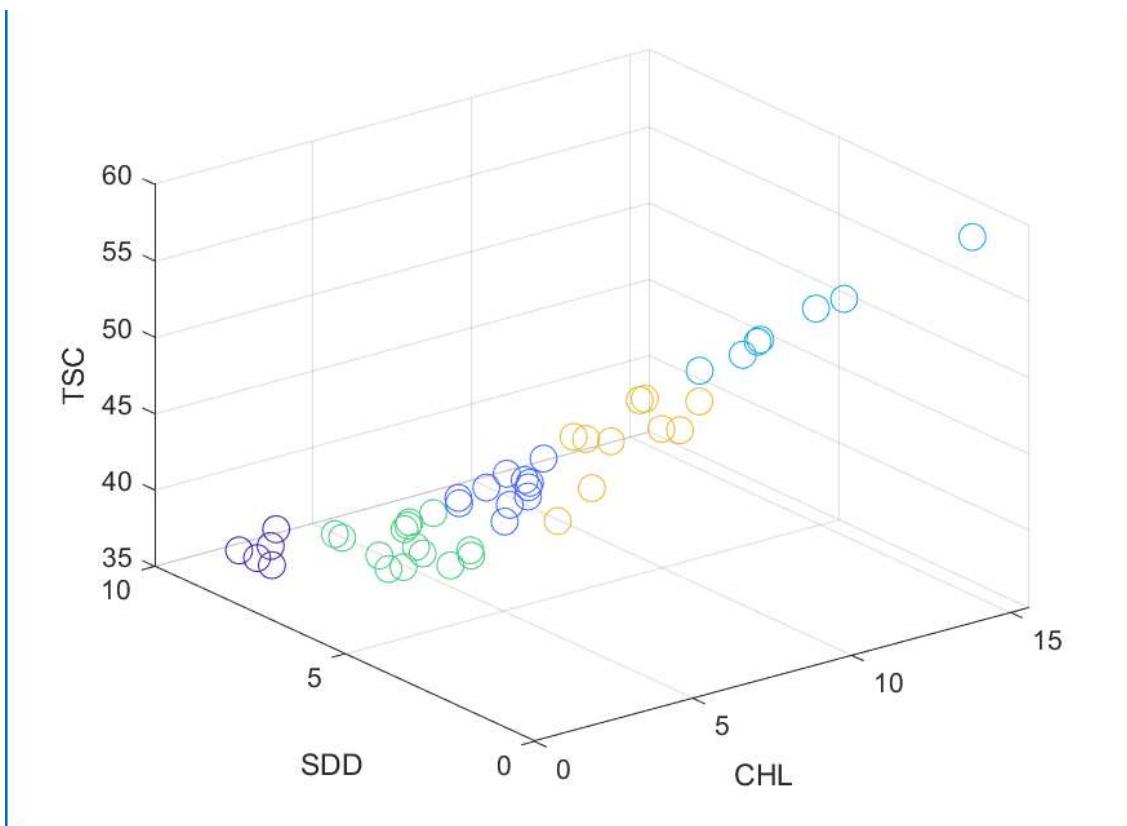


**Abbildung 4:** Boxplot-Darstellung der Chlorophyll-a-Konzentrationen auf Jahresbasis für ein Ensemble von 50 Seen in Baden-Württemberg.

Darüber hinaus können in Zukunft diese Daten vielleicht auch genutzt werden, um die Seen anhand ihrer limnologisch-gewässeroptischen Signatur zu klassifizieren und zu gruppieren (siehe Abb. 5 und Abb. 6). Ein Thema das dabei verfolgt werden kann, ist z. B. die potentielle Übertragbarkeit von Informationen zum generellen Verhalten und der Struktur des Ökosystems eines Sees anhand der Ähnlichkeit seiner limnologisch-gewässeroptischen Signatur mit anderen, limnologisch besser untersuchten Gewässern.



**Abbildung 5:** Dendrogramm Ähnlichkeitsanalyse für ein Ensemble von 50 Seen in Baden-Württemberg anhand ihrer limnologisch-gewässeroptischen Signatur.



**Abbildung 6:** 3D-Scatterplot für ein Ensemble von 50 Seen in Baden-Württemberg anhand ihrer limnologisch-gewässeroptischen Signatur (SDD-Sichttiefe, CHL – Chlorophyll a, TSC – satellitenbasierter Trophie Status Index).

## Fazit

Satellitenbasierte Fernerkundung kann die klassische in situ Überwachung von Gewässern mit zeitlich und räumlich hochauflösten, landesweit verfügbaren Gewässerqualitätsdaten deutlich ergänzen und erweitern. Mit Satelliten wie Sentinel-2, Sentinel-3 des ESA-Copernicus-Programms und den NASA/USGS Satelliten Landsat 8 und 9 und den entsprechenden langfristig verfügbaren Daten- und Service-Ökosystemen (z. B. <https://www.esa.int>) stehen leistungsstarke Werkzeuge zur Verfügung, um Gewässerqualität, Ökosysteme und Umweltveränderungen zu analysieren.

In Baden-Württemberg wurde basierend auf den Projekten WasMon-CT und SAMOSEE-BW sowie ergänzend BIGFE eine hybride Implementierung der Fernerkundungsmethodik für das behördliche Gewässermonitoring implementiert. Für das Jahr 2022 wurden mit dieser Methodik retrospektiv für eine Gruppe von 50 Seen Gewässerqualitätsdaten (z. B. Chlorophyll-a-Konzentrationen, Trübung, Sichttiefe, Blaualgenindikation etc.pp.) aus Satellitenbildern abgeleitet – für die Jahre 2023 und 2024 bereits jeweils für ein Seenensemble von rund 200 Seen. Zusätzlich wurde erstmalig im Jahr 2024 ein Echtzeit-Gewässermonitoringsystem (eoApp AQUA) für das operative Gewässermonitoring eingesetzt.

Im Rahmen der behördlichen Gewässerüberwachung in Baden-Württemberg werden dabei die Daten und Informationen des klassischen in situ Monitorings mit den satellitenbasierten Gewässerinformationen zusammengeführt, um ein erweitertes Lagebild zur Gewässerqualität von Seen und stehenden Gewässern zu erhalten.

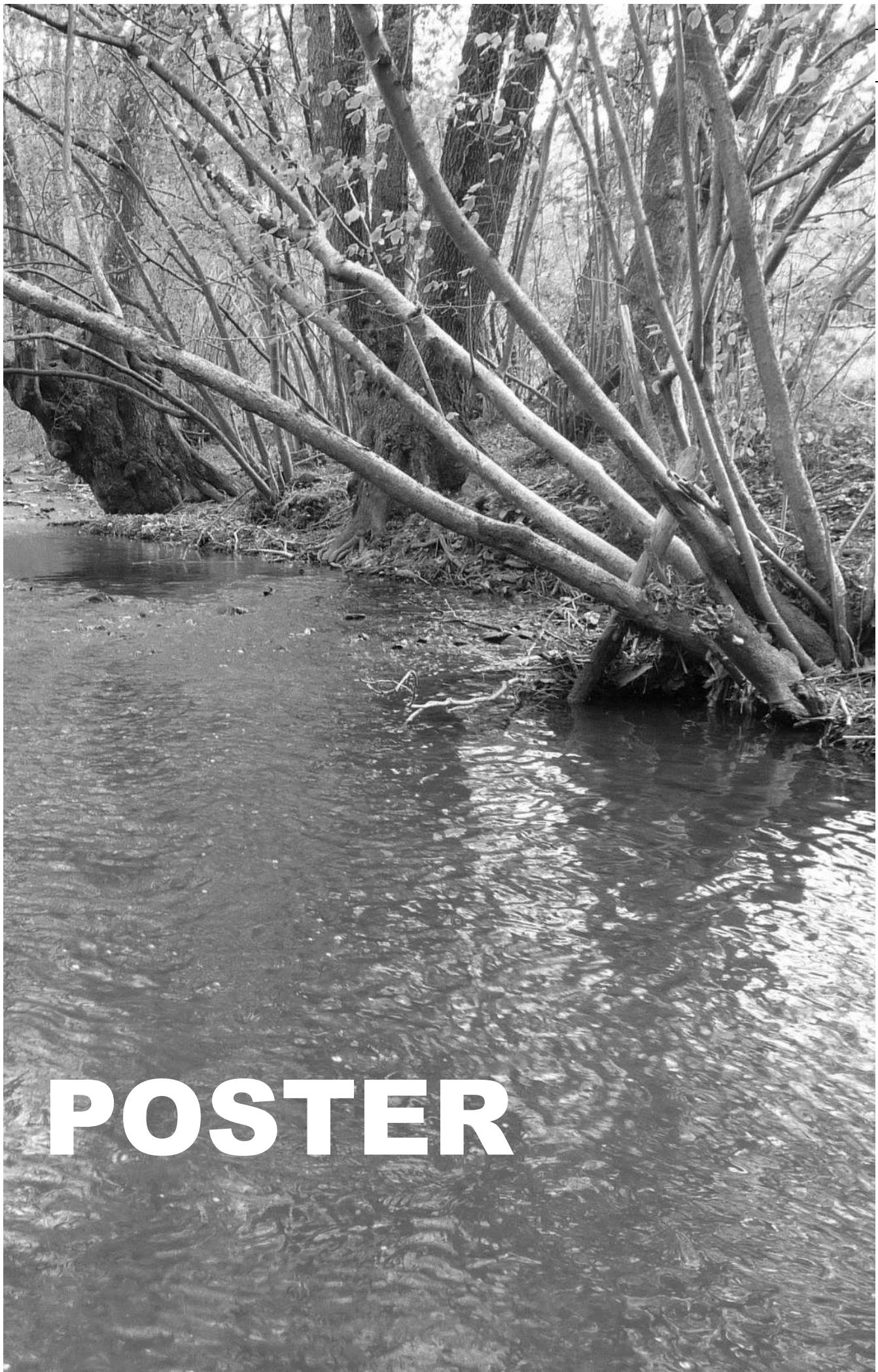
Ein systematisches, regelbasiertes Qualitätsmanagement anhand von Qualitätsmaßen und weiteren Kontextparametern, einschließlich Validierung mit in-situ Daten und fortlaufender Verbesserung von Algorithmen, ist dabei Grundlage für eine gute und konsistente Datenqualität.

Das satellitenbasierte Gewässermonitoring wird durch die LUBW verstetigt und kontinuierlich fortgesetzt und im Jahr 2025 auf ein Ensemble von etwa 450 Seen ausgedehnt, mit dem die Gesamtheit aller Seen mit einer Fläche größer 5 Hektar in Baden-Württemberg erfasst werden kann.

## **Danksagung**

Das Projekt WasMon-CT ([https://www.d-copernicus.de/fileadmin/Content/pdf/Beispiele-aus-Deutschland/umwelt-naturschutz/WasMon-CT\\_15.7.16.pdf](https://www.d-copernicus.de/fileadmin/Content/pdf/Beispiele-aus-Deutschland/umwelt-naturschutz/WasMon-CT_15.7.16.pdf)) sowie das Leuchtturmprojekt BIGFE (<https://www.ufz.de/bigfe/index.php?de=48596>) wurden vom Bundesministerium für Digitales und Verkehr (BMVD) und dem Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR) im Rahmen der Copernicus-Initiative gefördert.

Das Projekt SAMOSEE-BW (<https://um.baden-wuerttemberg.de/de/umwelt-natur/nachhaltigkeit/nachhaltige-digitalisierung/projekte/samosee-bw>) wurde im Rahmen der Digitalisierungsstrategie des Landes Baden-Württemberg (<https://im.baden-wuerttemberg.de/de/digitalisierung/digitalisierungsstrategie/strategie-im-ueberblick/>) gefördert.



**POSTER**

## Automatische Sichttiefenerfassung – ein Leidensweg?

*Holger Dienemann<sup>1</sup>; Marwin Haßfeld<sup>2</sup>; Markus Harzdorf<sup>1</sup>; Steffen Herold<sup>1</sup>; Maria Reitz<sup>1</sup> & Steffen Wiehart<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft; Gewässergütelabor, Sattigstraße 9, 02826 Görlitz  
(Staatsbetrieb des Freistaates Sachsen)

<sup>2</sup> Feldgasse 44, 98544 Zella-Mehlis

**Keywords:** See, Tagebaurestsee, Sichttiefe, KI, Lausitz, Monitoring

### Einleitung

Vor einigen Jahren standen wir mit Frau Prof. Brigitte Nixdorf am Ufer des Scharmützelsees und schauten gemeinsam auf die Anzeige der Wassertemperatur und fragten uns, warum kann hier nicht auch eine Anzeige mit der Sichttiefe stehen? Uns war auch bewusst, der Einsatz einer PAR-Messung mittels LICOR-Sensoren ist teuer und auch der Sensorplatz an Multiparametersonden ist begrenzt, so dass es nicht in Frage kam. Aufgrund der Bedeutung der Sichttiefe u.a. für die Probenahme, nahmen wir uns des Themas an und suchten nach einer Lösung zur automatischen Erfassung der Sichttiefe.

### Material und Methoden

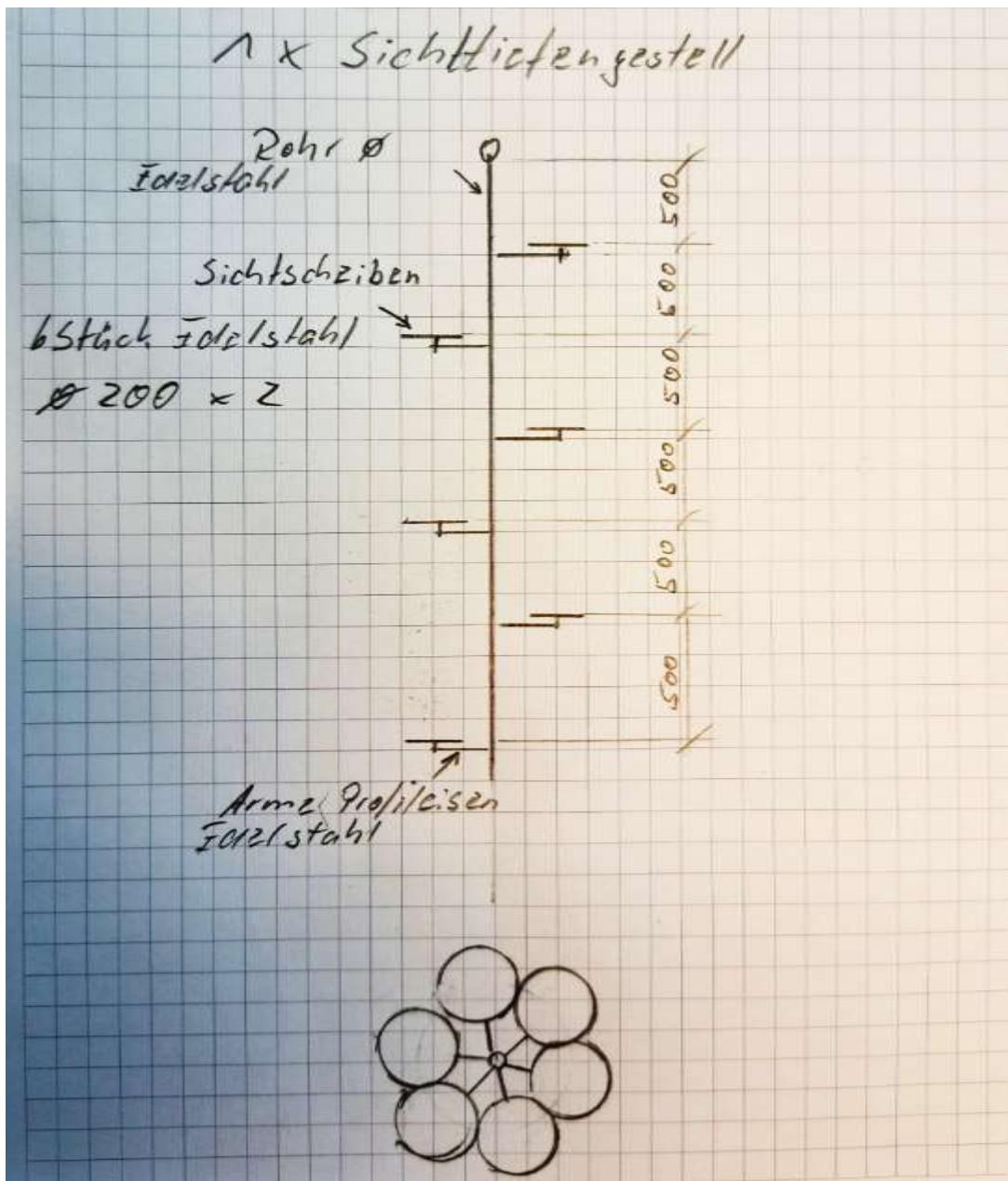
#### **Untersuchungsgebiet**

Als Untersuchungsgebiet wurde der Badesee Halbendorf ausgewählt, da wir dort u. a. eine automatische Seemessstelle etabliert haben und somit das vorhandene Messfloss (Schwimmkörper der Firma JETFLOAT) genutzt werden kann. Der Badesee Halbendorf ist durch den Braunkohleabbau unweit von Weißwasser im Nord-Osten von Sachsen entstanden. Er verfügt über eine Wasserfläche von ca. 78,5 ha (LFULG, 2024). Es handelt sich um einen sauren Tagebaurestsee. Vor einigen Jahren kam es in dem sehr nährstoffarmen See zu einem vermehrten Auftreten von *Autumnella lusatica*, was u. a. zu ausgeprägten Schwankungen der Sichttiefen im Herbst führte (Ulrich & Röske 2018); Nixdorf & Rücker 2018, Dienemann et al 2018).

#### **Methoden**

Es wurden verschiedene Sichttiefengestelle gebaut. Bewährt hat sich ein Gestell, an dem 6 weiße glatte Kunststoffscheiben mit Durchmesser 20 cm versetzt angebracht wurden. In Abbildung 1 ist eine entsprechende Skizze und Abbildung 2 zeigt ein Foto des Gestells.

Im ersten Versuch wurden Scheiben mit Lackierung eingesetzt, diese bildete bei dem sauren Wasser (pH-Werte um 3,3 -3,6 mit hohen Eisengehalten) kleine Blasen und Verfärbungen. Besser haben sich Scheiben aus weißem Polystyrol bewährt, die durch das Wasser nicht angegriffen werden und gut zu reinigen sind.



**Abb. 1:** Skizze vom Sichttiefengestell (Seitenansicht und Draufsicht)

Das Gestell wird mit einem Seil auf eine Tiefe gebracht, in der die oberen 2-3 Sichtscheiben zu erkennen sind.

Mit einer zeitlich programmierbaren Wildkamera (Renkforce RF-HC-300) erfolgten die Aufnahmen der Sichtscheiben. Verschiedene Kameras werden als wasserdicht geführt. Eine Erfahrung im Umgang mit preiswerten Kameras ist, dass Gummidichtungen durch das saure Wasser angegriffen werden. Mit der Zeit kann es auch zu Bewuchs/Ablagerungen an den Kameragehäusen kommen.

Eine robuste Lösung ist das Anbringen der wasserdichten Kamera kurz über der Wasseroberfläche – dazu wird ein Segment der Kunststoffschwimmkörper entfernt und ein Flacheisen mit einer entsprechenden Länge, die der Breite des Segmentes des Schwimmkörpers entspricht, eingesetzt. An der Unterseite wird in einem entsprechenden Winkel die Kamera angebracht. Zusätzlich hat sich das Abkleben mit Aluminiumfolie bewährt (Abbildung 3). Die Abschattung durch die Schwimmplattform vermindert teilweise störende Reflexionen.



**Abb. 2:** Sichttiefengestell



**Abb. 3:** Aufhängung der Wildkamera

Zweimal am Tag erfolgt die Aufnahme von drei Bildern und eines Videos (Abbildung 4).



**Abb. 4:** Aufnahme der Scheiben mittels Wildkamera

Da starker Wind/Wellengang die Bildqualität beeinträchtigt und damit eine Auswertung erschwert, war für die automatisierte Bilderkennung die Erfassung der Bildqualität erste Aufgabe.

Um die Bilderkennung zu trainieren ist ein sehr großer Testdatensatz notwendig. Dazu wurden die Videos in Einzelbilder zerlegt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Häufigkeiten der Sichtbarkeit der einzelnen Scheiben halbwegs gleichverteilt ist.

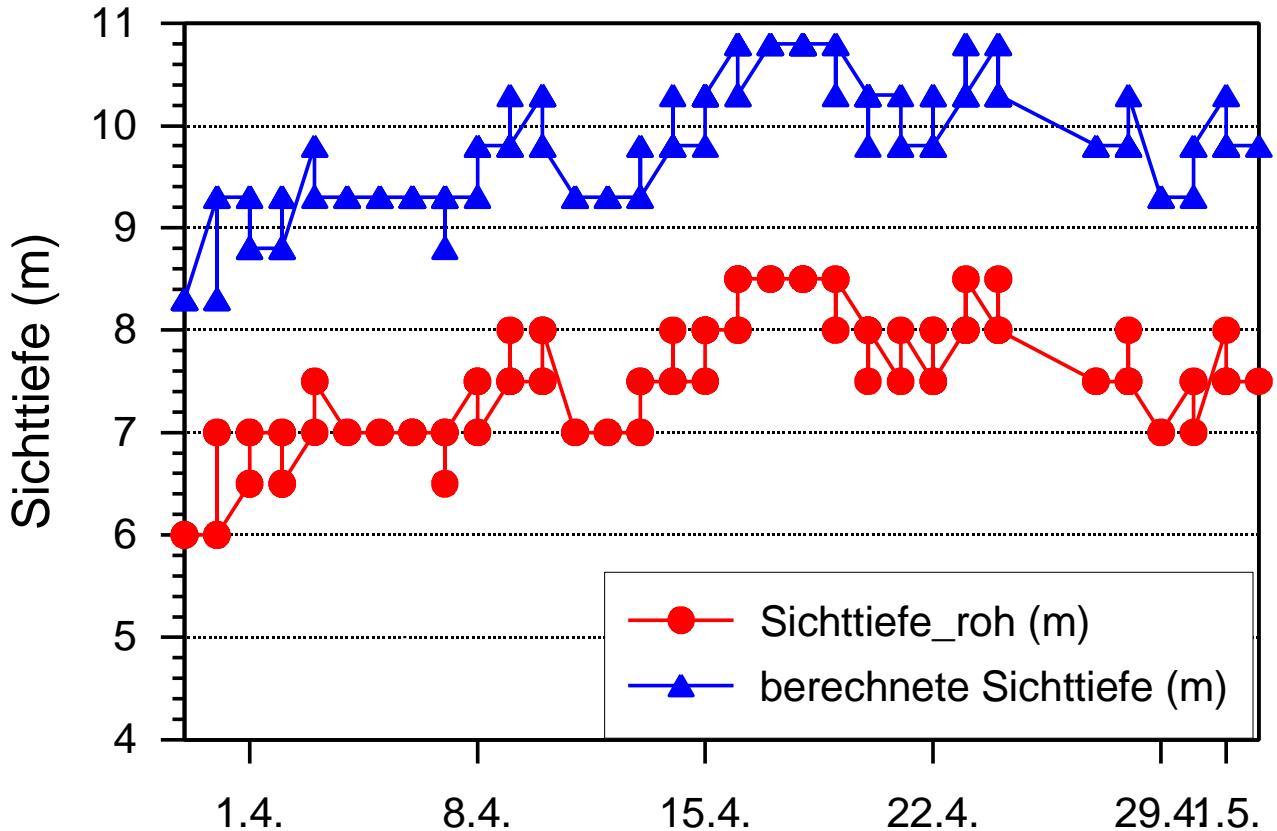
Weiterhin erfolgten bei der Wartung Messungen der Sichttiefe mit einer genormten Sichtscheibe von der Firma Hydrobios. Dieses war erforderlich, um einen Abgleich zwischen der genormten Sichttiefe und der Kamerasichttiefe zu erzielen.

## Ergebnisse

Anhand der Aufnahmen sind tägliche Bestimmungen der Sichttiefe möglich, wenn zwischen der genormten Sichttiefe und der durch die Kamera erfassten Sichtscheiben eine Korrelation vorliegt. Mit der ermittelten Funktion konnte die Sichttiefe berechnet werden (Abb.5).

Diese Sichttiefe schwankte im April um ca. 2,5 m.

# Badesee Halbendorf



Kontrollaufgaben, z. B. der Badegewässerüberwachung, kann die Auflösung, über den Abstand der Kunststoffscheiben verändert werden.

Durch eine zeitlich hochauflöste Erfassung der Sichttiefe können zusätzlich Informationen über die natürliche Schwankung von Parametern, wie beispielsweise über die Biomasse von Phytoplankton, erzielt werden. Das kann bei der Interpretation und Abschätzung des Einflusses des Probenahmezeitpunktes, wenn sich ein Gewässer im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie verschlechtert, hilfreich sein.

Durch den Einsatz von SIM-Karten fähigen Wildkameras, können auch in Echtzeit Sichttiefen preiswert erfasst werden.

Der Einsatz von KI ermöglicht auch die Aufbereitung von größeren Datenmengen und wäre für Langzeitmonitoringaufgaben eine Bereicherung.

## **Danksagung**

Herzlicher Dank gebührt Herrn Prof. Constantin Pohl (Hochschule Schmalkalden) der uns zahlreiche Hinweise zur Programmierung von Python und zur Bilderkennung gegeben hat. Herrn Matthias Greyer und Herr Dr. Sascha Goldstein (beide BFUL) haben uns stets bestärkt weiterzuarbeiten und die Ergebnisse auch mal vorzustellen. Durch die günstigen Rahmenbedingungen, die der Freistaat Sachsen uns einräumte, wurde diese Arbeit erst durch Frau Dr. Kerstin Röske (SMEKUL), Frau Kerstin Jenemann (LFULG) und Antje Mickel (LFULG) möglich. Wie in der Einleitung erwähnt, sprechen wir einen ganz lieben Dank an Frau Prof. Brigitte Nixdorf aus.

## **Literatur**

Dienemann, H., Wiehart, S. & Jenemann, K. (2018): Ausgewählte chemisch-biologische Ergebnisse des sauren Braunkohlen-Tagebaus Halbendorf (Lausitz). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2017 in Cottbus. Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 86-91.

LFULG (2024): Steckbrief Oberflächenwasserkörper. Badesee Halbendorf (DESN\_002).

<https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/ida/pages/map/command/index.xhtml?mapId=95d2e77c-c41c-43eb-9cb3-2895d58a7584&useMapSrs=true&mapSrs=EPSG%3A25833&mapExtent=450954.3188545207%2C5694474.665681184%2C489148.6926365964%2C5720643.779592809>

Nixdorf, B. & Rücker, J. (2018): Die Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. im Tagebaussee Halbendorfer Badesee – erste Ergebnisse aus Produktionsuntersuchungen im Herbst 2017. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2017 in Cottbus. Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 322-329

Ulrich, S. & Röske, K. (2018): *Autumnella lusatica* gen. nov. and sp. nov. (Chlorophyta, Trebouxiophyceae), a new phytoplankton species in acidic lignite pit lakes. *Phycologia* 57: 251–261.

# **Die Mildenitz – ein norddeutscher Tieflandfluss in Mecklenburg-Vorpommern als Beispiel für die langjährige Entwicklung der Makrozoobenthosgesellschaft**

*Claudia Hellmann & Angela Berlin*

biota-Institut für Forschung und Planung GmbH, Nebelring 15, 18246 Bützow, claudia.hellmann@institut-biota.de,  
angela.berlin@institut-biota.de

**Keywords:** Makrozoobenthos, Tieflandfluss, Langzeituntersuchung, Standorttypieindex, ökologische Profile

## **Einleitung**

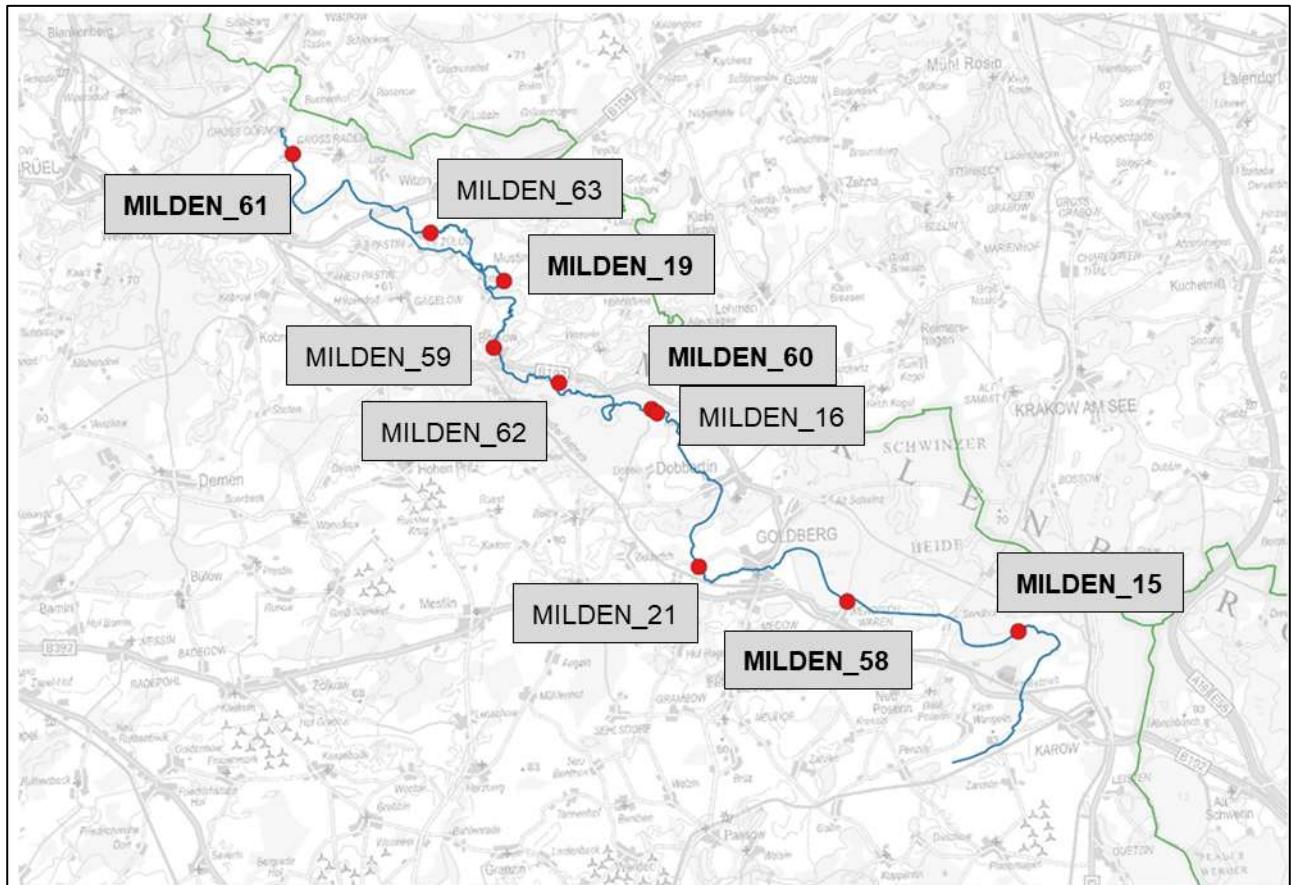
Seit Inkraftsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) wird vom Staatlichen Amt für Landwirtschaft und Umwelt (StALU) und vom Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) des Landes Mecklenburg-Vorpommerns in mehrjährigen Abständen das Monitoring der Fließgewässer hinsichtlich seines ökologischen Zustands der biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos (MZB) beauftragt. Das Ziel ist es, eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes der aquatischen Ökosysteme zu vermeiden und deren Zustand zu schützen und zu verbessern. Somit unterliegt auch die Mildenitz, ein Tieflandfluss in Westmecklenburg, regelmäßigen Untersuchungen an verschiedenen Abschnitten des Gewässers. Bereits vor dem Jahr 2000 wurden vom biota-Institut Erfassungen der MZB-Besiedlung im Längsverlauf der Mildenitz durchgeführt, die durch das landesweite Gewässermonitoring weitergeführt werden. Die Standarduntersuchung des Makrozoobenthos im Land MV sieht dabei eine mehrmalige Beprobung im Jahr mit unterschiedlichen Methoden vor. Dabei wird das PERLODES-Verfahren im Frühjahr mit weiteren Kescheraufsammlungen und Lichtfängen dreimalig während der Untersuchungsperiode nach dem Stanorttypieindex (STI) kombiniert, um eine möglichst vollständige Übersicht der vorkommenden MZB-Arten zu erhalten. Es konnten damit seit 2008 regelmäßige quantitative Jahresdatensätze zur Zusammensetzung des Makrozoobenthos im Längsverlauf der Mildenitz und seit 1999 weitere qualitative Datensätze an selbigen Fließgewässerabschnitten ausgewertet werden. Dabei können Artenzahlen, die Anteile bewertungsrelevanter Taxa-Gruppen (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata, Mollusken) und die ökologische Funktionalität anhand der Gildenanteile verglichen werden. Zusätzlich gibt es Bewertungen des ökologischen Zustands nach PERLODES und dem Standorttypieindex aus den letzten 15 Jahren.

## **Material und Methoden**

### **Untersuchungsgebiet**

Die Mildenitz ist ein Tieflandfluss im westlichen Mecklenburg-Vorpommern mit einer Länge von 36 km, der sich von der Quelle bei Karow südlich des Damerower Sees bis zur Mündung in die Warnow oberhalb von Sternberg durch den Landkreis Ludwigslust-Parchim erstreckt. Er fließt dabei durch unterschiedlichste Landschaften und ändert dabei den Fließgewässertyp vom niedermoorgeprägten

Bach (quellnah) oder Seezufluss bis zum sand- und kiesgeprägten Tieflandfluss. Aufgrund der Unterbrechung des Flusskontinuums durch vielzählige Seen und eiszeitlich geformte Durchbruchstäler ist die jeweilige MZB-Gesellschaft natürlicherweise stark durch die standortspezifischen Bedingungen in Gefälle, geologischen Untergrund und der naturräumlichen Ausstattung geprägt. Der Fluss wird in den meisten Abschnitten als sehr naturnah anhand der Gewässer- und Umlandstrukturen eingeschätzt und zeigt daher eine hohe Artendiversität und standorttypische Makrozoobenthosgesellschaft. Im Verlauf der Mildenitz wurden verschiedene Abschnitte entsprechend den Wasserkörpern ausgewählt (Abb. 1), wobei hier nur ein Teil genauer vorgestellt wird (Tab. 1).



**Abb. 1:** Längsverlauf der Mildenitz (blau) von der Quelle (u.r.) bis zur Mündung (o.l.) mit allen Untersuchungsstellen (rote Punkte) und den aktuellen Bezeichnungen der Probestellen (hier vorgestellte Probestellen sind fettgedruckt).

#### ***Beprobung des Makrozoobenthos und Auswertung***

Die quantitative MZB-Aufsammlung gemäß PERLODES (multi habitat sampling; Meier et al. 2006) erfolgte jeweils im Frühjahr des Untersuchungsjahres seit 2008 im Rahmen des Gewässermonitorings. Nach Festlegung der Teilproben erfolgte die anteilige Beprobung der unterschiedlichen Substrate mit Hilfe eines genormten Keschers (25 x 25 cm Kantenlänge, Netzbeutel mit 500 µm Maschenweite). Die Weiterbearbeitung der Teilproben erfolgte nach dem Lebendsortierverfahren, wobei die Determination der Organismen im Labor mit einem Stereomikroskop mithilfe der erforderlichen Bestimmungsliteratur erfolgte. Zur Bestimmung der ökologischen Gewässerqualität wurde das Bewertungsverfahren PERLODES-Online in der Version 5.0.9 (Stand: 2021) verwendet.

**Tab. 1: Untersuchungstellen in Abfolge des Längsverlaufes von der Quelle zur Mündung.**  
Standortspezifische Bedingungen und Gewässertyp nach LAWA und dem Standorttypindex des Fließgewässers (FG) werden kurz dargestellt.

Untersuchungsstelle	Standort	LAWA-Typ	STI-Typ	standortspezifische Bedingungen
MILDEN_15	oberhalb Damerower See, unterhalb Quellbereich	11	gefällearmes FG der Niedermoore mit teilmineralischen Sohlsubstraten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Waldgebiet, Feuchtgebiet, naturnah</li> <li>• langsam fließender, eingeschnittener Bach</li> <li>• Substrate: Schlamm, Sand, Makrophyten, Totholz</li> </ul>
				
MILDEN_58	bei Wendisch-Waren, Zufluss Goldberger See	21	niedermoorgeprägter Seeausfluss mit teilmineralischen Sohlsubstraten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• umgeben von Wald und Wiese</li> <li>• langsam fließender, gerade verlaufender Fluss</li> <li>• Substrate: Sand, Kies, Makrophyten, Röhricht, Totholz</li> </ul>
				
MILDEN_60	NSG „Durchbruchstal Kläden“	15	gefällearmes FG der Moränenbildung mit feinkörnigen, lageinstabilen Sohlsubstraten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• naturnah, Waldgebiet</li> <li>• langsam fließender Fluss, flache Ufer</li> <li>• Substrate: Sand, Kies, Schlamm, Steine, Totholz, Detritus</li> </ul>
				
MILDEN_19	bei Rothen, alter Mildenitzverlauf	17	gefällereiches FG der Moränenbildung mit feinkörnigen, lageinstabilen Sohlsubstraten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• naturnah, Ufer mit schmalen Waldstreifen</li> <li>• schnell fließender, kurvenreicher Fluss, Gleit- und Prallhänge</li> <li>• Substrate: Steine, Kiesbänke, Sand, Totholz, Detritus</li> </ul>
				

Untersuchungsstelle	Standort	LAWA-Typ	STI-Typ	standortspezifische Bedingungen
MILDEN_61	unterhalb Sternberger See, oberhalb Warnow-Mündung	21	niedermoorgeprägter Seeausfluss mit teilmineralischen Sohlsubstraten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• naturnah, Ufer mit schmalen Erlenwäldchen</li> <li>• langsam fließender, geschwungener Fluss</li> <li>• Substrate: Schlamm, Makrophyten, Muschelschalen, Totholz, Detritus</li> </ul>



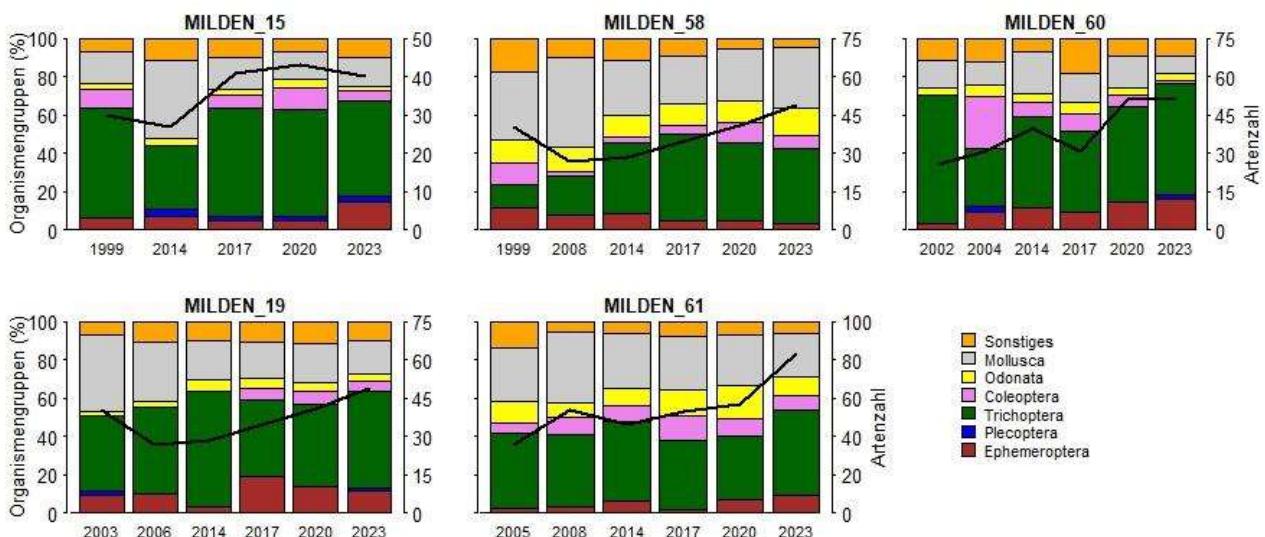
Zur mehrmaligen Erfassung und anschließenden Bewertung gemäß dem Standorttypieindex-Trichopteren bzw. Makrozoobenthos wurde die Standardmethodik entsprechend BIOTA (2020) seit 2008 angewendet. Diese umfasst eine dreimalige qualitative Probenahme mittels Kick-Sampling bzw. Kescherfang der aquatischen Organismen und Lichtfang zur Erfassung der Imagines (hängende Lichtfalle mit 15W superaktinischen Leuchtstoffröhren) im April/Mai, Juni/Juli und August/September. Im Anschluss an die Determination der Arten erfolgte die Berechnung des STI-Trichoptera und Makrozoobenthos entsprechend der jeweiligen WRRL-relevanten Fließgewässertypen (BIOTA 2020, LUNG 2002 & 2005). Vorherige MZB-Aufsammlungen vor 2000 bis 2008 erfolgten ebenfalls mehrmals im Jahr angelehnt an das beschriebene STI-Verfahren.

Die weitere Auswertung der MZB-Gesellschaft erfolgte anhand der Artenzahlen, Anteile der Taxagruppen und ökologischer Profile. Die ökologischen Profile eignen sich zur Analyse von typspezifischen Defiziten von Fließgewässern basierend auf den ökologischen Ansprüchen von Arten, wobei diese in ökologische Gilden (funktionelle Gruppen) eingeteilt werden. Die Profile leiten sich aus einem Vergleich zwischen Ist-Zustandskurve der vorkommenden Artengruppen innerhalb der MZB-Gemeinschaft und dem Referenzprofil des entsprechenden STI-Gewässertyps (LUNG 2005) ab. Seit 2019 wird die Erstellung der Profile als weiteres Tool entsprechend der Verfahrensanleitung (BIOTA 2018) innerhalb des Gewässermonitorings im Land MV beauftragt. Weiterhin wurde auf Grundlage der vorhandenen Artenlisten (Präsenz/Absenz) der Probestellen aller Jahre eine Ähnlichkeitsmatrix mithilfe des Bray-Curtis-Abstandes berechnet (R Paket *vegan*, OKSANEN 2015). Darauf basierend wurde eine Clusteranalyse durchgeführt, die anhand der ermittelten Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften zueinander die Zusammengehörigkeit der Proben (Cluster) in einem Dendrogramm darstellt.

## Ergebnisse

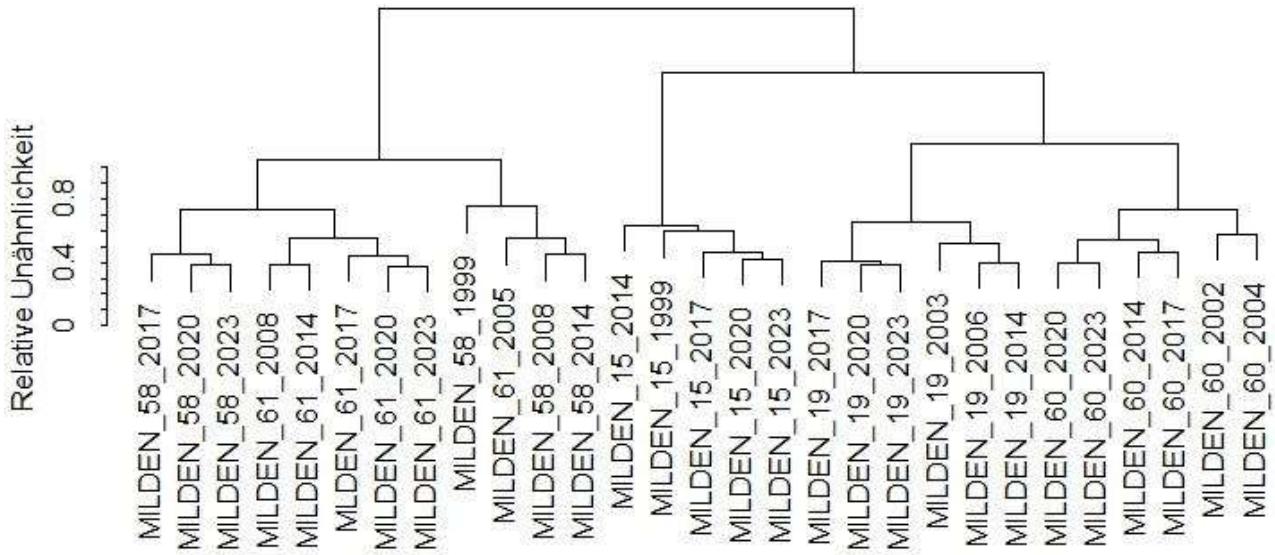
### Entwicklung der Artengemeinschaften

An allen Probestellen der Mildenitz sind die Artenzahlen generell sehr hoch und im Verlauf der Jahre deutlich angestiegen. Die geringsten Zahlen waren an der Mildenitz oberhalb des Damerower See (MILDEN\_15) mit weniger als 50 Arten, die höchsten Artenzahlen an der Mildenitz kurz vor der Mündung (MILDEN\_61) mit fast 90 Arten zu verzeichnen. Während die Artenzahlen anstiegen, blieben die Anteile der Organismengruppen über die Jahre meist unverändert (Abb. 2). Die besonders bewertungsrelevanten Arten der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) zeigten meist unverändert hohe Anteile an der Gesamtartenzahl zwischen 40 und 80 % je nach Probestelle.



**Abb. 2:** Anteile der Organismengruppen und Artenzahlen (schwarze Linie) an den Untersuchungsstellen der Mildenitz für die jeweiligen Untersuchungsjahre.

Auch die Struktur der Artengemeinschaften veränderte sich konstant an allen Probestellen der Mildenitz über den langen Untersuchungszeitraum nach dem Untersuchungsjahr 2014. So zeigte die Clusteranalyse anhand der Artenzusammensetzung (Abb. 3), dass sich an jeder Probestelle die Artenstruktur in den Jahren ab 2017 ähnlicher zueinander war als zu den vorherigen Untersuchungsjahren einer Probestelle. Vor 2014 waren die Unterschiede in der Artenzusammensetzung größer zwischen den Jahren. Außerdem zeigten die Stellen eines Gewässertyps in der Artenstruktur die größte Ähnlichkeit zueinander zwischen allen Jahren.



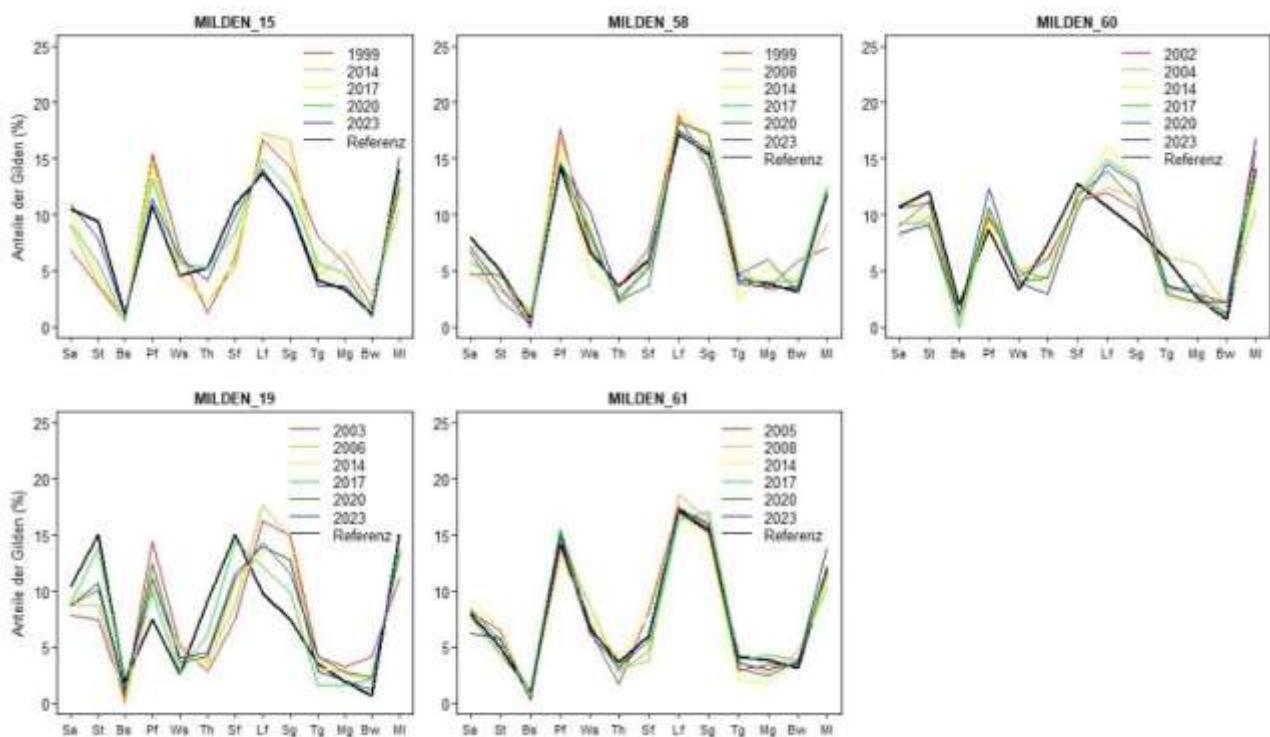
**Abb. 3:** Clusteranalyse der Artenzusammensetzung an den Untersuchungsstellen der Mildenitz und Jahren (Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix anhand Präsenz/Absenz-Daten).

### Ökologische Profile

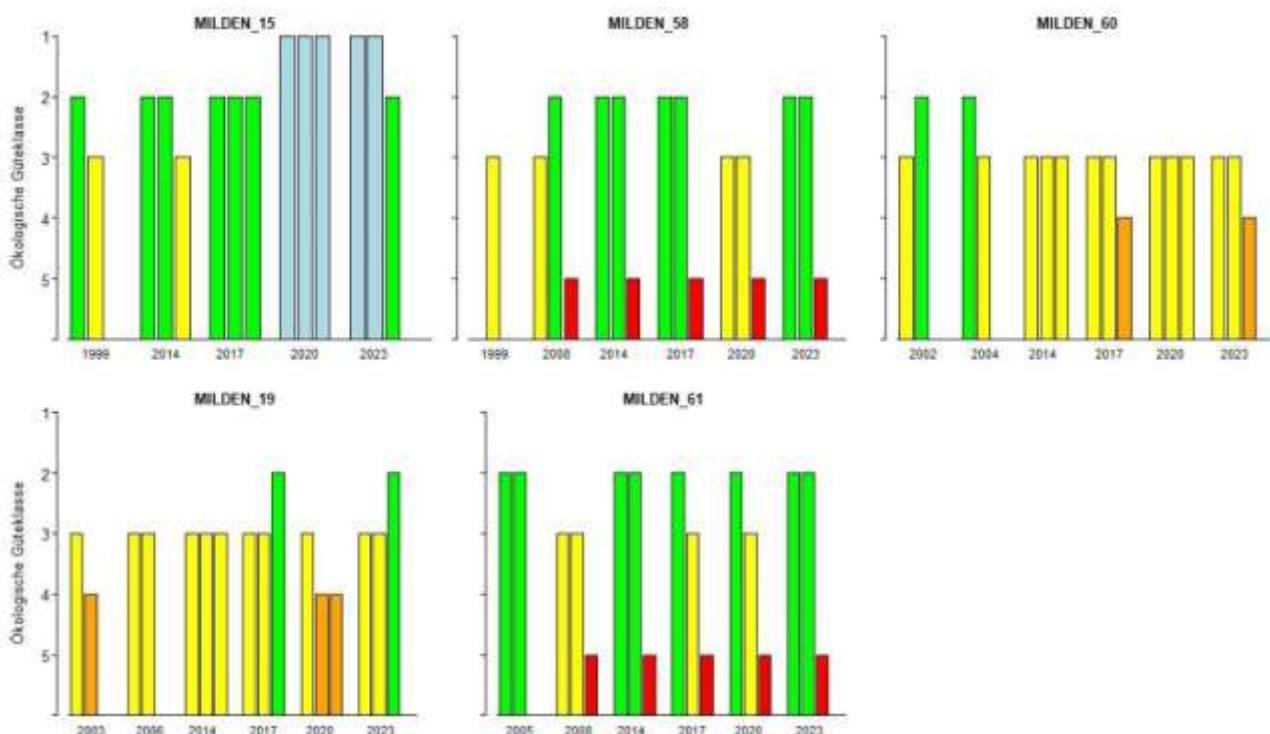
Die ökologischen Profile der MZB-Gesellschaften der Mildenitz zeigen generell eine gute bis sehr gute Übereinstimmung des jeweiligen Referenzzustandes (Abb. 4), was auf eine hohe Anzahl von standorttypischen Arten für den jeweiligen Gewässertyp hinweist. Dennoch ist eine bessere Annäherung der Profile meist in den letzten Jahren zu beobachten, wobei die Jahre bis 2014 v. a. an 3 Stellen der Mildenitz (MILDEN\_15, MILDEN\_58, MILDEN\_19) eine größere Abweichung von der Referenzkurve zeigten. Damit ist auch eine generelle Zunahme standorttypischer Fließgewässerarten zu verzeichnen. Die größten Differenzen zwischen Ist- und Referenzkurven sind bei den Anteilen der Bewohner sandiger und steinig-kiesiger Substrate und den Anteilen der Arten schnell fließender, langsam fließender und stehender Gewässer zu finden. Teilweise wichen auch die Anteile der pflanzenbewohnenden Organismen stark von den Referenzkurven ab.

### Ökologische Bewertung anhand verschiedener Indices

Bei den meisten Untersuchungsstellen gab es keine Änderung des ökologischen Zustands seit dem Beginn der MZB-Untersuchungen im jeweiligen Bewertungsverfahren mit einer vorrangigen Gütekasse von „gut“ bis „mäßig“ (Abb. 5). Lediglich eine Probestelle an der Mildenitz am Damerower See (MILDEN\_15) zeigte eine deutliche Verbesserung der Gesamtbewertung in den letzten Jahren zu einem sehr guten Zustand. Generell zeigt der STI aber eine bessere Bewertung als nach dem PERLODES-Verfahren, wobei hier nur die Allgemeine Degradation als sensibelstes Modul aufgeführt wurde. Dies lässt sich auf die ganzjährige Aufsammlung des MZB inkl. der oft besser bestimmbaren Imaginalstadien zurückführen, die für der Bewertung anhand des STI zugrunde liegt. Damit werden häufig mehr Arten erfasst, wobei hier lediglich die Präsenz der Arten ausschlaggebend ist.



**Abb. 4:** Ökologische Profile der MZB-Gesellschaft an den Untersuchungsstellen der Mildenitz in verschiedenen Jahren (farbige Linien) im Vgl. zum jeweiligen Referenzzustand (schwarze Linie) des STI-Gewässertyps. Abk. der Gilden: Besiedler von sandigen (Sa), kiesigen/steinigen (St), bindigen Substraten (Bs), Pflanzen (Pf), Weichsubstrat (Ws), Totholz (Th) sowie Arten von schnellfließenden (Sf), langsam fließenden (Lf), stehenden/träge fließenden (Sg), temporären Gewässern (Tg), Moorgewässern (Mg), Brackwasser (Bw), merolimnische Arten (Mi).



**Abb. 5:** Ökologische Bewertungsindices an den Untersuchungsstellen der Mildenitz in verschiedenen Jahren anhand der Güteklaasse 1 bis 5. Die Säulen zeigen pro Jahr nacheinander STI-Trichoptera, STI-MZB, PERLODES (Allgemeine Degradation) ab 2008 (vor 2008 keine PERLODES-Bewertung durchgeführt). Die Farbigkeit der Säulen ist der üblichen Farbkodierung der Güteklassen angepasst.

## Schlussfolgerungen

Die Mildenitz zeigt in den meisten Flussabschnitten naturnahe und vielfältige Standortbedingungen, und spiegelt in der MZB-Zusammensetzung den jeweiligen bewertungsrelevanten Gewässertyp des Abschnittes wider, wie im gefällereichen Durchflusstal, in einem rückgestauten Seezufluss oder im moorgeprägten Bachabschnitt. Die MZB-Gesellschaft kann seit Beginn der Untersuchungen als standorttypisch und artenreich eingeschätzt werden und zeigt hohe Anteile an bewertungsrelevanten und sensiblen Taxagruppen (v. a. EPT). Dabei ist aber generell eine Zunahme der Arten in den letzten 10 Jahren, eine Änderung in der Artenzusammensetzung und eine gute Annäherung an fließgewässertypische Referenzbedingungen zu beobachten. Besonders in dieser Zeit wurden vermehrt sehr seltene Arten der Roten Liste (RL) Deutschlands oder Mecklenburg-Vorpommerns (MV) nachgewiesen, die v. a. den Trichoptera angehören. Besonders erwähnenswert sind die in MV vom Aussterben bedrohten Arten wie *Leptocerus interruptus*, *Athripsodes communitatus* (Berlin & Thiele 2016), die stark gefährdeten Arten wie *Brachycentrus subnubilus*, *Cheumatopsyche lepida*, *Ceraclea nigronervosa* und *Agabetus ochripes* (Berlin & Thiele 2016), sowie zwei in MV neu nachgewiesene *Hydroptila*-Arten der Artengruppe *H. occulta*-Gruppe aus Imaginalfängen (*H. valesiaca*: RL 1, *H. martini*: RL 2, Robert 2016). Die Faktoren, die zu einer Veränderung der standorttypischen Wirbellosenfauna führen, können sehr vielfältig sein, wie z. B. Klimaveränderungen, veränderte Abflussverhältnisse aufgrund trockener Jahre (v. a. seit 2018), Nutzungsänderungen im Einzugsgebiet oder vermehrte Renaturierungsmaßnahmen umliegender Gewässer bzw. Landschaften. Hier sind weitere Auswertungen notwendig, um die möglichen Ursachen zu identifizieren.

## Danksagung

Wir möchten allen Kollegen und Kolleginnen unserer Arbeitsgruppe des biota-Instituts danken, die im Rahmen der Gewässeruntersuchungen über den langen Zeitraum tätig waren.

## Literatur

- Berlin, A. & Thiele, V. (2016) Rote Liste der gefährdeten Eintags-, Stein- und Köcherfliegen Mecklenburg-Vorpommerns. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, 50 S.
- Biota (2018) Verfahrensanleitung zur Erstellung ökologischer Profile. - Studie im Auftrag des Staatlichen Amtes für Landwirtschaft und Umwelt Mittleres Mecklenburg. 11 S., unveröff. Bericht.
- Biota (2020) Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern mittels des Standorttypieindexes. - Aktualisierung: Stand Mai 2020 - Studie im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 69 S., unveröff. Bericht.
- LUNG (2002) Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern mittels Standorttypieindex. - Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, 02/2002, 103 S.
- LUNG (2005) Fließgewässertypisierung in Mecklenburg-Vorpommern. - Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, 03/2005, 80 S.;
- Meier, C. et al. (2006) Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung – Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.
- OKSANEN, J. (2015) Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial.  
[www.cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf](http://www.cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf).
- PERLODES-Online (2020) <https://www.gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/perlodes-online.html>.

- Robert, B. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Köcherfliegen (Trichoptera) Deutschlands. – In: Gruttke, H., Balzer, S., Binot-Hafke, M., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. & Ries, M. (Bearb.): Rote Liste der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). – Bonn (Bundesamt für Naturschutz). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (4): 101–135.
- WRRL (2000) Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. in: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22.12.2000.

# **Local Cosmos – App Baukasten für Artbestimmung, Monitoring und Bildung**

*Beate Rendgen-Heugle<sup>1</sup>, Ralph Schill<sup>2</sup> & Thomas Uher<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> aquatil gGmbH, Derendinger Str. 106, 72072 Tübingen, [beate.rendgen-heugle@aquatil.org](mailto:beate.rendgen-heugle@aquatil.org),

<sup>2</sup> Universität Stuttgart, Institut für Biomaterialien und biomolekulare Systeme, Pfaffenwaldring 57, 70569 Stuttgart,  
[ralph.schill@bio.uni-stuttgart.de](mailto:ralph.schill@bio.uni-stuttgart.de),

<sup>3</sup> Code for Nature, Meisenweg 6, 91099 Poxdorf, [info@code-for-nature.com](mailto:info@code-for-nature.com)

**Keywords:** Apps, Artbestimmung, Monitoring, Baukasten, Content Management

## **Einleitung**

Local Cosmos ist ein innovativer App-Baukasten, der es ermöglicht, naturschutzbezogene Anwendungen ganz ohne Programmierkenntnisse zu erstellen (<https://www.localcosmos.org>). Die resultierenden Anwendungen aus diesem Baukasten zeichnen sich als plattformübergreifende Lösungen aus, die sowohl in Form von Browser-Webseiten als auch als installierbare Smartphone-Apps für Android und iOS nutzbar sind. Nachfolgend wird vereinfacht immer nur „App“ geschrieben.

Die mit Local Cosmos erstellten Apps können auf verschiedene Einsatzfelder ausgerichtet sein, wie Bestimmung, Monitoring oder Bildung. Local Cosmos wurde entwickelt, um sowohl renommierten Instituten als auch engagierten Einzelpersonen ein mächtiges Instrument zur Verfügung zu stellen.

Local Cosmos ist quelloffen (open source), gehört der Allgemeinheit und kann von allen Menschen genutzt werden. Der Quellcode ist auf GitHub erhältlich (<https://github.com/orgs/localcosmos/repositories>). Local Cosmos finanziert sich über eine Kombination aus Fördergeldern, privatem Investment der Firma Code for Nature und Beiträgen der Nutzer\*innen.

Local Cosmos bietet nicht nur eine innovative Lösung für die App-Entwicklung im Naturschutz, sondern auch einen Weg, um effizient und kostengünstig Ihr Engagement für den Schutz der Natur zu unterstützen.

## **Kongruenz von Webseite und App**

Die erste Webseite der Welt wurde 1991 veröffentlicht – in einer Zeit, als Webseiten fast ausschließlich für Computer mit großen Bildschirmen entwickelt wurden. Mit der zunehmenden Verbreitung von Smartphones mit kapazitivem Touchscreen ab dem Jahr 2007 änderte sich die digitale Landschaft grundlegend (Fling 2009). Da mobile Breitbandnetze damals noch nicht flächendeckend verfügbar waren, nutzten Smartphones zunächst viele Funktionen offline. Diese historische Trennung führte zur Annahme, dass Webseiten und Apps zwei grundlegend unterschiedliche Konzepte seien.

Diese Vorstellung ist jedoch überholt. Dank technischer Fortschritte können heute Funktionen unabhängig vom Gerät genutzt werden. Ob Bankkonto, Streamingdienst oder Online-Shop –

idealerweise stehen alle Funktionen unabhängig vom Endgerät zur Verfügung. Es sollte keine Rolle spielen, ob man einen großen Bildschirm oder ein Smartphone nutzt, eine App installiert hat oder über den Browser zugreift.

Aus diesem Grund ist es problematisch, wenn eine App entwickelt wird, während die Webseite nur zur Präsentation dient – so schließt man Nutzerinnen und Nutzer aus, die keine App installieren möchten. Nutzerinnen und Nutzer erwarten heute, dass man auch über die Webseite ein Produkt benutzen kann.

Ebenso ist es ineffizient, eine Webseite und eine App als separate Entwicklungsprojekte zu behandeln, die über Schnittstellen miteinander kommunizieren müssen. In diesem Falle hat man zwei getrennte Entwicklungsstränge, einen für die Webseite und einen für die App, deren Produkte nach Fertigstellung wieder separat gewartet werden müssen. Nicht selten sind auch verschiedene Entwickler oder Teams beauftragt: ein Team für die App und ein Team für die Webseite. Ein inhaltliches und funktionales Auseinanderdriften der Softwareteile App und Webseite ist ein oft beobachtbares Phänomen bei diesem Ansatz.

Ein effizienter Ansatz besteht darin, eine gemeinsame Softwarebasis für App und Webseite zu schaffen. Dadurch bleiben alle Funktionen und Inhalte konsistent, und die Nutzerinnen und Nutzer können flexibel zwischen verschiedenen Geräten wechseln.

**Local Cosmos** setzt genau diesen Ansatz um: Der Baukasten generiert automatisch sowohl eine Webseite als auch eine App – beide basieren auf derselben Codebasis und bieten denselben Funktionsumfang. Unabhängig vom genutzten Gerät ist die Bedienung intuitiv und nahtlos, auch wenn man zwischen Geräten wechselt.

## Komponentenbasierte Anwendungen, Modularität

Der **Local Cosmos Baukasten** stellt ein benutzerfreundliches Webinterface bereit, mit dem biologische Inhalte flexibel eingegeben werden können. Die Funktionalität der erstellten App hängt von den ausgewählten Modulen ab. Zur Verfügung stehen unter anderem folgende Module:

- Bestimmungsschlüssel
- Beobachtungsformulare
- Artensteckbriefe
- Taxonomie
- Glossar
- Frontend
- Statische Templates

Die Module können frei miteinander kombiniert und bei Bedarf auch mehrfach verwendet werden, um die App individuell an spezifische Anforderungen anzupassen.

### **Bestimmungsschlüssel**

Bestimmungsschlüssel werden im Local Cosmos Baukasten als Baumstruktur organisiert. Jede Entscheidungsebene im Baum kann auf drei Arten gestaltet werden: **dichotom**, **polytom** oder **matrix-basiert**:

- **Dichotom:** Die Nutzerinnen und Nutzer können zwischen zwei Optionen (A oder B) wählen.
- **Polytom:** Es stehen mehr als zwei Merkmalsausprägungen zur Auswahl.
- **Matrix-basiert:** Mehrere Merkmale und deren Ausprägungen werden gleichzeitig angezeigt. Die Reihenfolge, in der die Merkmale betrachtet werden, ist frei wählbar, und es ist nicht erforderlich, alle Merkmale zu berücksichtigen.

Matrixbasierte Schlüssel sind besonders hilfreich bei der Beobachtung flüchtiger oder sich bewegender Organismen, da nicht vorausgesetzt werden kann, dass die Nutzerinnen und Nutzer alle Merkmale wahrnehmen konnten.

Zusätzlich können Merkmale durch Bilder, Zeichnungen, Texte oder Zahlen veranschaulicht werden. Nutzerinnen und Nutzer können zwischen verschiedenen Darstellungen, wie Fotos und Zeichnungen, wechseln, um die Bestimmung zu erleichtern.

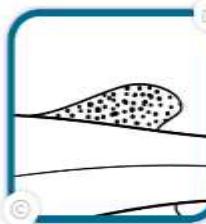
**Lachsische Fettflosse**



andersartig



rötlich



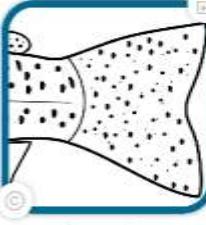
mit vielen schwarzen Punkten

**Ergebnis (1)**

Verbleibende Auswahl...

<b>2</b>	<b>Regenbogenforelle</b>	
Punkte	Oncorhynchus mykiss	<input checked="" type="radio"/>
0	Bachforelle	
Punkte	Salmo trutta fario	<input type="radio"/>
0	Bachsaibling	
Punkte	Salvelinus fontinalis	<input type="radio"/>
0	Huchen	
Punkte	Hucho hucho	<input type="radio"/>
0	Seeforelle	
Punkte	Salmo trutta lacustris	<input type="radio"/>
0	Seesaibling	
Punkte	Salvelinus umblo	<input type="radio"/>

**Schwanzflosse**



mit vielen schwarzen Punkten



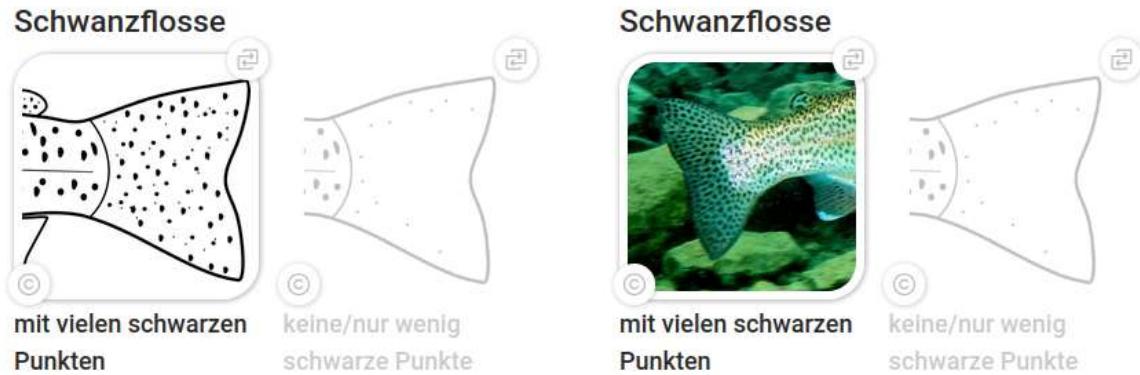
keine/nur wenig schwarze Punkte

**Kiefer**



Abbildung 10: Matrix-Ebene des Bestimmungsganges "Fische" im LakeExplorer

Die Merkmale eines Bestimmungsschlüssels können mithilfe von Bildern, Zeichnungen, Texten oder Zahlen dargestellt werden. Nutzerinnen und Nutzer haben die Möglichkeit, bei einzelnen Merkmalsausprägungen flexibel zwischen Foto und Zeichnung zu wechseln, um die Identifikation zu erleichtern.



**Abbildung 2:** Merkmal Schwanzflosse. Links mit Zeichnung, rechts nach betätigen des Umschalters mit Foto

### **Beobachtungsformulare**

Im Baukasten lassen sich beliebig viele **Beobachtungsformulare** erstellen, die flexibel an die Anforderungen eines Projekts angepasst werden können. Neben den Standardfeldern wie **Taxon**, **Zeit** und **Ort** können zusätzliche Felder hinzugefügt werden, die Texte, Zahlen oder Bilder erfassen.

Die Felder können auch **taxonomisch abhängig** gestaltet werden, sodass sie nur für bestimmte taxonomische Gruppen gültig, sichtbar oder erforderlich sind. Dadurch lassen sich präzise und projektspezifische Datensammlungen realisieren. Ein Beispiel aus der Local Cosmos App „LakeExplorer“ ist das taxonomisch abhängige Feld „**Entwicklungsstadium**“, das nur angezeigt wird, wenn ein Amphibium oder ein Insekt eingegeben wird.

Zur Unterstützung der Dateneingabe können die Sensoren des Smartphones, wie z. B. der **GPS-Sensor** für Ortsangaben, direkt genutzt werden.

# Artmeldung

[Formular wechseln](#)



Art \*

\*Pflichtfeld



Ortsgeometrie \*

48.277N, 11.622E ( $\pm 0m$ )

\*Pflichtfeld



Datum \*

01 / 04 / 2025



\*Pflichtfeld



Anzahl

1



Wassertiefe (m)



Bemerkungen



## Bilder

Deine Fotos werden unter der Lizenz [CC BY-NC-ND 4.0](#) veröffentlicht. Bildautor:in entspricht Melder:in.



Abbildung 11: Beobachtungsformular aus dem LakeExplorer

## Frontend

Ein zentraler Anspruch von **Local Cosmos** ist die gestalterische Vielfalt der erstellten Anwendungen. Damit jede App ein individuelles Erscheinungsbild erhalten kann, übernimmt die **Frontend-Komponente** die Gestaltung der Benutzeroberfläche. Alle anderen Komponenten fokussieren sich ausschließlich auf die Eingabe und Verarbeitung von Datenstrukturen, unabhängig von ihrer visuellen Darstellung.

Nutzerinnen und Nutzer können entweder das standardmäßig mitgelieferte Frontend verwenden, ein individuelles Frontend programmieren lassen oder selbst entwickeln. Ein eigenes Frontend ermöglicht es, das Design der Benutzeroberfläche vollständig anzupassen – sei es an bestehende Design-Richtlinien, ein Corporate Design oder spezielle Anforderungen. So bleibt jede Anwendung flexibel und einzigartig.

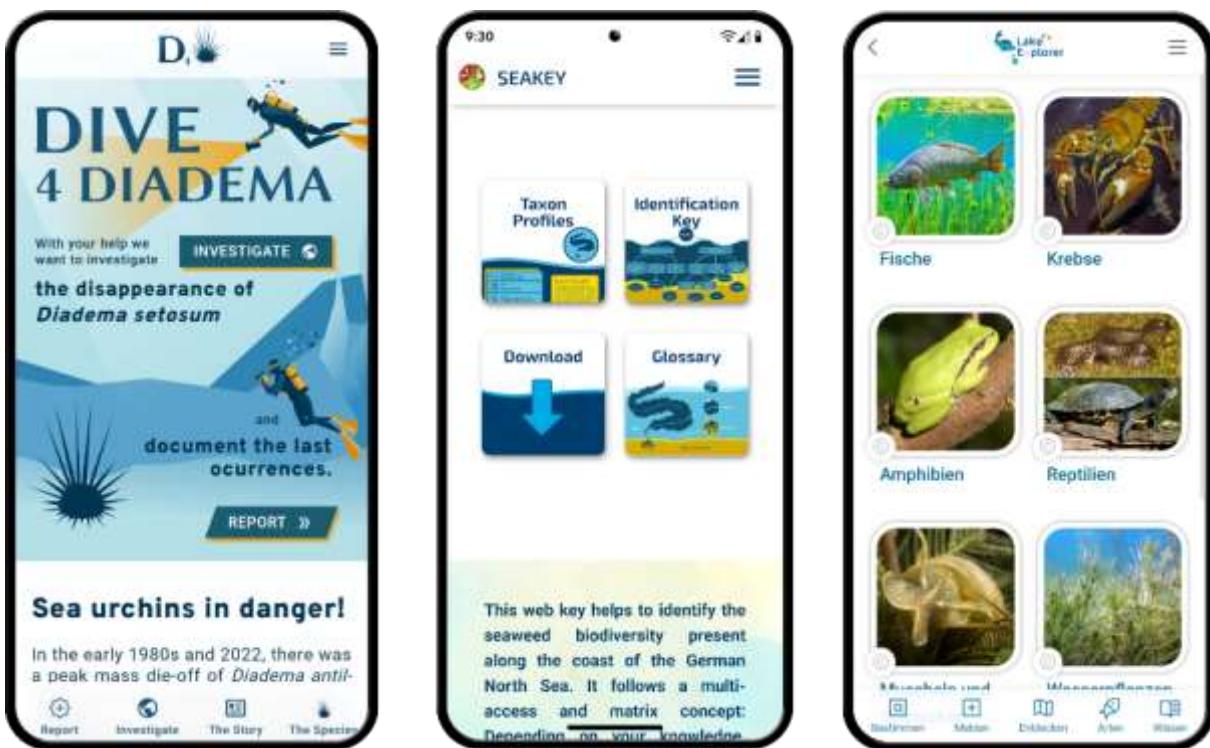


Abbildung 12: Apps Dive4Diadema, SeaKey, LakeExplorer: Verschieden aussehende Frontends

## Automatisierung

**Local Cosmos** setzt konsequent auf Automatisierung, um den Aufwand für Programmierung und Wartung so gering wie möglich zu halten. Über einen Bauprozess werden aus den eingegebenen Daten automatisch fertige Produkte erstellt, die unabhängig von der Entwicklungsumgebung funktionsfähig und auf optimierten Datenstrukturen basieren.

Der Bauprozess generiert dabei parallel mehrere Pakete, darunter eine **Webanwendung**, **Android-Installationspakete** (.aab, .apk) und **iOS-Installationspakete** (.ipa). Diese Pakete können entweder in den entsprechenden App-Stores veröffentlicht oder privat verteilt werden.

Darüber hinaus ermöglicht der automatisierte Bauprozess die Erstellung plattformübergreifender **Updates**, ohne dass Programmieraufwand erforderlich ist. Im Gegensatz zur klassischen Architektur, bei der App-Updates häufig manuelle Eingriffe erfordern, sorgt Local Cosmos für eine schnelle und unkomplizierte Aktualisierung aller Plattformen gleichzeitig.

## **Erweiterbarkeit**

Local Cosmos wurde von Anfang an mit dem Fokus auf **Erweiterbarkeit** entwickelt. Das bedeutet, dass jederzeit neue Komponenten hinzugefügt und angepasst werden können, um auf zukünftige Anforderungen reagieren zu können.

Ein Beispiel für eine zukünftige Erweiterung wäre eine Komponente zur Erstellung eines **lokalen digitalen Lehrpfades**. Diese Komponente müsste flexibel konfigurierbar sein, um nicht nur für einen spezifischen Lehrpfad, sondern für eine Vielzahl von Lehrpfaden eingesetzt werden zu können. So bleibt Local Cosmos anpassungsfähig und kann neue Nutzungsmöglichkeiten effizient unterstützen.

## **Zusammenfassung**

Local Cosmos bietet eine Lösung für die Erstellung naturschutzbezogener Apps, die durch Automatisierung, Modularität und Erweiterbarkeit gestaltet ist. Mit diesem Baukasten können sowohl Institutionen als auch Einzelpersonen Anwendungen für Bestimmung, Monitoring und Bildung entwickeln, ohne Programmierkenntnisse zu benötigen. Die Architektur ermöglicht, dass Apps und Webseiten zusammenarbeiten und plattformübergreifend eingesetzt werden können. Durch die Ausrichtung auf Automatisierung wird der Programmieraufwand und die Wartung reduziert, was eine effiziente Realisierung von Projekten unterstützt. Mit der quelloffenen Codebasis und der Erweiterbarkeit ist Local Cosmos in der Lage, auf zukünftige Anforderungen im Bereich Naturschutz und Bildung zu reagieren.

## **Danksagung**

Das Projekt “LakeExplorer - Citizen Science taucht ab!” wird gefördert im Bundesprogramm Biologische Vielfalt durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz sowie durch die Bingo!-Umweltlotterie Schleswig-Holstein.

## **Literatur**

- Local Cosmos Quellcode: <https://github.com/orgs/localcosmos/repositories>  
Fling, B. (2009). Mobile Design and Development: Practical Concepts and Techniques for Creating Mobile Sites and Web Apps. United States: O'Reilly Media: 10  
Ross, M. (2013). PhoneGap: Mobile Cross-Plattform-Entwicklung mit Apache Cordova & Co. Germany: dpunkt.verlag.

# Blue eyes, black holes and blooms of filamentous algae in dwindling Chara meadows. Drone supported monitoring.

Christiane Krambeck<sup>1</sup>, Henning Thiessen<sup>2</sup> & Frank Schlemminger<sup>3</sup>

<sup>1</sup> NABU Plön, christiane.krambeck@gmx.de, <sup>2</sup> Bellin, <sup>3</sup> UNB Plön

**Keywords:** submerged macrophytes, sediment, sulfur cycle, groundwater, acidification, causal attribution

## Introduction

The deep mesotrophic, groundwater fed Lake Suhrer See (54.154 °N, 10.348 °E) is a nature protection area in Schleswig-Holstein (SH) in northern Germany. In the extremely wet summer 2017, drastic losses of underwater vegetation occurred in the agricultural northeast and were attributed to herbicide contaminated subsurface discharge (Krambeck 2022, Krambeck et al. 2024). Charophyte meadows of two bays in the forested and extensified northwest were seasonally monitored in parallel, first only as reference. But the initially vital stands displayed an unexpected and enigmatic degradation over subsequent years.

## Materials and methods

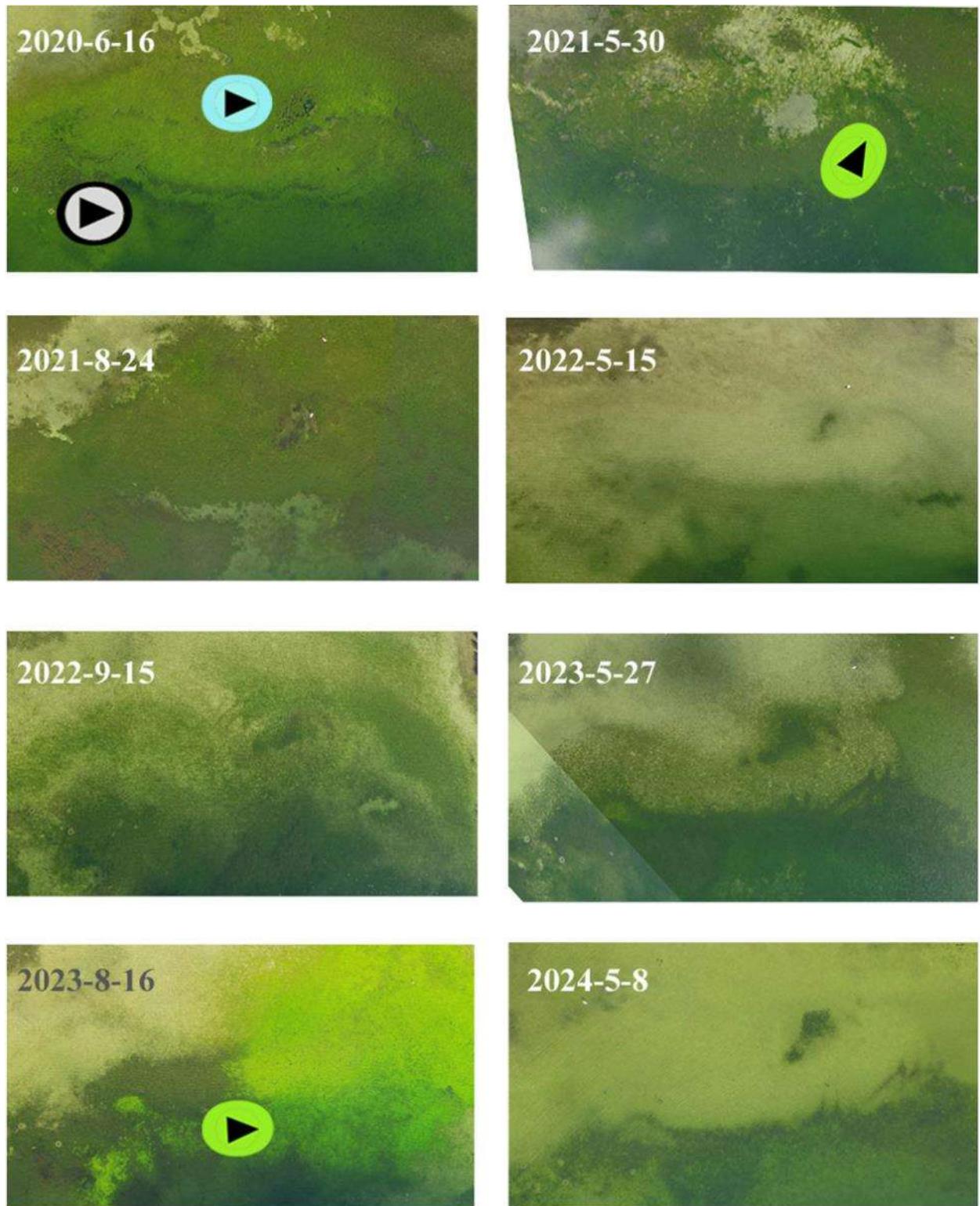
### Landscape and hydrology

The Lake Suhrer See lies in a morainal plain with sandy soils. There is no agriculture around the bay in the northwest (NW-bay), and almost none around the northern bay (N-bay) except one small field to the east and one periodic left fallow (uncultivated) 100 m up north. The two bays are separated by an extensified, partly forested pasture. The N-bay is widely 2 m deep. The NW-bay is around 1m deep and less, 2 m depth are reached only at the front of the bay in transition to deeper water (fig.1).



**Fig. 1:** Satellite image July 2019 of the northwest- (left) and north-bay (right) of the lake Suhrer See. Frames denote areas with major degradation chosen as drone image sections for time series.

A eutrophic lake chain passes the two bays in the north. An artificial connecting ditch to the NW-bay was closed in November 2019. Gauge data (LfU, SH state agency) and monthly precipitation data ([www.wetterkontor.de](http://www.wetterkontor.de) /"Rückblick"for Kiel) serve as proxies for subsurface discharge.



**Fig. 2:** Northwest-bay: time series of the chosen drone image section from 2020 to 2024  
Left and right column: summer and spring. Colored circles: blue eyes, black holes, FGA

## **Monitoring**

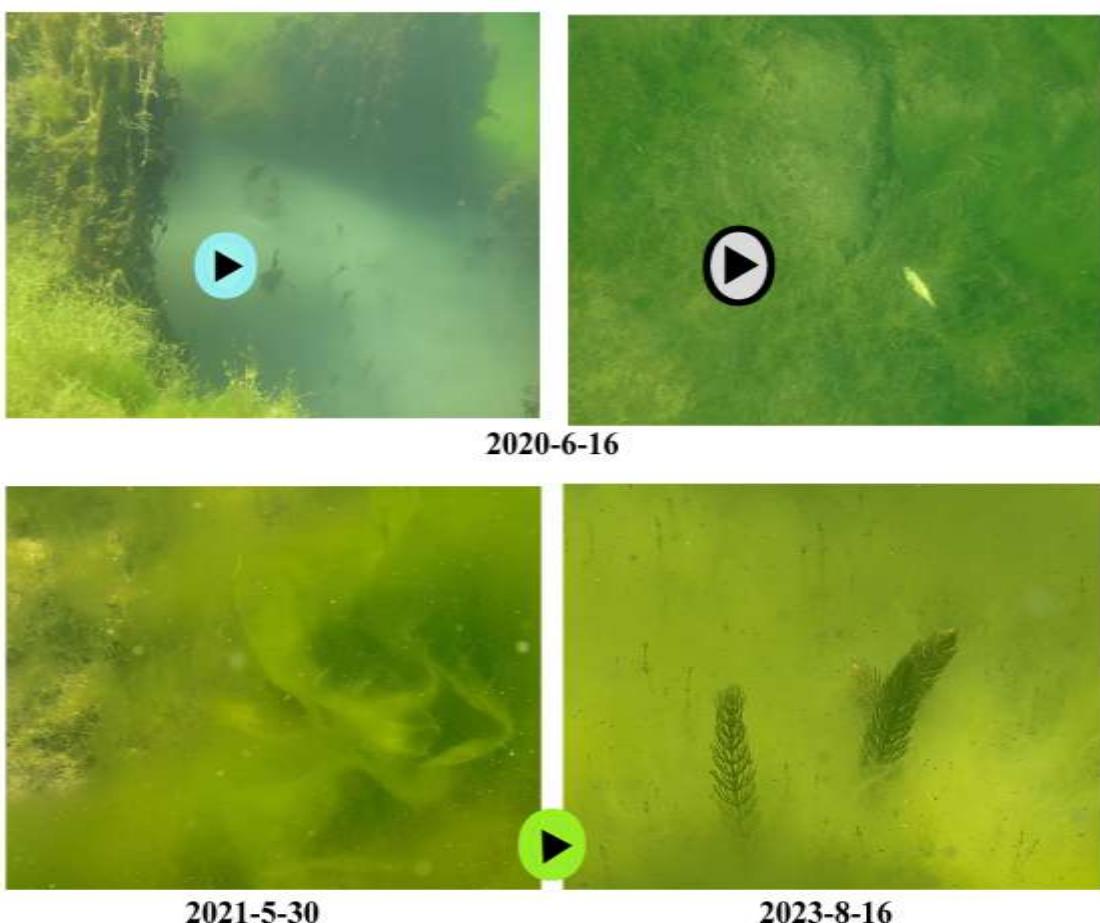
The biota was documented in the NW-bay since 2013, in the N-bay since 2018. From 2018 to '20, linear transects were inspected in Mai/June and August/September with orientation to landmarks. Drone images were first taken in June 2020 in the NW-bay and in May 2021 in the N-bay. Inspection thereafter followed structures localized on drone images and was controlled by GPS tracking.

Technical details: Mavic Air 2 drone. OM-D EM-5 with 30 mm Sigma or 60 mm Olympus objective in Nauticam underwater housing. Garmin Dakota GPS tracker. Track files were transferred by drag and drop into google earth images and, after conversion into excel files, into drone images.

## **Results and discussion**

### **Degradation pattern in front of the Northwest bay (NW-bay)**

The chosen drone image section comprises the central part in front of the NW-bay. This area successively lost its dense summer stands of *Chara contraria* from 2021 on (fig.2). Charophytes regenerated ever later and sparser each spring and were widely replaced by angiosperms or bare ground. Underwater images specified accompanying patterns of degradation (fig.3). The charophyte meadow was still vital in June 2020. But unusual holes with a diameter of up to 1,5 m filled with fog opened up in its center, resembling "blue eyes" in the aerial view.



**Fig. 3:** Northwest-bay underwater: "blue eye" and "black hole" (upper row) and blooms of filamentous green algae (FGA) (lower row)

In deeper water towards the open lake, the ground was widely covered with dark, amorphous structures with patches of bare ground (fig.3 upper row right). In 2021, this area laid bare (area light greenish in the aerial view due to depth alone) and the blue-eye zone stayed bare as well before being recolonized by *Ceratophyllum demersum*. The next years, *Potamogeton rutilus* took over in the blue-eye zone and in other areas, appearing since in the drone images as a characteristic dark spot and dark areas, respectively. From 2022 on, sparsely remaining charophytes appeared as greenish shades on the drone images. Filamentous green algae (FGA) bloomed in May 2021 and in August 2023 (fig. 2, fig.3 lower row).

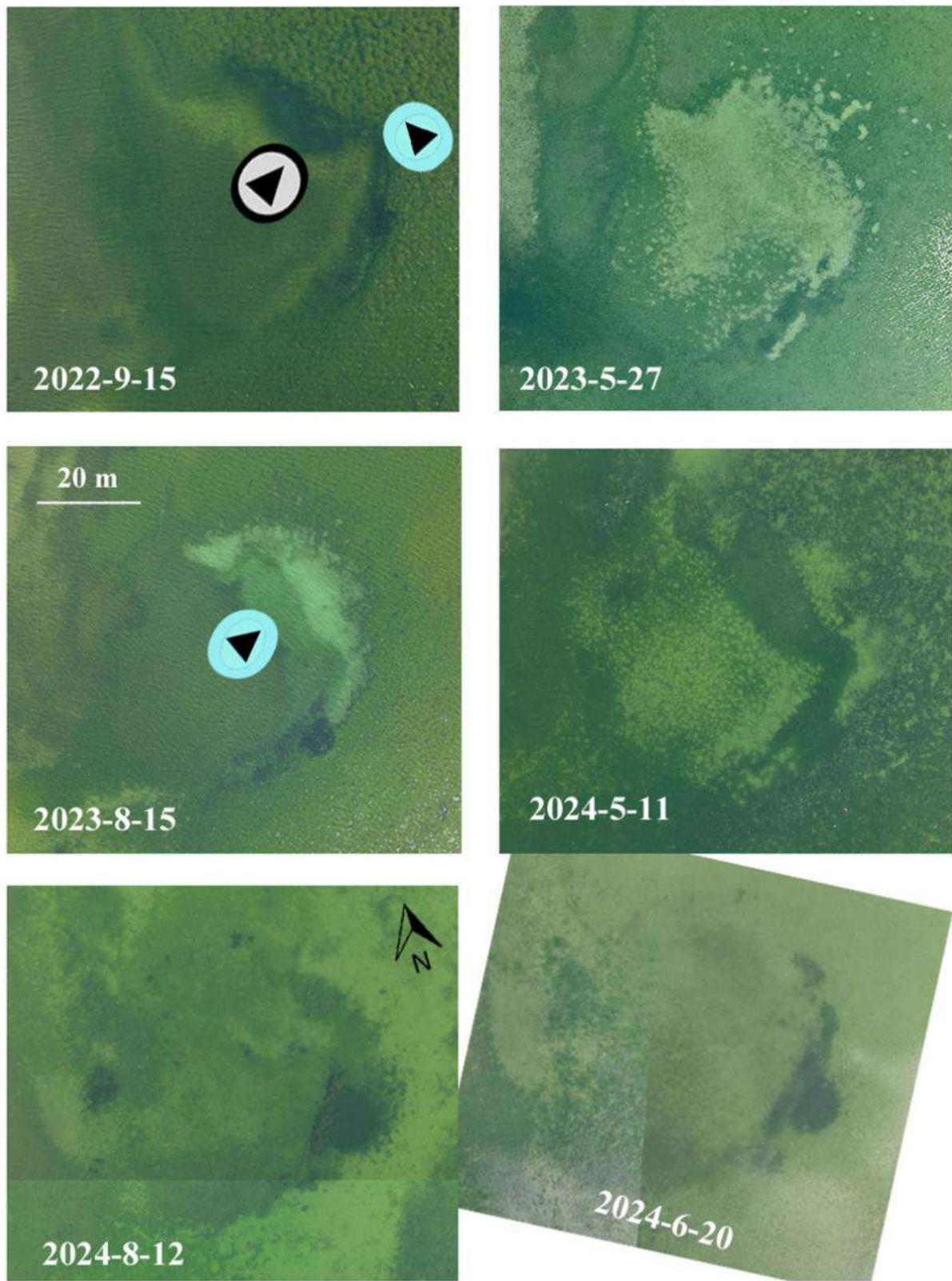
#### **Degradation pattern in front of the North bay (N-bay)**

A circular anomaly was detected on drone images in front of the N-bay (fig.4) and inspected under water from September 2022 on in addition to the inner N-bay. Inside the anomaly, the ground was bare every spring. Recolonization by submersed macrophytes over summer started from the southwest, i.e. from the part nearest to the open lake (lower left corner in drone image sections). In August 2022 and '23, a decay front developed on the opposite side, i.e. in the northeast, and affected about one third of the circular anomaly. At the same time, the so far wintergreen Chara meadows in the surroundings were punctured by holes with fog like the ones detected in the NW- bay in 2020 (fig.4, fig.5 upper row left) and this blue eye zone was bordered by a peculiar decay zone in transition to the anomaly. On hot, calm days, the sediment surface broke up and released flakes floating towards the surface (fig.5, middle row right). In August 2023, the bluish fog spread laminar over the northeast of the circular anomaly and reached even a part of the already recolonized area (fig.4, fig.5 upper row right). In May 2024, the later part was covered by a dark blue green carpet of cyanobacteria over rotten sprout fragments (fig.4, fig.5 lowest row left). The other dark structures on the drone images of May 2024 were also due to decay in different stages (fig.5, middle left and lowest row). A month later, the ground was emptied in the entire bay. Up to August 2024, macrophytes partly recovered, within the anomaly almost as in previous years. Especially *Chara subspinosa*, a species otherwise almost lost in the lake Suhrer See, again developed a small (10 by 10 m), vital stand near a *Myriophyllum spicatum* group on the West side (dark spot on the left in the drone image). Inside the anomaly, *Chara sp.* and angiosperms were loosely distributed with increasing spaces in between towards the east and *Nitellopsis obtusa* coming up. The dark spot in the east (in the drone image on the right side of the anomaly) consisted of a large stand of *Ceratophyllum demersum* besides a group of *M. spicatum*.

All in all, the macrophytes displayed a gradient of disturbance increasing from east to west, i.e. from the shore with the extensified pasture behind towards the peninsula with the small field behind. Major decay was correspondingly observed along the northeastern perimeter of the circular anomaly.

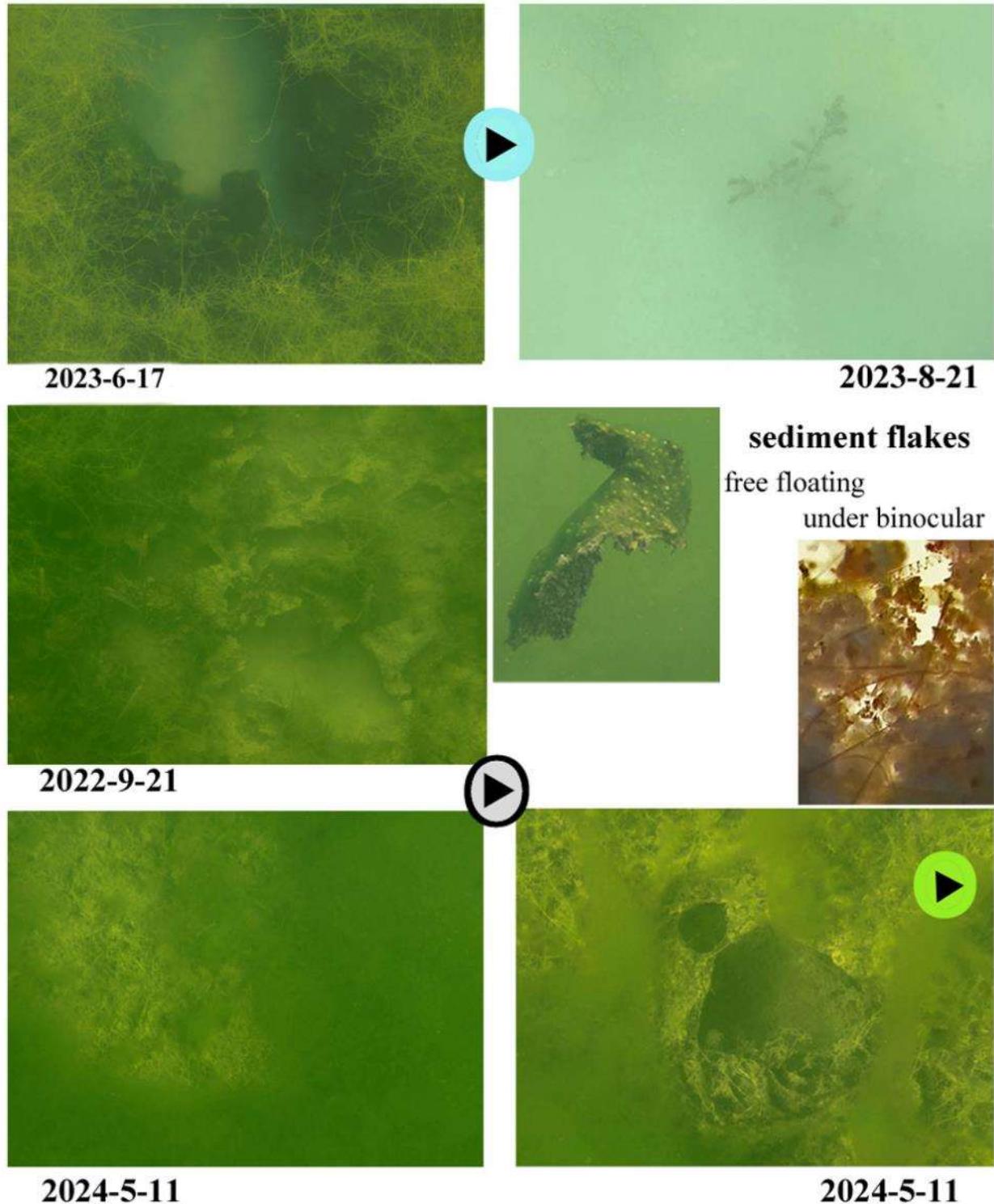
#### **Comparison of degradation in both bays since 2018 and hydrological relations**

Wintergreen charophyte meadows occur in greater depth with less seasonal fluctuations and harbor sensitive, k-strategic species. The N-bay is a perfect habitat for them. In the rather shallow NW-bay, wintergreen stands only thrive in transition to deeper water. But already grown up sprouts were last found there in May 2018. Over summer, a dense charophyte meadow regrew, but with first signs of decay and supplementation by angiosperms. From 2022, Charophyte meadows progressively disappeared in the whole bay, thinned or were replaced by angiosperms. In both bays, decay patterns like "blue eyes" and "black holes" amid still dense charophyte meadows preceded drastic overall degradation and appear to be an early warning sign for an ongoing environmental pressure passing a critical level. Dark blue-green layers and brownish sheets on sediments are characteristic for "Blue eye"- "black hole" phases.



**Fig.4:** North-bay: time series of the chosen drone image section from 2022 to 2024.  
Left and right column: summer and spring, respectively. Colored circles: blue eyes, black holes

Such layers are known to be formed by benthic cyanobacteria (Oscillatoriales and Nostocales) which are photoheterotrophic or mixotrophic and common worldwide in fresh- and marine waters (Muñoz-Marín et al. 2024, Stebegg et al. 2023). An unusual FGA bloom was already noted in May 2018 after an extremely wet year. In the NW-bay, *Spirogyra* piled up at some nearshore places over black mud openings up to the surface.



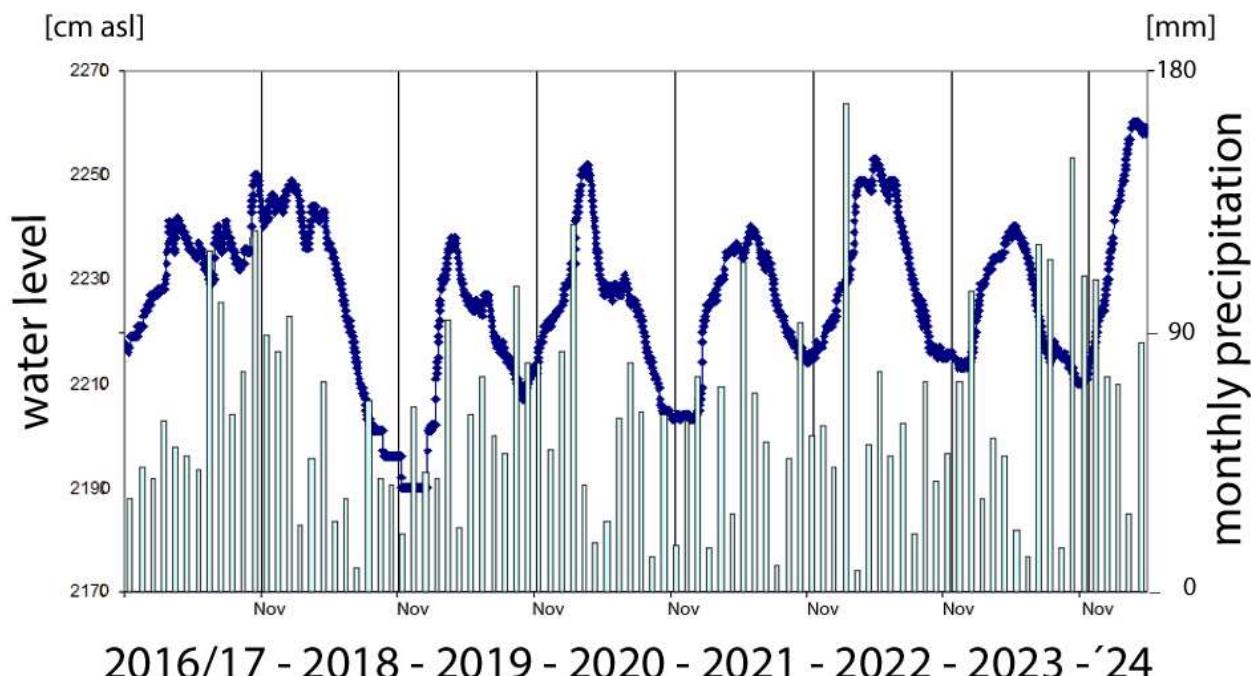
**Fig. 5:** North-bay underwater: Upper row: "blue eye" and area-wide colloidal fog. Lower rows: decay patterns. Small inserts: images of sediment flakes.

With almost no rain the following months, FGA soon disappeared and charophytes developed dense and remarkably vital stands. The gauge level dropped from a maximum to a historical minimum lasting up to early 2019 (fig.7). In March 2019, the NW-bay was flooded with eutrophic water from the neighboring lake chain by a still connecting ditch. This eutrophication pulse again provoked transient FGA blooms. The deeper N-bay was less severely affected by the eutrophication pulses of the years 2018 and '19.

Low groundwater discharge (LGD) is normally highest from late winter to spring in temperate climates. But dense FGA blooms are not typical for mesotrophic lakes, also not in extremely wet springs. And normally, wintergreen charophytes are also not disturbed by high LGD as such.

Data on precipitation and water levels may serve as proxies for rarely directly measured discharge (fig.7). Water levels follow LGD in an over time integrated way and extreme rain events trigger discharge peaks with high transports of solutes (Lambert et al. 2024, Wendell et al. 2024). For instance, the very high precipitation in July and August 2023 triggered the peculiar incidents of a summer FGA bloom in the NW-bay and of the bluish fog spreading over the eastern part of the circular anomaly in the North bay (fig. 2 and 4). Correspondingly, the extremely wet February 2022 and very wet winter 2023 entrained especially bare grounds in the NW-bay. And the very wet winter 2023 was also followed by the spectacular loss of wintergreen charophytes in the N-bay in 2024.

Moreover, LGD takes preferential pathways along site-specific gradients of least lateral and vertical hydrological resistance resulting in distinct subsurface spring areas. Responses of the submerged vegetation display a corresponding spatial heterogeneity. Especially the chosen drone image sections seem to comprise zones of major discharge in transition to deeper water.



**Fig. 6:** Stage hydrograph of lake Suhrer See (line) and monthly precipitation (columns) as proxies for fluctuations of low groundwater discharge (LGD).

#### *Hypothetic groundwater contamination consistent with observed patterns*

The observed patterns and given landscape, lake and weather context render adverse effects by a contemporary contamination of low groundwater discharge (LGD) plausible. Since almost no other long-term changes are common to the catchments of the two bays, some contamination by

atmospheric deposition has to be postulated which should be compatible with FGA blooms, blue eyes, black holes and the subsequent deterioration including the aggravation over the years.

The benthic FGA blooms indicate an unusual phosphorus release from aerated sediments, which requires the exceedance of a certain critical threshold of the sulfur to iron relation (Gächter & Müller 2003). The critical threshold for this stoichiometric relation may be reached, when LGA events carry abnormal sulfur loads. Elevated levels of aluminum sulfate in groundwater fronts are known to occur in weakly buffered sandy soils when acidified by contemporary ammonia deposition (Bittersohl et al. 2016, Meesenburg et al. 2019). Ammonia deposition last measured in 2011 in SH rendered values up to 8 µg/m<sup>3</sup> air in the region (LLUR 2013) (SH State Agency), being below the official critical load but known to be factually critical (UBA 2023) (German Environment Agency). Today's concentrations of livestock farms in the district of Plön render critical ammonia emissions around the Suhre See likely anyway (Jacobsen et al. 2019).

Blue-eye/black-hole phases were observed in mid- to late summer when LGD was usually at its minimum. But preceding eutrophication pulses in spring 2018 and 2019 may have played a role in the NW-bay and similarly years later in the N-bay when blue eyes started near the peninsula with the small field behind. Van Nes et al. (2007) observed rises in charophyte biomass up to seemingly self-induced collapses with 7 year cycles in shallow lakes and proposed an accumulation of organic material over the years and resulting deoxygenation as reason. However, charophytes are usually associated with chironomids and worms in high abundances which efficiently counteract deoxygenation by bioturbation (Hölker et al. 2015). A disturbance of bioturbation might thus be a more straightforward explanation for benthic decay within charophyte meadows followed by losses and subsequent replacement by vascular plants that are less dependent on bioturbation, due to their transport of O<sub>2</sub> to root zones. Adverse effects on bioturbation would lead to cascading community responses. Deposited pesticides, that were found to be transported by LGD to sediments in concentrations with potential sublethal chronic effects (Krambeck et al. 2024), could be a plausible cause.

Phenomena like the disappearance of wintergreen charophytes and the over years retarded recovery of charophytes can not be explained by deoxygenation due to decay of accumulated biomass. At this point, potential other adverse effects come into consideration. Aluminum transported in acidification fronts is commonly considered to be toxic at low pH. And microbial processes may induce a drop towards acidic pH in the suboxic zone, i.e. over cm scales under the sediment surface (Geerlings et al. 2019, Müller et al. 2003). Adverse effects of aluminum have been reported in the range of pH 6: Cardwell et al (2018) set environmental thresholds around 100 µg/l for macrozoobenthos and Helliwell et al. (1983) found an EC50 of 5 µg/l for *Chlorella*. Bittersohl et al. (2016) report aluminum concentration in weakly acidified groundwater in the range of 50 to 200 µg/l. Moreover, aluminum might accumulate over years in benthic boundary layers because it becomes insoluble around pH 8 often given in overlaying water and should then re-sediment. Non-polar and relatively persistent pesticides may as well accumulate in upper sediment layers.

The "blue eye" fog appears to be of colloidal nature. Since sediments consist largely of calcium-carbonate in this habitat (Pelechaty et al. 2013), one possible origin of the fog is a dissolution in phases with low pH due to high benthic decay, followed by an aggregation of colloidal calcium-carbonate particles in overlaying alkaline water (Müller et al. 2003). Other possibilities are a build up of elemental sulfur by oxidation of H<sub>2</sub>S (Jørgensen et al. 2016, Kamshny & Ferdelman 2010) and/or of colloids in course of aluminum speciation and of complex building (Driscoll & Schecher 1990).

## Gaps and implications

The observed degradation patterns can be interpreted on grounds of scientific background knowledge as benthic responses to a hypothetical infiltration with contaminated groundwater. Measurements are needed for a further refinement, confirmation or rejection of the rationale. A more-likely-than-not valid causal attribution is urgently needed in view of open questions in the context of analogous degradation in other oligo- to mesotrophic lakes (Vadeboncoeur et al. 2021, Gonsiorczyk et al. 2024) and with respect to implications for management options.

Needed are above all site specific seasonal data on atmospheric deposition of ammonia and pesticides and on groundwater parameters characteristic for acidification. The postulated presence of main subsurface springs at sites with occasional appearances of major anomalies like "blue eyes" and "black holes" could be investigated by lysimeters. Monitoring of iron, sulfur and aluminum concentrations at the sediment surface and of tube dwelling chironomid larvae could supplement experimental evidence. Resuming advanced research on biogeochemical processes in littoral sediments and on related ecotoxicological issues would be essential for a deeper understanding (Hölker et al 2015).

The likelihood for efficient measures increases with progresses in understanding. Both have to be developed step-wise together. For the time being, the recommendation makes sense to install monitoring routines for critical parameters, especially for atmospheric deposition of ammonia and pesticides and to develop routines for recognition of environmental adverse effects beyond eutrophication. Existing recommendations for the protection of sensitive areas against ammonia emissions (Jacobsen et al. 2019) should be put again on the political agenda.

## Acknowledgment

The speed introduction of posters at the DGL conference in Dresden sparked the awareness of the plenum to the enigmatic observations and rendered important comments. CK participates as limnologist and under water photographer in the care-holding for the nature reserve of the lake Suhrer See on behalf of the NABU Plön. HT overtook the drone imaging as biologist and retired nature protection professional. Both worked on an honorary base and thank the NABU Plön, the Stiftung Naturschutz and their families for support. FS supervised the project as nature protection agency of the district of Plön (untere Naturschutzbehörde) and enabled the otherwise forbidden use of a drone in the nature protection area. Arne Oelkers helped to develop the GPS tracking application.

## References

- Bittersohl, J., Walther, W., Meesenburg, H. (2016): Aktuelle Aspekte der Langzeitversauerung von oberirdischen Gewässern und Grundwasser in Deutschland. Beiträge aus der NW-FVA, Band 14, S.23-37
- Cardwell AS, Adams WJ, Gensemer RW, Nordheim E, Santore RC, Ryan AC, Stubblefield WA (2018): Chronic toxicity of aluminum, at a pH of 6, to freshwater organisms: Empirical data for the development of international regulatory standards/criteria. Environ Toxicol Chem. 37(1):36-48. doi: 10.1002/etc.3901. PMID: 28667768
- Driscoll, C.T., Schecher, W.D. (1990): The chemistry of aluminum in the environment. Environ Geochem Health 12, 28–49 (1990). doi 10.1007/BF01734046
- Gächter, R., Müller, B. (2003): Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. Limnol. Oceanogr., 48(2), 2003, 929–933. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.2003.48.2.0929>

- Geerlings, N. M. J., Zetsche, E.-M., Hidalgo-Martinez, S., Middelburg, J. J., and Meysman, F. J. R. (2019): Mineral formation induced by cable bacteria performing long-distance electron transport in marine sediments, *Biogeosciences*, 16, 811–829, <https://doi.org/10.5194/bg-16-811-2019>
- Gonsiorczyk, Th., Hupfer, M., Hilt, S., Gessner, M.O. (2024): Rapid Eutrophication of a Clearwater Lake: Trends and Potential Causes Inferred From Phosphorus Mass Balance Analyses. *Global change biology* 30 (11). <https://doi.org/10.1111/gcb.17575>
- Hölker, F.; Vanni, M. J.; Kuiper, J. J.; Meile, C.; Grossart, H.-P.; Stief, P.; Adrian, R.; Lorke, A.; Dellwig, O.; Brand, A.; Hupfer, M.; Mooij, W. M.; Nützmann, G.; Lewandowski, J. (2015). Tube-dwelling invertebrates: tiny ecosystem engineers have large effects in lake ecosystems. *Ecological Monographs* Vol. 85 (3), p. 333-351 DOI 10.1890/14-1160.1
- Jacobsen, B. H., Latacz-Lohmann, U., Luesink, H., Michels, R., & Ståhl, L. (2019). Costs of regulating ammonia emissions from livestock farms near Natura 2000 areas—Analyses of case farms from Germany, Netherlands and Denmark. *Journal of Environmental Management*, 246, 897–908. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.106>
- Jørgensen, B.B., Findlay, A.J., Pellerin, A. (2019): The Biogeochemical Sulfur Cycle of Marine Sediments. *Front. Microbiol.* 10:849. doi: 10.3389/fmicb.2019.00849
- Helliwell, St., Batley, G.E., Florence, T.M., Lumsden, B.C. (1983). Speciation and toxicity of aluminium in a model fresh water. *Environmental Technology Letters*, 4:3, 141-144 <http://dx.doi.org/10.1080/09593338309384184>
- Kamysny, A., Ferdelman, T.G. (2010): Dynamics of zero-valent sulfur species including polysulfides at seep sites on intertidal sand flats (Wadden Sea, North Sea). *Marine Chemistry*, Vol.121 (1–4, 2010, p. 17-26. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2010.03.001>.
- Krambeck, C., 2022. Ökologische Bewertung des Risikos von Charophytenverlusten unter ökotoxikologischem Stress in einem mesotrophen See. DGL Ergebn. Jahrestagung 2021 in Leipzig.
- 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* 912 (2024) 169083 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169083>
- Lambert, T., Dupas, R., and Durand, P.: The role of nitrogen and iron biogeochemical cycles in the production and export of dissolved organic matter in agricultural headwater catchments, *Biogeosciences*, 21, 4533–4547, <https://doi.org/10.5194/bg-21-4533-2024>, 2024.
- LLUR (2013): Orientierende Messungen von Ammoniak in Schleswig-Holstein Report. bericht\_orient\_messungen\_NH3\_SH\_2011
- Meesenburg, H., Riek, W., Ahrends, B., Eickenscheidt, N., Grüneberg, E., Evers, J., Fortmann, H., König, N., Lauer, A., Meiwas, K.J., Nagel, H.-D., Schimming, C.-G., Wellbrock, N. (2019): Soil Acidification in German Forest Soils. Chap. 4 in: Wellbrock, N., Bolte, A. (eds.): Status and Dynamics of Forests in Germany. Results of the National Forest Monitoring. ECOLSTUD vol. 237. Springer open. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-030-15734-0>
- Müller, B., Wang, Y., Dittrich, M., Wehrli, B. (2003): Influence of organic carbon decomposition on calcite dissolution in surficial sediments of a freshwater lake. *Water Research*, Vol. 37(18), p. 4524-4532. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00381-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00381-6)
- Muñoz-Marín, MdC, López-Lozano, A., Moreno-Cabezuelo, J.A., Díez, J., García-Fernández, J.M. (2024): Mixotrophy in cyanobacteria. *Current Opinion in Microbiology*, Volume 78, 2024, 102432 <https://doi.org/10.1016/j.mib.2024.102432>
- Pelechaty, M., Pukacz, A., Apolinarska, K., Pelechata, A., Siepak, M. (2013): The significance of Chara vegetation in the precipitation of lacustrine calcium carbonate. *Sedimentology*, Vol.60 (4), p. 1017-1035. <https://doi.org/10.1111/sed.12020>
- Stebegg, R., Schmetterer, G., Rompel, A. (2023): Heterotrophy among Cyanobacteria. *ACS Omega* 2023 8 (37), 33098-33114. DOI: 10.1021/acsomega.3c02205
- UBA (2023): Review of internationally proposed critical levels for ammonia. UBA Texte 31/2023 [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte\\_31-2023\\_review\\_of\\_internationally\\_proposed\\_critical\\_levels\\_for\\_ammonia.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_31-2023_review_of_internationally_proposed_critical_levels_for_ammonia.pdf)
- Vadeboncoeur, Y., Moore, M.V., Stewart, S.D., Chandra, S. et al. (2021): Blue Waters, Green Bottoms: Benthic Filamentous Algal Blooms Are an Emerging Threat to Clear Lakes Worldwide. *BioScience*, Vol. 71 (10), p.1011–1027, <https://doi.org/10.1093/biosci/biab049>
- van Nes, E.H., Rip, W.J. & Scheffer, M. (2007): A Theory for Cyclic Shifts between Alternative States in Shallow Lakes. *Ecosystems* (2007) 10: 17–27. DOI: 10.1007/s10021-006-0176-0

Wendell, A.-K., Guse, B., Bieger, K., Wagner, P. D., Kiesel, J., Ulrich, U., Fohrer, N. (2024): A spatio-temporal analysis of environmental fate and transport processes of pesticides and their transformation products in agricultural landscapes dominated by subsurface drainage with SWAT+. *Science of The Total Environment*, Volume 945, 2024, 173629. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173629>.

## **Einfluss von Ufermauern auf das litorale Makrozoobenthos im Bodensee**

*Oliver Miler<sup>1</sup>, Jens Peter Armbruster<sup>2</sup> & Wolfgang Ostendorp<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> AquaSciConsulting Dr. Miler, Konstanz, oliver.miler@web.de,

<sup>2</sup> AG Umweltphysik, Limnologisches Institut der Universität Konstanz, jens.armbruster@yahoo.com,

<sup>3</sup> AG Umweltphysik, Limnologisches Institut der Universität Konstanz, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de

**Keywords:** Wellenschlag, taxonomische Diversität, störungssensitive Taxa, funktionale Metriks, SuBoLakes-Projekt, Hydromorphologie, Wasserrahmenrichtlinie

### **Einleitung**

Seeufer sind Übergangslebensräume, die terrestrische und pelagiale Ökosysteme von Seen verbinden (Francis & Schindler 2009; Strayer & Findlay 2010; Vadeboncoeur et. al. 2011). Sie stellen einzigartige Habitate für Pflanzen, Invertebraten, Amphibien, Fische und Vögel bereit und sind Zonen des Austausches von organischem Material sowie Nährstoffen zwischen terrestrischen und pelagialen Lebensräumen (Strayer & Findlay 2010; Vadeboncoeur et. al. 2011; Wensink 2016; Wetzel 2001). Viele Seeufer unterliegen einem hohen anthropogenen Nutzungsdruck. Damit gehen uferstrukturelle Veränderungen einher, die der Erosionssicherung (Ufermauern), dem Hochwasserschutz, der Erholung (Strandbäder) und dem Wassersport dienen (Häfen, Steganlagen).

Am Bodensee-Obersee sind ca. 63 % der Gesamt-Uferlänge durch anthropogene Bauwerke verändert. Den größten Anteil aller Uferverbauungen von 33 % nehmen dabei Betonmauern oder Mauern aus gesetzten und verfügten Steinen ein (Teiber-Sießegger 2009). Ufermauern stehen unter dem Verdacht, die Integrität der Seeuferzone als Ökoton zu beeinträchtigen (Brauns et al. 2007; Trial et al. 2001). Damit stehen sie dem Umweltziel der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL), den „guten ökologischen Zustand“ für alle berichtspflichtigen Seen zu erreichen, entgegen (Argillier et al. 2023; Poikane et al. 2020; Völker et al. 2016). Der Schwerpunkt der Untersuchungen zu den Auswirkungen von Ufermauern auf die Uferzone lag jedoch bisher im marinen Bereich. An Binnenseen wurden bislang nur wenige Untersuchungen durchgeführt (Übersicht in Ostendorp et. al. 2019). Beispielsweise konnten am nördlichen Bodenseeüfer im Vergleich zu naturbelassenen Uferabschnitten Unterschiede der Makrophytenbiomasse sowie in der Zusammensetzung der Oberflächensedimente, und der Makrozoobenthos-Dichte und -Artenzusammensetzung gefunden werden.

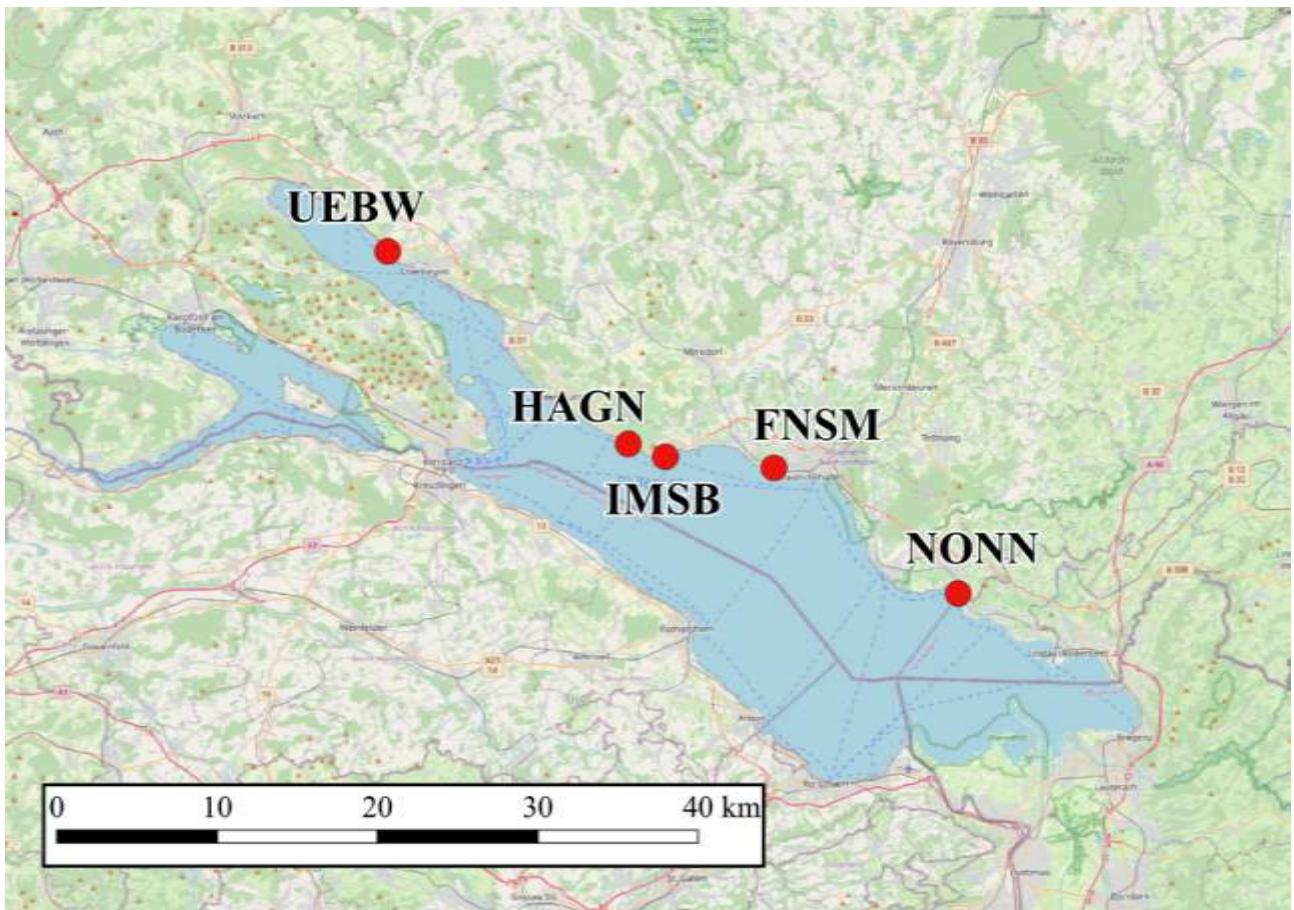
Es besteht jedoch diesbezüglich noch beträchtlicher Forschungsbedarf, der sich v. a. aus den Monitoring-Verpflichtungen der EU-WRRL ableitet. Dabei mangelt es bislang an spezifisch reagierenden biologischen Bewertungsmethoden und routinemäßiger Überwachung der relevanten Variablen (Poikane et.al. 2020). In diesem Beitrag untersuchen wir, inwieweit Makrozoobenthos-Metriks durch das Vorhandensein von Ufermauern beeinflusst werden. Wir erwarteten, dass sich (1) in einer ufernahen Zone signifikante Unterschiede zwischen mit Ufermauer verbauten und naturnahen Ufern zeigen und (2) diese signifikanten Unterschiede in einer uferfernen Zone verschwinden.

Das Probennahme-Design wurde so angelegt, dass Störvariablen weitgehend ausgeschlossen wurden, so dass signifikante Effekte zwingend auf die Existenz der Ufermauer zurückgeführt werden können. Die Ergebnisse sollen eine Einschätzung über die Wirkungen von Ufermauern im Hinblick auf die Umweltziele der EU-WRRL erlauben und Hinweise für künftige Renaturierungsmaßnahmen geben.

## Material und Methoden

### *Untersuchungsgebiet*

Der Bodensee ist der drittgrößte und zweittiefste See Zentraleuropas (IGKB 2004). Seine Oberfläche erstreckt sich über eine Fläche von 536 km<sup>2</sup> bei einer maximalen Tiefe von 251 m. Er teilt sich in den flachen, mesotrophen Untersee sowie den tiefen, oligotrophen Obersee (472 km<sup>2</sup>) auf. Der Anteil des Litorals (0-10 m Wassertiefe) an der Gesamtfläche beträgt 14 % (66 km<sup>2</sup>). Der Bodensee ist einer der letzten großen Voralpenseen mit einem naturnahen Jahreswasserstandsgang. Die jahreszeitlichen Schwankungen des Wasserstands von im Durchschnitt 1,9 m werden zu großen Teilen durch das nival-glaziale Abflussregime des Alpenrheins hervorgerufen. Im Mittel erreicht der Pegel im Februar/März seinen niedrigsten und im Juni seinen Höchststand. Der Mittelwasserstand des Obersees liegt bei 395,24 m NHN. Am Bodensee dominieren Winde aus West- bzw. Südwest (230-290°). Im Uferbereich finden sich eiszeitliche Geschiebe (Grundmoräne) und fluvioglaziale Schotter und Sande, die teils mit geringer Mächtigkeit über der Oberen Süßwassermolasse liegen. Stellenweise treten die Molasseplatten auch an die Oberfläche.



**Abb. 1:** Übersicht über die Lage der fünf Untersuchungsflächenpaare am nördlichen Bodenseeufer. Dargestellt sind die fünf Uferstrecken in Überlingen (UEBW), Hagnau (HAGN), Immenstaad (IMSB), Friedrichshafen (FNSM) und Nonnenhorn (NONN).

## **Untersuchungsflächen**

Die Geländeerfassungen und Probennahmen wurden am nördlichen Ufer des Bodensee-Obersees zwischen Überlingen und Nonnenhorn durchgeführt. Fünf Uferstrecken wurden ausgewählt, um das Nordufer möglichst gut abzudecken (Abbildung 1). Gleichzeitig spiegeln die fünf Uferstrecken auch einen von West nach Ost verlaufenden Gradienten der Wellenbelastung wider. Bei der Auswahl der Uferstrecken wurde auch darauf geachtet, dass zusätzliche Beeinträchtigungen, wie beispielsweise Badebetrieb oder Steganlagen, keine Rolle spielten. Eine Uferstrecke setzte sich jeweils aus einem (i) mit Ufermauer verbauten Abschnitt („Test“, Abbildung 2 (a)) und (ii) einem unverbauten, naturnahen Uferabschnitt („Referenz“, Abbildung 2 (b)) zusammen. An jedem Test- und Referenzabschnitt wurden (i) eine ufernahe (NS) und (ii) eine uferferne Probenahmeposition (OS) ausgewiesen. Zunächst wurden die Probennahme-Positionen im Testabschnitt festgelegt (NS – 1,5 m und OS – 10 m uferliniennormal seewärts des Mauerfußes). Anschließend wurden am Referenzabschnitt der Uferstrecke die entsprechenden Positionen so festgelegt, dass sie annähernd die gleiche Wassertiefe, aber nicht notwendigerweise die gleiche Uferentfernung hatten.



**Abb. 2: (a) Mit Ufermauer bewehrter Uferabschnitt in Friedrichshafen. (FNSM-Test); UTM 32T 533984 5278016; 13.06.2019.** Zu erkennen sind die beleuchtete Boje für den Drucksensor der Wellenmessungen sowie die orangefarbenen Bojen, die die Lage der Probenahmepositionen kennzeichnen. (b) Naturnaher Uferabschnitt in Friedrichshafen (FNSM-Referenz), UTM 32T 533815 5278071, 23.05.2019. Am Ufer ragt ein Sturzbaum (linker Bildrand: Weide, *Salix* sp.) in den See hinein. Fotos: © J. P. Armbruster.

## **Design und statistische Auswertung**

Das Untersuchungsdesign entspricht einem faktoriellen Probenahmeplan mit paarweisen Messwerten ( $n_1 = n_2 = 5$  Uferstrecken), wobei Testabschnitte (mit Ufermauer) und Referenzabschnitte (naturbelassenes Ufer) miteinander verglichen werden. Die Vergleiche der Zielvariablen Y wurden in gleicher Weise für die ufernahe (NS) und die uferferne (OS) Position durchgeführt:

1.  $Y_{NS,TEST} - Y_{NS,REF} = \Delta Y_{NS}$
2.  $Y_{OS,TEST} - Y_{OS,REF} = \Delta Y_{OS}$

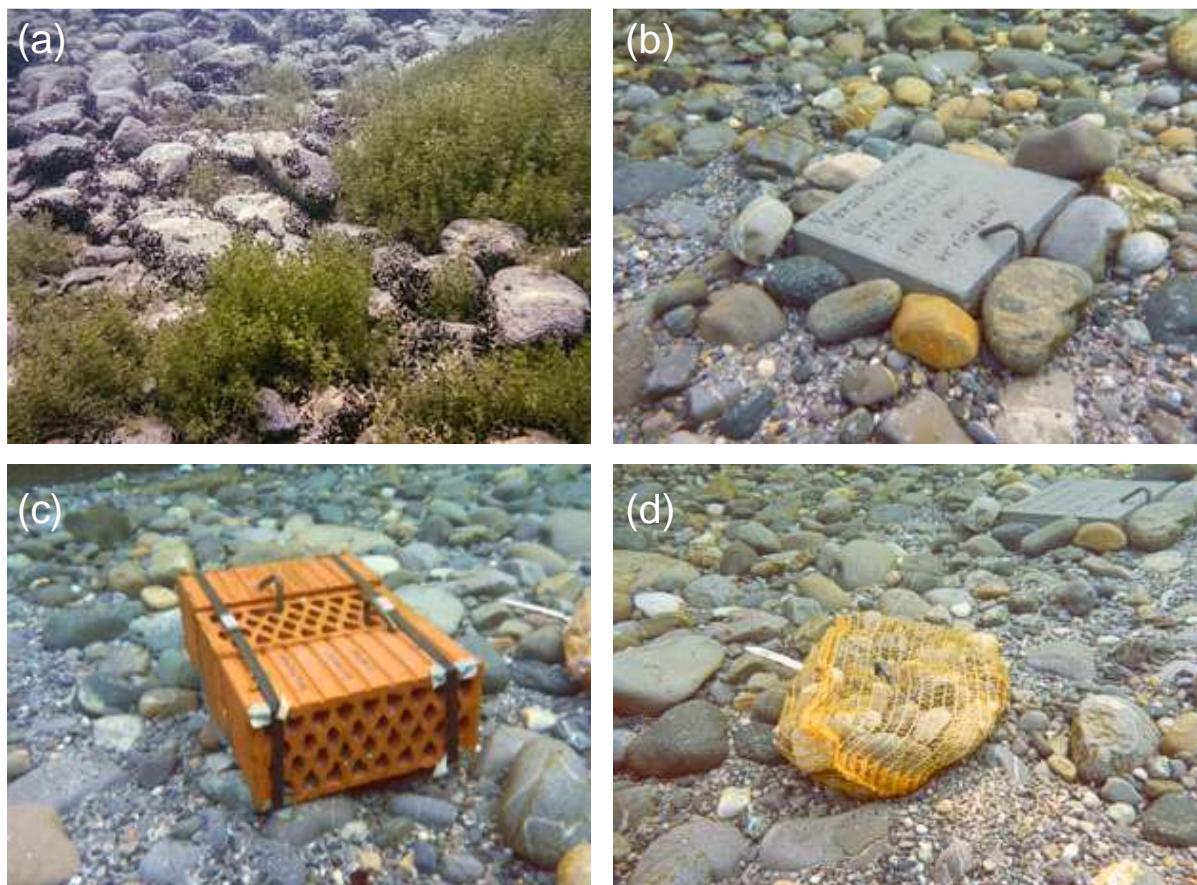
$\Delta Y$  wurde parametrisch (t-Test für paarweise angeordnete Messwerte,  $H_0: \Delta Y = 0$ ) getestet. Wir erwarten, dass signifikante Unterschiede der Zielvariablen ( $\Delta Y \neq 0$ ;  $p < 0,05$ ) für  $\Delta Y_{NS}$  wesentlich häufiger und ausgeprägter auftreten als für  $\Delta Y_{OS}$ . Die NS-Position kennzeichnet den Mauereffekt, während die OS-Position eher die regionalen Unterschiede zwischen den naturnahen und den mit Mauern bewehrten Abschnitten abbildet. Die statistischen Analysen wurden mit R 4.4.1 (R Development Core Team 2024) und RStudio 2024.09.0 (RStudio Inc. 2024) durchgeführt.

## Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos (MZB) wurde neben dem *in situ* vorliegenden Substrat (Abbildung 3 (a)) auch an drei verschiedenen Typen von künstlichen Exponaten untersucht (Betonplatten, Ziegelgruppen, Gabione, Abbildung 3 (b), (c), (d)).

Die Beprobung der *in situ* vorliegenden Substrate wurde mit einer Saugpumpe (Eigenbau Limnologisches Institut der Universität Konstanz) durchgeführt. Es wurde eine Grundfläche von  $0,25 \times 0,5$  m ( $0,125$  m $^2$ ) beprobt. Das Feinsediment wurde manuell aufgewirbelt. Die innerhalb der Fläche liegenden Gerölle (ca. d > 35 mm) wurden verprobt und das aufsitzende MZB später mit der Gesamtprobe zusammengeführt (> 35 mm). Die Probennahme fand am 07.06.2019 (UEBW), 03.06.2019 (HAGN), 05.06.2019 (IMSB), 04.06.2019 (FNSM) und 26.06.2019 (NONN) statt.

Zusätzlich zur Probennahme im standörtlichen Substrat wurden künstliche Exponate hergestellt, um drei Stufen der Substratheterogenität zu simulieren (niedrig – mittel – hoch; Abbildung 3 (b), (c), (d)). Die Exponate wurden mind. 6 Wochen vor der Probennahme auf dem Seeboden platziert und dort mittels Stahlhaken verankert.



**Abb. 3:** (a) **Natürliches Substrat bei FNSM-Referenz.** Zu sehen sind v. a. grobe Kiese und Gerölle die zum Teil von *Dreissena rostriformis bugensis* ANDRUSOV, 1897 bewachsen sind. Dazwischen wachsen Characeen. 17.07.2019, UTM 32T 533815 5278071. (b) **Betonplatte kurz nach der Installation auf dem Seeboden** bei Nonnenhorn (NONN-Test). 01.05.2019, UTM 32T 545440 5269883. Zu erkennen ist die glatte, strukturierte Oberfläche der Betonplatte. (c) **Ziegelgruppe kurz nach der Installation auf dem Seeboden** bei Nonnenhorn (NONN-Test). 01.05.2019, UTM 32T 545440 5269883. Zu erkennen ist, dass sich die Öffnungen bereits kurz nach der Positionierung mit Feinsubstrat gefüllt hatten. (d) **Gabione kurz nach der Installation auf dem Seeboden** bei Nonnenhorn (NONN-Test). 01.05.2019, UTM 32T 545440 5269883. Zu sehen ist, dass sich die Kiese innerhalb des Raschelsacks flach über dem Seeboden ausbreiten. Fotos: © W. Ostendorp.

Pro Probenahmeposition eines Uferabschnitts wurden drei Replikate eingesetzt, um möglichen Verlusten vorzubeugen. Davon wurde nur aber eines ausgewertet. Bei der Probennahme wurden die Exponate unter Wasser verlustfrei geborgen. Das Makrozoobenthos wurde im Labor abgespült und verprobt. Als künstliches Substrat mit niedriger Substratkomplexität wurde eine Betonplatte mit den Maßen  $0,25\text{ m} \times 0,25\text{ m} \times 0,05\text{ m}$  verwendet (besiedelbare Oberfläche:  $0,1125\text{ m}^2$ ). Diese wurde horizontal in den Seeboden eingesetzt (Abbildung 3 (b)). Die Ziegelgruppe stellt das Substrat mit mittlerer Substratkomplexität dar. Eine Ziegelgruppe bestand aus drei Hochlochziegeln mit den Maßen  $0,24\text{ m} \times 0,115\text{ m} \times 0,113\text{ m}$ , die mit schmalen Umreifungsbändern zusammengebunden wurden (Abbildung 3 (c)). Während beim mittleren Ziegel die Öffnung nach oben zeigte („Ziegel Mitte“), waren die Öffnungen der Rand-Ziegel landseits („Ziegel vorne“) bzw. seeseits gerichtet („Ziegel hinten“). Aufgrund der Ausrichtung der Ziegel unterschied sich auch deren besiedelbare Fläche („Ziegel vorne“ & „Ziegel hinten“:  $0,3497\text{ m}^2$ ; „Ziegel Mitte“:  $0,3225\text{ m}^2$ ). Die Ziegel wurden bei der Bergung bereits unter Wasser voneinander getrennt, sodass eine separate Auswertung möglich war. Als drittes Exponat wurde ein mit Kiesen gefüllter handelsüblicher Raschelsack verwendet (Abbildung 3 (d)). Jeder Raschelsack wurde mit insgesamt 7,5 kg Kiesen gefüllt, davon je 2,5 kg der Fraktionen 11,2 - 20,0 mm 20,0 - 35,5 mm und 35,5 - 63,0 mm. Um die besiedelbare Oberfläche zu berechnen, wurde angenommen, dass es sich bei den Gesteinskörpern um Kugeln handelt, wobei der mittlere Durchmesser der Fraktionen als Grundlage für die Berechnung verwendet wurde. Die Oberfläche des Raschelsack-Materials wurde vernachlässigt. Die Gabione waren das dem natürlichen Substrat am nächsten kommende Exponat und simulierte hohe Substratkomplexität.

Das MZB wurde unter Anwendung eines geeigneten Stichprobenverfahrens ausgezählt und unter Zuhilfenahme der gängigen Bestimmungsliteratur determiniert (u. a. Schmedtje et al. 1992; Bauernfeind & Humpesch 2001; Glöer 2017). Seltene Taxa wurden in der Gesamtprobe, häufige Taxa in Stichproben gezählt. Eine Übersicht ist im detaillierten Arbeitsbericht zu finden (<https://www.subolakes.de/aktuelles>). Die Individuenzahlen der Taxa wurden auf die Probenahmefläche bzw. die besiedelbare Oberfläche der künstlichen Exponate bezogen, so dass eine Berechnung vieler WRRL-üblicher Metriks möglich war (insgesamt: 67 Metriks). Die Metriks wurden mit dem ASTERICS Computertool berechnet (<https://gewaesser-bewertungsberechnung.de/index.php/perlodes-online.html>). Funktionale Metriks (Habitatpräferenzen, Ernährungstypen, Fortbewegungstyp) wurden basierend auf insgesamt 10 Punkten berechnet (<https://www.freshwaterecology.info>). Jedes Indikatortaxon besitzt 10 Punkte, die sich z. B. auf unterschiedliche Habitatpräferenzen verteilen können.

## Ergebnisse

In der ufernahen Zone konnten im *in situ* vorhandenen Substrat signifikante Unterschiede für insgesamt sechs Metriks nachgewiesen werden (Tabelle 1). Für alle sechs Metriks galt, dass der Wert am naturnahen Uferabschnitt (Referenz) höher als am verbauten Uferabschnitt war (Test). An der uferfernen Position unterschieden sich drei Metriks. Die *Anzahl Bivalvia Taxa* und *%Trichoptera* waren am Referenzabschnitt größer, *Evenness* am Testabschnitt. Weder an den ufernahen, noch an den uferfernen Positionen konnten mittels Betonplatte signifikante Unterschiede zwischen verbauten und unverbauten Uferabschnitten festgestellt werden (Tabelle 1). Die Betonplatte war demzufolge nicht geeignet, um einen Mauereffekt auf das Makrozoobenthos nachzuweisen. Da beim Versuchsansatz „Gabione“ ein Metrik ufernah signifikant höhere Werte an Referenz- als an Testabschnitten (*%Hirudinea*) und zwei Metriks uferfern signifikant höhere Werte an Referenz- als an Testabschnitten zeigten (*Anzahl EPT Taxa*, *Anzahl Gastropoda Taxa*), ist mit den Gabionen der Effekt der Ufermauern nicht eindeutig festzustellen (Tabelle 1).

In der ufernahen Zone konnten mittels „Ziegel Vorne“ signifikante Unterschiede für insgesamt sieben Metriks nachgewiesen werden (Tabelle 1). Für alle galt, dass die Mittelwerte der Metriks an den unverbauten Uferabschnitten (Referenz) höher waren als an den verbauten. In der uferfernen Zone konnten keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden. Mit den mittleren Ziegeln konnten an den ufernahen Positionen bei sechs Metriks signifikante Unterschiede zwischen Test- und Referenzabschnitten nachgewiesen werden. In allen sechs Fällen war der Wert an der Referenzfläche höher als am Testabschnitt. Uferfern konnten keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden (Tabelle 1). Beim Versuchsansatz „Ziegel Hinten“ unterschieden sich in der ufernahen Zone zwei Metriks signifikant. In beiden Fällen war der Wert am naturnahen Uferabschnitt höher als am verbauten (Tabelle 1).

**Tab. 1:** Übersicht über die Ergebnisse der paarweisen t-Tests nach ufernaher und uferferner Position. Dargestellt sind die statistisch signifikanten Ergebnisse ( $p < 0,05$ ). Positive und negative Mittelwertdifferenzen sind durch die entsprechenden Vorzeichen gekennzeichnet. \* EPT = Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera.

paarweiser t-Test	$= \Delta Y = Y_{TEST} - Y_{REF} (p < 0,05)$			
	Vorz.	Ufernah	Vorz.	Uferfern
<b><i>in situ</i> Substrate</b>	-	<i>Gesamtabundanz</i>	-	<i>Anzahl Bivalvia Taxa</i>
	-	<i>Average Score per Taxon</i>	+	<i>Evenness</i>
	-	<i>Anzahl EPT* Taxa</i>	-	<i>%Trichoptera</i>
	-	<i>Anzahl Familien</i>		
	-	<i>Anzahl Genera</i>		
	-	<i>Anzahl Taxa</i>		
<b>Betonplatte</b>		keine		keine
<b>Gabione</b>	-	<i>%Hirudinea</i>	-	<i>Anzahl EPT* Taxa</i>
			-	<i>Anzahl Gastropoda Taxa</i>
<b>Ziegel Vorne (Ziegel-Öffnung landseits)</b>	-	<i>Shannon-Wiener-Diversität</i>		
	-	<i>Anzahl Gastropoda Taxa</i>		
	-	<i>%Gastropoda</i>		
	-	<i>Anzahl Genera</i>		
	-	<i>%Kriechend/laufend</i>		
	-	<i>%Präferenz Lithal</i>		
<b>Ziegel Mitte (Ziegel-Öffnung oben)</b>	-	<i>%Präferenz Psammal</i>		
	-			
	-	<i>Margalef-Diversität</i>		
	-	<i>Anzahl Gastropoda Taxa</i>		
	-	<i>%Gastropoda</i>		
	-	<i>Anzahl Familien</i>		
<b>Ziegel Hinten (Ziegel-Öffnung seeseits)</b>	-	<i>Anzahl Genera</i>		
	-	<i>Anzahl Taxa</i>		
	-			
	-	<i>%Hirudinea</i>		
	-	<i>%Kriechend/laufend</i>		
				keine
				keine
				keine

## Diskussion

Insgesamt zeigten ufernahe Probenahmestellen (NS) für 22 Metriks signifikante Unterschiede zwischen verbauten (Test) und unverbauten Uferabschnitten (Referenz) an. An den uferfernen Probestellen waren es nur 5 Metriks (OS, Tabelle 1). Diese Unterschiede waren im *in-situ*-Substrat sowie an komplexen künstlichen Exponaten vorhanden (vor allem „Ziegel Vorne“ und „Ziegel Mitte“).

Die taxonomische Diversität war an den Testabschnitten geringer als an den Referenzabschnitten (*Anzahl Taxa/Familien/Gattungen*, *Margalef-/Shannon-Wiener-Diversität*, Tabelle 1). Die Reduktion in taxonomischer Diversität an den verbauten Uferabschnitten lässt sich durch die an Ufermauern reflektierten Wind- und Schiffswellen und die dadurch erzeugte Turbulenz erklären. Der erhöhte Wellenschlag und die erhöhte bodennahe Strömung führen zu gesteigertem Energieverbrauch vieler Makrozoobenthosata beim Versuch, sich am Substrat festzuhalten (Gabel et al. 2008, 2017). Zudem unterliegen die Tiere erhöhter Gefahr der Prädation, da sie häufiger vom Substrat abgelöst werden (Gabel et al. 2011a, 2017). Experimentelle Studien haben zudem gezeigt, dass sich anthropogener Wellenschlag auf das Wachstum invasiver Arten stärker negativ auswirkt als auf das einheimischer Arten (Gabel et al. 2011b, 2017).

Dies lässt sich auch an den geringeren Taxazahlen und %Dichten störungssensitiver Taxa an Ufern mit Mauer zeigen, z. B. *Anzahl EPT*, *Trichoptera* und *Bivalvia Taxa* und *%Trichoptera*. Die Anzahl Taxa und %Dichten von *Ephemeroptera*, *Trichoptera*, *Plecoptera* (hauptsächlich in Fließgewässern) und *Odonata* (hauptsächlich in Stillgewässern) repräsentieren die Metrikkategorie „störungssensitive Taxa“ und sind wesentlicher Bestandteil multimetrischer Indices für die hydromorphologische Belastung von Seen und Fließgewässern gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Hering et al. 2004; Miler et al. 2013, 2018; Miler 2022).

Zudem war an Ufern mit Mauer eine geringere *Anzahl Gastropoda Taxa*, *%Gastropoda* und *%Hirudinea* im Vergleich zu naturnahen Stellen zu finden. Diese Unterschiede in Metriks sind schwierig zu interpretieren, da die taxonomischen Gruppen *Gastropoda* und *Hirudinea* sowohl einheimische als auch invasive Taxa beinhalten. Im Bodensee wurden mindestens seit den 1950er Jahren mehrere Invasionen vor allem invasiver *Crustacea* (*Amphipoda*, *Decapoda*, *Mysida*) und *Mollusca* (*Gastropoda*, *Bivalvia*) nachgewiesen (Gergs and Rothhaupt 2014; App et al. 2024). Mittels multivariater Analysen (Indikatorartenanalyse, Indval, R package vegan 2.6-4, Oksanen et al. 2022) wird sich in zukünftigen Analysen feststellen lassen, auf welchen Taxa innerhalb der *Gastropoda* und *Hirudinea* diese Unterschiede beruhen.

Zusätzlich zu Metriks in den Kategorien „Diversität“ und „störungssensitive Taxa“ waren signifikante Unterschiede in mehreren funktionalen Metriks zwischen Test- und Referenzansätzen an NS-Stellen zu finden: Teststellen zeigten geringere *%Kriechend/laufend*, *%Präferenz Lital* und *%Präferenz Psammal* als Referenzstellen in den Ziegelansätzen (Tabelle 1). Die geringeren %Dichten von Taxa mit einer vorwiegend kriechenden oder laufenden Fortbewegungsweise an Teststellen, d. h. vor allem bodenlebende taxonomische Gruppen, wie z. B. *Gastropoda*, *Hirudinea*, *Trichoptera* und *Crustacea* (*Isopoda*), stimmen mit den oben erwähnten geringeren *%Gastropoda*, *%Hirudinea* und *%Trichoptera* überein. Die geringeren *%Präferenz Lital* und *%Präferenz Psammal* deuten auf geringere %Anteile der Habitattypen *Lital* und *Psammal* an Teststellen im Vergleich zu Referenzstellen hin.

Viele Seen und Fließgewässer in Europa werden als Wasserschifffahrtsstrassen für die kommerzielle und Freizeitsschifffahrt genutzt (Gabel et al. 2017). Die Inbetriebnahme von Kanälen, die vor allem in Mitteleuropa Wasserschifffahrtsstraßen miteinander verbinden, hatte vielfältige Auswirkungen auf

aquatische Biozönosen (bij de Vaate et al. 2002; Soto et al. 2023). Erwähnenswert ist hierbei die Verbreitung invasiver Fisch-, Makrozoobenthos- und Makrophytentaxa, vor allem aus dem Kaspischen und Schwarzen Meer über mehrere charakteristische Invasionsrouten (bij de Vaate et al. 2002; Soto et al. 2023; App et al. 2024). Invasive Makrozoobenthostaxa können einen signifikanten Einfluss auf litorale Nahrungsnetze und die Stabilität und Funktion der benthischen Artengemeinschaften haben (Haubrock et al. 2022; App et al. 2024).

Zusätzlich zu indirekten Effekten der Schifffahrt (Verbreitung von Neozoen) verursachen Boote und Schiffe Wellen und Brandung, welche sich auf aquatische Biozönosen, vor allem im Uferbereich von Flüssen und im Litoral von Seen auswirken (Gabel et al. 2017). Insbesondere die Fahrgastschifffahrt am Bodensee führt zu einer zusätzlichen Wellenenergiebelastung (Hofmann et al. 2008). Anthropogener Wellenschlag kann zu Veränderungen der litoralen Substratkorngrößenverteilung (Ostendorp et al. 2014, 2019), Schädigungen von emersen und submersen Makrophytenbeständen (Schutten et al. 2004; Gabel et al. 2017) und zu Veränderungen der Zusammensetzung von Organismengemeinschaften, z. B. des eulitoralen Makrozoobenthos (Bishop 2007; Gabel et al. 2017), führen. Die oben erwähnte reduzierte taxonomische Diversität an ufernahen Probestellen mit Ufermauern in dieser Studie lässt sich im Zusammenhang mit Wellenschlag verstehen, d. h. als (direkter) Effekt von hydraulischen Kräften auf Makrozoobenthos-Tiere (Verletzungen durch mechanische Einwirkungen, erhöhter Energieverbrauch, vor allem einheimischer Taxa), und als (indirekter) Effekt von durch Wellenschlag verursachten Habitatveränderungen (Substratvergrößerung, reduzierte Makrophytendichten).

Die ausschließlich negativen Unterschiede zwischen Test und Referenz im ufernahen Bereich deuten auf stark negative Effekte von Ufermauern auf taxonomische Diversität, störungssensitive Taxa und funktionale Metriks hin, insgesamt somit auf einen schlechteren ökologischen Zustand von Ufern mit Mauern, verglichen mit naturnahen Ufern. Diese Unterschiede waren vor allem an natürlichen Substraten und Ziegelansätzen (Ziegel-Öffnung oben und Ziegel-Öffnung landseits) vorhanden. Die identifizierten Metriks eignen sich für eine Wellenschlagsbewertung ufernaher Stellen im Bodensee und anderen wellenschlagsbeeinflussten Seen gemäß EU WRRL, wie sie in anderen hydromorphologischen Methoden angewendet werden (Hering et al. 2011; Miler et al. 2013, 2018; Miler 2022). Die hier durchgeführten Analysen zeigen eindeutig, dass eine solche Bewertung an ufernahen Stellen und nicht an uferfernen Stellen stattfinden sollte und stützen frühere Ergebnisse multivariater Analysen (Ostendorp et al. 2019).

Unsere Untersuchungen bestätigen, dass Ufermauern die hydromorphologischen und biologischen Eigenschaften der ufernahen Zone signifikant verändern, was sich in der Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos widerspiegelt. Angesichts des Ziels der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL), den „guten ökologischen Zustand“ zu erreichen, unterstreichen unsere Befunde den dringenden Handlungsbedarf zur Renaturierung verbauter Uferbereiche. Die gewonnenen Erkenntnisse liefern wichtige Grundlagen für die Entwicklung spezifischer Bewertungsmethoden und die Planung künftiger Maßnahmen zur Wiederherstellung der ökologischen Funktionen der Uferzone.

## **Zusammenfassung/Schlussfolgerungen**

27 MZB-Metriks (Diversität, Taxazahlen & %Dichten, funktionale Metriks) zeigten deutliche Unterschiede zwischen Ufern mit Mauer und naturnahen Ufern. Diese Unterschiede wurden vorwiegend an den ufernahen Probestellen nachgewiesen. Der wahrnehmbare Mauer-Effekt reicht nur bis etwa 10 m in den See hinein und verschwindet in einer durchschnittlichen Tiefe von etwa 0,9

m unterhalb des mittl. Mittelwasserspiegels. Korrelationen von MZB-Metriks mit empirischen Wind- und Schiffswellenparametern werden weitere Erkenntnisse über die Zusammenhänge von Wellenbild und MZB-Biozönose liefern.

## Danksagung

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des Forschungsprojekts SuBoLakes (<https://www.subolakes.de>) statt, das durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert wurde (Projekt 35825/01).

## Literatur

- Argillier, C., Carriere, A., Wynne, C., Hellsten, S., Vartia, K., Poikane, S. (2023): Lake hydromorphology assessment in Europe: Where are we 20 years after the adoption of the Water Framework Directive? *Science of the Total Environment* 855: 158781.
- App, P., Hesselschwerdt, J., Rey, P. (2024): Wirbellose Neozoen im Bodensee – Untersuchungsjahre 2004–2022. Blaue Reihe der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), Bericht Nr. 62: 85 S.
- Bauernfeind, E., Humpesch, U. H. (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. Verlag des naturhistorischen Museums, Wien: 239 S.
- bij de Vaate, A., Jazdzewski, K., Ketelaars, H. A. M., Gollasch, S., van der Velde, G. (2002): Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1159-1174.
- Brauns, M., Garcia, X. F., Walz, N., Pusch, M. T. (2007): Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology*, 44(6): 1138-1144.
- Bishop, M. J. (2007): Impacts of boat-generated waves on macrofauna: Towards a mechanistic understanding. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 343: 187-196.
- Francis, T. B., Schindler, D. E. (2009): Shoreline urbanization reduces terrestrial insect subsidies to fishes in North American lakes. *Oikos*, 118(12): 1872-1882.
- Gabel, F., Garcia, X. F., Brauns, M., Sukhodolov, A., Leszinski, M., Pusch, M. T. (2008): Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats. *Freshwater Biology* 53: 1567-1578.
- Gabel, F., Pusch, M. T., Breyer, P., Burmester, V., Walz, N., Garcia, X. F. (2011a): Differential effect of wave stress on the physiology and behaviour of native versus non-native benthic invertebrates. *Biological Invasions* 13: 1843-1853.
- Gabel, F., Stoll, S., Fischer, P., Pusch, M. T., Garcia, X. F. (2011b): Waves affect predator-prey interactions between fish and benthic invertebrates. *Oecologia* 165: 101-109.
- Gabel, F., Lorenz, S., Stoll, S. (2017): Effects of ship-induced waves on aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment* 601-602: 926-939.
- Gergs, R., Rothhaupt, K.-O. (2014): Invasive species as driving factors for the structure of benthic communities in Lake Constance, Germany. *Hydrobiologia* 746: 245-254.
- Glöer, P. (2017): Süßwassermollusken – Ein Bestimmungsschlüssel für die Muscheln und Schnecken im Süßwasser der Bundesrepublik Deutschland. 15. Auflage, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Göttingen: 135 S.
- Haubrock, P. J., Ahmed, D. A., Cuthbert, R. N., Stubbington, R., Domisch, S., Marquez, J. R. G., Beidas, A., Amatulli, G., Kiesel, J., Shen, L. Q., Soto, I., Angeler, D. G., Bonada, N., Canedo-Argüelles, M., Csabai, Z., Datry, T., Eyto, E., Dohet, A., Drohan, E., England, J., Feio, M. J., Forio, M. A. E., Goethals, P., Graf, W., Heino, J., Hudgins, E. J., Jähnig, S. C., Johnson, R. K., Larranaga, A., Leitner, P., L'Hoste, L., Lizée, M., Maire, A., Rasmussen, J. J., Schäfer, R. B., Schmidt-Kloiber, A., Vannevel, R., Varbiro, G., Wiberg-Larsen, P., Haase, P. (2022): Invasion impacts and dynamics of a European-wide introduced species. *Global Change Biology* 28(15): 4620-4632.
- Hering, D., Moog, O., Sandin, L., Verdonschot, P. F. M. (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1-20.
- Hering, D., Birk, S., Lyche-Solheim, A., Moe, S. J., Carvalho, L., Borja, A., Hendriksen, P., Krause-Jensen, D., Lauridsen, T. L., Søndergaard, M., Pont, D., Johnson, R. K., Kolada, A., Porst, G., Marba, N., Noges, P., Ott, I., Marques, J. C., Irvine, K., Bassett, A. (2011): Guidelines for indicator development. WISER Deliverable 2: 2-2: 22 S.

- Hofmann, H., Lorke, A., Peeters, F. (2008): The relative importance of wind and ship waves in the littoral zone of a large lake. *Limnology and Oceanography* 53: 368-380.
- IGKB (2004): Der Bodensee. Zustand-Fakten-Perspektiven. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), Stuttgart: 177 S.
- Miler, O. (2022): Hydromorphology – Interactions and Habitats. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. 2. Auflage, Elsevier, Amsterdam: 98-109.
- Miler, O., Porst, G., McGoff, E., Pilotto, F., Donohue, L. A., Jurca, T., Solimini, A. G., Sandin, L., Irvine, K., Aroviita, J., Clarke, R. T., Pusch, M. T. (2013): Morphological alterations of lake shores in Europe: A multi-metric ecological assessment approach using benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators* 34: 398-410.
- Miler, O., Böhmer, J., Pusch, M. T. (2018): Weiterentwicklung des deutschen Makrozoobenthos-Bewertungsverfahrens für Seen „AESHLNA“ zu einer Struktur-gütegestützten Gesamtseebewertung. Umweltbundesamt (UBA), Dessau: 183 S.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoechs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., de Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H. B. A., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M. O., McGlinn, D., Ouellette, M.-H., Cunha, E. R., Smith, T., Stier, A., ter Braak, C. J. F., J. Weedon, J. (2022): vegan: Community Ecology Package (R package). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ostendorp, W., 2014. Auswirkungen der Ufermauern am Bodensee-Untersee auf die litorale Fauna und Flora: Ergebnisse szenario-basierter Expertenurteile Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz N.F. 21: 371-404.
- Ostendorp, W., Hofmann, H., Teufel, L., Miler, O. (2019): Effects of a retaining wall and an artificial embankment on nearshore littoral habitats and biota in a large Alpine lake. *Hydrobiologia*: 1-25.
- Poikane, S., Zohary, T., Cantonati, M., (2020): Assessing the ecological effects of hydromorphological pressures on European lakes. *Inland Waters* 10: 241-255.
- R Development Core Team (2024): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RSStudio Inc. (2024): RStudio: Integrated development environment for R. RSStudio Inc., Boston, MA, U.S.A.
- Schutten, J., Dainty, J., Davy, A. J. (2004): Wave-induced hydraulic forces on submerged aquatic plants in shallow lakes. *Annals of Botany* 93: 333-341.
- Soto, I., Cuthbert, R. N., Ricciardi, A., Ahmed, D. A., Altermatt, F., Schäfer, R. B., Archambaud-Suard, G., Bonada, N., Canedo-Argüelles, M., Csabai, Z., Datry, T., Dick, J. T. A., Flory, M., Forio, M. A. E., Forcellini, M., Frugé, J. F., Goethals, P., Haase, P., Hudgins, E. J., Jones, J. I., Kouba, A., Leitner, P., Lizée, M. H., Maire, A., Murphy, J. F., Ozolins, D., Rasmussen, J. J., Schmidt-Kloiber, A., Skuja, A., Stubbington, R., van der Lee, G. H., Vannevel, R., Varbíró, G., Verdonschot, R. C. M., Wiberg-Larsen, P., Haubrock, P. J., Briski, E. (2023): The faunal Ponto-Caspianization of central and western European waterways. *Biological Invasions* 25: 2613-2629.
- Strayer, D. L., Findlay, S. E. (2010): Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences* 72(2): 127-163.
- Teiber-Sießegger, P. (2009): Limnologische Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone des Bodensees. Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) 55: 122 S.
- Trial, P. F., Gelwick, F. P., Webb, M. A. (2001): Effects of shoreline urbanization on littoral fish assemblages. *Lake and Reservoir Management* 17(2): 127-138.
- Vadeboncoeur, Y., McIntyre, P. B., Vander Zanden, M. J. (2011): Borders of biodiversity: life at the edge of the world's large lakes. *BioScience* 61(7): 526-537.
- Völker, J., Mohaupt, V., Arle, J., Baumgarten, C., Blöndzik, K., Borchardt, D., Hilliges, F., Mathan, C., Naumann, S., Osiek, D., Rechenberg, J., Schmedtje, U., Ullrich, A., Weiß, A., Wolter, R. (2016): Die Wasserrahmenrichtlinie: Deutschlands Gewässer 2015. Umweltbundesamt (UBA), Dessau: 183 S.
- Wensink, S. M., Tiegs, S. D. (2016): Shoreline hardening alters freshwater shoreline ecosystems. *Freshwater Science* 35(3): 764-777.
- Wetzel, R. G. (2001): Limnology: lake and river ecosystems. 3. Auflage, Academic Press, Cambridge: 1024 S.

## **Flora & Fauna unter Wasser mit dem LakeExplorer bestimmen**

*Ralph Schill<sup>1</sup>, Meinolf Asshoff<sup>2</sup>, Rainer Borcherding<sup>3</sup>, Franz Brümmer<sup>4</sup>, Björn Marten Philipps<sup>5</sup>, Beate Rendgen-Heugle<sup>6</sup>, Wolfgang Schröder<sup>7</sup> & Thomas Uher<sup>8</sup>*

<sup>1</sup> Universität Stuttgart, Universität Stuttgart, Institut für Biomaterialien und biomolekulare Systeme, Pfaffenwaldring 57, 70569 Stuttgart, ralph.schill@bio.uni-stuttgart.de,

<sup>2</sup> geoGLIS GmbH & Co. KG, geoGLIS GmbH & Co. KG, Marienthaler Straße 7, 24340 Eckernförde,

<sup>3</sup> Schutzstation Wattenmeer e.V., Hafenstraße 3, 25813 Husum,

<sup>4</sup> Universität Stuttgart, Institut für Biomaterialien und biomolekulare Systeme, Pfaffenwaldring 57, 70569 Stuttgart,

<sup>5</sup> Schutzstation Wattenmeer e.V., Hafenstraße 3, 25813 Husum,

<sup>6</sup> aquatil gGmbH, Derendinger Str. 106, 72072 Tübingen,

<sup>7</sup> netzweber GmbH, Max-Brauer-Allee 50, 22765 Hamburg,

<sup>8</sup> Code for Nature, Meisenweg 6, D-91099 Poxdorf,

**Keywords:** Biodiversität, Citizen Science, Limnologie, Digitale Plattform

### **Bedeutung der Artenkenntnis**

Artenkenntnis ist essenziell für den Schutz unserer Umwelt und das Verständnis der biologischen Vielfalt. Sie bildet die Grundlage unseres Wissens über die Vielfalt des Lebens und spielt in vielen Bereichen unserer Gesellschaft eine zentrale Rolle (Schulte et al. 2019). In Deutschland gibt es derzeit etwa 82.000 beschriebene Tierarten und 24.000 Pflanzenarten, wobei die tatsächliche Zahl höher liegen könnte, da für einige Gruppen noch keine vollständigen Checklisten vorliegen. Jede dieser Arten hat spezifische Rollen in ihren jeweiligen Ökosystemen. Ein tiefgreifendes Verständnis dieser Rollen hilft uns, die Funktionsweise von Ökosystemen zu erkennen und zu schützen. Ohne dieses Wissen besteht die Gefahr, unwissentlich Arten zu gefährden oder ganze Ökosysteme zu destabilisieren, was weitreichende Folgen für die Natur und den Menschen hätte (Díaz et al., 2019). Artenkenntnis ist ebenfalls ein Schlüsselement in der Klimaforschung. Bestimmte Arten reagieren besonders empfindlich auf Umweltveränderungen und können als Indikatoren für den Klimawandel dienen. Ihre Beobachtung hilft Wissenschaftler\*innen, klimabedingte Verschiebungen besser zu verstehen und Strategien zur Anpassung zu entwickeln (IPCC, 2021). Darüber hinaus ermöglicht die Kenntnis von Arten ein besseres Verständnis ökologischer Wechselwirkungen und trägt zur Entwicklung effektiver Naturschutzstrategien bei (Weber, 2024).

Artenkenntnis ist eine unverzichtbare Schlüsselkompetenz, die weit über das bloße Verständnis einzelner Lebensformen hinausgeht (Baar & Schönknecht, 2018, Baar et al., 2019, Belz et al., 2020). Sie vertieft unser Wissen über die komplexen Zusammenhänge in der Natur und ermöglicht es uns, fundierte Entscheidungen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung von Ökosystemen zu treffen. Insbesondere limnische Ökosysteme – also Binnengewässer wie Flüsse, Seen, Teiche und Moore – verdeutlichen die zentrale Rolle der Artenkenntnis. Diese Ökosysteme gehören zu den produktivsten und gleichzeitig bedrohtesten Lebensräumen der Welt, da sie wichtige Dienstleistungen wie Trinkwasseraufbereitung, Hochwasserschutz, Lebensraum für eine Vielzahl von Arten und Erholungsmöglichkeiten bieten (Drenckhahn et al., 2020).

Ohne Artenkenntnis wären wir kaum in der Lage, die Dynamiken von Gewässer zu verstehen oder effektive Schutzmaßnahmen zu ergreifen. Beispielsweise ist die Kenntnis der Artenzusammensetzung in einem See essenziell, um den trophischen Status zu bewerten und Maßnahmen gegen Eutrophierung zu entwickeln. Viele Arten spielen hier eine Schlüsselrolle als Indikatoren für Wasserqualität und als Regulatoren von Algenwachstum (Lampert & Sommer, 2007).

Ein tieferes Verständnis der biologischen Vielfalt in limnischen Ökosystemen ermöglicht es zudem, auf neue Herausforderungen durch den Klimawandel zu reagieren. Höhere Temperaturen und veränderte Niederschlagsmuster führen zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung und begünstigen invasive Arten, die einheimische Organismen verdrängen können. Artenkenntnis hilft dabei, diese Veränderungen frühzeitig zu erkennen und Gegenmaßnahmen zu entwickeln (IPCC, 2021). Ein Beispiel hierfür ist die invasive Quagga-Muschel (*Dreissena rostriformis bugensis*), die die Ökologie von Binnengewässern erheblich beeinflussen kann, indem sie Nährstoffzyklen verändert und einheimische Arten verdrängt (Brümmer et al., 2020).

Darüber hinaus spielt Artenkenntnis eine zentrale Rolle bei der Renaturierung und dem Management von Gewässern. Maßnahmen wie das Einbringen von einheimischen Pflanzenarten zur Uferstabilisierung oder die Wiederansiedlung von Fischarten, die für die ökologische Balance essenziell sind, erfordern ein detailliertes Verständnis der lokalen Biodiversität. Ohne dieses Wissen besteht die Gefahr, dass gut gemeinte Maßnahmen unerwünschte Folgen haben, wie das Ungleichgewicht in Nahrungsnetzen oder die Förderung invasiver Arten (Hilt et al., 2010).

Artenkenntnis bildet die Grundlage für Umweltbildung und Öffentlichkeitsarbeit, die das Bewusstsein für die Bedeutung von Binnengewässern und deren Schutz stärkt. Bildungsprojekte, die praktische Bestimmungsübungen und Gewässeruntersuchungen umfassen, können den direkten Bezug der Menschen zu ihrer Umwelt fördern und die Bereitschaft steigern, sich aktiv für deren Schutz einzusetzen (van de Wetering et al, 2022).

Ohne fundierte Artenkenntnis wären wir nicht in der Lage, die komplexen Wechselwirkungen in limnischen Ökosystemen zu verstehen oder angemessen auf globale Herausforderungen wie den Klimawandel und den Verlust der biologischen Vielfalt zu reagieren. Artenkenntnis ist somit ein integraler Bestandteil einer nachhaltigen Zukunft, in der die Balance zwischen menschlichen Bedürfnissen und dem Schutz der natürlichen Ressourcen gewahrt bleibt.

## Melde- und Bildungsplattform LakeExplorer

Der LakeExplorer ist eine innovative Melde- und Bildungsplattform ([www.LakeExplorer.org](http://www.LakeExplorer.org)), die sich auf limnische Ökosysteme, insbesondere Seen und Binnengewässer, konzentriert. Sein Ziel ist es, Bürger\*innen, Wissenschaftler\*innen und Bildungseinrichtungen miteinander zu vernetzen, um das Wissen über die Biodiversität und den Zustand dieser Ökosysteme zu erweitern und gleichzeitig Umweltbildung zu fördern. Nutzer\*innen können über die Plattform Beobachtungen zu Pflanzen- und Tierarten sowie zu Umweltparametern wie Wasserqualität oder Veränderungen in Seen und Flüssen melden. Diese Informationen werden wissenschaftlich überprüft und tragen zur Erstellung einer umfassenden Datengrundlage bei, die für Monitoring und Forschung genutzt wird. Zusätzlich vermittelt der LakeExplorer über Lernmodule und die digitalen Bestimmungshilfen Artenkenntnis und ökologisches Verständnis.

Der LakeExplorer fördert darüber hinaus die Zusammenarbeit zwischen wissenschaftlichen Institutionen, Umweltverbänden und Bildungseinrichtungen, indem er den Austausch von Daten und die gemeinsame Entwicklung von Lösungen für den Schutz von Binnengewässern unterstützt.

Langfristig soll die Plattform nicht nur die wissenschaftliche Grundlage für den Schutz und die nachhaltige Nutzung von Seen und Flüssen verbessern, sondern auch das Engagement der Öffentlichkeit für den Naturschutz stärken und den Wissenstransfer zwischen Wissenschaft und Gesellschaft erleichtern. Damit vereint der LakeExplorer Monitoring, Bildung sowie Bürger\*innenbeteiligung zu einem leistungsfähigen Instrument für den Erhalt und die Erforschung unserer limnischen Ökosysteme.

### ***Softwareentwicklung***

Die Software des LakeExplorers besteht aus einer Webplattform und einer Smartphone-App. Neben der Webplattform wurde ein flexibles App-Framework entwickelt, das eine modulare Basis für Bestimmungs-Apps bietet und auch für zukünftige Anwendungen nutzbar ist. Die App-Entwicklung nutzt den innovativen Baukasten Local Cosmos (Rendgen-Heugle et al., 2025), der es ermöglicht, ohne Programmierkenntnisse naturschutzbezogene Anwendungen zu erstellen. Diese plattformübergreifenden Apps sind als Browser-Webseiten sowie als Smartphone-Apps für Android und iOS verfügbar. Local Cosmos, eine quelloffene (open source) Plattform, richtet sich an Institute und Einzelpersonen und wird über Fördergelder, private Investitionen und Nutzerbeiträge finanziert. Der Quellcode ist frei zugänglich (z. B. auf GitHub) und bietet eine kosteneffiziente Lösung zur Entwicklung von Apps für Bestimmung, Monitoring und Bildung im Naturschutz (Schill et al., 2024).

### ***Daten- und Artenspektrum***

Die Plattform wurde so konzipiert, dass sie ein breites Spektrum von limnischen Arten sowie Umwelt- und Zustandsdaten erfasste. Ziel war es, durch die aktive Beteiligung der Nutzer\*innen qualitativ hochwertige Daten zu gewinnen und gleichzeitig das Bewusstsein für den Schutz von Binnengewässern zu fördern. Durch die methodisch fundierte Kombination aus Softwareentwicklung, Bildungsinitiativen und praktischer Anwendung soll der LakeExplorer zur besseren Erfassung und Bewahrung limnischer Ökosysteme beitragen und die aktive Beteiligung der Öffentlichkeit an Citizen-Science-Projekten fördern.

## **Ergebnisse**

Die aktuelle Version des LakeExplorers umfasst über 700 Tierarten, die in kurzen und ausführlichen Steckbriefen vorgestellt werden und mithilfe verschiedener Bestimmungsschlüssel identifiziert werden können. Die Fische umfassen 90 Arten, was etwa 80 % der in Deutschland vorkommenden Arten abdeckt. Alle 21 Amphibienarten, alle acht Großkrebsarten – sowohl heimische als auch invasive – sowie alle acht bekannten Großmuscheln, die in Deutschland vorkommen, sind vollständig erfasst, was eine Abdeckung von 100 % darstellt. Von den etwa 350 bekannten Makrophytenarten sind rund 30 % im LakeExplorer zu finden. Bei der Auswahl der Arten wurde besonders darauf geachtet, dass sie mit einfachen Mitteln am und unter Wasser bestimmbar sind, um die praktische Anwendbarkeit und Nutzerfreundlichkeit zu maximieren. In Fällen, in denen bestimmte Arten aufgrund sehr kleiner oder komplexer Merkmale nicht eindeutig identifiziert werden konnten, wurde die Bestimmung auf einer höheren Ebene abgeschlossen. So endet die Bestimmung bei einigen Gruppen, insbesondere bei Wasserinsekten, auf der Ebene der Gattung oder Familie.

## **Diskussion & Zusammenfassung**

Die Plattform LakeExplorer kann einen wesentlichen Beitrag zur Erforschung, Überwachung und dem Schutz von Binnengewässern leisten, indem sie eine benutzerfreundliche Möglichkeit zur Dokumentation und Analyse der Artenvielfalt in limnischen Ökosystemen bietet. Sie enthält eine umfangreiche Sammlung von Artensteckbriefen und Bestimmungsschlüsseln, die eine Identifikation von über 700 Tierarten ermöglichen, welche in unseren Gewässern vorkommen. Dies fördert nicht nur das Verständnis für die Artenvielfalt, sondern trägt auch zur Sensibilisierung für die allgemeine Bedeutung der biologischen Vielfalt in Gewässern bei, die zu den komplexesten, dynamischsten und vielfältigsten Ökosystemen der Welt gehören (Drenckhahn et al., 2020).

Ein besonders relevanter Aspekt der Plattform ist ihre Rolle in den Bürger\*innenwissenschaften. Der LakeExplorer ermutigt die breite Öffentlichkeit zur aktiven Teilnahme an der Sammlung von Daten, was die Erhebung einer umfassenden und vielseitigen Datengrundlage ermöglicht. Solche datenbasierten Projekte haben sich als wertvoll in der limnologischen Forschung erwiesen, da sie die Fähigkeit besitzen, weitreichende und häufig auch schwer zugängliche Daten zu generieren, die von Fachleuten zur Untersuchung ökologischer Trends und Veränderungen genutzt werden können. In diesem Zusammenhang kann der LakeExplorer eine wichtige Rolle spielen, indem er Nutzer\*innen ermöglicht, zur Wissenschaft beizutragen und gleichzeitig ein besseres Verständnis für Umweltprobleme zu entwickeln.

Zusätzlich liefert die Plattform wertvolle Informationen zur ökologischen Gesundheit von Gewässern, indem sie Daten zu Arten und Umweltbedingungen sammelt. Diese können genutzt werden, um Veränderungen wie die Ausbreitung invasiver Arten oder den Einfluss von Umweltstressoren zu überwachen. Insbesondere bei der Identifikation von Belastungen durch Verschmutzung und Klimawandel hat die Plattform das Potenzial, frühzeitig Warnsignale zu liefern und eine gezielte, datengestützte Handlungsplanung zu ermöglichen.

Insgesamt kann ein solches digitales Portal einen wichtigen Beitrag zum nachhaltigen Gewässerschutz leisten, indem er sowohl der wissenschaftlichen Gemeinschaft als auch der breiten Öffentlichkeit eine effiziente Möglichkeit bietet, sich aktiv mit der Artenvielfalt und der Artenkenntnis auseinanderzusetzen (Hanses et al., 2022, Schmidt, 2021).

## **Danksagung**

Das Projekt “LakeExplorer - Citizen Science taucht ab!” wird gefördert im Bundesprogramm Biologische Vielfalt durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz sowie durch die Bingo!-Umweltlotterie Schleswig-Holstein.

## **Literatur**

- Baar, R., Schönknecht, G. (2018): Außerschulische Lernorte: didaktische und methodische Grundlagen. Julius Beltz Verlag.
- Baar, R., Hofmann, F., Kindermann, K., Moritz, B., Schönknecht, G. (2019): Unterschiedliche Lernvoraussetzungen am außerschulischen Lernort. In Diversität und soziale Ungleichheit. Hrsg. Nina Skorsetz, Marina Bonanati, Diemut Kucharz. Springer Verlag.
- Belz, J., Follmer, R., Hölscher, J., Stieß, I., Sunderer, G., Birzle-Harder, B. (2020): Umweltbewusstsein in Deutschland 2020. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV).

- Brümmer, F., Shegeftfard, N., Tersteegen, J., Vetter, W., Schill, R. O. (2020): Zur Biologie und Ökologie der Dreikantmuscheln *Dreissena polymorpha* (Zebra-Muschel) und *Dreissena rostriformis bugensis* (Quagga-Muschel) (Bivalvia: Dreissenidae) sowie zu deren Verbreitung in Baden-Württemberg. Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg, 176.
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio E., Ngo, H. T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K. A., Butchart, S. H. M., Chan K. M. A., Garibaldi, L. A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S. M., Midgley, G. F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razzaque, J., Reyers, B., Chowdhury, R. R., Yunne-Jai Shin, Y.-J., Visseren-Hamakers, I., Willis, K., J., Zayas, C. N. (2019): Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*.
- Drenckhahn, D., Arneth, A., Filser, J., Haberl, H., Hansjürgens, B., Herrmann, B., Homeier, J., Leuschner, C., Mosbrugger, V., Reusch, T., Schäffer, A., Scherer-Lorenzen, M., Tockner, K. (2020): Globale Biodiversität in der Krise – Was können Deutschland und die EU dagegen tun? Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina (Hrsg.) 2020. Dokumentationsband zu Diskussion Nr. 24, Halle (Saale).
- Hanses, S., Westerholt, D., Preisfeld, A., Kuckuck, M., Beudels, M. (2022): Humboldt versus Hightech?! Entwicklung und Erprobung eines Lehrkonzeptes zur Integration von Bestimmungsapps in die universitäre Sachunterrichtslehrpersonenausbildung. *Zeitschrift für Konzepte und Arbeitsmaterialien für Lehrer\*innenbildung und Unterricht*, Bd. 4(1).
- Hilt, S., Gross, E. M., Hupfer, M., Morscheid, H., Mählemann, J., Melzer, A., Poltz, J., Sandrock, S., Scharf, E.-M., Schneider, S., van de Weyer, K. (2006): Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – A guideline and state of the art in Germany. *Limnologica* 36 (3).
- IPCC (2021). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Lampert, W., & Sommer, U. (2007). Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams. Oxford University Press.
- Rendgen-Heugle, B., Schill, R., Uher, T. (2025): Local Cosmos – App Baukasten für Artbestimmung, Monitoring und Bildung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Ergebnisse der Jahrestagung 2024 (Dresden).
- Schmidt, E. (2021): Naturerfahrungen durch Bestimmungsapps. In Digitale Bildung für Lehramtsstudierende. Hrsg. Dittmar Graf, Nicole Graulich, Katja Lengnink, Hélène Martinez, Christof Schreiber. Springer Verlag.
- Schill, R., Uher, T., Schröder, W., Philipps, B. M. (2024): LakeExplorer – Citizen Science taucht. In NaturschutzDigital 2023 – Innovative Digitalformate in der Naturschutzbildung. BfN-Schriften 677: 122-126.
- Schulte, R., Jedicke, E., Lüder, R., Linnemann, B., Munzinger, S., von Ruschkowski, E., Wägele, W. (2019): Eine Strategie zur Förderung der Artenkenntnis. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 51(5), 210-217.
- van de Wetering, J., Leijten, P., Spitzer, J., Thomaes, S. (2022): Does environmental education benefit environmental outcomes in children and adolescents? A meta-analysis. *Journal of Environmental Psychology*, 81, 1–12.
- Weber, E. (2024): Artenkenntnis und Naturwissen fördern. In: Biodiversität - Warum wir ohne Vielfalt nicht leben können. Springer, Berlin, Heidelberg.

# How monitoring data and numerical modelling complement each other: The response of Lake Constance to a storm event in summer

Bernd Wahl<sup>1</sup> & Stefan Mirbach<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW), Institut für Seenforschung, bernd.wahl@lubw.bwl.de,

<sup>2</sup> Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH

**Keywords:** lake monitoring, hydrodynamic modelling, internal waves, upwelling

## Introduction

Monitoring is essential to assess the status of lake ecosystems and detect changes, e.g. as a result of global warming. However, the effort required for such measurement programs limits the spatio-temporal resolution of the data that can be obtained. Advanced monitoring methods such as automated or fast sensor systems may augment the amount of measured data and permit more detailed evaluations. Yet, to close the gap between limited observational data and the required synoptic view of lake status numerical modelling proves to be a complementary and particularly valuable tool. If such models are implemented as operational systems and are easily applicable they can substantially support monitoring tasks and stakeholders of lake management. In this case study the established model and data system BodenseeOnline for Lake Constance helped to explain unusual temperature variations captured in summer 2023 after a storm event. The displacements of the water bodies, the upwelling of cold water from deeper layers as well as the generation of internal waves could be illustrated in high spatial and temporal resolution and in good coherence with the observations. Based on these findings the implications of such an event for the lake ecosystem as well as for the monitoring concept are analyzed and assessed.

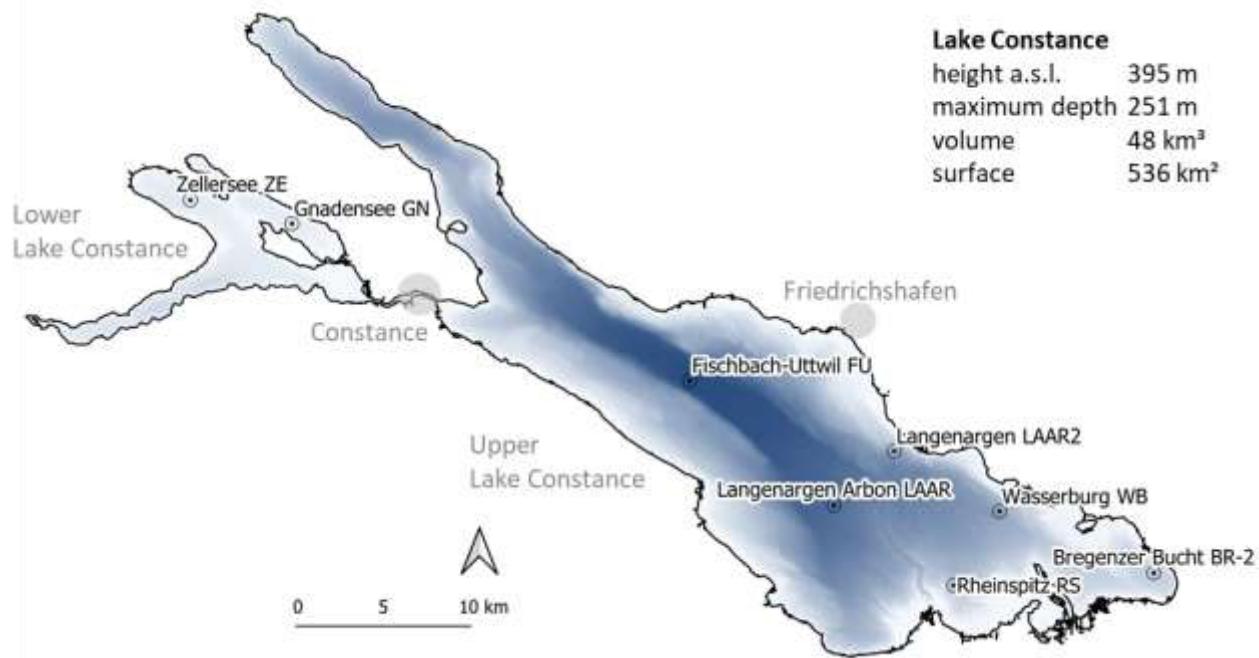
## Materials and Methods

Monitoring in Lake Constance, a perialpine lake bordering to Austria, Switzerland and Germany, is carried out by the Environmental Agency of Baden-Württemberg (LUBW) in cooperation with the International Commission for the Protection of Lake Constance (IGKB). The measurements are carried out on a regular scheme, with vertical water temperature profiles sampled twice per month with a multi-parameter probe at various locations. The sampling sites analyzed in this study are depicted in figure 1: FU, LAAR, LAAR2, WB, RS and BR-2. Horizontal temperature measurements in the surface water layer were captured with a probe attached to the research vessel.

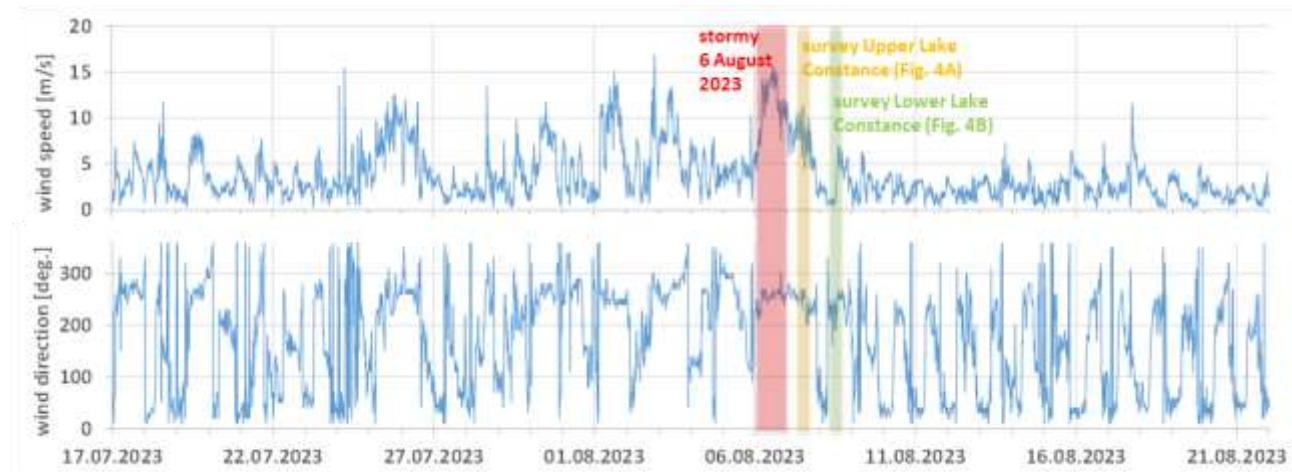
Data of wind speed and wind direction measured close to the lake at the meteorological station in Friedrichshafen was obtained from the German Weather Service DWD (figure 2).

Modelling of the three-dimensional lake temperature distribution was carried out by the model system of BodenseeOnline. BodenseeOnline is an operational information and model system to support environmental monitoring and incident management. Initially built as a prototype in an R&D project (Mehlhorn et al. 2008, Lang et al. 2010) it is now operated, maintained and further developed by the

LUBW ([www.bodenseeonline.de](http://www.bodenseeonline.de)). The automated system calculates forecasts of wind conditions, water temperatures, currents and waves as well as water quality parameters for Lake Constance on a daily basis. For the thermal and hydrodynamic calculations the model software Delft3D-Flow by Deltares is used. The horizontal rectangular grid width is 100 m x 100 m. The vertical layer thickness varies from 1 m in the upper layers to 10 m in the deepest layers. Local meteorological conditions, required as forcing data for the lake model, are derived from data of the ICON-D2 forecast model of the DWD by downscaling calculations based on the weather model WRF (Weather Research & Forecasting Model).



**Figure 1:** Map of Lake Constance with some basic data and the location of the monitoring sites

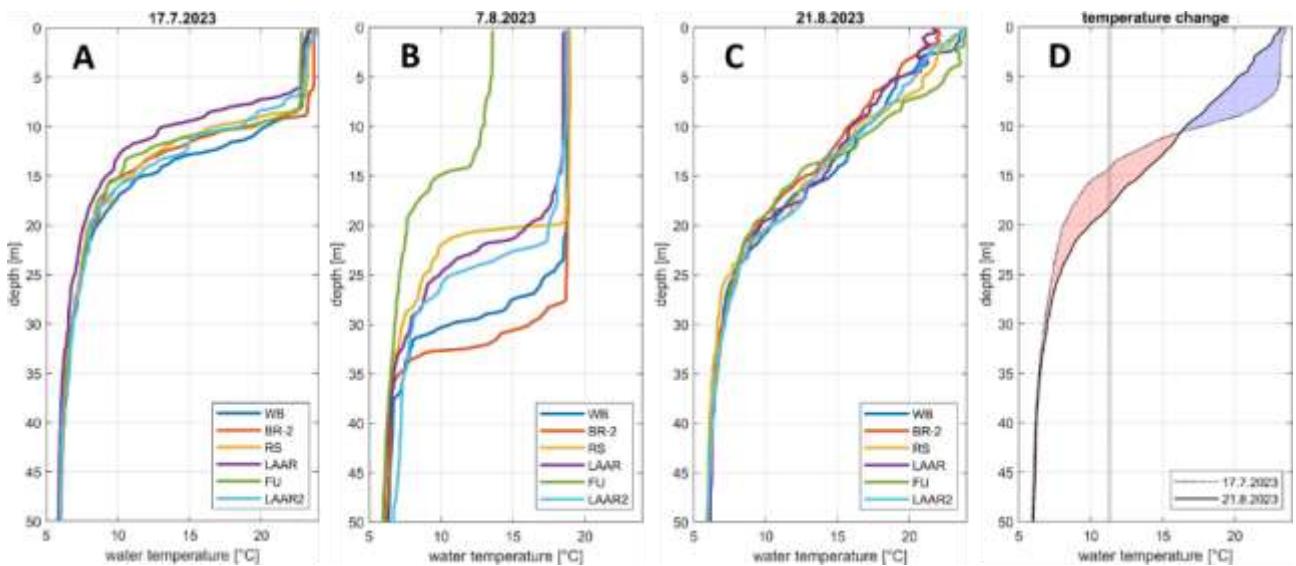


**Figure 2:** Wind speed and wind direction at the meteorological station in Friedrichshafen (Fig. 1). Sampling interval: 10 min. The storm event on 6 August is highlighted in red. The periods of the monitoring surveys on 7 and 8 August are colored in yellow and green, respectively.

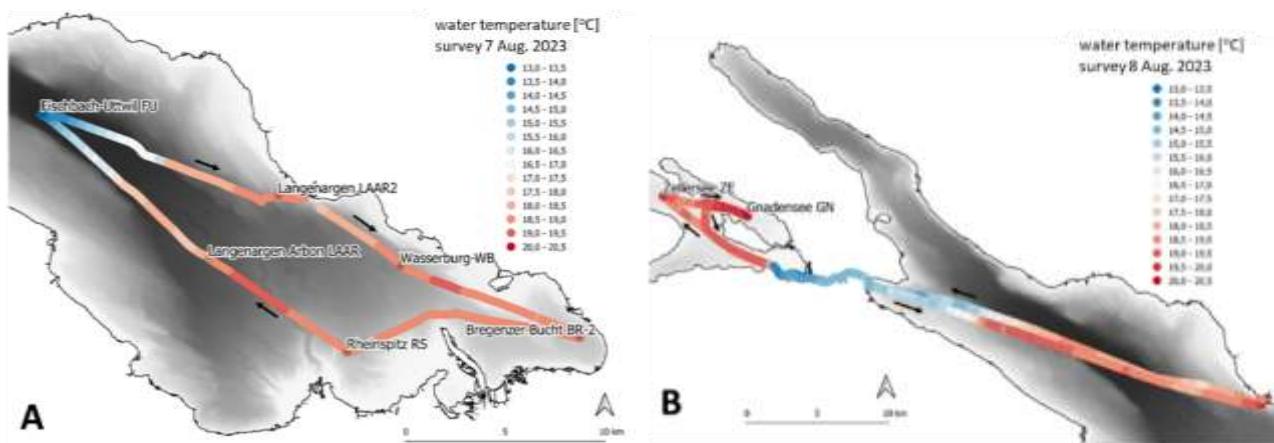
## Results

Strong westerly winds on 6 August 2023 (figure 2) led to subsequent upwelling of cold water from deeper layers to the surface of the lake, resulting in a surface water temperature of 13.6 °C at the central sampling site FU on 7 August (figure 3B), while the warmer surface water had been pushed into the south-eastern part of the lake, as shown by the vertical temperature profiles (figure 3B) and the horizontal surface water measurements (figure 4A). The hydrodynamic model calculations (figures 5 and 6) reproduced the displacements of the water bodies and the upwelling of cold water from deeper layers in high spatial and temporal resolution and in good coherence with the observations. They also illustrate the generation and dissipation of internal waves and the short duration of the upwelling at the central lake station FU (figure 6).

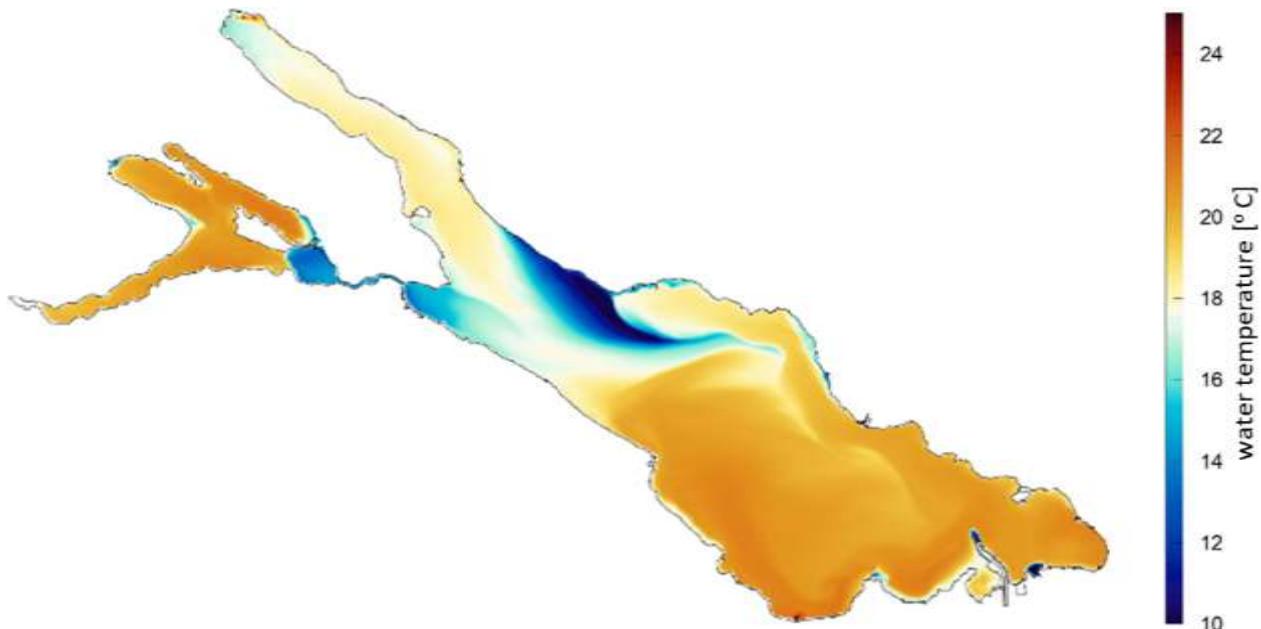
Analysis of the measured vertical temperature structure before the storm on 17 July, during the upwelling on 7 August and two weeks later on 21<sup>st</sup> August reveals the effect of the strong winds on the stratification pattern, vertical mixing and heat transport (figure 3). Comparing the temperature profiles before (A) and after (C) the upwelling event it becomes evident that the strong winds had changed the extent of the metalimnion and flattened its vertical temperature gradients. These changes represent heat transport into deeper layers, while the overall heat content almost remained unchanged (D).



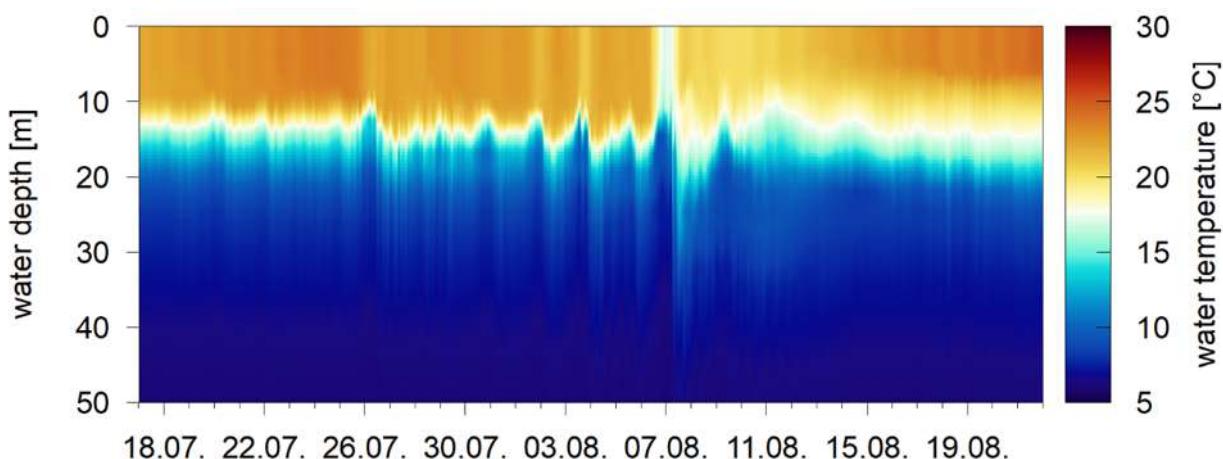
**Figure 3:** Vertical temperature profiles down to 50 m depth at various sampling sites (cp. Fig. 1) on 17 July, 7 Aug. and 21<sup>st</sup> Aug. 2023. Graph D evaluates the average temperature before (A) and after (C) the storm event. The grey vertical lines (bold and dotted) show that the average temperature and thus heat content remained almost unchanged.



**Figure 4:** Horizontal temperatures of the surface layer measured during the monitoring cruise on 7 and 8 August 2023.



**Figure 5:** Surface temperatures on 7 Aug. 2023 6:00 a.m. (model results). Upwelling of cold water occurs in the central and western part of Upper Lake Constance, while the warm water of the surface layer was shifted to the south-east.



**Figure 6:** Time series of the vertical temperature distribution at the mid-lake station FU from 21<sup>st</sup> July to 10 August 2023 (model results). Only the upper 50 m of 251 m total depth are depicted.

## **Discussion**

Generally, surface temperatures measured at the mid-lake station FU are a reasonable representation of the thermal status of the pelagic surface water body of Lake Constance as the influence of rivers, shallow waters, currents and upwelling effects are usually rather small at this location. However, as demonstrated by the measurements of August 2023, strong wind events can provoke upwelling of cold water even at the central monitoring site of the lake and lead to unusual and highly variable pelagic surface temperatures. This means that other monitoring parameters at this site are also affected by such an event as the surface water is temporarily replaced by water from deeper layers.

The simulation results suggest that upwelling of cold water at the central station FU could be observed only for a short time, estimated as approximately 1 day (figure 6), while pronounced internal wave motion prevailed considerably longer and had already been excited by previous less intense wind events. Internal waves are a dominant factor of mixing across the metalimnion. Between 17 July and 21<sup>st</sup> August increased vertical mixing caused by the wind-induced currents and internal waves led to distinct changes of the vertical temperature profiles (figures 3A and 3C) and increased heat transport into deeper layers (figure 3D). Increased wind-induced heat transport during the stratified season into deeper layers, however, may hamper deep water renewal in winter, as shown by previous model simulations (Wahl & Peeters 2014).

Apart from the effect of the strong winds on vertical heat transport and potential effects on deep water renewal, the findings also demonstrate that such events can considerably change the vertical transport and distribution of water constituents in the upper layers in the stratified season. Inter- and intra-annual variations in the ecosystem of Lake Constance are therefore expected to depend on the wind conditions during the stratified season, e.g. due to changed nutrient fluxes from deeper layers into the euphotic zone and its impact on primary production. However, model based studies (Mesman et al. 2022) show that the mechanisms of wind events can be rather complex and may e.g. result in increased or decreased primary production depending on the specific conditions.

## **Conclusions**

The case study of a wind-induced upwelling event, which led to unusually low temperatures at the surface at the central monitoring site of Lake Constance, shows that the interpretation of the measurements was considerably enhanced by the temporal and spatial highly resolved model calculations. As the model results were provided by an existing operational model, the model data was instantly available at the time requested and meant no time-consuming costly efforts for specific modelling studies. Measurements and continuous operational model calculations thus prove to be complementary methods for lake monitoring.

While in this study modelling helps to understand the processes that caused the unusual temperature observations in August 2023, the intense monitoring measurements also help to improve the modelling tools. Based on the experiences of this study further model improvements are planned. The findings of this study may also be used to adapt the monitoring approach to achieve more efficient measurements or to increase the information obtained.

The analyzed storm and upwelling event shows that strong wind events are likely to be of considerable relevance for the ecosystem of Lake Constance and its intra- and inter-annual variations. As both stratification and wind conditions are expected to change as a result of global warming, it is important to improve the knowledge about these processes and their implications for the lake ecosystem and the monitoring concepts.

## References

- Lang, U., Schick, R., Schröder, G. (2010). The decision support system bodenseeonline for hydrodynamics and water quality in Lake Constance, in: Devlin, G. (Ed.), Decision Support Systems. IntechOpen. doi:10.5772/ 39391.
- Mehlhorn, H., Kobus, H., Schick, R., Lang, U. (2008). Naturschatz und Ressource Bodensee – eine wasserwirtschaftliche Herausforderung. In: Wasserwirtschaft 98 (2008), Heft 10: 12-15.
- Mesman, J.P., Ayala, A.I., Goyette, S., Kasparyan, J., Marcé, R., Markensten, H., Stelzer, J.A.A., Thayne, M.W., Thomas, M.K., Pierson, D.C., Ibelings, B.W. (2022). Drivers of phytoplankton responses to summer wind events in a stratified lake: A modeling study. Limnology and Oceanography. 67: 856-873. doi:10.1002/lno.12040
- Wahl, B., Peeters, F. (2014). Effect of climatic changes on stratification and deep-water renewal in Lake Constance assessed by sensitivity studies with a 3D hydrodynamic model. Limnology and Oceanography. 59: 1035-1052. doi:10.4319/lo.2014.59.3.1035



# **LISTE ALLER BEITRÄGE**

**Die Abstracts aller Beiträge finden sich im Abstractband der Jahrestagung 2024 im Archiv der DGL-Tagungshomepage unter <https://www.dgl-jahrestagungen.de/archiv.html>**

## **PLENARVORTRÄGE**

Non-perennial rivers in southern Africa: Unpredictable, highly variable and often misunderstood  
**Marinda Avenant**

Freilandforschung als Basis ökologischer Analysen - Immer nah am Fisch  
**Jost Borcherding**

Combining data-driven and process-based modeling to delineate the sources and mechanisms of CO<sub>2</sub> emissions from lakes

**Marie-Elodie Perga; Nicolas Escoffier; Pascal Perolet; Gael Many; Marttiina Rantala; Damien Bouffard**

## **VORTRÄGE NACHWUCHSPREIS**

‘The valley rules the stream’: Land use influence on stressor levels and effects in river ecosystems  
**Nele Markert**

Rivers at Risk: The Impact of Agricultural Practices on Aquatic Ecosystems across Europe  
**Christian Schürings**

Understanding spatial and temporal dynamics in single-species systems: Implications for ecosystem stability and biodiversity conservation

**Johannes Werner**

## **POSTERPREIS**

Deep Learning for Biodiversity Monitoring of Benthic Diatoms in Freshwater Ecosystems  
**Dina Abdelmguid; Michael Kloster; Bánk Beszteri**

The influence of body morphology, land use, and stream structure on the lateral dispersal of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera in sand-bottom lowland streams

**Julian Enß; Christian K. Feld**

More balanced C:N:P ratios increase nitrate uptake in benthic biofilms

**Anika Große; Nuria Perujo; Alexander J Reisinger; Patrick Fink; Dietrich Borchardt; Daniel Graeber**

Coupling automated image recognition and high-throughput sequencing to study responses of insect bioindicator taxa to multiple stressors in stream ecosystems

**Mia Honka; Philipp Rehsen; Florian Leese; Arne Beermann**

Decomposition and Colonization of Leaf Litter in the Oder River Following the Disastrous Algal Bloom in 2022 with Notes on Improving Fungal Spore Identification and Counts by Automated Imaging and Machine Learning

**Nora König; Svenja Balzer; Eleanor Eberlein; Gwendoline A. David; Mark O. Gessner**

## **VORTRÄGE**

Assessing hydromorphological restoration success

**Christine Anlanger; Mario Brauns; Julia Pasqualini; Patrick Fink; Markus Weitere; Clara Mendoza-Lera; Daniel von Schiller; Andreas Lorke**

Surface CO<sub>2</sub> Gradients Challenge Conventional Flux quantification in lentic water bodies under Calm Conditions.

**Patrick Aurich; Uwe Spank; Matthias Koschorreck**

Untersuchung der Bildung des Sauerstoffminimums in der Unterems unter Betrachtung der Schwebstoffkonzentrationen

**Tea Behrends; Christine Borgsmüller; Andreas Schöl; Oliver Wurl; Dennis Oberrecht; Andreas Wurpts**

Reaktionen einer aquatischen Gemeinschaft auf wiederholte Pyrethroid-Pulsexpositionen  
**Sarah Betz-Koch; Jörg Oehlmann; Matthias Oetken**

Integrated Water Management: Linking the Danube River with the Black Sea  
**Jürg Bloesch**

Beziehungen zwischen Uferstrukturbelastungen und weiteren abiotischen Parametern und Makrophyten bzw. Makrozoobenthos in Seen in Brandenburg

**Jürgen Böhmer; Oliver Miler; Jörg Ostendorp; Klaus van de Weyer; Ralf Köhler; Wolfgang Ostendorp<sup>6</sup>**

Neue Methoden zur Evaluierung von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern: 2 Beispiele aus Österreich

**Florian Borgwardt; Stephanie Popp; Daniela Csar; Daniel Hayes**

Food webs of agricultural streams are less complex but not less efficient

**Mario Brauns; Romy Wild**

Diatom communities in non-perennial rivers – new challenges for diatoms and ecologists alike  
**Andrea Burfeid-Castellanos**

How robust are species distribution models against noise in the data?

**Emma Chollet Ramampiandra; Andreas Scheidegger; Gaspard Fragnière; Nele Schuwirth**

Experimentelle Untersuchungen zum Gefährdungspotential durch *Prymnesium parvum* im Werra-Weser-Einzugsgebiet

**Beke Lohmann; Maike Lorenz; Birgit Olberg; Urban Tillmann; Eckhard Coring**

Regulation of nitrate production along the River-Sea-Continuum in a turbid estuary

**Kirstin Dähnke; Vanessa Russnak; Tina Sanders; Gesa Schulz**

Sedimentationsflächen als Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität für Flussperlmuscheln (*Margaritifera margaritifera*)

**Daniel Daill**

Assessing the mobility potential of antibiotic resistance genes through linkage-based droplet digital PCR (ddPCR) assays

**Magali de la Cruz Barrón; David Kneis; Alan Xavier Elena; Kenyum Bagra; Thomas U. Berendonk; Uli Klümper**

Tagging loggerhead turtles (*Caretta caretta*) by using clingfish-inspired suction cups

**Petra Ditsche; Andrea Herguedas; Joana Batalha; Rui Prieto; Frederic Vandeperre**

Predatory and parasitic microeukaryotes in wastewater treatment plants - diversity & function

**Kenneth Dumack; Jule Freudenthal; Nils Heck; Nina Pohl; Marcel Dominik Solbach; Michael Bonkowski**

Fünf Jahre Auenförderung im Bundesprogramm Blaues Band Deutschland

**Thomas Ehlert**

Spatial heterogeneity and the evolution of toxins as a public good in phytoplankton

**Elias Ehrlich**

"LIFE-Bachmuschel" Ein Lebensraum- und Artenschutzprojekt für Brandenburg

**Karolin Eils; Maria Böhme; Sven Matern; Robert Seeger; Steffen Zahn; Inga Willecke; Michael Zauft**

Tourism-related activities as a potential source of *Escherichia coli* isolates with epidemiological significance on the Island of Guadeloupe

**Alan Elena; Degrâce Batantou; Uli Klümper; Sébastien Breurec; Thomas Berendonk**

Beeinflussen Kläranlagen die funktionelle Diversität von Makrozoobenthos-Gemeinschaften?

**Daniel Enns; Nathan Baker; Jörg Oehlmann; Jonas Jourdan**

Do effects observed in laboratory plasmid transfer experiments translate to ARG levels in natural aquatic communities? - A case study on carbamazepine

**Eda Deniz Erdem; Thomas Ulrich Berendonk; Uli Klümper**

Der Faktencheck Artenvielfalt zeigt: Es steht nicht gut um die Biodiversität der Binnengewässer und Auen in Deutschland

**Christian K. Feld**

Which model works best for which lake? A benchmark of four hydrodynamic models applied to 73 lakes

**Johannes Feldbauer; Jorrit P. Mesman; Thomas Petzoldt**

Mesocosm flume experiments as a tool for the controlled investigation of ecosystem functioning under near-natural conditions

**Patrick Fink; Dietrich Borchardt; Markus Weitere**

The data detectives, episode 1: chasing water temperature changes in the Rhine

**Marieke Frassl; Alex Zavarsky; Daniel Schwandt; Manoj S. Thapa; Mayra Ishikawa; Tanja Bergfeld-Wiedemann**

Diversitätsbewertung von Ufer- und Auenzönosen – Matabarcoding aus Erhebungen flugfähiger Insekten mittels Malaise-Fallen am Niederrhein

**Carmen Gallas; Martin Sorg; Thomas Hörren**

Modeling harbor seal populations in the German Bight

**Ovidio Garcia-Oliva; Carsten Lemmen**

Use of remote sensing to assess the impact of treated wastewater discharge on water quality in the river Aller

**Seyedmorteza Ghorashinejad; Corinna Lorey; Regina Nogueira; Mahmud Haghshenas Haghghi**

How tolerances, competition and dispersal shape benthic invertebrate colonisation in restored urban streams

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

Running dry – Auswirkungen extremer Trockenheit auf das Makrozoobenthos in Fließgewässern

**Diana Goertzen; Anne-Kathrin Schneider; Frank Suhling**

Biogeochemical perturbations in a heavily polluted river network

**Tobias Goldhammer; Giulia Kommana; Thomas Rossoll; Michael Hupfer**

Using a Stoichiometric Macronutrient Framework to predict Secondary Effects of Freshwater Restoration Strategies

**Daniel Graeber; Anika Große; Katja Westphal; Alexander Wachholz; Marc Stutter; Gabriele Weigelhofer; Thomas A. Davidson; Tom Shatwell; Andreas Musolff; Rohini Kumar; Dietrich Borchardt**

Dynamics and functions of aquatic microbial communities

**Hans-Peter Grossart; Jason Woodhouse**

A model-based analysis of summertime oxygen deficiency in the Elbe Estuary (Germany)

**Fabian Große; Tina Sanders; Werner Blohm; Jens Wyrwa**

Verlorene Wasserfilter: Die Auswirkungen des Rückgangs der Flussperlmuschelpopulation auf das Filtrationspotenzial im sächsischen Vogtland

**Felix Grunike; Thomas Berendonk**

Phylib-FG 7.0 - ein deutlich verbessertes und erweitertes Instrument zur Bewertung von Fließgewässern in Übereinstimmung mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie

**Antje Gutowski; Ilka Schönfelder; Doris Stelzer; Andreas Müller**

Using stream ecosystem functioning to quantify restoration success – a global meta-analysis

**Ulrike Haase; Thomas Berendonk; Mario Brauns**

Veränderungen im Makrophyten-basierten Nahrungsnetz im Litoral des Bodensees

**Almut J. Hanselmann; Dietmar Straile**

Taxonomical Community Composition of Emerging Aquatic Insects of the Oder River and its Floodplains after the 2022 Catastrophe

**Nadja Heitmann; Tarn Preet Parmar; Sebastian Ayala Clarke; Janine Rüegg; Dominik Martin-Creuzburg**

Temperatur-induzierte Veränderungen in der Mitochondrienatmung bei *Daphnia magna*

**Nadine Hoffschröer; Cecilia Laspoumaderes; Bettina Zeis; Nelly Tremblay**

Bedeutung von *Planktothrix rubescens* für die vertikale Phosphorverteilung im Wasserkörper von Seen

**Michael Hupfer; Yara Friese; Thomas Gonsiorczyk; Mark Gessner**

A Catalog of Extreme Events of Water Quality in Federal Waterways

**Mayra Ishikawa; Helmut Fischer; Marieke Frassl**

Neuansiedlung des Europäischen Bibers (*Castor fiber*, LINNEAUS 1758) nach Renaturierung eines Tieflandbachs im Deichvorland des Rheins – Auswirkungen der Biberdämme auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos

**Carmen Gallas; Raphael-Manuel Komanek; Carmen Gallas; Johannes-Ulrich Bossert; Fabian Itzel; Ute Hansen**

Großräumige Untersuchungen zur Grundwasserfauna Norddeutschlands

**Anne Jäger; Hans Jürgen Hahn**

Resilienz und biologische Vielfalt gefährdeter Gewässer durch minimalinvasive Sedimentbehandlung

**Cordula Jäger**

Laufkäfer-Monitoring in der Lippeaue (NRW) – erste Ergebnisse der Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen

**Kathrin Januschke**

Artenturnover bei chemischer Belastung: Welche Rolle spielen Anpassungsprozesse bei lokalen Schlüsselarten?

**Jonas Jourdan; Daniel Enns; Laura Soose; Safia El Toum Abdel Fadil; Jörg Oehlmann; Kamil Hupalo**

Biodiversity trends of major riverine aquatic organism groups as a function of multiple stressors

**Willem Kaijser**

Analyzing Social Media to Uncover Societal Benefits of River Restoration: Enhancing Human-Nature Relationships

**Nina N. Kaiser; Martin Palt; Stefan Stoll**

Public Perception of River Restoration: Insights from Questionnaire Surveys in Rhineland-Palatinate, Germany

**Wolfram Remmers; Nina N. Kaiser; Martin Palt; Stefan Stoll**

Stoffumsetzungen in einem großen Fluss: Transformation von gelöstem organischem Kohlenstoff und vollständige Zehrung gelöster Nährstoffe

**Norbert Kamjunke; Peter Herzsprung; Wolf von Tümpeling; Oliver Lechtenfeld; Anna Matoušů; Petr Znachor; Holger Brix; Götz Flöser; Tina Sanders**

Working equipment in planktology and the exchange about it

**Albert Keim**

Predicting Ecosystem Functioning with a Land-Use Intensity Index for Streams (LUIIS)

**Alina Kindinger; Devanshi Pathak; Dietrich Borchardt; Markus Weitere; Karin Frank; Mechthild Schmitt-Jansen; Olaf Büttner; Ulrike Scharfenberger; Mario Brauns; Patrick Fink**

Web-based digital diatom taxonomy intercalibration

**Michael Kloster; Dina Abdelmguid; Andrea Burfeid Castellanos; Benoit Paix;  
Frédéric Rimet; Maria Kahlert; Bánk Beszteri**

Treiber von Cyanobakterienblüten im Längsprofil eines Flusses unter saisonal unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen

**Franziska Klotz; Marco Herrmann; Mayra Ishikawa; Demetrio Mora; Manoj Schulz;  
Johannes Lingen; Phillip Jung; Björn Baschek; Helmut Fischer; Julia Kleinteich**

Trade-offs of increasing temperatures for the spread of antimicrobial resistance in river biofilms  
**Uli Klümper; Kenyum Bagra**

Making the invisible visible: novel molecular methods to trace the success of the restoration of river Eher

**Lise Klunder ; Robin Schütz; Florian Leese; Till-Hendrik Macher**

Identifying the original hosts of antibiotic resistance genes through multiple sequencing technologies

**David Kneis; Alan Elena; Thomas Berendonk**

Eignung potentieller Wirtsfische für eine nachhaltige Ergänzungszucht von Bachmuscheln unter Erhaltung ihrer genetischen Diversität

**Meike Koester; Jürgen Geist; Ralph Kühn**

Wirkung von Stickstoff-Einträgen und -Umsetzungen auf die Phytoplanktonentwicklung im polymiktischen Müggelsee

**Jan Köhler; Sarah Faye Harpenslager; Jordan Facey**

Zusammenstellung und synoptische Neubewertung der bisherigen Faktenlage hinsichtlich der Umweltbelastungen und Handlungsempfehlungen

**Ralf Köhler; Frank Peeters; Wolfgang Ostendorp; Darshan Neubauer; Jörg Ostendorp**

Discarded cigarette filters as breeding grounds for pathogens and AMR in aquatic ecosystems

**Diala Konyali; Eda Deniz Erdem; Faina Tskhay; Peiju Fang; Robin Pascal Mayer;  
Thomas U. Berendonk; Uli Klümper**

Populationsgenetik der vom Aussterben bedrohten Bachmuschel (*Unio crassus*-Komplex)

**Cornelia Krause; Ira Richling**

Das Verbundprojekt „MARA – Margaritifera Restoration Alliance“: das erste bundesweite Schutzprojekt für die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*)

**Helena Kummer; Marco Denic**

Benennung von Algntaxa in Checklisten, Taxonomie, Monitoring und Metabarcoding  
**Wolf-Henning Kusber; Nélida Abarca; Jonas Zimmermann**

Robotic 3D profiling to study hypolimnetic re-aeration

**Maximilian Lau; Eric Röder; Gero Licht; Marcus Fahle; Anne Weber; Sebastian Zug**

Vegetationsmodellierung an der Tideelbe: Röhrichtwachstum in Abhängigkeit von Hydrodynamik und Klimawandel

**Johannes A. Leins; Maike Heuner; Jana Carus; Tim Scheufen; Christine Borgsmüller**

12 Stellen 12 Jahre – Ergebnisse einer Langzeitstudie zur Entwicklung der Makrozoobenthoszönosen ehemaliger Abwasserläufe des Eher-Gebiets nach deren Renaturierung  
**Armin Lorenz; Caroline Winking; Svenja Gillmann**

Gibt es einen Zusammenhang zwischen Fließgewässerkolmation, Sedimentfauna und Bewertung nach Wasserrahmenrichtline?

**Teresa Luftenstein; Alcides Aybar-Galdos; Heide Stein; Markus Noack; Hans Jürgen Hahn**

The role of light in spread of antibiotic resistance genes

**Ling Luo, Uli Klümper**

20 Jahre AK-Tauchen – unterm Horizont geht es weiter!

**Markus Eßer; Jens Mählmann; Silke Oldorff; Ellen Kiel**

Bestandsentwicklung der Eintagsfliegen, Steinfliegen, Wasserkäfer und Wasserwanzen der Fulda über vier Jahrzehnte

**Michael Marten**

Details zur bisher nahezu unbekannten Imaginalbiologie von *Atrichops crassipes* (Diptera: Athericidae)

**Andreas Martens; Karsten Grabow**

Can innovative eDNA metabarcoding sampling lead to further insights in biodiversity?

**Sven Matern; Philipp Czapla; Uwe Brämick**

Impact of biodiversity on neurotoxin exposure - benthic cyanobacteria colonize aquatic plants

**Sven Meißner; Nikola Stankovic; Jutta Fastner; Sabine Hilt**

Functional ecology of the European pond turtle (*Emys orbicularis*)

**Johannes Meka; Karina A. E. van der Zon; Melina Werner; Juliane Romahn; Damian Baranski; Leonie Schardt; Kathrin Theissinger; Jean-Yves Georges<sup>4</sup>**

Inundation History and Drought Intensity interactively modulate Sediment Phosphorus Release and Microbial Functioning in River-Floodplain Systems

**Michele Meyer; Matthias Koschorreck; Markus Weitere; Daniel Graeber; David Kneis; Nuria Perujo**

Modellierung von lokalen stetig physiologisch strukturierten Räuber-Beute-Beziehungen unter multiplen Stressoren

**Sylvia Moenckes**

Modellierung von Kupferemissionen in deutsche Gewässer durch Antifouling für Sportboote  
**Karoline Morling; Stephan Fuchs**

Maßnahmen zur Re-Etablierung von Characeen in oligo-mesotrophen kalkreichen Seen

**Uta Müller; Patrick Heidbüchel; Rüdiger Mauersberger; Constacia Levertz; Sabine Hilt**

Do rapid changes in salinity trigger toxin production in the harmful alga *Prymnesium parvum*?

**Karla Münzner; Sven Würtz; Margie Glenn; Heiner Kuhl; Stephanie Spahr; Jan Köhler**

Entwicklungstrends der Freizeitschifffahrt in Berlin-Brandenburg und Maßnahmenempfehlungen für ein nachhaltigeres Management des Bootsverkehrs und der schiffbaren Gewässer  
**Darshan Neubauer; Ralf Köhler**

Kleingewässer – die Vernachlässigten  
**Brigitte Nixdorf; Jacqueline Rücker**

Hohe Mortalität der Fintenlarven (*Alosa fallax*) im Elbästuar – eine Frage der Nahrungsgrundlage?  
**Nele Oncken; Dennis Eick; Jörg Scholle; Andreas Schöl**

Modelling of nutrient emissions in river systems (MONERIS): Modellweiterentwicklungen zur harmonisierten Abbildung grenzüberschreitender Flusseinzugsgebiete  
**Anna Oprei; Markus Venohr**

Ökologische Klassifikation von Bootsstationierungsanlagen an Seen in Deutschland  
**Wolfgang Ostendorp; Jörg Ostendorp**

Methodological Insights and Critical Analysis of Social Media Data in Evaluating River Restoration Impacts

**Martin Palt; Nina Kaiser; Wolfram Remmers; Stefan Stoll**

Influence of salinity on growth and toxin production of the harmful alga *Prymnesium parvum*  
**Shambhavi Parmar; Karla Münzner; Stephanie Spahr; Jan Köhler**

Aquatic Insect Emergence from the Oder River and its Floodplains after the 2022 Catastrophe  
**Tarn Preet Parmar; Sebastian Ayala Clarke; Janine Rüegg; Nadja Heitmann; Dominik Martin-Creuzburg**

Do epilithic biofilm DOC and NO<sub>3</sub> uptake capacities recover to pre-impacted conditions after dam removal in a low-order stream?

**Julia Pasqualini; Christine Anlanger; Patrick Fink; Andreas Lorke; Clara Mendoza-Lera; Markus Weitere; Mario Brauns**

Können die Habitatqualität und Habitatdiversität das Äschenvorkommen erklären?  
**Maren Paulmann; Tanja Dickel; Manuel Müller; Carola Winkelmann**

Wellenbelastung der Uferzonen von Seen durch motorisierte Freizeit- und Fahrgastschifffahrt: Räumliche und zeitliche Heterogenität.

**Frank Peeters; Devin Jachtmann; Jens Armbruster; Wolfgang Ostendorp; Ole Lessmann**

Web-based applications motivate students to become enthusiastic data scientists and modelers  
**Thomas Petzoldt, Johannes Feldbauer**

Exploring the environmental factors mitigating past river restoration ecological success  
**Mathieu Flouri; Blandine Charrat; Aliénor Jeliazkov; Nina Kaiser; Céline Le Pichon; Martin Palt; Stefan Stoll; Evelyne Talès; Ralf Verdonschot<sup>4</sup>; Jérémie Piffady; Christine Weber**

Improving biomass and abundance assessment of aquatic biological quality indicator taxa by combining semi-automated imaging and DNA metabarcoding  
**Philipp M. Rehsen; Mikko Impiö; Florian Leese; Arne Beermann**

Vom „schwarzen“ zum lebendigen Fluss – die ökologische Entwicklung der Unteren Wupper  
**Katharina Rettig; Patrick Heidbüchel; Andrea van den Boom**

Maßnahmen zum Schutz der Flussperlmuschel in Nordostoberfranken - Umgang mit menschlichen Nutzungen und natürlichen Extremen  
**Luise Richter; Christian Weiß; Martin Mörtl**

Climate warming effects in stratified reservoirs: Thorough assessment for opportunities and limits of machine learning techniques versus process-based models in thermal structure projections  
**Karsten Rinke; Chenxi Mi; Hans Duerr; Martina Flörke; Ammanuel Tilahun**

Carbon dioxide emissions from two lignite pit lakes of different maturity  
**Eric Röder; Maximilian Peter Lau**

Evaluation of machine learning tools for the investigation of fluid mud dynamics and dissolved oxygen deficit in the Ems Estuary  
**Lorenzo Rovelli; Dörthe Holthusen; Aron Slabon; Ole Rößler; Andreas Schöl; Christine Borgsmüller; Annika Fiskal**

Ecosystem metabolism as a tool to assess an ecological disaster: the River Oder  
**Janine Rüegg ; Flavia Tromboni; Dominik Martin-Creuzburg**

Temporal and spatial variation in the metal(oid) mobilization area of a historic mine drainage system  
**Anita Sanchez; Conrad Jackisch; Sabrina Hedrich; Maximilian Lau**

Invasion of sunbleak in previously fish-free gravel pit lake: A trophic cascade on the whole-lake scale  
**Kristin Scharnweber; Lisa Heermann; Ulrich Werneke; Jost Borcherding**

Modelling phytoplankton phenology of Lake Constance: a Bayesian approach  
**Luca Schenone ; Dietmar Straile**

Citizen Science unter Wasser mit der App und Onlineplattform LakeExplorer  
**Ralph Schill; Meinolf Asshoff; Rainer Borcherding; Franz Brümmer; Björn Marten Philipps; Beate Rendgen-Heugle; Wolfgang Schöder; Thomas Uher**

The food web perspective on degradation and recovery of stream ecosystems  
**Alexandra Schlenker; Mario Brauns; Patrick Fink; Armin W. Lorenz; Markus Weitere**

Projekt BIGFE (Erfassung der Wasserqualität und Wasserflächenausdehnung von Binnengewässern durch Fernerkundung): Vom Satellitensignal zum Gewässermonitoring von Seen und Talsperren  
**Susanne Schmidt; Pia Laue; Tanja Schröder; Kerstin Stelzer; Hendrik Bernert; Désirée Dietrich; Thomas Wolf; Kurt Friese; Karsten Rinke**

Renaturierungsmaßnahmen im Leipziger Auwald und deren Wirkungskontrolle am Beispiel des Burgauenbaches  
**Mathias Scholz**

Cyphonautes Larven von *Hislopia prolixa* (Bryozoa) – eine neue Larvenform in der Planktongemeinschaft des Europäischen Süßwassers  
**Gerhard Schoolmann; Andreas Martens; Karsten Grabow**

Changes in summer stratification in response to climate change  
**Robert Schwefel; Sylvia Jordan; Michael Hupfer**

Composition of Photosynthetic Gas Bubbles From Submerged Macrophytes  
**Muhammed Shikhani**

Risikoabschätzung für Fischbestände in Fließgewässern infolge von Niedrigwasser - Denkanstöße und -ansätze  
**Louis Sollinger**

Protozoan predation can promote bacterial plasmid transfer in aquatic ecosystems  
**Robin Starke; Magali de la Cruz Barron; Thomas Berendonk; David Kneis; Uli Klümper**

Ökologisch faunistische Analysen der Kolmation in Fließgewässern: räumliche & zeitliche Aspekte  
**Heide Stein; Hans Jürgen Hahn**

Einsatz von Satellitendaten zur Erfassung der Wasserqualität in großen Flusssystemen am Beispiel der Oder  
**Kerstin Stelzer; Tobias Goldhammer; Carole Lebreton; Jorrit Scholze**

Satellitendaten für Ästuare – der Copernicus High Resolution Coastal Service  
**Kerstin Stelzer; Carole Lebreton; Dimitry Van der Zande; Quinten Vanhellemont; Joppe Massant; Martin Böttcher**

Modelling effects of thermal pollution on water quality: Study on water temperatures and dissolved oxygen in the Rhine  
**Manoj Sanyasee Thapa; Tanja Bergfeld-Wiedemann ; Annette Becker**

Evaluation of Third Generation Sequencing for Application in Routine Monitoring of Phytoplankton  
**Joana Thiel; Franziska Klotz; Sascha Krenek; Julia Kleinteich**

Phytoplankton thermal performance determines the distinction of their life strategies  
**Patch Thongthaisong; Philippe Pondaven; Herwig Stibor; Maria Stockenreiter; Sabine Wollrab**

Integrative Bewertungen des Auenzustands, Restaurierungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen im Donauraum  
**Martin Tschikof; Thomas Hein; Barbara Stammel; Gabriele Weigelhofer**

Can fish be used as sentinels for AMR pollution in rivers receiving wastewater treatment plant effluents?  
**Faina Tskhay; Alan Elena; Christoph Köbsch; Johan Bengtsson-Palme; Thomas Berendonk; Uli Klümper**

Thresholds for eutrophication of benthic and hyporheic biofilms under different C: P and light: P ratios  
**Rizwan Ullah; Anika Große; Nuria Perujo; Daniel Graeber; Patrick Fink**

Rolle des Sediments bei der Restaurierung von Flachseen  
**Kai-Uwe Ulrich; Ina Hildebrandt; Jens Meisel**

Microbial community composition during low-water and high-water spring tide in the Ems Estuary  
**Anjela L. Vogel; Lorenzo Rovelli; Dörthe Holthusen; Aron Slabon; Christine Borgsmüller; Helmut Fischer; Annika Fiskal**

Analyse der Zooplanktonvielfalt im Starnberger See mittels ZooScan und DNA-Metabarcoding – Ein Methodenvergleich  
**Christian Vogelmann**

Langzeiteffekte des Klimawandels auf Quellen und Quellbäche in den Alpen? Ein Monitoring in der UNESCO Biosfera Engiadina Val Müstair  
**Stefanie von Fumetti**

Ein Inventar Deutscher Kleingewässer  
**Alexander Wachholz; Jens Arle; Jeanette Völker**

Von Schwebalgen- zur Makrophytendominanz – Langzeitentwicklung eines hessischen Badesees nach Restaurierungsmaßnahmen  
**Thomas Walter; Tim Epe**

Direkte und indirekte Effekte fehlender Fluss-Aue-Konnektivität auf Tiere und Pflanzen in der Aue  
**Franziska Wenskus; Christian Hecht; Peter Horchler; Kathrin Januschke; Georg Rieland; Mathias Scholz; Arnd Weber; Daniel Hering**

Morphologische Bestimmung vs. DNA-Metabarcoding im Kontext einer detaillierten Betrachtung eines renaturierten, urbanen Einzugsgebietes  
**Nele Wittmeier; Dominik Buchner; Svenja Gillmann; Marie-Thérèse Werner; Arne Beermann; Florian Leese; Armin Lorenz**

Satellitenbasiertes Seenmonitoring in Baden-Württemberg – erste Erfahrungen und weitere Schritte  
**Thomas Wolf; Kristina Popp; Philipp Bauer; Hendrik Bernert**

Competition between sinking and buoyancy regulating algae along vertical gradients of light and nutrients  
**Sabine Wollrab; Arthur Rossignol**

## **POSTER**

Einfluss von Ufermauern auf das litorale Makrozoobenthos im Bodensee.  
**Oliver Miler; Jens Peter Armbruster; Wolfgang Ostendorp**

Entkopplung von Nahrungsaufnahme und Atmung: Die Anpassung von Brackwasser-Schwebegarnelen an Temperaturschwankungen  
**Konstanze Brinkop**

A Nitrate and Oxygen-based Treatment Strategy to Improve Water Quality in Contaminated Urban Lakes  
**Robin Burgold; Roman Klemz; Harmut Wassmann; Okkar Aung; Erika Martinez; Anne Wagner; Martin Kaupenjohann; Ulrich Szewzyk; Myriel Cooper**

Automatische Sichttiefenerfassung – ein Leidensweg?  
**Holger Dienemann**

Entwicklung des Makrozoobenthos der Oder nach der Katastrophe von 2022  
**Bianca Dörgeloh; Sonja Jähnig; Martin Pusch**

Das Projekt FEMAK – Wie Algen einen See sanieren können.  
**Arne Georg; Ingmar Hofmann; Niels Holm; Rüdiger Schulz**

Langzeitanalyse der Gewässergüte und Primärproduktion der Tideelbe (2009 bis 2020)  
**Steffen Hackbusch; Fabian Große; Andreas Schöl**

Dynamics of nitrate levels in groundwater of the Left Lower Rhine region – Comparison of groundwater nitrate levels between vegetated areas (arable land, pastures, forests, shrub land) and settlements

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

Seasonal population dynamics of *Microcystis aeruginosa* and associated cyanophages in the river Moselle

**Hanna Hartenfels; Franziska Klotz; Helmut Fischer; Sascha Krenek; Julia Kleinteich; Joana Thiel**

Network structure and land cover distribution as first order controls of algal and nutrient dynamics in rivers

**Niklas Heinemann; Soohyun Yang; Dietrich Borchardt; Luca Carraro**

CO<sub>2</sub>-Emissionen aus einem wiedervernässtem Kleingewässer in der Agrarlandschaft  
**Marlen Heinz; Stefan Lorenz; Karin Meinikmann**

Die Mildenitz – ein Tieflandfluss (Mecklenburg-Vorpommern) als Beispiel für die langjährige Entwicklung der Makrozoobenthosgesellschaft in den letzten 25 Jahren

**Claudia Hellmann; Angela Berlin**

One species' gain, another's pain? Auswirkungen von Bewuchs durch *Dreissena polymorpha* auf eine heimische Muschelart bei verschiedenen Wassertemperaturen

**Veronika Hillebrand; Andreas H. Dobler; Astrid N. Schwalb; Jürgen Geist**

Tracing the Anthropocene in Sediment Archives: A Case Study from Lake Stechlin  
**Annegret Just; Stig Bartel; Detlev Degering; Maximilian P. Lau**

Ökologische Charakterisierung alpiner Quellen in den Hochlagen des Lötschentals im Wallis  
**Martina Kohlbrenner; Stefanie von Fumetti**

Blue eyes, black holes and blooms of filamentous algae in dwindling Chara meadows. Drone supported monitoring of anomalies

**Christiane Krambeck; Henning Thiessen; Frank Schlemminger**

Combined physical and chemical modelling to decipher the fate of carbon in a German drinking water reservoir

**Florian Kratz; Maximilian Lau**

Wasser fließt von oben nach unten - immer? Kapillartextilen für urbanes Grün  
**Jens Mählmann**

Genaue Bestimmung von gelösten Gasen in stark übersättigtem Seewasser mit Anwendung am Kivusee

**Bertram Boehrer; Marius Mangold**

Effects of land use on nutrient concentrations and the composition of colored dissolved organic matter in Afro-tropical headwater streams

**Florence Nansumbi; Gabriele Weigelhofer ; Robinson Odong; Thomas Hein**

Abiotic changes in freshwaters of the Rhine floodplanes in Rees

**Tobias Nickel; Alexandra Schöne; Ann-Marie Waldvogel; Ulrich Werneke**

Digitale, vernetzte und interaktive Wasserqualitätsüberwachung: das Projekt DIWA

**Gabriele Packroff; Michael Hügler; Stefan Norra; Christian Moldaenke; Kerstin Stelzer; Issa Hansen; Markus Funke**

Science Lab Cologne: die Ökologische Forschungsstation Rhein als SchülerInnenlabor

**Anja Scherwaß; Frank Nitsche**

Entwicklung eines GIS basierten Feldprotokolls zur Totholzkartierung im Gewässer - Fallbeispiel der Ahr nach dem Extremhochwasser 2021

**Alina C. Schiffer; Nina N. Kaiser; Stefan Stoll**

Flora und Fauna unter Wasser mit dem LakeExplorer bestimmen

**Ralph Schill; Meinolf Asshoff; Rainer Borcherding; Franz Brümmer; Björn Marten Philipp; Beate Rendgen-Heugle; Wolfgang Schröder; Thomas Uher**

Local Cosmos - App-Baukasten für taxonomische Bestimmungsschlüssel und Monitoring

**Ralph Schill; Thomas Uher**

Tauchen – mehr als nur Sport: Citizen Science und Umweltbildung

**Ralph Schill; Daniela Klug**

Besiedlung und Monitoring der Neuen Seen in Mitteldeutschland: Einblicke in den Störmthaler See

**Ralph Schill; Alexander Ramm; Joachim Weiss; Klaus Bauerfeind; Bernd Vogel; Jennifer Tersteegen; Isabell Hentschel; Ralf Saupe; Ricarda Semper; Steffen Schibille; Katja Winkler; Franz Brümmer; Ralph-Walter Müller; Christin Müller**

A comparative analysis of biodiversity and food web structures in floodplain ecosystems of the rivers Rhine and Elbe

**Marayke Schreier; Tobias Nickel; Ann-Marie Waldvogel; Patrick Fink; Markus Weitere**

Benthic macroinvertebrate food web structures in ponds and ditches

**Fee Nanett Trau; Stefan Lorenz**

Introduction to OrgCarbon: Organic carbon in rivers – characterization, origin, and degradability

**Anniko Fiskal; Anjela Vogel; Steffen Amann; Christine Borgsmüller; Georg Dierkes; Arne Wick; Helmut Fischer**

How monitoring data and numerical modelling complement each other: The response of Lake Constance to a storm event in summer.

**Bernd Wahl; Stefan Mirbach**

Patterns of phosphorus entrapment and release in fluvial biofilms and their link to carbon and phosphorus metabolic profiles

**Simon Wentritt; Markus Weitere; David Kneis; Nuria Perujo**

Life on plastic garbage in a eutrophic pre-dam

**Simon Zonkpoedjre; Katrin Wendt-Potthoff**

ISBN 978-3-9818302-9-3