



DGL

Deutsche Gesellschaft
für Limnologie e. V.

(German Limnological Society)

Ergebnisse der Jahrestagung 2019

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

Westfälische Wilhelms-Universität Münster (WWU)
Münster

Münster, 23. - 27. September 2019



(German Limnological Society)

Ergebnisse der Jahrestagung 2019

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

Westfälische Wilhelms-Universität Münster (WWU)
Münster

Münster, 23. - 27. September 2019

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch das Präsidium der DGL;
Rellinghauser Str. 334f, 45136 Essen
Ergebnisse der Jahrestagung in Münster 2019
Eigenverlag der DGL, Essen 2020

Redaktion und Layout:

Geschäftsstelle der DGL, Tanja Pottgiesser

Druck:

Hubert & Co. GmbH & Co. KG
Robert-Bosch-Breite 6, 37079 Göttingen

ISBN-Nr. 978-3-9818302-4-8

Bezug über die Geschäftsstelle der DGL:
Rellinghauser Str. 334f
45136 Essen
Tel.: 0201 – 61 76 30 51
Fax: 0201 – 61 76 30 53
E-Mail: geschaeftsstelle@dgl-ev.de
Homepage: www.dgl-ev.de

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

Inhaltsverzeichnis

PLENARVORTRÄGE	15
Ecological genomics in <i>Daphnia</i> - travelling in space and time Mathilde Cordellier	16
Die Ziele für eine nachhaltige Entwicklung als Impulse für die limnologische Bildungsarbeit Christian Eikmeie, Gisela Lamkowsky	17
Plastik in der Umwelt Christian Laforsch	18
NACHWUCHSPREISTRÄGER (Reihung)	19
When temperate streams fall dry: Humidity and trophic interactions control biofilm resilience Anna Oprei, Sanja Zlatanvić, Michael Mutz	20
Vertikalwanderung von <i>Daphnia magna</i> : Identifizierung eines fischbürtigen Kairomons Meike Anika Hahn, Christoph Effertz, Laurent Bigler, Eric von Elert	32
Removal and Transformation of Trace Organic Compounds in Hyporheic Reactors of Urban Freshwater Systems Jonas L. Schaper, Anke Putschew, Gunnar Nuetzmann, Martin Jekel, Joerg Lewandowski .	42
Rewetting events in intermittent rivers and ephemeral streams on the global scale: insights from the laboratory study within the 1000 Intermittent Rivers Project Oleksandra Shumilova, Dominik Zak, Thibault Datry, Daniel von Schiller, Arnaud Foulquier, Roland Corti, Klement Tockner, Christiane Zarfl, 1000 Intermittent Rivers Project team	49
POSTERPREISTRÄGER (alphabetisch)	59
Wanted: Groppe - auf Spurensuche in der Vechte Julia Fröhlich, Josten, J., Lober, I., Diehle, N., Günner, P., Edler, C., T.K. Buttschardt	60
Einfluss der Fraßaktivität herbivorer Fische auf benthische Algen Michael Götten, Barbara Nuyken, Cathérine Nentwig, Manfred Fetthauer, Dirk Hübner, Jörg Schneider, Carola Winkelmann, Madlen Gerke	69
Wie valide und plausibel ist DNA-Metabarcoding für die ökologische Zustandsbewertung der Fließgewässer? Till-Hendrik Macher; Jens Arle; Arne Beermann; Cristina Hartmann-Fatu; Daniel Hering; Jan Koschorreck; Peter Rolauffs; Jonas Zimmermann; Florian Leese	76
Litterbags - ein funktionaler Indikator zur Fließgewässerbewertung im Test an der Münsterschen Aa Per-Olaf Walter, Benjamin Kupilas	77
Retentionseffekte im Rhein (Köln) – Ein Jahr voll Probennahmen Jennifer Werner, Vera Kersten, Anja Scherwaß, Hartmut Arndt	81
Wird die Filtrationsleistung von <i>Corbicula fluminea</i> durch Mikroplastikfasern beeinträchtigt? Ermittlung der Filtrationsleistung mit Hilfe des Farbstoffs Neutral Red. Leonie Wersig, Diana Michler-Kozma	87

Inhaltsverzeichnis

VORTRÄGE.....	93
Möglichkeiten und Grenzen des Fischschutzes durch Rechen Beate Adam.....	94
Monitoringfrequenz von prioritären Stoffen in Fließgewässern: geringe Messfrequenzen führen zu einer Unterschätzung der mittleren jährlichen Schadstofffracht und zu signifikanten Unsicherheiten beim UQN-Assessment Denise Babitsch; Andrea Sundermann	95
Social signals and stress in Arctic charr Tobias Backström	96
Die Saar – Folgen des Ausbaus zur Bundeswasserstraße Tanja Bergfeld-Wiedemann; Volker Kirchesch; Paulin Hardenbicker; Helmut Fischer	97
Wassermilben (Acari: Hydrachnidia) in Quellen – Unterschätzte Diversität und unerwartet hoher Genaustausch Lucas Blattner; Reinhard Gerecke; Stefanie Von Fumetti.....	98
Ableitung von Makrozoobenthos-Indikatorwerten zur morphologischen Bewertung von Steh- und Fließgewässern Jürgen Böhmer	99
Limnologische Aspekte bei der Planung von Pumpspeicherwerken (PSW) Klaus-Jürgen Boos	100
Arbeit darf auch Spaß machen – Angeln als wissenschaftliche Fischereimethode Jost Borchering; Svenja Storm.....	110
Landwirtschaftliche Flächennutzung beeinträchtigt die Multifunktionalität von Fließgewässern Mario Brauns; Björn Gücker; Romy Wild	111
Spurenstoffbelastungen der Münsterschen Aa im jahreszeitlichen Wandel Johanna Buss; Saskia Rohrer; Christine Achten; Tillmann Buttschardt.....	112
30 and 35 years of re-oligotrophication in 2 Berlin lakes compared to trophic recovery of 19 other European lakes Ingrid Chorus; Antje Köhler; Camilla Beulker; Michael Hupfer	113
Northern Clingfish: How to attach with suction cups to rough surfaces Petra Ditsche; Adam Summers.....	114
Anpassungen an Quell-Lebensräume: Auswirkungen erhöhter Temperatur auf die Physiologie von Quellorganismen Joshua Ebner; Stefanie von Fumetti	115
Lern- und Forschungslandschaft „Neue Erft“: Renaturierung zum Anfassen Martina Erken; Marion Gremse	116
Lassen sich die Auswirkungen des Klimawandels in Trinkwassertalsperren durch eine Anpassung der Entnahmetiefen vermindern? Johannes Feldbauer; Thomas Petzoldt.....	117

Inhaltsverzeichnis

Equal relevance of omega-3 and omega-6 polyunsaturated fatty acids for the fitness of <i>Daphnia</i> spp. Patrick Fink; Maja Ilic; Christian Werner; Eric Von Elert	118
Phytoplankton an Rhein und Mosel im „Trockenjahr“ 2018 – seltenes Extrem oder neue Normalität? Helmut Fischer; Eberhard Hoehn; Enno Nilson; Matthias Rothe; Andreas Schöl	119
Stabile Stickstoff-Isotopenanalyse von Aminosäuren zur Bestimmung der trophischen Position – Chancen und Probleme anhand eines Fallbeispiels an Amphipoden René Gergs; Eike Sünger; Lisa Burmann; Jochen Zubrod; Patrick Fink	120
Disentangling mechanisms behind chronic effects Andre Gergs; Jutta Hager; Christina Garside; Eric Bruns; Thomas Preuss	121
Bio-manipulation in Fließgewässern: Fische können Eutrophierungseffekte im hyporheischen Interstitial verringern Madlen Gerke, Dirk Hübner, Jörg Schneider, Manfred Fetthauer, Barbara Nuyken, Theresa Graf, Roman Fricke, Michael Götten, Carola Winkelmann	122
Die Baumberge als isoliertes Grundwasser-Ökosystem und bedeutende Quellenregion im zentralen Münsterland (NRW) Patricia Göbel; Hans Jürgen Hahn; Marius Römer; Harald Strauss; Nils Weckwert	132
Veränderungen im Makrozoobenthos urbaner Fließgewässer – Ergebnisse von 10 Jahren Monitoring Diana Goertzen	133
Accumulation of microplastic by zooplankton organisms: effects of temperature and food supply Niklas Grassl, Arne Steinmetz, Lukas Sziegoleit, Bettina Zeis	134
Dunkeladaptation bei der in-situ Fluoreszenzmessung benthischer Algen Stephanie Graumnitz; Dirk Jungmann	135
Konzept der hydromorphologischen-ökologischen Aue und Herleitung hierauf basierender Leitbilder für die obere Ems Harald Grote	136
Die funktionale Struktur und Redundanz benthischer Grazer- und Shredder- Gemeinschaften unter landwirtschaftlicher Degradation Ulrike Haase; Stephanie Graumnitz; Susanne Worischka; Thomas U. Berendonk	137
Meiofaunal organisms in biofilms – A state-of-the-art report Arne Hägerbäumer; Walter Traunsperger	138
Reinhaltung von Grundwasser- Umgang mit Trinkwasserressourcen im Zeitalter des Klimawandels Hans Jürgen Hahn	139
5 α -cyprinol sulfate, a bile salt from fish, induces diel vertical migration in <i>Daphnia</i> Meike Hahn	142

Inhaltsverzeichnis

Retention von Mikroplastik durch Biofilme im Rhein Leandra Hamann; Felicia Haase; Jennifer Werner; Anja Schwerwaß; Hartmut Arndt.....	143
Mixed temperature sensitivity of methane production and consumption in Arctic freshwater streams Sarah Faye Harpenslager; Kate Randall; Guy Woodward; Alex Dumbrell; Mark Trimmer	144
Lesen im Geschwemmsel: Erfassung der Fischbiozönose durch die Analyse des Rechenguts kühlwasserbeziehender Kraftwerke Lisa Heermann; Andreas Mellin; Andreas Pilgram; Nicole Scheifhacken; Jost Borcharding	145
Die Ausbreitung von Wasserpflanzen durch Pflanzenfragmente: Was bestimmt den Ausbreitungserfolg? Patrick Heidbüchel; Andreas Hussner	146
Pflanzenschutzmittel-Monitoring in kleinen Fließgewässern im Einzugsgebiet des Dümmer Marlen Heinz; Hans-Heinrich Schuster; Matthias Stähler; Stefan Lorenz.....	147
Resilience of a temperate shallow lake to a brownification event Sabine Hilt; Garabet Kazanjian; Soren Brothers; Jan Köhler	148
Kann die Re-Etablierung von Coregonenbeständen im Scharmützelsee gelingen? Teil 2: Fischereiliche Aspekte Daniel Hühn, Brigitte Nixdorf, Jacqueline Rücker, Uwe Brämick	149
Integrated Modelling and Management of Water Resources: Nexus vs IWRM? Stephan Hülsmann; Wolf M. Mooij; Karsten Rinke.....	158
Welchen Nutzen haben Langzeitdaten für die Bewirtschaftung und den Schutz von Seen und Talsperren? Michael Hupfer; Sylvia Jordan; Robert Ladwig; Antje Köhler; Kathrin Jäschke; Karsten Rinke; Ingrid Chorus.....	159
Über die möglichen Ursachen des Characeenrückgangs in nordostdeutschen Seen – erste Ergebnisse aus dem E+E-Vorhaben “Chara-Seen” Andreas Hussner	160
Wie beeinflussen zeitliche und räumliche Messhäufigkeiten die Aussagekraft von Langzeitdaten am Beispiel des Klimawandels? Kathrin Jäschke; Annetrin Wagner; Tilo Hegewald; Hartmut Willmitzer; Thomas Petzoldt; Thomas U. Berendonk; Lothar Paul.....	161
Summer drought conditions force river eutrophication and drive phytoplankton to phosphorus limitation Norbert Kamjunke; Martina Baborowski; Michael Rode; Markus Weitere	162
Makrozoobenthoszönosen in wasserwirtschaftlich genutzten Fließgewässern im Harz. Ergebnisse aus Bestandsaufnahmen im Weltkulturerbe Oberharzer Wasserregal und im Einzugsbereich der Talsperren über einen Zeitraum von 25 Jahren. Helmut Kessler; Petra Sperlbaum; Jörg Widera.....	163

Inhaltsverzeichnis

Limnologie der Wasserkraft Ralf Köhler	164
Greenhouse gas emissions from dry sediments of the Elbe River during the extreme drought in 2018 Matthias Koschorreck; Maren Staniek; Simon Kögler; Ulf Mallast	166
Ausfälle der submersen Vegetation am Nordostufer des Suhrer Sees bei mit Metazachlor belastetem Zwischenabfluss und Ansätze für die ökotoxikologische Beurteilung des Risikos eines weiteren Rückgangs noch intakter Characeenbestände. Christiane Krambeck	167
Genetische Vielfalt der Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>) in Deutschland Christoph Köbsch; Thomas Schiller; Thomas U. Berendonk; Sascha Krenek	179
Der Silifizierungs-Wert (SiVa) – ein neuer Diatomeen-basierter Indikator für die Gewässertemperatur und seine Anwendung bei paläolimnologischen Untersuchungen zur Rekonstruktion der Entwicklung bayerischer Bergseen im Zuge des Klimawandels Wolfgang Küfner; Stefan Ossyssek; Jürgen Geist; Uta Raeder	180
Ökologische Bewertung von Wasserkraftanlagen - Fischarten-, turbinen- und anlagenbezogene Schädigungs- und Mortalitätsraten Gerry Lehmann, Ralf Köhler	181
Sinkverhalten von Mikroplastik in geschichteten See: Einfluss von Biofilm und Herbstzirkulation Rico Leiser; Ute Kuhlicke; Thomas R. Neu; Katrin Wendt-Potthoff	182
Fließgewässermetabolismus als funktioneller Indikator zur Bewertung von ökologischen Verbesserungen – eine Untersuchung an der Emscher-Versuchsstrecke Christian Lieske, Caroline Winking, Benjamin Kupilas, Jens Haberkamp und Mario Sommerhäuser	183
Algenperlen als Mittel zum Vergleich und zur Interkalibrierung von fluorometrischen Chlorophyll_a-Messungen Detlev Lohse	193
Pflanzenschutzmittel-Belastung kleiner Standgewässer Norddeutschlands Stefan Lorenz; Matthias Stähler; Stephan Goltermann; Marlen Heinz	194
Characterisation of a receptor for red pigment-concentrating hormone in <i>Daphnia pulex</i> Heather Marco; Heleen Verlinden; Jozef van den Broeck; Gerd Gäde	195
18 Jahre Makrozoobenthos Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg. - Und, was hat es gebracht? Michael Marten	196
Management des invasiven Kalikokrebses: von lokalen Umsetzungen zu regionalen Maßnahmen Andreas Martens; Alexander Herrmann; Andreas Stephan	211
Welche Faktoren bestimmen die Fischgemeinschaften in Europäischen Seen? Modellbasierte Varianzzerlegung geographischer, abiotischer und biotischer Effekte Thomas Mehner; Sandra Brucet	212

Inhaltsverzeichnis

Einfluss von Plastik auf die Nahrungsqualität von Biofilmen für die Süßwasserschnecke <i>Physa fontinalis</i> Diana Michler-Kozma; Friederike Gabel	213
Do microplastics affect population growth rates of different nematode species? Marie-Theres Müller; Hendrik Füser; Sebastian Höss; Walter Traunspurger	214
Auswirkungen stofflicher Belastungen auf die Fließgewässer im Einzugsgebiet der Nidda – Ergebnisse aus dem BMBF-Projekt NiddaMan Jörg Oehlmann; Denise Brettschneider; Andrea Dombrowski; Katharina Heye; Matthias Oetken; Ulrike Schulte-Oehlmann	215
Functional and structural recovery of stream biofilms at the habitat scale is based on the individual disturbance history Anna Oprei; José Schreckinger; Tatiana Kholiavko; Aline Frossard; Michael Mutz; Ute Risse-Buhl	216
Unterschiede in der Kontrolle des Zeitpunktes der Phytoplankton-Frühjahrsblüte in Seen in Europa Enzo Gronchi; Klaus Jöhnk; Dietmar Straile; Sebastian Diehl; Frank Peeters	217
Lebendige Gewässer als Ziel: die Angebote der Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (NUA) im Themenbereich Gewässerschutz Eva Pier	218
Zusammensetzung der benthischen Arten und ökologischer Status als Reaktion auf eine verbesserte Wasserqualität in Nebenflüssen des Rheins Mariya Poryazova; Carmen Gallas; Daniela Lud	219
Was wissen wir über die Wirkungen von Wasserkraftwerken auf den Zustand der Flüsse in Deutschland? Martin Pusch; Gerry Lehmann	220
Mögliche Ursachen extremer <i>E. coli</i> Grenzwertüberschreitungen an EU Badestellen des Elbeästuars Jessica Ramm; Anne Mazick	221
Klein- und großskalige genetische Untersuchung von Groppen-Populationen (<i>Cottus gobio</i>) in Sachsen Luise Richter; Clemens Kuhnitzsch; Susanne Worischka; Thomas Berendonk; Sascha Krenek	222
Spatial and temporal heterogeneity of nitrogen uptake in gravel bed streams Ute Risse-Buhl; Christine Anlanger; Christian Noss; Andreas Lorke; Daniel von Schiller; Markus Weitere	223
Analyse von nicht-linearen Dynamiken in Ein-Art Systemen Tobias Romankiewicz; Johannes Werner; Hartmut Arndt	224
Verursacht ein von invasiven Arten eingeschleppter Parasit das Aussterben der mitteleuropäischen Form von <i>Theodoxus fluviatilis</i> ? Louisa Rothmeier; Burkard Watermann; Andreas Martens; Karsten Grabow; René Gergs	226

Inhaltsverzeichnis

Problem Schwefelwasserstoff. Erfolg mittels Störungsregime!?	
Tilman Rott	226
Kann die Re-Etablierung von Coregonenbeständen im Scharmützelsee gelingen?	
Teil 1: Trophie und Sauerstoffverhältnisse	
Jacqueline Rücker, Brigitte Nixdorf, Daniel Hühn, Ingo Henschke, Uwe Brämick	236
Reproduktion des Grundwasseramphipoden <i>Niphargus aquilex</i> in Labor und Freiland	
Nora K. Rütz; Susanne I. Schmidt; Jürgen Marxsen	248
Die Ausbreitung von <i>Echinogammarus berilloni</i> am Mittleren Oberrhein	
Doris Christine Sahm; Andreas Martens	249
HDX Monitoring Wupper: Fischschutz und Wanderungen potamodromer und diadromer Arten an fünf Wasserkraftanlagen	
Nicole Scheifhacken, Britta Wöllecke	250
Does size matter? Comparison of protozoan communities in seven rivers of different size and their influence on (pathogenic) bacteria	
Anja Scherwaß; Alexandra Schönle; Alexandra Jeuck; Eike Lückerrath; Bianca Hennings; Patrick Heidbüchel; Hartmut Arndt	258
Ganzheitliches Vorgehen bei der Auswilderung nachgezüchteter Flussperlmuscheln (<i>Margaritifera margaritifera</i>) – von den Genen bis zum Gewässereinzugsgebietsmanagement	
Thomas Schiller; Felix Grunicke; Sascha Krennek; Jana Schneider; Annetkatrin Wagner; Thomas Berendonk	259
Die Invertebratenfauna in Biberdämmen – Besiedlungsstrukturen eines Multihabitatkomplexes	
Sara Schloemer; Daniel Hering; Armin Lorenz	260
Querbauwerke und ihre ökologischen Auswirkungen auf das aquatische Ökosystem	
Daniel Schmidt	261
Ist das Puzzle gelöst? Vergleichende populationsgenetische Analyse von <i>Echinogammarus berilloni</i> (Catta, 1878) von lokal zu regional und Rekonstruktion der Invasionsrouten	
Alexander Schmidt-Drewello; Elisabeth Irmgard Meyer	262
Erlebensraum Lippeaue – Grüne Infrastruktur an der Lippe in Hamm	
Oliver Schmidt-Formann	263
Von Schneckensex im Einmachglas, Östrogenen, Bisphenol-A & Co bis zu giftigen Kippen – Modellexperimente zu Schadstoffen im Wasserkreislauf für die Umweltbildung	
Wolfgang Schmitz	265
Flussperlmuscheln als Bioindikatoren: Analyse geeigneter Auswilderungshabitate im Sächsischen Vogtland	
Jana Schneider; Annetkatrin Wagner; Thomas Schiller; Felix Grunicke; Daniel Linke; Thomas Berendonk	266
Virtual Rhine – Der Rhein als virtuelle Realität in der Lehramtsausbildung	
Maik Schössow; Manuel Wagener; Florian Genz; Hartmut Arndt; André Bresges	267

Inhaltsverzeichnis

Local adaptation to photoperiod and the endogenous clock in <i>Daphnia</i> Anke Schwarzenberger; Alexander Wacker	268
Einsichten in das Abwanderverhalten von Blankaalen Ulrich Schwevers.....	269
Indirect effects of water browning on life history and biochemical composition of <i>Daphnia</i> mediated by changes in food characteristics Erik Sperfeld; Laetitia Minguez; Stella Berger; Jens Nejstgaard; Mark Gessner.....	270
Belastung eines Kleingewässers durch Kläranlageneinleitung und Straßenabfluss. Sarah Stevens; Delia Hof; Matthias Oetken; Ulrike Schulte-Oehlmann; Jörg Oehlmann	271
Migration potamodromer Fische in der Lippe - Erfasst mittels akustischer Telemetry Svenja Storm; Marc Schmidt.....	272
„Ökologische Überraschungen“ – Unerwartete Dominanzwechsel im Bodensee auf drei trophischen Ebenen trotz relativ stabiler Umweltbedingungen Dietmar Straile; Alexander Brinker; Reiner Eckmann; Harald Hetzenauer; Dominik Martin- Creuzburg; Frank Peeters; Petra Teiber-Siessegger; Karl-Otto Rothhaupt.....	273
Reinhaltung des Grundwassers Anke Uhl, Christian Griebler, Hans Jürgen Hahn	274
Mehr Licht ins Dunkel - wie kann den Ökosystemleistungen, den WRRL-Zielvorgaben und der Biodiversität im Grundwasser integral Rechnung getragen werden Anke Uhl; Christian Griebler; Hans Jürgen Hahn	280
Fernerkundungsdaten für ein flächendeckendes Monitoring verockerter Fließgewässer Christoph Ulrich; Lutz Bannehr; Michael Hupfer.....	281
Feasibility study of an oxygen releasing compound for cost-effective sediment decomposition at two test sites (Germany, China) Kai-Uwe Ulrich; Thomas Willuweit.....	282
Monitoring der Intersex-Inzidenz und der Fortpflanzungsleistung bei Amphipoden in der Nordwest-Bretagne Maja Lorina Völker; Jörg Oehlmann; Matthias Oetken.....	283
Der Wahrsmannshof – Natur für Alle Tuve von Bremen	284
The impact of diel vertical migration on fatty acid composition and allocation in <i>Daphnia</i> Eric von Elert; Meike Hahn.....	285
The food quality of stream biofilms determines the foraging behaviour of grazers Alexander T. L. Vossage; Alessandra Iannino; Patrick Fink; Markus Weitere	286
Folgen der Klimaerwärmung für Überleben, Wachstum und Auswilderung von Flussperlmuscheln im Sächsischen Vogtland Annekatriin Wagner; Jana Schneider; Thomas Schiller	287

Inhaltsverzeichnis

Cryptic species within cryptic freshwater snail species – The case of the <i>Ancylus fluviatilis</i> species complex	
Martina Weiss; Hannah Weigand; Alexander Weigand; Florian Leese	288
The scent of fear: identification of <i>Chaoborus</i> kairomone chemicals that induce defences in <i>Daphnia</i>	
Linda Weiss; Bauke Albada; Sven Meckelmann; Oliver Schmitz; Nils Metzler-Nolte; Ralph Tollrian	289
Saisonale- und Langzeit-Entwicklung der funktionellen Zusammensetzung von Phytoplankton Gemeinschaften nach Nährstoff-Reduktionen - Erkenntnisse aus 50 Jahren Monitoring der Rappbode Talsperre	
Valerie Wentzky; Jörg Tittel; Christoph Jäger; Karsten Rinke	290
Landwirtschaftliche Flächennutzung erhöht die benthische Sekundärproduktion in Mittelgebirgsbächen	
Romy Wild; Björn Gücker; Markus Weitere; Mario Brauns	291
Das Verbundprojekt WasMon-CT – satellitenbasiertes Monitoring von Chlorophyll a in Seen	
Thomas Wolf; Nathalie Karle; Karin Schenk; Thomas Heege	292
Funktionale Diversität im Makrozoobenthos der oberen Elbe – der Einfluss invasiver Neozoen und anderer Umweltfaktoren auf die Langzeit-Entwicklung seit 1992	
Susanne Worischka; Martin Hartmann; Franz Schöll; Thomas Petzoldt	293
Vergleichende Untersuchungen zur Phosphatrücklösung aus Seesedimenten und die Wirkungen unterschiedlicher Fällungsmaterialien auf die Wasserparameter	
Said Yasseri	294
POSTER.....	295
Phosphor-Rücklösung aus Seesedimenten - Eine Meta-Analyse sequentieller Phosphorextraktionen	
Svenja Agethen; Tim Sebastian Epe	296
Untersuchungen zum Rückhaltevermögen von Gewässerstrukturelementen und technischen Bauwerken für Zivilisationsmüll in Fließgewässern am Bsp. der Hase in Osnabrück	
Anna Ameskamp, Andreas Lechner, Jörg Klasmeier	297
Macroinvertebrate colonization and breakdown dynamics of alder (<i>Alnus glutinosa</i>) and willow (<i>Salix</i> sp.) leaves at two different ecological sites of the river Münstersche Aa	
Marc Bauhus; Elisabeth Irmgard Meyer; Friederike Gabel.....	298
Analyse des Phyto- und Zooplanktons entlang des Tiefenprofils des Großen Heiligen Meeres im Naturschutzgebiet Heiliges Meer (Westf.)	
Julia Bleser; Dr. Bettina Zeis; Elisabeth I. Meyer; Jürgen Pust; Heinrich Terlutter	299
Erfassung der Makroinvertebratenfauna einer der letzten ‚wilden Flüsse‘ Europas, der Vjosa, durch nicht-destruktives DNA-Metabarcoding	
Marie Brasseur; Vera Zizka; Christopher Hempel; Remo Wüthrich; Olivia Wilfling; Emil Birnstiel; Jan Martini; Simon Vitecek; Gabriel Singer; Florian Leese.....	300

Inhaltsverzeichnis

Evaluation of the salinization process correlated with acidification and land use modifications in Ialomita River basin, Romania Petre Bretcan; Danut Tanislav; Daniel Dunea; Loredana Neagu Frasin.....	301
Mikrohabitat- und Substratpräferenzen unterschiedlicher Arten des Makrozoobenthos in sanddominierten Tieflandbächen Jan Brückmann, Janna Theurer	302
Naturnahe Bruthabitate von Stechmücken in Deutschland Daniel Döding, Felix Sauer, Ellen Kiel.....	307
Charakterisierung der mikrobiellen Gemeinschaft des Rheins auf unterschiedlichen anthropogenen Abfallmaterialien (Kunststoffe, Glas) im Vergleich zu Naturmaterial Sonja Ehlers; David Wolff; Nicole Brennholt; Friederike Stock; Christian Kochleus; Jochen Koop; Arne Wick; Georg Reifferscheid	314
Erster Nachweis von Mikroplastik in Süßwasserinvertebraten in Westafrika (Nigeria) Sonja Ehlers; Emmanuel Akindele; Jochen Koop.....	315
Effects of microplastic ingestion on gut passage of blackfly larvae Nadine Feldmeyer; Melanie Nadine Wendel; Ellen Kiel	316
Charakterisierung des Nahrungsspektrums von <i>Gammarus pulex</i> und <i>Gammarus fossarum</i> im Emschersystem Charlotte Frie; Lea Heberle; Armin Lorenz; Florian Leese; Martina Weiss.....	317
Mikroplastik im Kot von Vögeln in den Rieselfeldern von Münster Sam Lucy Behle; Friederike Gabel	318
Checklisten und Rote Listen der Süßwasseralgen Deutschlands Antje Gutowski, Julia Foerster, Johanna Knappe, Karl-Heinz Linne von Berg, Gabriele Hofmann, Horst Lange-Bertalot, Marcus Werum, Rolf Klee, Claudia König, Ditmar Metzeltin, Erwin Reichardt, Wolf-Henning Kusber	319
Water Management in Kathmandu, Nepal Ute Hansen; Prajesh Ghimire; Yunduo Zhong.....	325
Adaptation verschiedener Populationen der Art <i>Echinogammarus berilloni</i> (Crustacea: Amphipoda) an unterschiedliche Temperaturbereiche Verena Haupt, Alexander Schmidt-Drewello, Bettina Zeis, Elisabeth I. Meyer	326
Charakterisierung des Nahrungsspektrums von <i>Asellus aquaticus</i> , <i>Proasellus coxalis</i> und <i>Sialis lutaria</i> in renaturierten und natürlichen Gewässern Lea Heberle; Charlotte Frie; Armin Lorenz; Florian Leese; Martina Weiss.....	337
Der Biber – unterschätzter Entwicklungshelfer für NRWs Gewässer? Ramona Hinz; Sarah Gerritzen; Verena Haupt; Lukas Iking; Rainer Mohn; Elisabeth Irmgard Meyer; Ingo Bünning	338
Biologisches Effektmontoring eines Kleingewässers zur Erfassung der Auswirkungen einer Kläranlageneinleitung Delia Hof; Sarah Stevens; Matthias Oetken; Ulrike Schulte-Oehlmann; Jörg Oehlmann	339

Inhaltsverzeichnis

Blick in die Zukunft (BLIZ): Kipppunkte in limnischen Systemen Markus Hoffmann; Uta Raeder	340
Metabolic adjustments during starvation in <i>Daphnia pulex</i> Nadine Hoffschröer; Eva Klumpen; Andrea Schwalb; Ulrike Gigengack; Marita Koch; Rüdiger J. Paul; Bettina Zeis	341
Die Auswirkungen des vertikalen Aufstiegs der Büschelmückenlarven (<i>Chaoborus spec.</i>) auf die Methanflüsse in Kleingewässern Wiebke Hörstmann-Jungemann; Friederike Gabel; Svenja Agethen	342
Einfluss von Ammoniak, Konkurrenz und wechselseitiger chemischer Impulse auf die Physiologie von <i>Gammarus pulex</i> und <i>Dikerogammarus villosus</i> Thea Hose; Carola Winkelmann; Sonja Stefani; Wolfram Remmers; Thomas U. Berendonk; Susanne Worischka	343
Wasserbeschaffenheit beim Elbe-Niedrigwasser 2018 – ein Langzeitvergleich Gerd Hübner, Daniel Schwandt	344
Drivers of cryptic species coexistence. Blueprint of a new project studying freshwater gammarid communities of Sicily Kamil Hupaló; Alexander Weigand; Martina Weiss; Florian Altermatt; Diego Fontaneto; Michał Grabowski; Daniel Grabner; Bernd Sures; Florian Leese	351
Monitoring der Bever - Habitatspezifische Erfolgskontrolle in einem Tieflandfluss ein Jahr nach Umsetzung der Renaturierung Leonie Jaegers; Elisabeth I. Meyer	352
Biofilmgemeinschaften auf Mikroplastik: Mutualistische Interaktionen und Diversität Rense Jongsma; Rebekka Lülff; Anna Hübenthal; Bodo Philipp	353
Klimamonitoring in Seen Sylvia Jordan; Michael Hupfer	354
Contribution of the drawdown area to greenhouse gas emissions from an oligotrophic reservoir Philipp Keller; Uwe Spank; Matthias Koschorreck	355
Letale und subletale Toxizität der Fungizide Azoxystrobin und Kupferoxychlorid bei verschiedenen Temperaturen für <i>Gammarus fossarum</i> Viktor Klima; Stefanie von Fumetti	356
Untersuchungen zu Schadstoffen und Hormonen in Fischmuskeln und –serum von Karpfen aus einem Fischkäfigexperiment in der Donau bei Novi Sad (Serbien) Andreas Lechner, Marieke Voss, Martin Krause	357
Floristische und faunistische Besiedlung einer Wasserbehandlungsan-lage zur Eisenretention Dieter Leßmann; Julia Gawronska; Lucas Wilke; Daniel Hühn	358
Methodenentwicklung zur Bewertung von faserbütigem Mikroplastik Jens Mählmann, Marco Sallat	359

Inhaltsverzeichnis

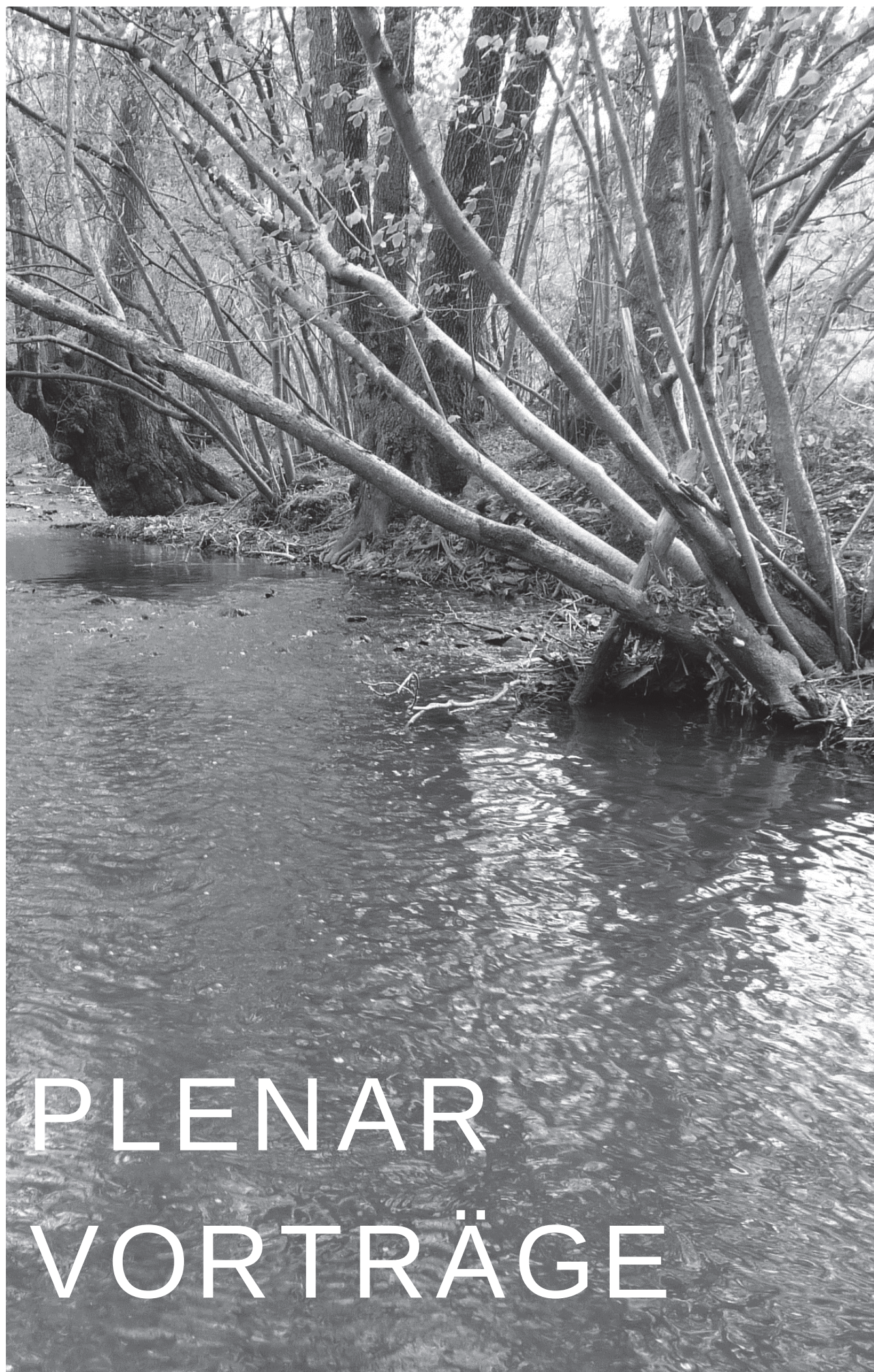
The impact of temperature and starvation on digestive enzymes in <i>Daphnia pulex</i> Franziska Merten; Bettina Zeis	367
Ship-induced waves reduce the reproduction success of <i>Daphnia magna</i> and <i>Daphnia pulex</i> Ulrike Moser, Friederike Gabel	368
Bewertung von Gewässerrenaturierungen am Beispiel der Münsterschen Aa: ergänzende Methoden für ein ganzheitliches Monitoring Mike Müller, Lelaina Teichert, Melanie Diepenbruck, Sabrina Fehlhaber, Michel Harre, Jasmin Meyer, Friederike Schumann, Leonie Bley, Benjamin Kupilas	372
The ontogenesis of <i>Daphnia magna</i> and <i>Daphnia galeata</i> Nina Nacke; Andrea Schwalb; Bettina Zeis	377
Experimente zur kontinuierlichen Beobachtung des Wachstums einer Phytoplanktonpopulation Thomas Petzoldt; Christoph Belger; David Kneis	378
Raum-zeitliche Dynamiken und Steuerungsfaktoren der Methan-Ebullition in einem kleinen Flachsee Leandra Praetzel; Marcel Schmiedeskamp; Klaus-Holger Knorr	380
Impact of autoclaved raw and treated wastewater on the survival and/or growth of <i>Legionella</i> bacteria Zhao Pu, Yingyun Zhang, Ellen Tijssse-Klasen, Ute Hansen	381
The impact of temperature and starvation on digestive enzymes in <i>Daphnia magna</i> Nadine Ritter; Bettina Zeis	386
172 km ² Vielfalt im Münsterland – biologische und hydrochemische Untersuchungen in der Münsterschen Aa Saskia Rohrer; Johanna Buss; Benjamin Kupilas; Christine Achten; Tillmann Buttschardt; Benjamin Kupilas	387
Langzeituntersuchung der Makroinvertebraten Zusammensetzung eines Fließgewässers im Rhein-Main-Observatorium durch eDNA-Metabarcoding Mandy Sander; Arne Beermann; Peter Haase; Vera Zizka; Florian Leese	388
Food quantity and biochemical food quality co-limitation: Interactive effects on different performance components of a freshwater herbivore Svenja Schällicke; Lydia-Yasmin Sobisch; Dominik Martin-Creuzburg; Alexander Wacker	389
Analysen zum Einfluss forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften mit Hilfe von eDNA Saskia Schmidt; Vera Zizka; Romana K. Salis; Jan-Niklas Macher; Paul Schmidt Yáñez; Linda Seifert; Peter Haase; Florian Leese	390
Donau Natur-FührerInnen – ein limnologisches und interkulturelles, wie Generationen- übergreifendes Bildungsprojekt Sabine Schmidt-Halewicz, Gabriela Costea	391

Inhaltsverzeichnis

Räumlich-zeitliche Variabilität von Kohlenstoffflüssen und der Einfluss auf die Abschätzung der jährlichen Gesamtemission von Flachseen in der gemäßigten Zone Marcel Schmiedeskamp; Leandra Praetzel; Klaus-Holger Knorr	397
Effects of polyethylene terephthalate microfibers on the growth and emergence of <i>Chironomus riparius</i> Lydia Setyorini; Diana Michler-Kozma; Friederike Gabel; Bernd Sures	398
Wie beeinflussen die Anwesenheit von <i>Dikerogammarus villosus</i> und eine erhöhte Ammoniak-Konzentration das Verhalten und die Nahrungsaufnahme von <i>Gammarus pulex</i> ? Sonja Stefani; Thomas Petzoldt; Thea Hose; Thomas U. Berendonk; Susanne Worischka ..	399
Projekt „Erlebensraum Lippeaue“ - Ein Blick auf die Baustelle und in die Zukunft Vera Thiede	400
Studies on the effect of reduced water availability as a driving factor for the speciation of protists in the Atacama Lennart Gutsche; Patricia Schmidt; Lea Trojahn; Joshua von Ameln; Frank Nitsche; Hartmut Arndt	401
Verteilung und Transformation organischer Spurenstoffe in der Sediment-Wasser-Grenzschicht Marieke Voss, Henning Schroeder, Lukas Reuland, Dinah Albrecht, Pavel Ondruch, Arne Wick, Lars Duester	402
Multiple-resource limitation (co-limitation) of <i>Daphnia</i> in fluctuating environments Alexander Wacker; Svenja Schälicke; Michael Raatz; Apostolos-Manuel Koussoroplis	409
Methanaustausch der Entwässerungsgräben in zwei Niedermooren unterschiedlicher Landnutzung Carla Welpelo	410
Methan-Austausch in Gräben in Durchströmungsmooren der Trebel und Recknitz/M-V Carla Welpelo, Anke Günther, Andreas Lechner	411
Mikroplastik im Sediment des Muldestausees Marina Weiss; Frank W. Junge; Stephan Wagner; Philipp Klöckner; Katrin Wendt-Potthoff	412
Modellierung nicht linearer Prozesse in Durchflusssystemen Johannes Werner; Tobias Romankiewicz; Hartmut Arndt; Frank M Hilker.....	413
Analyse multipler Stressoreffekte auf EPT-Taxa in einem Mesokosmenexperiment durch DNA-Metabarcoding Marie-Thérèse Werner; Arne J. Beermann; Vasco Elbrecht; Vera M. A. Zizka; Florian Leese	414
Feasibility study of an oxygen releasing compound for cost-effective sediment decomposition at two test sites (Germany, China) Thomas Willuweit	415

Inhaltsverzeichnis

Gewässerökologische Untersuchungen im FFH Gebiet Berkel zur Erstellung eines geeigneten Maßnahmenkonzeptes Ramona Winkens, Franziska Roßocha, Jannes Heider, Jannik Düllmann, Julia Fröhlich, Benjamin Kupilas Patrick Günner, Saskia Rohrer, Christian Edler, Birgit Stephan, Stefan Platz, Tillmann Buttschardt.....	416
Is the epipsammic community modulated by trajectory of historic or current sediment shifting? Tamara Wonner; Anna Oprei; Michael Mutz; Ute Risse-Buhl	418
Tagesperiodische Vertikalwanderungen von Chaoborus-Larven und Wasserflöhen im Großen Heiligen Meer Bettina Zeis, Wiebke Hörstmann-Jungemann, Marita Koch, Nadine Hoffschroer, Franziska Merten, Nina Nacke, Nadine Ritter, Jürgen Pust, Heinrich Terlutter	419
Improving a short term algal bioassay to study effects of zinc on algal growth and photosynthetic activity Yunduo Zhong; Claire Kowalewski; Ute Hansen; Daniela Lud	420
Zur Wirkung von Umweltstressoren auf Makroinvertebratengemeinschaften in mitteleuropäischen Bächen Adrian Zentgraf, Andreas Lechner, Kaarina Foit	421



PLENAR VORTRÄGE

Ecological genomics in *Daphnia* - travelling in space and time

Mathilde Cordellier

Universität Hamburg, Fachbereich Biologie, Institut für Zoologie, Martin-Luther-King Platz 3, 20146 Hamburg,
mathilde.cordellier@uni-hamburg.de

Daphnia, as a keystone grazer species in freshwater habitats, has become an ideal model species not only for ecotoxicology and ecological studies, but also for studying the genomic basis of adaptation to a wide range of abiotic and biotic stressors. Clonal reproduction of *Daphnia* as well as its ability to produce resting stages through sexual reproduction both contribute to their value in evolutionary research. The resting stages especially allow a glimpse in the past which is not possible with many other organisms. Here I present several studies aiming at quantifying intraspecific variation at the genetic and phenotypic level and investigating their correlation. We combined different approaches, comprising life history experiments, whole transcriptome analysis with high throughput sequencing, and comparative genomics. We uncovered substantial intra population variation for life history traits and interpopulation differentiation at the genetic level. By analyzing genome wide associations, we were able to narrow down to key genes correlated with fitness in *D. galeata* in contrasting environments, through changes at either the regulatory or the sequence level. Further investigation of these genes and their function in an ecological context is planned and relies on the ongoing sequencing efforts including other *Daphnia* species.

Die Ziele für eine nachhaltige Entwicklung als Impulse für die limnologische Bildungsarbeit

Christian Eikmeier, Gisela Lamkowsky

Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (NUA), Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE), Postfach 101051,
45610 Recklinghausen; christian.eikmeier@nua.nrwde

Im September 2015 haben sich die Vereinten Nationen auf die Agenda 2030 verständigt, die deutlich macht, dass die globalen Herausforderungen nur gemeinsam gelöst werden können. Lösungsansätze müssen sich aufeinander beziehen und alle Staaten müssen mitwirken. Die Vereinten Nationen verständigten sich dabei auf 17 Ziele für eine nachhaltige Entwicklung (engl. sustainable development goals, SDGs).

Die Bedeutung von Wasser wird mit dem SDG 6 „Verfügbarkeit und nachhaltige Bewirtschaftung von Wasser und Sanitärversorgung für alle gewährleisten“ herausgestellt. Laut Unterziel will die UN bis 2020 wasserverbundene Ökosysteme wiederherstellen, darunter Berge, Wälder, Feuchtgebiete, Flüsse, Grundwasserleiter und Seen schützen. Wasser spielt darüber hinaus aber auch für viele weitere Ziele eine entscheidende Rolle. Die Agenda unterstützt dabei, die globale Relevanz von limnologischen Prozessen herauszustellen.

Ein wichtiger Baustein im Kontext der SDGs ist Bildung. So ist der Zugang zu hochwertiger Bildung weltweit eines der 17 Entwicklungsziele. Gleichzeitig ist Bildung essentiell für den Erfolg aller übrigen 16 Entwicklungsziele. Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE) möchte uns zu zukunftsfähigem Denken und Handeln befähigen, damit wir die zahlreichen Herausforderungen auf dem Weg zur nachhaltigen Entwicklung erkennen und aus verschiedenen Perspektiven bewerten lernen.

Die Keynote gibt einen Überblick über die Agenda 2030 und seine Auswirkungen auf die Bildungsaktivitäten in NRW. Wie können die Ziele und Ansätze des BNE-Bildungskonzeptes helfen, neue Impulse für die limnologische Bildungspraxis zu finden? Beispiele aus der Praxis zeigen mögliche Ansätze auf.

Plastik in der Umwelt

Christian Laforsch

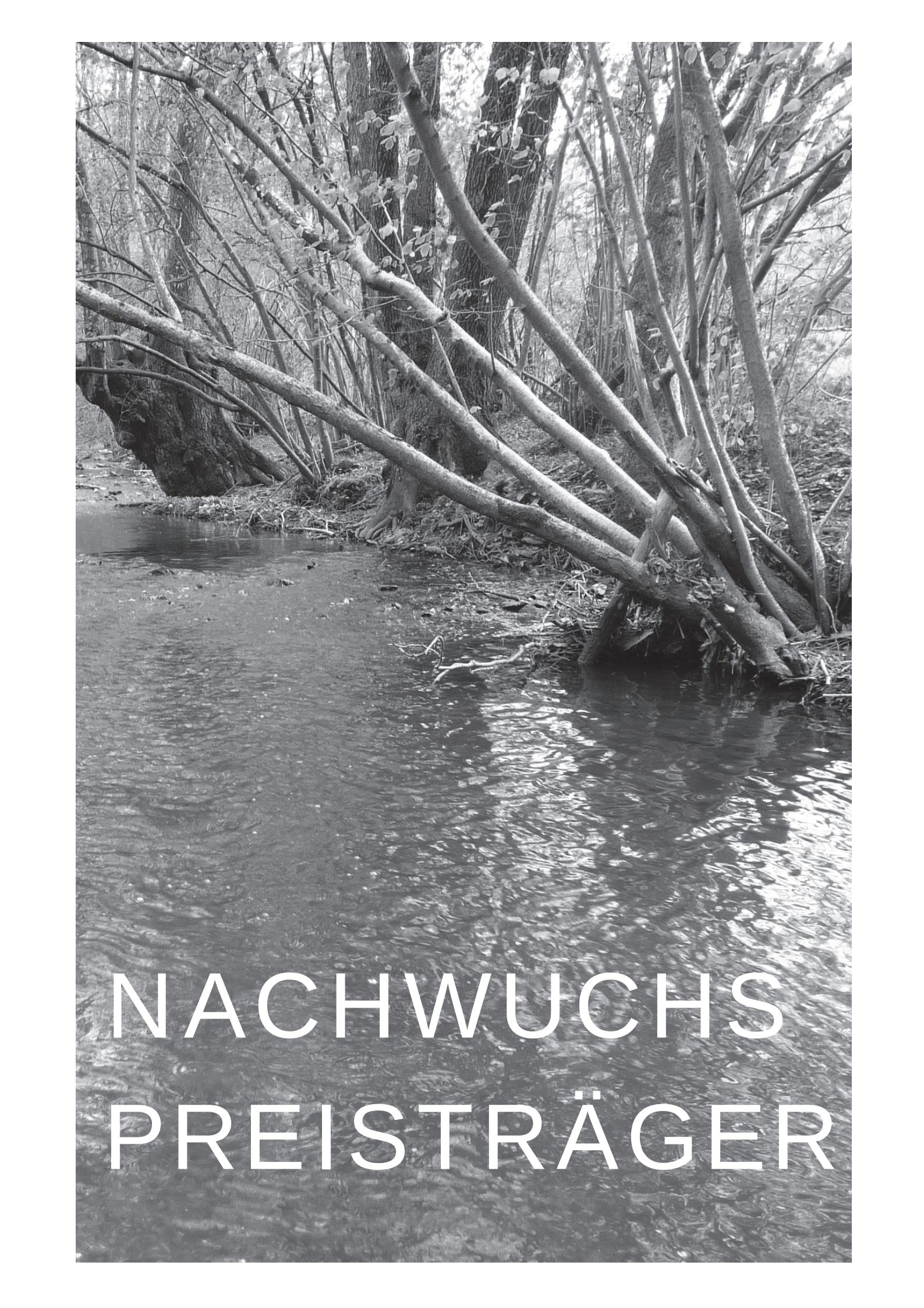
Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Tierökologie I, Universitätsstr. 30, 95440 Bayreuth,
christian.laforsch@uni-bayreuth.de

Kunststoffe sind ein wichtiger Bestandteil unseres Alltags geworden und haben aufgrund ihrer flexiblen Materialeigenschaften eine Vielzahl von technischen und medizinischen Innovationen erst ermöglicht. Kunststoffprodukte sind leicht, aber dennoch stabil, korrosionsbeständig und besitzen hervorragende isolierende Eigenschaften. Aufgrund dieser Charakteristika gibt es zwischenzeitlich eine Vielzahl von Kunststoffprodukten. Die weltweite Produktion von Kunststoffen ist daher seit den 50er Jahren von 1,7 Millionen Tonnen auf 348 Millionen Tonnen im Jahr 2017 angestiegen, wobei weiterhin steigende Produktionsraten prognostiziert werden. Das Hauptsegment aus der großen Palette der Kunststoffe (~40 %) bilden Einwegprodukte der Verpackungsindustrie.

Dementsprechend ist auch der Prozentsatz an anfallendem Plastikmüll rapide angestiegen. Ein Teil des Kunststoffabfalls gelangt durch unbedachte und unsachgemäße Entsorgung, Wind, städtische oder industrielle Abwässer in die Umwelt. Das Weltwirtschaftsforum hat beispielsweise errechnet, dass jedes Jahr allein ca. 32 % des aus Kunststoff bestehenden Verpackungsmaterials unsachgemäß in der Umwelt entsorgt wird.

Durch mechanische, chemische und biologische Degradation entstehen dabei aus großen Müllfragmenten sogenannte Mikroplastikpartikel (<5 mm). Neben diesen sekundären Mikroplastikpartikeln werden primäre Mikroplastikpartikel vorwiegend über Abwässer und die Kläranlagen in die Umwelt eingetragen, da sehr vielen Produkten wie Zahnpasta oder Reinigungsmitteln Mikroplastikpartikel zugesetzt sind. Des Weiteren kann Abrieb von unterschiedlichen Kunststoffprodukten (z. B. Landwirtschaft, Bauindustrie, Verkehr, Textilien) über diverse Eintragspfade in großen Mengen in die Umwelt gelangen. Hier zu nennen wäre beispielsweise Reifenabrieb von Kraftfahrzeugen. Mittlerweile gilt als gesichert, dass Mikroplastik weltweit in allen Lebensräumen von der Tiefsee bis hin zu den polaren Regionen in teilweise erheblichen Mengen vorkommt.

Potenzielle biologische Risiken von Mikroplastik in der Umwelt ergeben sich aus der geringen Größe der Partikel, durch die es mit der Nahrung oder Atemorgane von Organismen aufgenommen werden kann. Zu den diskutierten Risiken zählen beispielsweise die Translokation der Mikroplastikpartikel ins Gewebe, mögliche Auswirkungen auf das Darmmikrobiom, toxische Wirkungen der Additive oder die Funktion der Mikroplastikpartikel als Vector für Pathogene. Die Thematik ist jedoch sehr komplex, da Mikroplastik ein Sammelbegriff für Partikel diverser Kunststoffsorten mit unterschiedlicher Größe, Oberflächenbeschaffenheit sowie unterschiedlichen chemischen, physikalischen und mechanischen Eigenschaften ist. Zudem liegen diese Kunststoffsorten über die Zeit in unterschiedlichen Abbaustufen vor, wobei sich dadurch folglich auch die oben genannten Eigenschaften der Kunststoffe verändern können. Dies wiederum kann potenziell zu unterschiedlichen biologischen Effekten führen, so dass viele Fragen in der Mikroplastikforschung noch ungeklärt sind.

A black and white photograph of a stream flowing through a forest. Several large, fallen tree trunks are partially submerged in the water, creating a natural barrier. The water is dark and rippled, reflecting the light. The background shows more trees and foliage, creating a dense forest scene.

NACHWUCHS PREISTRÄGER

When temperate streams fall dry: Humidity and trophic interactions control biofilm resilience

Anna Oprei, Sanja Zlatanović, Michael Mutz

Department of Freshwater Conservation, BTU Cottbus-Senftenberg, 15526 Bad Saarow, opreiann@b-tu.de

Keywords: Climate change, Flow intermittency, Community respiration, Sediment moisture, Grazing

Introduction

Freshwater ecosystems are challenged by extended droughts (Krysanova et al., 2008; Sabater et al., 2016; Sutherland et al., 2008; Ylla et al., 2010), leading to increasing intermittency in streams worldwide (Dieter et al., 2011). Hydrological disconnection within river systems (Lake, 2003; Larned et al., 2010), cessation of flow (Dahm et al., 2003; Vázquez et al., 2015), desiccation of the stream bed and disrupted hyporheic flow (Fébria et al., 2012) belong to the most severe impacts of drought. Recent research focused on Mediterranean streams which experience drought on a natural, seasonal basis and, to a certain extent, show adaptation to drying (Arce et al., 2015; Timoner et al., 2012; Ylla et al., 2010) as well as fast resilience upon rewetting (Romaní et al., 2013). In contrast, little is known about the impact of irregular droughts occurring in temperate streams (Lake, 2003; Marxsen et al., 2010; Pohlen et al., 2013), which are, however, predicted to increase (Costigan et al., 2017; Sutherland et al., 2008). Dewatering of the stream bed proceeds slower as many temperate low order streams are shaded (Jones et al., 2010) and exposed to less intense droughts than Mediterranean streams (Borken and Matzner, 2009; Wanders and Van Lanen, 2015). As a result of lower radiation and temperature, higher atmospheric humidity may maintain some sediment moisture during drought (Marxsen et al., 2010). Further, there is a lack of knowledge in the influence of macro-invertebrate grazing on the biofilm reaction to dry-rewet stress. Grazing alters the biofilm structure, the nutrient content and nutrient fluxes in biofilms (Arango et al., 2009; Guo et al., 2009; Moore et al., 2012), as well as the biofilm activity (Capps et al., 2015; Liess and Hillebrand, 2004; Mulholland et al., 1991). The presence of grazers is expected to generate a different type of biofilm, which may then react differently to a dry-rewet stress. In a microcosm study, we exposed natural biofilm of shallow hyporheic gravel to four weeks of drying and a single rewet event. As proxy for activity we continuously measured biofilm community respiration. We determined the effects and interaction of invertebrate grazing and drying intensity on the functional resistance and resilience of the biofilm.

Methods

Study site and sediment sampling

Sediment samples were collected from a canopied first-order stream in Brandenburg, Germany (UTM coordinates 52°25'N and 14°07'E). The regional climate is temperate with a mean annual precipitation of 576 mm (Deutscher Wetterdienst, 2018). Despite having an ephemeral upper reach, full desiccation is rare and was last noted in 2003 (personal communication, M. Mutz). We sampled

and sieved individuals of *Potamopyrgus antipodarum* (2–6 mm) and hyporheic sediment (grain size: 2–6 mm; sampling depth: 1–10 mm) from the permanently inundated stream bed on May 25, 2016.

Microcosm set-up and experimental design

Within two hours after sampling, 37 g fresh weight of sediment (31.6 g dry weight: DW) was filled into each of 24 microcosms (30 ml glass syringes, FORTUNA OPTIMA, Poulten & Graf GmbH, Wertheim, Germany). Twenty-five individuals of *P. antipodarum* were evenly distributed among sediment grains in half of the microcosms. Microcosms were then filled up with filtered (10 µm) stream water, sealed with an airtight silicone plug, and placed in a climate chamber at 17 °C and constant darkness. Microcosms were perfused from bottom to top with stream water by peristaltic pumps (205S/CA, Watson-Marlow GmbH, Ilsfeld, Germany, and IPC 12, Cole-Parmer GmbH, Wertheim, Germany). Each treatment was replicated four times (Fig. 1). Following a 14-day aquatic adaptation period, 16 microcosms were drained and moved to a dark climate chamber at 23 °C (simulating slightly elevated temperature in the dry stream bed). Eight microcosms were exposed to 30–40 % humidity (intense drying: ID) and eight microcosms were exposed to 90–95 % water-saturated air (moderate drying: MD). After 27 days of drying, microcosms were transferred back to aquatic conditions at 17 °C and rewetted by perfusing filtered (10 µm) stream water through the sediment.

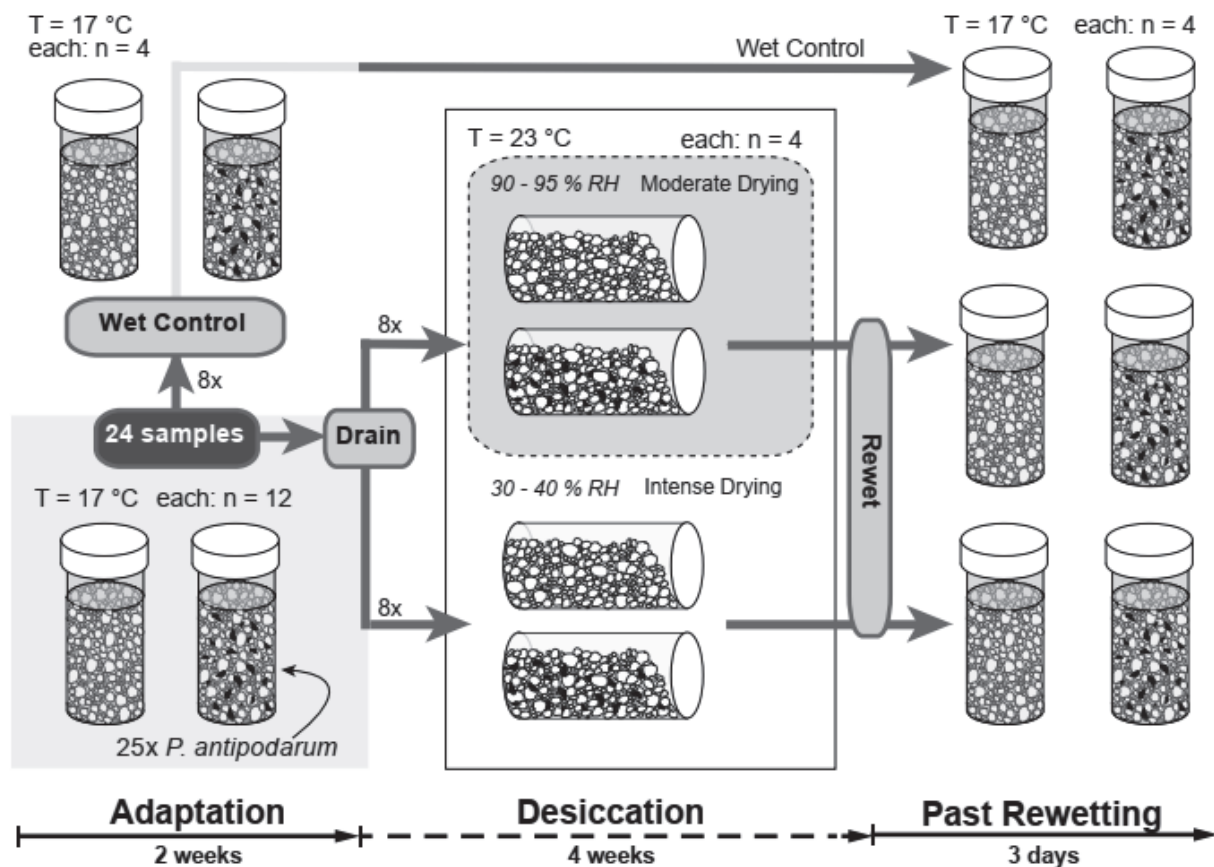


Fig. 1. Design of microcosm experiment. Twenty-four samples were collected (bottom left corner, gray box) and separated into two drying treatments groups (moderate and intense; RH = relative humidity) and one constant wet control (each n = 8). Black dots symbolize invertebrate grazers (*P. antipodarum*). The control remained in the same climate chamber at 17 °C, whereas drying treatments were exposed in a climate chamber at 23 °C.

Community respiration of the microbial biofilm (CR_{mic})

Dissolved oxygen (DO) was measured in the water before and after it perfused the sediment with an oxygen optode sensor (SP-PSt3-NAU, Precision Sensing GmbH, Regensburg, Germany) and a needle-type oxygen microsensor (NTH-PSt1, Precision Sensing GmbH, Regensburg, Germany). The difference in the DO concentrations measured before and after perfusion through the sediment served as a proxy for total sediment respiration rates (CR_{tot}). Respiration rates (CR_{tot}) during the drying process were assessed from measurements of CO_2 production using a gas analyzer (Ultraportable Greenhouse Gas Analyzer, LosGatos Research, California, USA). A respiratory quotient of 0.85 (Bott, 1996) was used to convert CO_2 production into O_2 consumption. All respiration rates were adapted to a standardized temperature of 20 °C (Q10 factor of 2; Winkler, Cherry, & Schlesinger, 1996). The sediment water content was measured gravimetrically after each respiration measurement. The biofilm community respiration (CR_{mic}) in samples with grazers was obtained by subtracting the separately measured respiration of grazers (CR_{graz}), microbial respiration from dead grazers (CR_{carc}) and microbial respiration associated with grazer feces (CR_{fec}) from the total respiration measured (CR_{tot}). Here, CR_{mic} assessed the activity of the entire biofilm community including protozoa and small meiofauna (*sensu* Weitere et al., 2018).

Grazer-, feces- and carcass-associated respiration (CR_{graz} , CR_{fec} , CR_{carc})

To measure grazer respiration (CR_{graz}), 50 individuals of *P. antipodarum* were each placed into six microcosms which contained three sterile glass beads (6 mm in diameter) each to provide sufficient surface for locomotion, and CR_{graz} was measured in aquatic conditions (DO consumption). A second set of grazers and glass beads in microcosms was exposed to the two drying treatments (MD and ID, 23 °C, 21 days of drying) and CR_{graz} was measured (CO_2 production). After drying, snails were placed on Petri dishes in stream water. Snails that attached their foot to the dish or moved within 12 h were counted alive (Alonso and Castro-Díez, 2012; Poznańska et al., 2015; Winterbourn, 1970). CR_{graz} after rewetting was obtained by multiplying the aquatic CR_{graz} by the proportion of living snails. For microbial respiration associated to dead grazers (CR_{carc}), three glass flasks (46 ml) with 45 snails each were dried for 24 days at 23 °C and 30 % relative humidity. Rewetting was performed with filtered (10 µm) stream water. CR_{carc} (DO consumption) was measured for several days with reaeration intervals in-between. Respiration per dead snail ($\mu gO_2 h^{-1} Individuum^{-1}$) was multiplied by the respective number of dead snails in the microcosms during the rewetting phase, assuming there was no CR_{carc} during desiccation. To obtain feces-associated microbial respiration, 45 snails were put on gravel colonized with biofilm in a beaker containing 250 ml of well aerated filtered (10 µm) stream water (three replicates). Feces produced by the snails were collected with a pipette, then dried and weighed to calculate the rate of feces production. CR_{fec} was measured from the suspension of freshly collected feces (0–24 h since defecation) in 2-ml respiration chambers. We assumed no feces production during drying and feces accumulation after rewetting.

Statistical analysis

The open-source statistical software R (R Core Team, 2018, version 3.5.1) was used for all data analyses. A linear mixed-effect model (LMEM) was used to analyze the grazer influence during the adaptation period (LMEM: $CR_{mic} \sim \text{grazing} + (1 + \text{time}|\text{sample})$) as well as the water content during the desiccation phase (LMEMs: $k \sim \text{grazing} + (1|\text{replicate})$ and $k \sim \text{drying intensity} + (1|\text{replicate})$). CR_{mic} during desiccation was standardized to the value at the beginning of desiccation ($CR_{mic,0}$) to account for the variability between grazed and non-grazed biofilms established during adaptation phase. During the drying period, exponential regressions were fitted and their regression exponents k (“strength” or “speed” of increase/decrease) were analyzed via analysis of variance (ANOVA,

$p < 0.05$). After rewetting, linear regressions were fitted to measurements during the immediate response (IR, 0–8 h after the addition of stream water) and their slopes were compared, while during the following short-term resilience (STR, 19–69 h), means of CR_{mic} were compared, both via ANOVA. In the case of significant interaction, Tukey's HSD test was performed post hoc.

Results

Sediment water content during drying

The initial average gravimetric sediment water content after porewater-drainage of 8.7 % was reduced exponentially (R^2 , MD: 0.99, ID: 0.91) to 5.0 % for MD and 1.4 % for ID samples during desiccation (Fig. 2). The water content was constant after day 20 (80 % of drying period) and confirmed that a complete desiccation had taken place. The drying intensity significantly affected the sediment moisture since ID led to a faster decrease ($k = -0.08$) than MD ($k = -0.02$). The presence of grazers had no influence on the dynamics of sediment water loss ($n = 8$, $X^2 = 0$, $p = 1$), whereas the drying treatment did ($n = 8$, $X^2 = 18.89$, $p < 0.05$).

Grazer-, feces- and carcass-associated respiration (CR_{graz} , CR_{fec} , CR_{carc})

Drying intensity regulated the snail mortality during desiccation. MD drying led to 40 ± 12 % snail loss, whereas ID drying had a 100 % mortality. CR_{graz} was constant during adaptation period ($0.67 \pm 0.05 \mu\text{gO}_2 \text{ h}^{-1}\text{gDW}^{-1}$, 13.0 % CR_{tot}). CR_{graz} during drying was regulated by drying intensity. From a similar start level after draining ($0.07 \pm 0.01 \mu\text{gO}_2 \text{ h}^{-1}\text{gDW}^{-1}$), CR_{graz} rapidly and was under the limit of detection by the end of desiccation. During rewetting, CR_{graz} increased to 25.3 % of CR_{tot} in MD samples. The average production of feces was $1.95 \text{ mg}_{fec} \text{ d}^{-1}$ for a microcosm with 25 snails. CR_{fec} accounted for $0.15 \pm 0.03 \mu\text{gO}_2 \text{ h}^{-1}\text{mg}_{fec}^{-1}$ before desiccation and for $0.43 \pm 0.01 \mu\text{gO}_2 \text{ h}^{-1}\text{mg}_{fec}^{-1}$ after rewetting. The relative part of CR_{fec} ranged between 5 % and 25 % CR_{tot} depending on the number of snails survived. CR_{carc} following rewetting was low during the first 8 h and increased during the following two days. Overall, CR_{carc} had the lowest relative contribution to CR_{tot} .

Community respiration of microbial biofilm (CR_{mic})

Adaptation phase (effect of grazer presence)

Samples showed a stable level of CR_{mic} during adaptation (non-grazed: $2.50 \pm 0.70 \mu\text{gO}_2 \text{ h}^{-1}\text{gDW}^{-1}$; grazed: $4.40 \pm 0.70 \mu\text{gO}_2 \text{ h}^{-1}\text{gDW}^{-1}$). Grazer presence significantly increased CR_{mic} ($n = 84$, $X^2 = 30.24$, $p < 0.05$).

Desiccation (functional resistance)

Porewater-drainage led to a reduction of CR_{mic} by 88.3 % of the mean CR_{mic} during the adaptation phase (with grazers) and by 91.2 % (without grazers), respectively. The biofilm response to drying was affected by both grazer presence (ANOVA: $n = 4$, $F_{1,12} = 268.35$, $p < 0.05$) as well as drying intensity (ANOVA: $n = 4$, $F_{1,12} = 18.08$, $p < 0.05$). Only under absence of grazers, the drying intensity explained differences in CR_{mic} (Tukey's HSD test, $p < 0.05$): MD samples maintained a small respiration level (29 % of CR_{mic} related to the beginning of desiccation), whereas ID samples dropped to 5 % CR_{mic} (Fig. 2). However, drying intensity showed no effect on CR_{mic} under presence of grazers (Tukey's HSD test, $p = 0.47$), where the strongest reaction to drying (highest k) was observed (no detectable CR_{mic} by the end of desiccation).

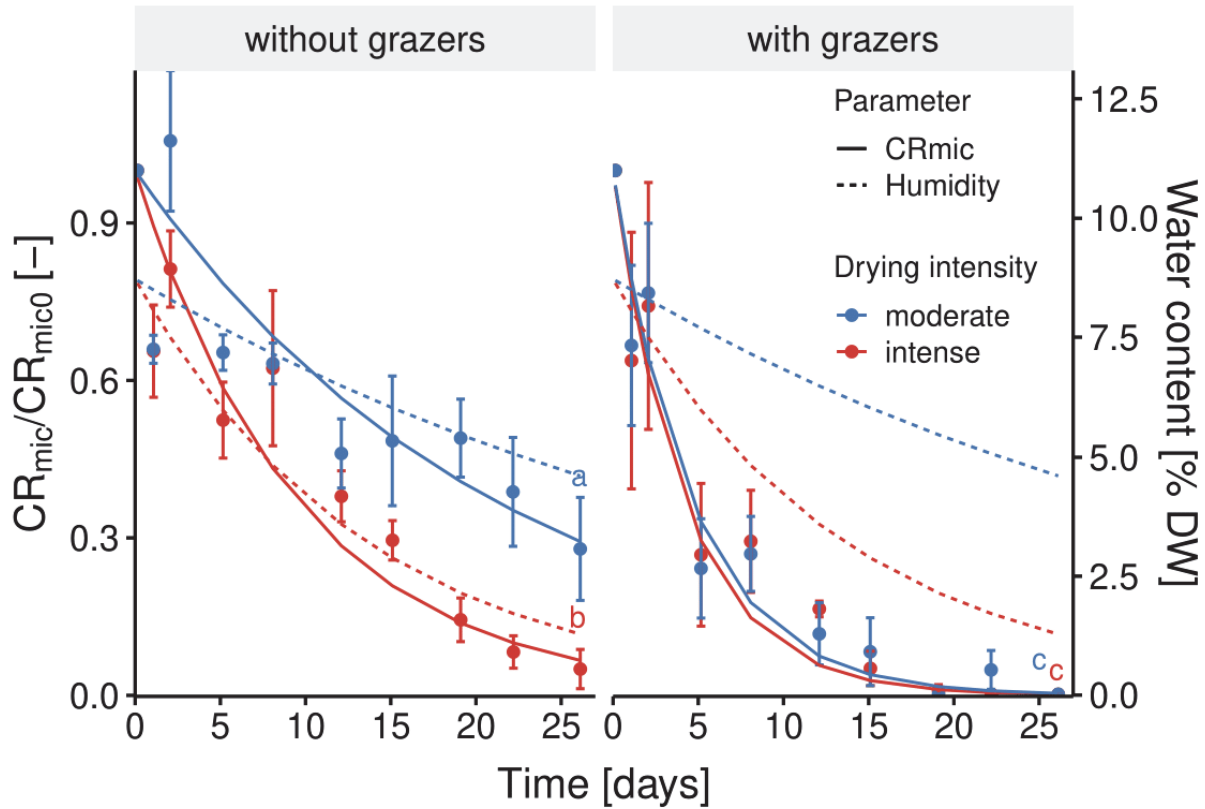


Fig. 2. Effect of drying intensity and grazer presence on the biofilm respiration (CR_{mic}) during desiccation. Drying intensity is indicated by colors. Decreasing CR_{mic} was standardized to the respective start value $CR_{mic, t=0}$ of the first measurement at $t = 0.13$ days. Fitted exponential regression lines are solid for CR_{mic} and dashed for the gravimetric water content. Same letters indicate no significant difference for regressions between paired groups (Tukey's HSD, $p < 0.05$).

Rewetting (functional resilience)

CR_{mic} increased fast after rewetting and reached a plateau after 19 h. The IR followed a linear response (0–8 h) (Fig. 3). The slope of linear regression was not regulated by the previous drying intensity and was the same as the wet control (ANOVA: $n = 4$, $F_{2,17} = 2.47$, $p = 0.11$). However, CR_{mic} increase was smaller under presence of grazers (ANOVA: $n = 4$, $F_{1,17} = 8.10$, $p < 0.05$). The STR (19–69 h) was compared to stable respiration levels during the adaptation period. The CR_{mic} plateau of the STR was termed “degree of return” (*sensu* Todman et al. (2016)). Both grazer presence and drying intensity were involved in a complex interaction (ANOVA: $n = 24$, $F_{2,18} = 47.70$, $p < 0.05$, Fig. 3). A comparatively high degree of return (79–83 %) was reached in samples without grazer presence, with no influence of the former drying intensity (Tukey's HSD test, $p > 0.99$). Under grazer presence, drying intensity did show an effect (Tukey's HSD test, $p < 0.05$). ID samples (0 % grazer survival) returned to 41 % of CR_{mic} activity during adaptation, and obtained a similar level as non-grazed biofilms (Tukey's HSD test, $p > 0.99$), whereas the lowest degree of return (15 %) was found in grazed MD biofilms.

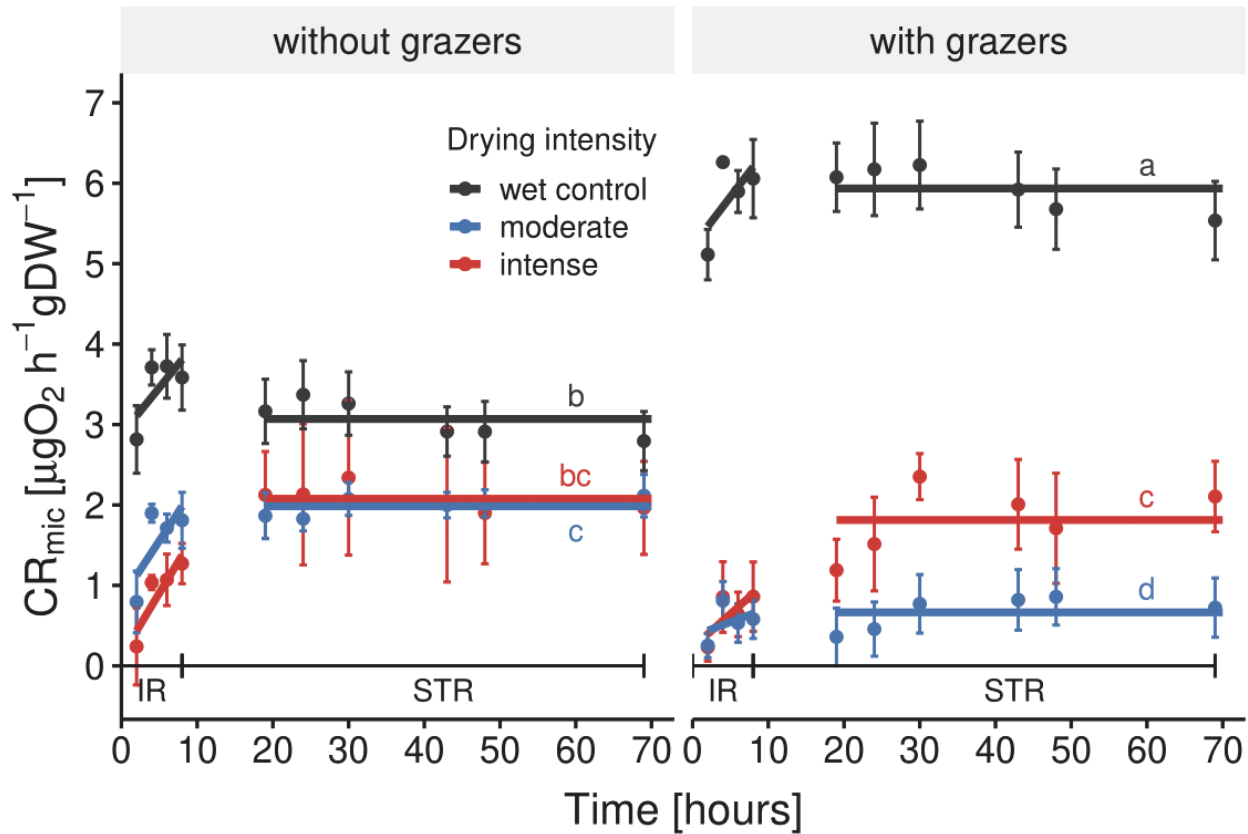


Fig. 3. Effect of drying intensity and grazer presence on the biofilm community respiration (CR_{mic}) following rewetting. Drying intensity is indicated by colors. Dots are mean respiration ($n = 4$) for each time increment, lines are linear increase during immediate response (IR, $t < 8$ h) or constant mean respiration over short-term resilience period (STR, $n = 24$, $t > 8$ h). The same letters indicate no significant difference for STR ($t > 8$ h) between paired groups (Tukey's HSD, $p < 0.05$).

Discussion

Aquatic CR_{mic} is stimulated in the presence of grazers

As expected, grazer presence stimulated CR_{mic} , which is in concordance with literature (e.g. Danielopol, 1989; Majdi et al., 2016; Traunspurger et al., 1997). Less resources are used for growth in top-down controlled organisms (Schimel et al., 2007), but respiration is stimulated to maintain viable organismic functions (Hillebrand et al., 2002). Our results of stimulated CR_{mic} under grazer presence is backed by Slos and Stoks (2008) who reported a stress-induced increase in DO consumption under predation risk. Enhanced CR_{mic} may also be caused by the release of additional resources (Hillebrand et al., 2002; Rosemond et al., 1993) from feces (Guo et al., 2009) or grazer mucus (Pedeutzi and Herndl, 1991).

Cessation of flow rapidly decreased community respiration

The harsh reduction of CR_{mic} by around 90 % immediately following porewater drainage exceeded our assumptions of a strong reaction to dewatering. Temporary refuges such as damp sediment and hyporheic cavities help to withstand drying conditions (Lake, 2003; Robson et al., 2011; Timoner et al., 2012; Sabater et al., 2016). The large gravel pores in our experiment presumably drained too fast

for microbes to hide in refuges. Nutrient and DOC transport likely shifted from advection to the slower process of diffusion in the water film covering the biofilms, also contributing to the sudden decrease of CR_{mic}. In natural temperate streams, dewatering usually occurs over a longer time period (Larned et al., 2010) before the stream bed dries out completely (Bogan et al., 2015; Sabater et al., 2016; Ylla et al., 2010). Abrupt and intense desiccation may hinder metabolic adaptation of organisms (Larned et al., 2010; Timoner et al., 2012). Still, fast porewater drainage naturally occurs at riffle crests or steeper banks and under anthropogenic acceleration of dewatering.

High humidity supports the maintenance of microbial activity in non-grazed biofilm

The exponentially decreasing water content during the drying process was similar in a gravel-sand flume experiment in temperate summer (Zlatanović et al., 2018) and coincided clearly with the also exponential dynamics of CR_{mic} during desiccation. Under absence of grazers, MD samples could maintain 24 % more of their incipient CR_{mic} as ID samples. Studies of hyporheic biofilm that incorporate different drying intensities are rare in freshwater science. Gionchetta et al. (2018) found that microbes are very sensitive to minimal changes of water content. In soil science, higher moisture is known to lead to higher soil respiration (Davidson et al., 2000; Kukumägi et al., 2014; Orchard and Cook, 1983; Suseela et al., 2012). With declining bed moisture, nutrients and organic substrates become increasingly less available due to a shift in transport phenomena (advection to diffusion) (Borken and Matzner, 2009; Wang et al., 2015). With little resources available, microbes are unable to produce protective molecules, such as osmolytes, to react to increasing osmotic stress (Borken and Matzner, 2009; Moyano et al., 2013; Schimel et al., 2007). The higher activity in MD samples suggests that biofilms could have had better access to resources as desiccation continued, probably due to a thin water film on the biofilm.

Intolerance of *P. antipodarum* to drying stress

Several studies found similar high mortality rates of *P. antipodarum* (e.g. Alonso and Castro-Díez, 2012; Bennett et al., 2014; Duft et al., 2003; Lancaster and Ledger, 2015; Winterbourn, 1970) and low survival times of 4–7 days (Alonso et al., 2016; Poznańska et al., 2015; Wood et al., 2011) which are well below the duration of our drying phase. Richards et al. (2004) state a 50 % higher chance of survival if desiccation occurs under 90–100 % humidity compared to 20–25 % humidity, affirming our results of better survival in MD samples.

Snail grazers superimpose humidity effects and lower the drought resistance of biofilms

Grazed biofilms showed a much stronger decrease in CR_{mic} during drying than non-grazed biofilms, disregarding the humidity. This could be due to the inhibition of biofilm biomass accumulation and removing layers of EPS and senescent cells by grazing snails (Sabater et al., 2007). In stream biofilms cultivated on polycarbonate slides, grazing snails even removed the entire EPS structure reducing the biofilm to a thin layer of bacterial cells (Lawrence et al., 2002). Layers of EPS are known to buffer cells against moderate desiccation (Or et al., 2007; Romaní et al., 2013). The potential of thicker biofilms to attenuate drying stress might explain why the effect of drying intensity on CR_{mic} was just observed in non-grazed samples. The sediments with grazed and most likely thinner biofilms responded with maximal sensitivity even at moderate drying stress. High grazer mortality and fast decreasing CR_{mic} may be correlated, as rising water stress prevented the hydrolysis of highly nutritious snail mucus (Guo et al., 2009), leading to inaccessability for extracellular enzymes and bacteria (Peduzzi and Herndl, 1991).

Resumption of activity after rewet

Rewetting provokes a prompt resumption of biogeochemical reactions (McClain et al., 2003; Meisner et al., 2013; Timoner et al., 2012; Wang et al., 2015), leading to a fast recovery of viable ecological functions (Ylla et al., 2010). The immediate respirational reaction of dried biofilms in our experiment evidences the presence of still viable extracellular enzymes which can be stable in dry soils and sediments for weeks (Gionchetta et al., 2018; Perez-Mateos et al., 1991; Zoppini and Marxsen, 2011), and the presence of dormant cells that rapidly reactivate their metabolism (Schimel et al., 2007). The rapid onset of CR_{mic} within the first 8 h in our experiment was similar to previous studies (e.g. Marxsen et al., 2010; Sabater et al., 2016; Timoner et al., 2012; von Schiller et al., 2015). MD and ID biofilms did not achieve full resilience by the end of our experiment (≤ 83 % degree of return). Our results are consistent with the findings in experimental streams (Acuña et al., 2015; Zlatanović et al. 2018), where heterotrophic respiration did not return to pre-drying levels after rewetting. Surprisingly, under absence of grazers, the drying intensity had no effect on the degree of return. Muñoz et al. (2018) observed a similar decoupling of functional resistance and resilience which may be caused by variable reactions of different microbial groups to water stress. Several researchers report a shift of sediment community composition towards water stress resistant groups (e.g. Gram-positive bacteria) (Marxsen et al., 2010; Pohlson et al., 2013; Schimel et al., 2007). As observed in our experiment, Pohlson et al. (2013) showed that stress resistant groups relate positively to slight changes in sediment water content.

The complex effect of grazers on biofilm resilience

The effect of grazing on functional resilience of the biofilm was more complex than expected. The drying intensity was not relevant for the resistance, but did affect the short-term resilience (decoupled functional resistance and resilience). The grazed ID biofilms reached the same degree of resilience as non-grazed biofilms. This might be explained by a shift in the biofilm community composition, and possible adaptation for future dry-rewet stresses (Fébria et al., 2012; Goldman et al., 2017). We probably overestimated CR_{graz} of surviving snails after rewetting, leading to an exaggeratedly reduced CR_{mic} . According to Alonso et al. (2016), grazers that have experienced severe desiccation may suffer subsequently from prolonged organismic damage regarding their reproductive capabilities and ecological fitness. However, even if all snail grazers had zero respiration after rewetting, the degree of return would still be significantly lower than in ID sediments. We conclude that grazer activity alone cannot explain the difference in the degree of return between MD and ID sediments. The rate and extent of activity resumption of invertebrates after rewetting remain a knowledge gap and are subject to assumptions until further investigations follow.

Conclusion

We simulated a dry-rewet stress in the hyporheic sediment of a temperate stream. Our results confirm the severe impact of irregular und unpredictable drying on the metabolism in temperate streams. We showed that high sediment moisture, as found in shaded and temperate conditions, is capable of mitigating drastic desiccation by preserving an essential level of water in the sediment during dry periods. A hyporheic water film can be furthermore obtained by fractional rewetting (i.e. rainfall) (Arce et al., 2015, Gionchetta et al., 2018). Therefore, sediment biofilms of temperate streams have a better chance to withstand desiccation, than biofilms of Mediterranean streams, underlining the importance of riparian shading to reduce the drought impact. The microbial response to dry-rewet stress was shown to be altered by the presence of invertebrate grazers, most likely driven by differences in the structural composition and the EPS content of the biofilm caused by grazing. Under

predation pressure by grazers, the biofilm may lose the protective polymer layer which helps to cope with drought periods. During drying, this grazing effect is stronger than the drying intensity. Although being generally stimulated by the presence of grazers under aquatic conditions, biofilms show a lower resistance to drying under predation risk. Further, resilience to dry-rewet stress was decoupled from resistance in all samples. This is possibly caused by a shift in community composition during dry stress and past rewetting. Surprisingly, intensive grazing by snails, being common in many streams, reversed the beneficial effects of high humidity. This emphasizes the need for further investigations which include trophic interactions of stream ecosystems, to disentangle the factors controlling functional resilience.

Acknowledgements

This work was supported by the German Research Foundation (DFG, Bonn) under project MU 1464/5-1. We are thankful to G. Lippert, R. Saack and T. Wolburg for their assistance with laboratory and field work.

Literature

- Acuña, V., Casellas, M., Corcoll, N., Timoner, X., & Sabater, S. (2015). Increasing extent of periods of no flow in intermittent waterways promotes heterotrophy. *Freshwater biology*, 60(9), 1810–1823.
- Alonso, A., Castro-Díez, P., 2012. Tolerance to air exposure of the New Zealand mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca) as a prerequisite to survival in overland translocations. *NeoBiota* 14, 67–74. <https://doi.org/10.3897/neobiota.14.3140>
- Alonso, Á., Valle-Torres, G., Castro-Díez, P., 2016. Survival of an invasive aquatic snail to overland translocation in non-aquatic media: Implications for spreading. *Limnologica* 57, 60–65. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.01.002>
- Arango, C.P., Riley, L.A., Tank, J.L., Hall, R.O., 2009. Herbivory by an invasive snail increases nitrogen fixation in a nitrogen-limited stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66, 1309–1317. <https://doi.org/10.1139/F09-079>
- Arce, M.I., Sánchez-Montoya, M. del M., Gómez, R., 2015. Nitrogen processing following experimental sediment rewetting in isolated pools in an agricultural stream of a semiarid region. *Ecol. Eng.* 77, 233–241. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.035>
- Bennett, D.M., Dudley, T.L., Cooper, S.D., Sweet, S.S., 2014. Ecology of the invasive New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae), in a mediterranean-climate stream system. *Hydrobiologia* 746, 375–399. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2136-6>
- Bogan, M.T., Boersma, K.S., Lytle, D.A., 2015. Resistance and resilience of invertebrate communities to seasonal and suprasedimental drought in arid-land headwater streams. *Freshw. Biol.* 60, 2547–2558. <https://doi.org/10.1111/fwb.12522>
- Borken, W., Matzner, E., 2009. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. *Glob. Chang. Biol.* 15, 808–824. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01681.x>
- Bott, T.L., 1996. Primary productivity and community respiration, in: Hauer, F.R., Lamberti, G.A. (Eds.), *Methods in Stream Ecology*. Academic, pp. 533–556.
- Capps, K.A., Ulseth, A., Flecker, A.S., 2015. Quantifying the top-down and bottom-up effects of a non-native grazer in freshwaters. *Biol. Invasions* 17, 1253–1266. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0793-z>
- Costigan, K.H., Kennard, M.J., Leigh, C., Sauquet, E., Datry, T., Boulton, A.J., 2017. Chapter 2.2 - Flow Regimes in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams, in: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.B.T.-I.R. and E.S. (Eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*. Academic Press, pp. 51–78. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00003-6>
- Dahm, C.N., Baker, M.A., Moore, D.I., Thibault, J.R., 2003. Coupled biogeochemical and hydrological responses of streams and rivers to drought. *Freshw. Biol.* 48, 1219–1231. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01082.x>
- Danielopol, D.L., 1989. Groundwater Fauna Associated with Riverine Aquifers. *J. North Am. Benthol. Soc.* 8, 18–35. <https://doi.org/10.2307/1467399>

- Davidson, E.A., Verchot, L. V, Henrique, J., 2000. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia 53–69.
- Deutscher Wetterdienst, 2018. Niederschlag: vieljährige Mittelwerte 1981 - 2010 (Bezugsstandort) [WWW Document]. URL https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/vielj_mittelwerte.html (accessed 8.28.18).
- Dieter, D., von Schiller, D., García-Roger, E.M., Sánchez-Montoya, M.M., Gómez, R., Mora-Gómez, J., Sangiorgio, F., Gelbrecht, J., Tockner, K., 2011. Preconditioning effects of intermittent stream flow on leaf litter decomposition. *Aquat. Sci.* 73, 599–609. <https://doi.org/10.1007/s00027>
- Duft, M., Schulte-Oehlmann, U., Tillmann, M., Markert, B., Oehlmann, J., 2003. Toxicity of triphenyltin and tributyltin to the freshwater mud snail *Potamopyrgus antipodarum* in a new sediment biotest. *Environ. Toxicol. Chem.* 22, 145–152. <https://doi.org/10.1002/etc.5620220119>
- Febria, C.M., Beddoes, P., Fulthorpe, R.R., Williams, D.D., 2012. Bacterial community dynamics in the hyporheic zone of an intermittent stream. *ISME J.* 6, 1078–1088. <https://doi.org/10.1038/ismej.2011.173>
- Gionchetta, G., Oliva, F., Menéndez, M., Lopez Laseras, P., Romani, A.M., 2018. Key role of streambed moisture and flash storms for microbial resistance and resilience to long-term drought. *Freshwater Biology*, 1–17. <https://doi.org/10.1111/fwb.13218>
- Goldman, A.E., Graham, E.B., Crump, A.R., Kennedy, D.W., Romero, E.B., Anderson, C.G., Dana, K.L., Resch, C.T., Fredrickson, J.K., Stegen, J.C., 2017. Biogeochemical cycling at the aquatic-terrestrial interface is linked to parafluvial hyporheic zone inundation history. *Biogeosciences* 14, 4229–4241. <https://doi.org/10.5194/bg-14-4229-2017>
- Guo, F., Huang, Z. bin, Huang, M. qin, Zhao, J., Ke, C. huan, 2009. Effects of small abalone, *Haliotis diversicolor*, pedal mucus on bacterial growth, attachment, biofilm formation and community structure. *Aquaculture* 293, 35–41. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.03.033>
- Hillebrand, H., Kahlert, M., Haglund, A.-L., Berninger, U.-G., Nagel, S., Wickham, S., 2002. Control of microbenthic communities by grazing and nutrient supply. *Ecology* 83, 2205–2219. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2205:comcbg\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2205:comcbg]2.0.co;2)
- Jones, K. B., Slonecker, E. T., Nash, M. S., Neale, A. C., Wade, T. G., & Hamann, S., 2010. Riparian habitat changes across the continental United States (1972–2003) and potential implications for sustaining ecosystem services. *Landscape Ecology*, 25(8), 1261–1275.
- Krysanova, V., Vetter, T., Hatterman, F., 2008. Detection of change in drought frequency in the Elbe basin: Comparison of three methods. *Hydrol. Sci. J.* 53, 519–537. <https://doi.org/10.1623/hysj.53.3.519>
- Kukumägi, M., Ostonen, I., Kupper, P., Truu, M., Tulva, I., Varik, M., Aosaar, J., Söber, J., Lõhmus, K., 2014. The effects of elevated atmospheric humidity on soil respiration components in a young silver birch forest. *Agric. For. Meteorol.* 194, 167–174. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.04.003>
- Lake, P.S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshw. Biol.* 48, 1161–1172. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01086.x>
- Lancaster, J., Ledger, M.E., 2015. Population-level responses of stream macroinvertebrates to drying can be density-independent or density-dependent. *Freshw. Biol.* 60, 2559–2570. <https://doi.org/10.1111/fwb.12643>
- Larned, S.T., Datry, T., Arscott, D.B., Tockner, K., 2010. Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshw. Biol.* 55, 717–738. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02322.x>
- Lawrence, J. R., Scharf, B., Packroff, G., & Neu, T. R., 2002. Microscale evaluation of the effects of grazing by invertebrates with contrasting feeding modes on river biofilm architecture and composition. *Microbial Ecology*, 44(3), 199–207.
- Liess, A., Hillebrand, H., 2004. Invited review: Direct and indirect effects in herbivore – periphyton interactions. *Arch. für Hydrobiol.* 159, 433–453. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0159-0433>
- Majdi, N., Kreuzinger-Janik, B., Traunspurger, W., 2016. Effects of flatworm predators on sediment communities and ecosystem functions: a microcosm approach. *Hydrobiologia* 776, 193–207. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2751-5>
- Marxsen, J., Zoppini, A., Wilczek, S., 2010. Microbial communities in streambed sediments recovering from desiccation. *FEMS Microbiol. Ecol.* 71, 374–386. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2009.00819.x>
- McClain, M.E., Boyer, E.W., Dent, C.L., Gergel, S.E., Grimm, N.B., Groffman, P.M., Hart, S.C., Harvey, J.W., Johnston, C.A., Mayorga, E., McDowell, W.H., Pinay, G., 2003. Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Ecosystems* 6, 301–312. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0161-9>
- Meisner, A., Bååth, E., Rousk, J., 2013. Microbial growth responses upon rewetting soil dried for four days or one year. *Soil Biol. Biochem.* 66, 188–192. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.07.014>

- Moore, J.W., Herbst, D.B., Heady, W.N., Carlson, S.M., 2012. Stream community and ecosystem responses to the boom and bust of an invading snail. *Biol. Invasions* 14, 2435–2446. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0240-y>
- Moyano, F.E., Manzoni, S., Chenu, C., 2013. Responses of soil heterotrophic respiration to moisture availability: An exploration of processes and models. *Soil Biol. Biochem.* 59, 72–85. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.002>
- Mulholland, P.J., Steinman, A.D., Palumbo, A. V., Elwood, J.W., 1991. Role of nutrient cycling and herbivory in regulating periphyton communities in laboratory streams. *Ecology* 72, 966–982. <https://doi.org/10.2307/1940597>
- Muñoz, I., Abril, M., Casas-Ruiz, J.P., Casellas, M., Gómez-Gener, L., Marcé, R., Menéndez, M., Obrador, B., Sabater, S., von Schiller, D., Acuña, V., 2018. Does the severity of non-flow periods influence ecosystem structure and function of temporary streams? A mesocosm study. *Freshw. Biol.* <https://doi.org/10.1111/fwb.13098>
- Or, D., Phutane, S., Dechesne, A., 2007. Extracellular polymeric substances affecting pore-scale hydrologic conditions for bacterial activity in unsaturated soils. *Vadose Zone Journal*, 6(2), 298–305.
- Orchard, V.A., Cook, F.J., 1983. Relationship between soil respiration and soil-moisture. *Soil Biol. Biochem.* 15, 447–453.
- Peduzzi, P., Herndl, G.J., 1991. Mucus Trails in the Rocky Intertidal - a Highly-Active Microenvironment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 75, 267–274.
- Perez-Mateos, M., Busto, M.D., Rad, J.C., 1991. Stability and properties of alkaline phosphate immobilized by a rendzina soil. *J. Sci. Food Agric.* 55, 229–240. <https://doi.org/10.1002/jsfa.2740550208>
- Pohlon, E., Fandino, A.O., Marxsen, J., 2013. Bacterial community composition and extracellular enzyme activity in temperate streambed sediment during drying and rewetting. *PLoS One* 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083365>
- Poznańska, M., Kakareko, T., Gulanicz, T., Jermacz, Ł., Kobak, J., 2015. Life on the edge: Survival and behavioural responses of freshwater gill-breathing snails to declining water level and substratum drying. *Freshw. Biol.* 60, 2379–2391. <https://doi.org/10.1111/fwb.12664>
- R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Found. Stat. Comput. Vienna, Austria.
- Richards, D.C., O'Connell, P., Shinn, D.C., 2004. Simple Control Method to Limit the Spread of the New Zealand Mudsail *Potamopyrgus antipodarum*. *North Am. J. Fish. Manag.* 24, 114–117. <https://doi.org/10.1577/M02-133>
- Robson, B.J., Chester, E.T., Austin, C.M., 2011. Why life history information matters: Drought refuges and macroinvertebrate persistence in non-perennial streams subject to a drier climate. *Mar. Freshw. Res.* 62, 801–810. <https://doi.org/10.1071/MF10062>
- Romaní, A.M., Amalfitano, S., Artigas, J., Fazi, S., Sabater, S., Timoner, X., Ylla, I., Zoppini, A., 2013. Microbial biofilm structure and organic matter use in mediterranean streams. *Hydrobiologia* 719, 43–58. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1302-y>
- Rosemond, A., Mulholland, P., Elwood, J., 1993. Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrients and herbivores 74, 1264–1280.
- Sabater, S., Guasch, H., Ricart, M., Romaní, A., Vidal, G., Klunder, C., Schmitt-Jansen, M., 2007. Monitoring the effect of chemicals on biological communities. The biofilm as an interface. *Anal. Bioanal. Chem.* 387, 1425–1434. <https://doi.org/10.1007/s00216-006-1051-8>
- Sabater, S., Timoner, X., Borrego, C., Acuña, V., 2016. Stream Biofilm Responses to Flow Intermittency: From Cells to Ecosystems. *Front. Environ. Sci.* 4. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00014>
- Schimel, J., Balser, T.C., Wallenstein, M., 2007. Microbial Stress-Response Physiology and Its Implications for Ecosystem Function. *Ecology* 88, 1386–1394. <https://doi.org/10.1890/06-0219>
- Slos, S., Stoks, R., 2008. Predation risk induces stress proteins and reduces antioxidant defense. *Funct. Ecol.* 22, 637–642. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01424.x>
- Suseela, V., Conant, R.T., Wallenstein, M.D., Dukes, J.S., 2012. Effects of soil moisture on the temperature sensitivity of heterotrophic respiration vary seasonally in an old-field climate change experiment. *Glob. Chang. Biol.* 18, 336–348. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02516.x>
- Sutherland, W.J., Bailey, M.J., Bainbridge, I.P., Brereton, T., Dick, J.T.A., Drewitt, J., Dulvy, N.K., Dusic, N.R., Freckleton, R.P., Gaston, K.J., Gilder, P.M., Green, R.E., Heathwaite, A.L., Johnson, S.M., MacDonald, D.W., Mitchell, R., Osborn, D., Owen, R.P., Pretty, J., Prior, S. V., Prosser, H., Pullin, A.S., Rose, P., Stott, A., Tew, T., Thomas, C.D., Thompson, D.B.A., Vickery, J.A., Walker, M., Walmsley, C., Warrington, S., Watkinson, A.R., Williams, R.J., Woodroffe, R., Woodroof, H.J., 2008. Future novel threats and opportunities facing UK biodiversity identified by horizon scanning. *J. Appl. Ecol.* 45, 821–833. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01474.x>

- Timoner, X., Acuña, V., Von Schiller, D., Sabater, S., 2012. Functional responses of stream biofilms to flow cessation, desiccation and rewetting. *Freshw. Biol.* 57, 1565–1578. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02818.x>
- Todman, L.C., Fraser, F.C., Corstanje, R., Deeks, L.K., Harris, J.A., Pawlett, M., Ritz, K., Whitmore, A.P., 2016. Defining and quantifying the resilience of responses to disturbance: A conceptual and modelling approach from soil science. *Sci. Rep.* 6, 1–12. <https://doi.org/10.1038/srep28426>
- Traunspurger, W., Bergtold, M., Goedkoop, W., 1997. The Effects of Nematodes on Bacterial Activity and Abundance in a Freshwater Sediment. *Oecologia* 112, 118–122.
- Vázquez, E., Ejarque, E., Ylla, I., Romaní, A.M., Butturini, A., 2015. Impact of drying/rewetting cycles on the bioavailability of dissolved organic matter molecular-weight fractions in a Mediterranean stream. *Freshw. Sci.* 34, 263–275. <https://doi.org/10.1086/679616>
- von Schiller, D., Graeber, D., Ribot, M., Timoner, X., Acuña, V., Martí, E., Sabater, S., Tockner, K., 2015. Hydrological transitions drive dissolved organic matter quantity and composition in a temporary Mediterranean stream. *Biogeochemistry* 123, 429–446. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0077-4>
- Vörösmarty, C.J., Green, P., Salisbury, J., Lammers, R., 2000. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science* (80-.). 289, 284–288. <https://doi.org/10.1126/science.289.5477.284>
- Wanders, N., Van Lanen, H.A.J., 2015. Future discharge drought across climate regions around the world modelled with a synthetic hydrological modelling approach forced by three general circulation models. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 15, 487–504. <https://doi.org/10.5194/nhess-15-487-2015>
- Wang, L., Manzoni, S., Ravi, S., Riveros-Iregui, D., Caylor, K., 2015. Dynamic interactions of ecohydrological and biogeochemical processes in water-limited systems. *Ecosphere* 6, 1–27. <https://doi.org/10.1890/ES15-00122.1>
- Weitere, M., Erken, M., Majdi, N., Arndt, H., Norf, H., Reinshagen, M., Traunspurger, W., Walterscheid, A., Wey, J., 2018. The food web perspective on aquatic biofilms. *Ecological Monographs*. 88. [10.1002/ecm.1315](https://doi.org/10.1002/ecm.1315).
- Winkler, J.P., Cherry, R.S., Schlesinger, W.H., 1996. The Q10 relationship of microbial respiration in a temperate forest soil. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1067–1072. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00076-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00076-4)
- Winterbourn, M.J., 1970. Population studies on the New Zealand freshwater gastropod, *Potamopyrgus antipodarum* (gray). *Proc. Malacol. Soc.* 39, 139–149.
- Wood, A.M., Haro, C.R., Haro, R.J., Sandland, G.J., 2011. Effects of desiccation on two life stages of an invasive snail and its native cohabitant. *Hydrobiologia* 675, 167–174. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0814-1>
- Ylla, I., Sanpera-Calbet, I., Vázquez, E., Romaní, A.M., Muñoz, I., Butturini, A., Sabater, S., 2010. Organic matter availability during pre- and post-drought periods in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia* 657, 217–232. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0193-z>
- Zlatanović, S., Fabian, J., Premke, K., Mutz, M., 2018. Shading and sediment structure effects on stream metabolism resistance and resilience to infrequent droughts. *Sci. Total Environ.* 621, 1233–1242. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.105>
- Zoppini, A., Marxsen, J., 2011. Importance of Extracellular Enzymes for Biogeochemical Processes in Temporary River Sediments during Fluctuating Dry–Wet Conditions, *Soil Biology*. https://doi.org/10.1007/978-3-642-14225-3_6

Vertikalwanderung von *Daphnia magna*: Identifizierung eines fischbürtigen Kairomons

Meike Anika Hahn¹, Christoph Effertz¹, Laurent Bigler², Eric von Elert¹

¹Universität zu Köln, Institut für Zoologie, Zülpicher Straße 47b, 50674 Köln, meike.hahn@uni-koeln.de, ceffertz@web.de, evelert@uni-koeln.de

²University of Zurich, Department of Chemistry, Winterthurer Straße 190, 8057 Zürich

Keywords: Daphnia, Vertikalwanderung, Kairomon, induzierbare Verteidigung

Einleitung

Cladocera des Genus *Daphnia* bilden in Süßwassersystemen ein Bindeglied zwischen photoautotrophen Primärproduzenten, die sie als Nahrungsquelle nutzen und planktivoren Konsumenten, denen sie als Nahrungsquelle dienen. Als Antwort auf erhöhten Prädationsdruck haben Daphnien diverse Verteidigungsstrategien entwickelt. Diese reichen von Veränderungen des Lebenszyklus (Stibor, 1992) und der Morphologie (Tollrian, 1994) bis hin zu Verhaltensanpassungen. Die sogenannte Vertikalwanderung ist eine solche Verhaltensanpassung (Stich & Lampert, 1981). In Anwesenheit von visuell jagenden Fischen wandern Daphnien bei Sonnenaufgang vom Epilimnion ins dunkle Hypolimnion. Bei Nacht migrieren sie wiederum ins Epilimnion zurück. Dadurch senken sie die Wahrscheinlichkeit von visuell orientierten Fischen konsumiert zu werden. Dieses Verhalten wird, wie viele andere Verteidigungsmechanismen von Daphnien, durch die Anwesenheit des Räubers, genauer gesagt durch Räuber-bürtige Infochemikalien, induziert (Dodson, 1988; Lampert, 1993; Neill, 1990). Die von Fischen exsudierte Infochemikalie, welche Vertikalwanderung in Daphnien auslöst, ist per Definition ein Kairomon, da sie für den Empfängerorganismus *Daphnia* vorteilhaft und für den Fisch als Sender, von Nachteil ist (Pohnert et al., 2007). Das Kairomon wurde zuvor mittels Festphasenextraktion aus dem Hälterungswasser von Fischen angereichert und mit Hilfe von Biotests als kleines, negativ geladenes Molekül charakterisiert, für dessen Aktivität mindestens eine Hydroxylgruppe essentiell ist (Loose et al., 1993; von Elert & Pohnert, 2000; von Elert & Loose, 1996). Um das Kairomon final zu identifizieren, haben wir einen (Festphasen-) Extrakt aus dem Hälterungswasser von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) mittels HPLC fraktioniert und die Fraktionen in einem Biotest auf ihre Fähigkeit Vertikalwanderung in Daphnien zu induzieren, getestet. Die aktive Fraktion wurde per Massenspektrometrie analysiert. Dabei detektierten Masse-zu-Ladungsverhältnissen (m/z) wurden unter Einbeziehung der detektierten Isotopen-Muster und Fragmentierung mittels MS/MS Kandidaten-Moleküle zugeordnet. Diese wurden mittels chromatographischem Vergleich zu gekauften Substanzen über ihre Retentionszeit und die detektierten m/z -Verhältnisse, oder bei Abwesenheit käuflich erwerblicher Substanzen, chromatographisch aufgereinigt und mittels NMR (nuclear magnetic resonance spectroscopy) verifiziert. Die Fähigkeit der Kandidaten-Moleküle Vertikalwanderung zu induzieren wurde dosisabhängig mit Hilfe von Biotests überprüft. Zusätzlich wurden die im Fischwasser-Extrakt vorliegenden Konzentrationen selbiger Moleküle ermittelt. Dies lässt Aussagen darüber zu, welche Substanz die Kairomon-Wirkung im Fischwasserextrakt verursachen kann.

Material und Methoden

Fischwasser-Extrakt

Sechs *Rutilus rutilus* wurden bei 18°C Umgebungstemperatur für 24 Stunden in 16 L Leitungswasser inkubiert. Das Inkubationswasser wurde gefiltert (0.65 µm) und anschließend festphasenextrahiert. vier Liter Inkubationswasser wurden auf eine Methanolkonzentration von 1% (v:v) gebracht und über eine aktivierte (70 mL Methanol) und äquilibrierte (50 mL 1% Methanol) Festphasenkartusche (Mega Bond Elut, C₁₈-Silikat, 75 g, Agilent Technologies) gezogen. Die Festphase wurde mit 200 mL Methanol eluiert. Dieser Extrakt wurde zur Trockene eingengt und anschließend in 80 µL Methanol aufgenommen. Zur Herstellung von aktivem Fischwasser als Positivkontrolle von Biotests wurde dieser Extrakt in selbigem Maße, in dem er konzentriert wurde, wieder in Wasser verdünnt.

HPLC-Fraktionierung

Der Fischwasser-Extrakt wurde mittels HPLC über eine 250 x 4 mm-Säule (Nucleosil 100-5 C₁₈, Macherey-Nagel, Düren, Germany) in sechs Fraktionen aufgetrennt. Als mobile Phase dienten (A) Wasser und (B) Acetonitril + Methanol (13/6, v/v). Beide Laufmittel enthielten 0.015 % (v/v) Ameisensäure und 10 mM Ammoniumacetat. Der folgende Gradient wurde mit einer Flussrate von 1 mL/min und einer Säulenofen-Temperatur von 30°C gefahren: 0 min: 35% B, 1.5 min: 35% B, 2.1 min: 40% B, 9 min: 45% B, 9.6 min: 55% B, 16.5 min: 65% B, 19.5 min: 100% B, 25.5 min: 100% B, 25.8 min: 35% B, 33 min: 35% B. Ein Split teilte das HPLC-Eluat so auf, dass simultan 80% von einem Fraktionssammler aufgefangen wurden, während 20% zur Analyse ins Massenspektrometer (MS; Exactive Orbitrap) geleitet wurden. Die Analyte wurden durch Electrospray Ionization (ESI) negativ ionisiert und dann im Bereich von 120-150 *m/z* mit einer Frequenz von 1 Scan/Sekunde detektiert. Die Stickstoffflüsse als Hüll- und Hilfsgas betrugen 35 bzw. 5 gerätespezifische Einheiten, Spray-Spannung: 4.3 kV, Kapillar-Spannung: -60 V, Tubuslinsen-Spannung: -200 V, Skimmer-Spannung: -20 V, Kapillar-Temperatur: 325 °C. Das Massenspektrometer (MS) wurde täglich mit der LTQ ESI-Kalibrier Mixtur kalibriert. Sowohl UHPLC, als auch MS wurden über die Software Xcalibur (Thermo Scientific) kontrolliert.

Biotest

Daphnia magna Klon B, isoliert aus dem Großen Binnensee (Lampert, 1991), wurden als Versuchstiere in bereits etablierten Biotests zur Vertikalwanderung eingesetzt (Loose et al., 1993). Die Temperatur- (8-22°C) und Lichtverhältnisse (Hell:Dunkel = 16:8 Std.) eines stratifizierten Sees wurden in einem Wasserbad von 1 m Tiefe nachgestellt. Das Wasserbad wurde mit Plexiglasröhren (2 cm x 100 cm) bestückt, die mit je 5 Versuchstieren besetzt und der zu testenden Substanz (Fischwasser-Extrakt, HPLC-Fraktionen, Gallensalze) versetzt wurden. Zudem wurde vier Tage gealtertes und mit Druckluft begastes, membranfiltriertes (0.45 µm) Leitungswasser zur Hälterung der Versuchstiere in die Röhren gefüllt. Die Tiere wurden zweimal täglich ad libitum (2 mg C * L⁻¹ Tag⁻¹) mit einer Suspension von *Acutodesmus obliquus* aus semikontinuierlichen Batch-Kulturen gefüttert. Ebenso wurden zweimal täglich die Aufenthaltstiefen der Daphnien innerhalb der Röhren abgelesen (±5 cm). Die über den zweiten Versuchstag (48 Stunden nach Ansetzen des Versuchs) errechneten Röhrenmittelwerte der Aufenthaltstiefen wurden per Levene Test auf Homoskedastizität geprüft. Mit Hilfe von one-way ANOVAs und darauffolgenden Tukey HSD Tests wurden Treatment-spezifische Unterschiede der Aufenthaltstiefen ermittelt.

Quantifizierung von Gallensalzen

Gallensalze wurden mittels UHPLC-MS, wie oben beschrieben („HPLC-Fraktionierung“) analysiert. Während Taurochenodeoxycholsäure (TCDCA) mittels Standardadditionsverfahren quantifiziert wurde, wurde 5 α -Cyprinolsulfat (α -CPS) als Äquivalente von Cholesterolsulfat quantifiziert. Gründe dafür waren, dass α -CPS nicht käuflich erwerblich war und die Struktur von Cholesterolsulfat eine ähnlich gute Ionisierbarkeit, also eine vergleichbare Detektion, wie die von α -CPS annehmen lässt. Alle Messungen (Kalibriergeraden und Proben) wurden als Triplikate in der Matrix von EFI durchgeführt, um Effekte anderer Analyte auf die Messung zu kompensieren. Um Schwankungen in der Sensitivität des MS herauszurechnen, wurden alle MS-Signale der zu quantifizierenden Analyte auf das Signal von Glycocholsäure normalisiert, die vor den Messungen als Standard zu jeder Probe hinzugefügt wurde.

Identifizierung von Gallensalzen

Gallensalze wurden mittels UHPLC-MS unter Einbeziehung ihrer Masse-zu-Ladungs-Verhältnisse (m/z) und ihrer Retentionszeiten identifiziert. α -CPS wurde zudem mittels MS/MS analysiert. Die Messungen wurden auf einem UltiMate 3000 UHPLC System (Thermo Fisher) durchgeführt. Die Auftrennung der Analyte erfolgte bei 60°C auf einer C₈-Säule (BEH, C₈, 100 mm x 2.1 mm, Acquity). Als mobile Phase dienten (A) ultrapures Wasser und (B) Acetonitril + 2-Propanol (7/3, v/v), die 10 mM Ammoniumacetat und 0.1% Essigsäure enthielten. Der folgende Gradient wurde gefahren: min: 40% B, 1 min: 40% B, 8 min: 75% B, 9 min: 100% B, 12.1 min: 40% B, 14 min: 40% B, 16 min: 40% B. Massenspektrometrische Analysen wurden an einer Q Exactive Hybrid Quadrupole-Orbitrap (Thermo Fisher) unter Verwendung von Electro-Spray-Ionisierung durchgeführt. Eine Spray-Spannung von 2.5 kV wurde zur negativen Ionisierung bei Hüll-, Hilfs- und Spülgas-Flussraten von 50, 13 und 3 gerätespezifischen Einheiten angelegt. Kapillar- und Hilfsgaserhitzer-Temperatur lagen bei 263 und 425 °C. Während der MS/MS-Messungen wurden Anionen des exakten m/z -Verhältnisses von α -CPS (531.2997 m/z) durch eine Kollisionsenergie von 50 eV fragmentiert. Zur Auswertung der Messungen wurde die Software Xcalibur (Thermo Scientific) benutzt.

Datenbank-Recherche

Für die Identifizierung von möglichen Kandidaten für das Kairomon wurden exakte m/z -Verhältnisse und Isotopenmuster, welche in der aktiven HPLC-Fraktion aufgezeichnet wurden, mit Hilfe der Software MassWorks (Cerno BIOSCIENCE) in die statistisch wahrscheinlichsten zugrundeliegenden Summenformeln überführt. In der Online-Datenbank PubChem wurde darauffolgend nach Molekülen mit diesen Summenformeln gesucht.

Aufreinigung von 5 α -Cyprinolsulfat

Da 5 α -Cyprinolsulfat nicht käuflich erwerblich war, wurde es wie in Hahn et al. (2018) beschrieben aus Gallenflüssigkeit von *Cyprinus carpio* mittels Festphasenextraktion, enzymatischen Verdaus und HPLC-Fraktionierung angereichert und aufgereinigt. Seine Identität wurde per NMR und MS/MS verifiziert.

Ergebnisse und Diskussion

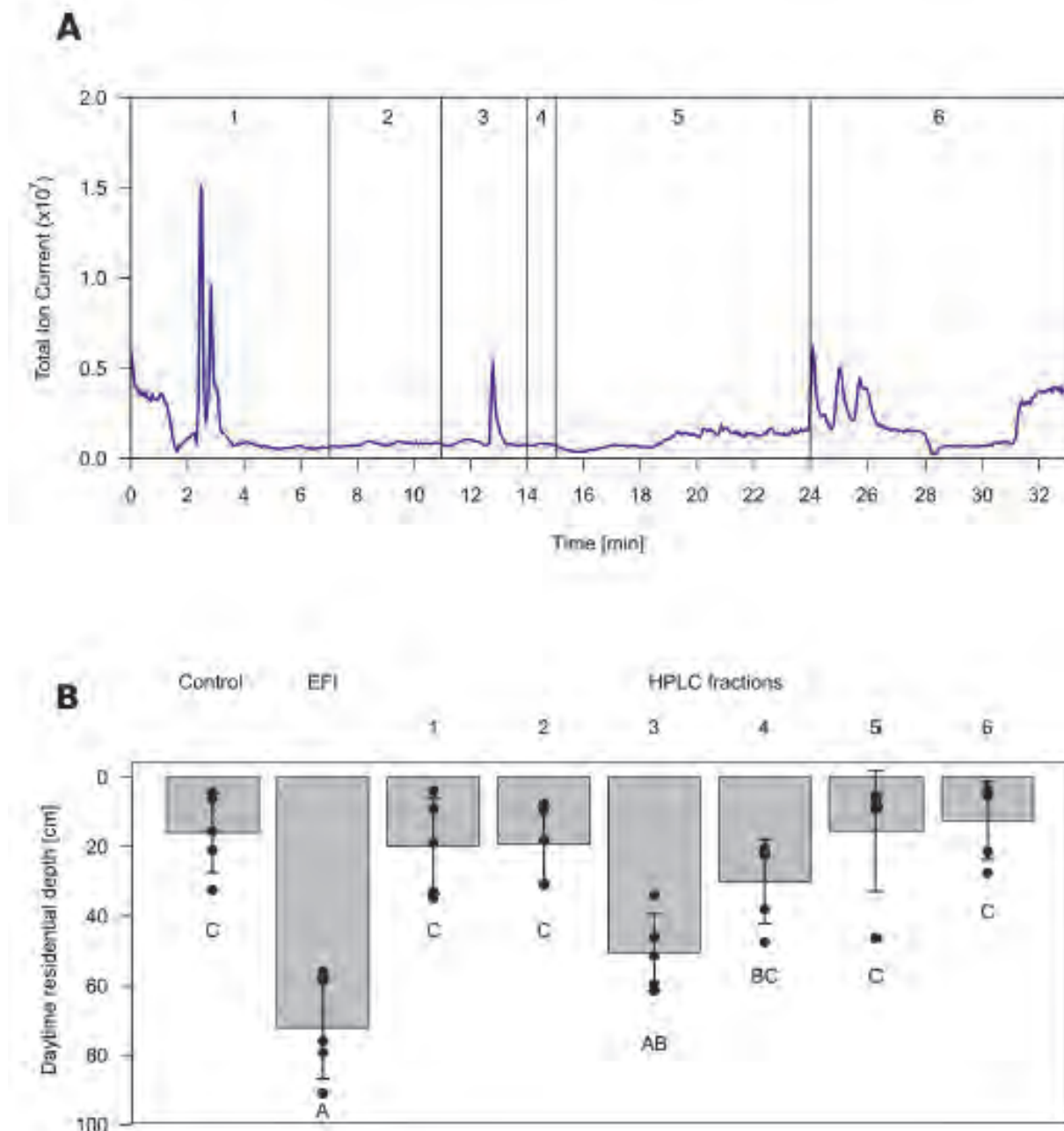


Abb. 1: Chromatogramm und biologische Aktivität von Fischwasser-Extrakt (EFI). (A) Chromatogramm von EFI nach Separation auf einer 250 x 4 mm Säule (Nucleosil 100-5 C18, Macherey-Nagel, Düren) unter Verwendung der Ammoniumacetat-gepufferten mobilen Phase A: Wasser und B: Acetonitril/Methanol (13:6, v/v), wobei der Anteil von B über die Zeit steigt. Vertikale Linien und Nummerierungen verweisen auf die gesammelten Fraktionen. (B) Verhaltensantwort von *Daphnia magna* auf EFI und dessen Fraktionen. Die Kontrolle enthält dasselbe Volumen organischen Lösungsmittels wie EFI und dessen Fraktionen. Die mittlere Aufenthaltstiefe von *Daphnia magna* bei Tag ist dargestellt ($\pm$ SD, n=4). Verschiedene Buchstaben verweisen auf statistisch verschiedene Tiefen nach einer ANOVA, gefolgt von Tukey's HSD Test.

Während der Fischwasser-Extrakt (EFI) im Biotest eine signifikant tiefere Aufenthaltstiefe von *Daphnia magna* (~70 cm) im Vergleich zur Kontrolle (~15 cm) induzierte, induzierte nur Fraktion 3 eine Aufenthaltstiefe, die signifikant von der Kontrolle abwich und statistisch nicht von der durch EFI induzierten Aufenthaltstiefe zu unterscheiden war (Abb. 1). Aus diesem Ergebnis wurde abgeleitet, dass die für die Vertikalwanderung verantwortliche Infochemikalie aus EFI in Fraktion 3 zu finden ist. Das gemittelte Massenspektrum, das während des Zeitfensters von Fraktion 3 aufgenommen wurde, wurde daraufhin extrahiert (Abb. 2 A) und das abundanteste Masse-zu-Ladungsverhältnis (m/z) von 531.29993 als Kandidat für das Kairomon weiter untersucht. Die Fragmentierung des Ions mittels MS/MS führte zur erneuten Detektion des ursprünglichen Ions und zur Detektion eines Produktions mit einem m/z -Verhältnis von 96.95996 (Abb. 2 B). Das m/z -Verhältnis des Produktions entsprach mit einer geringen Abweichung von $\Delta = -1.44$ ppm dem von HSO_4^- (96.96010). Dies implizierte, dass das Kandidaten-Ion eine Sulfatgruppe trägt. Unter Einbeziehung des Isotopenmusters des Kandidaten-Ions wurde mittels der Software MassWorks (cerno BIOSCIENCE) eine theoretische Summenformel für das Ion berechnet: $[\text{M-H}]^+ : \text{C}_{27}\text{H}_{48}\text{O}_8\text{S}$. Die Datenbankrecherche (PubChem) zu dieser Summenformel deutete auf die Substanz 5 α -Cyprinolsulfat (α -CPS), einen C_{27} -Gallenalkohol, hin. α -CPS wurde in größeren Mengen aus der Gallenflüssigkeit von *Cyprinus carpio* aufgereinigt und mittels MS/MS und NMR verifiziert (Hahn et al., 2018). Über den Vergleich von Retentionszeiten wurde die Anwesenheit von α -CPS schließlich in Fraktion 3 des Fischwasser-Extrakts bestätigt.

Um auszuschließen, dass keine anderen strukturnahen Moleküle, die Aktivität von Fraktion 3 erklären, wurde gezielt im gemittelten Massenspektrum von Fraktion 3 nach m/z -Verhältnissen anderer Gallensalze gesucht. Die Gallensäure Taurochenodeoxycholsäure (TCDCA) konnte mittels exaktem m/z -Verhältnis (Abb. 2 A), sowie dem Vergleich ihrer Retentionszeit zu der von gekauftem TCDCA, in Fraktion 3 bestätigt werden. Sowohl α -CPS, als auch TCDCA, wurden hinsichtlich ihrer Fähigkeit Vertikalwanderung in *D. magna* zu induzieren, in Biotests untersucht (Abb. 3). Zudem wurden beide Stoffe im Fischwasser-Extrakt quantifiziert, um nicht nur eine Aussage darüber treffen zu können, ob sie per se Vertikalwanderung induzieren können, sondern ob dies auch bei Konzentrationen, wie sie im Fischwasserextrakt vorlagen, möglich ist. Auf diese Weise stellte sich heraus, dass zwar beide Substanzen signifikant tiefere Aufenthaltstiefen von *D. magna* induzieren konnten, jedoch nur für α -CPS eine Schwellenkonzentration nötig war, die deutlich unter der ermittelten Konzentration im Fischwasser-Extrakt lag (α -CPS: Schwellenkonzentration=100 pM, Fischwasser-Extrakt=1.03 nM; TCDCA: Schwellenkonzentration: 20 μM , Fischwasser-Extrakt: 0.14 nM). Somit ist die Kairomon-Wirkung von EFI auf α -CPS zurückzuführen. Da taurinkonjugierte Gallensäuren wie TCDCA schnell durch bakteriellen Verdau dekonjugiert werden können (Shimada, 1969) und dieser Prozess auch im verwendeten Biotest denkbar ist, wurde auch die dekonjugierte Form Chenodeoxycholsäure (CDCA) in vergleichbaren Konzentrationen wie TCDCA auf die Induktion von Vertikalwanderung getestet. Im untersuchten Konzentrationsbereich kam es zu keiner Reaktion der Tiere (Abb. 3 C).

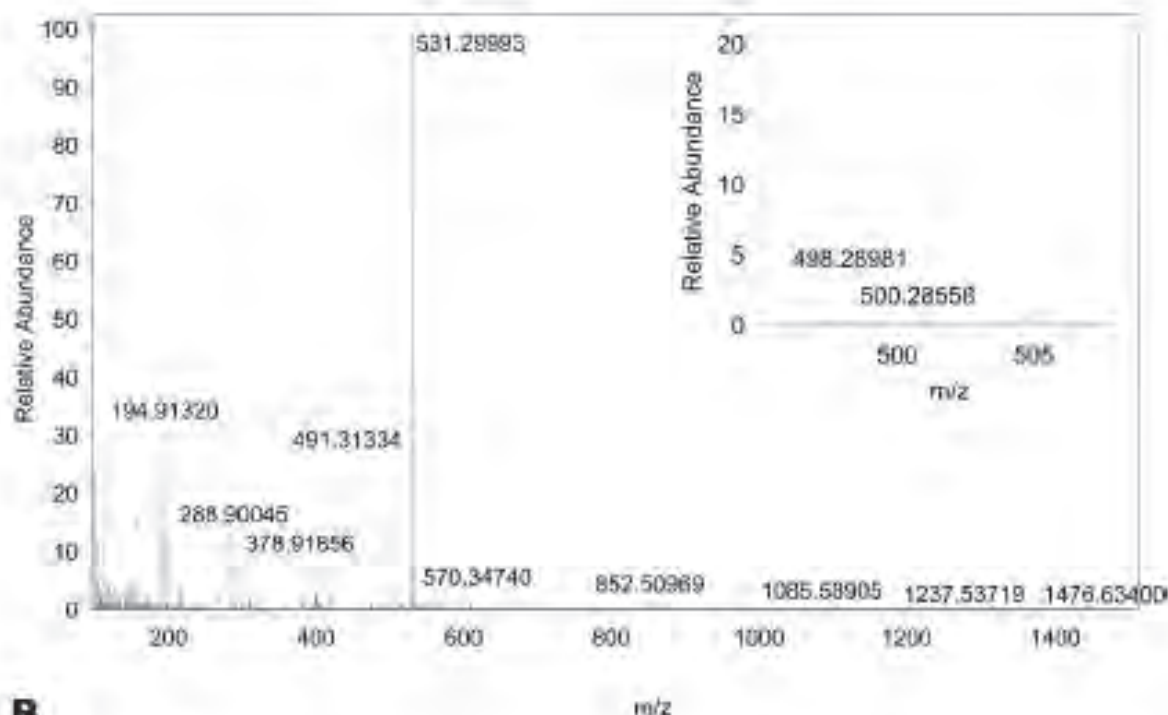
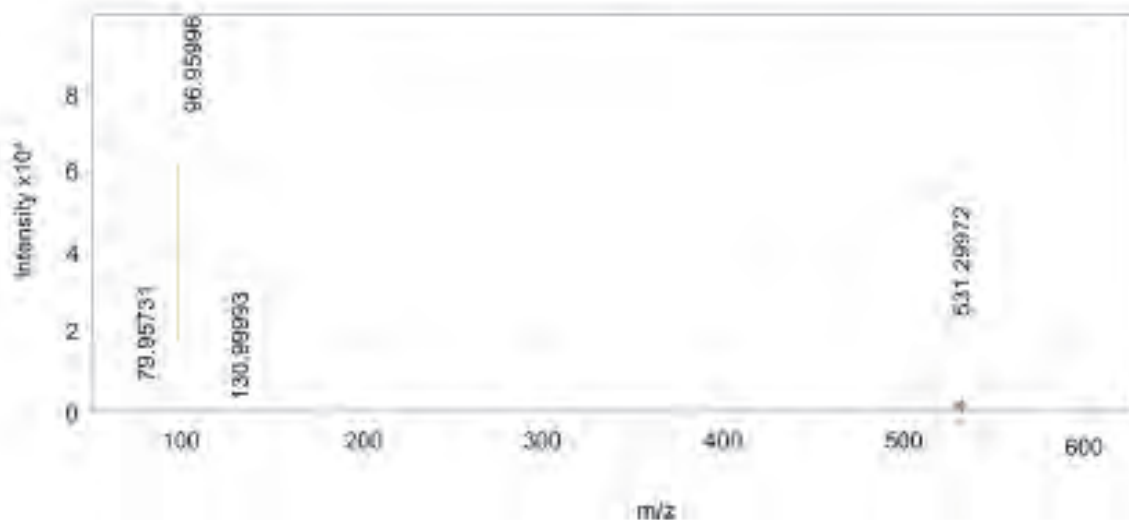
A**B**

Abb. 2: MS-Daten der biologisch aktiven HPLC-Fraktion (Fraktion 3). (A) Extrahiertes negatives ESI-MS Spektrum aus dem Zeitfenster der aktiven Fraktion 3 (Abb. 1; 11-14 min). m/z 531.29986 [M-H]⁻ weist auf die Anwesenheit von 5 α -Cyprinolsulfat hin (α -CPS), und m/z 498.28981 [M-H]⁻ (siehe Vergrößerung) verweist auf die konjugierte Gallensäure Taurocheonodeoxylcholsäure (TCDCA). (B) MS-MS nach negativer Ionisierung von m/z 531.29986 [M-H]⁻: 96.95996 (HSO₄-calc= m/z 96.96010, Δ = -1.44 ppm). Das Fragmentmuster suggeriert die Anwesenheit einer Sulfatgruppe in m/z 531.29986 [M-H]⁻.

Die Identifizierung von α -CPS als fischbürtiges Kairomon ist im Einklang mit den bisher ermittelten chemischen Charakteristika des Kairomons (Loose et al., 1993; von Elert & Loose, 1996). Als Gallensalz wird α -CPS in Fischen in der Leber aus Cholesterol synthetisiert und für die Fettverdauung genutzt (Maldonado-Valderamma, 2011). Ein geringer Teil wird dabei immer über die Kiemen, den Verdauungstrakt und den Harnapparat an das umgebende Medium abgegeben. Dies macht Gallensalze zu verlässlichen Kairomonen, da sie unabhängig vom Ernährungsstatus der Fische exsudiert werden (Buchinger, 2014) und von Daphnien als Information genutzt werden können. Die Zusammensetzung der Gallensalze ist bei Fischen einer Ordnung ähnlich, während sie sich zwischen verschiedenen Ordnungen unterscheidet (Hagey et al., 2010). Im Einklang mit unseren Ergebnissen wurde bei einigen Fischarten der Ordnung Cypriniformes, die namensgebend für Cyprinol ist, nachgewiesen, dass sie Vertikalwanderung-induzierende Kairomone exsudieren (Lass & Spaak, 2003). Für jene Fischarten liegt die Vermutung nahe, dass Daphnien auch bei ihnen Vertikalwanderung als Reaktion auf α -CPS, als induzierte Verteidigung ausführen. Für Fischarten anderer Ordnungen wie Barsche, Stichlinge (Perciformes) oder Hechte (Esociformes) wurde bereits gezeigt, dass sie ein zu dem von Cypriniformes produzierten Kairomon chemisch ähnliches Kairomon exsudieren, welches Vertikalwanderung in Daphnien induziert (von Elert & Pohnert, 2000). Die Literatur deutet bisher an, dass Fische dieser Ordnungen kein α -CPS produzieren (Hagey, 2010). Zukünftig wäre die Untersuchung der Gallensalze jener Fischarten als potentielle Kairomone von Interesse, um herauszufinden, ob verschiedene Kairomone für die Induktion von Vertikalwanderung verantwortlich sind. Zudem drängt sich die umgekehrte Frage auf, ob α -CPS als Kairomon nicht nur Vertikalwanderung, sondern zahlreiche weitere Verteidigungen in Daphnien induziert, wie Lebenszyklusveränderungen (Stibor, 1992) oder morphologische Anpassungen (Tollrian, 1994). Die Identifizierung von α -CPS als Kairomon eröffnet außerdem die Möglichkeit In-Situ-Konzentrationen zu ermitteln, die zeitlich und räumlich variierende Amplituden der Vertikalwanderung erklären können. Auf molekularer Ebene ist die Identifizierung des α -CPS-bindenden Rezeptors in Daphnien von Interesse. Potenzielle Infodisruption des Rezeptor-Liganden-Systems könnte in Zukunft untersucht werden.

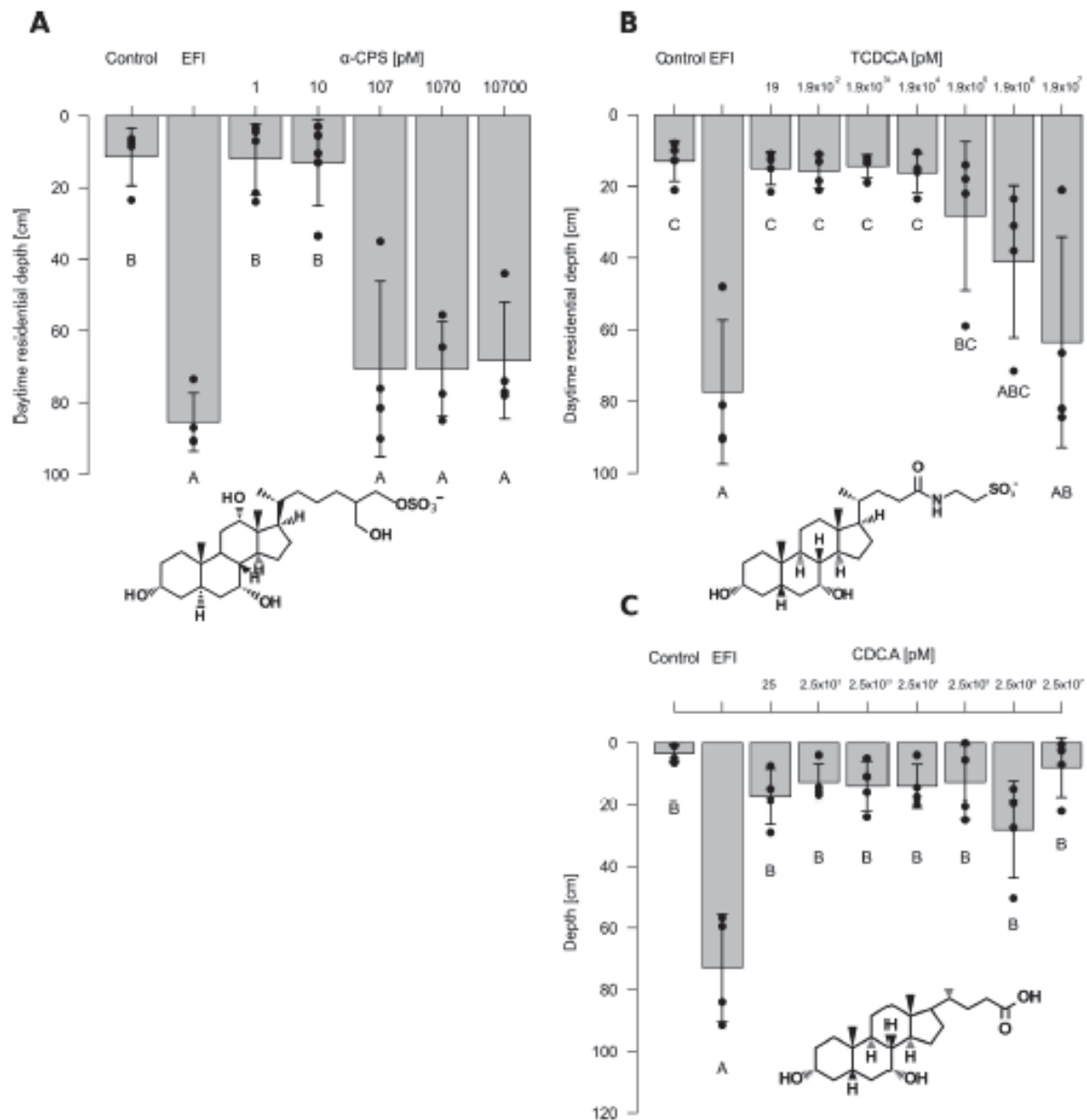


Abb. 3: Effekte von Fischwasser-Extrakt (EFI) und von steigenden Konzentrationen ausgewählter Gallensalze auf die Vertikalwanderung von *Daphnia magna*. Einfluss von (A) 5 α -Cyprinolsulfat (α -CPS), (B) Taurochenodeoxycholsäure (TCDCA) und (C) Chenodeoxycholsäure auf Verhaltensantworten in *Daphnia magna*. Die Kontrollen enthalten Volumina puren organischen Lösungsmittels, die den Volumina von EFI bzw. Gallensalzlösungen entsprechen. Die mittlere Aufenthaltstiefe von *Daphnia magna* am Tag ist dargestellt ($\pm$ SD, n=3-4). Ein Tag-Nach-Zyklus von 18:8 Stunden wurde mittels Licht simuliert. Verschiedene Buchstaben verweisen auf statistisch verschiedene Tiefen nach einer one-way ANOVA, gefolgt von Tukey's HSD Test.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der Gallenalkohol 5 α -Cyprinolsulfat wurde als fischbürtiges Kairomon identifiziert, welches Vertikalwanderung in *Daphnia magna* induziert. Dieses Ergebnis lenkt die Aufmerksamkeit bei der Untersuchung von Infochemikalien auf Gallensalze im Allgemeinen und lässt zukünftig weiterführende Versuche zu. Die Wirkung von α -CPS auf molekularer Ebene, die Störung dieser Wirkung, sowie die Untersuchung von α -CPS als mögliche Infochemikalie in weiteren Kontexten könnten dabei in den Fokus rücken.

Danksagung

Wir möchten uns herzlichst bei Lee R. Hagey bedanken, der uns für einen Vorversuch den Gallenalkohol 5 α -Cyprinolsulfat zur Verfügung gestellt hat. Desweiteren danken wir Patrick Fink für hilfreiche Kommentare bei der Erstellung der ersten Version der Publikation, auf die sich der Beitrag bezieht. Außerdem möchten wir den Mitarbeitern der MS-Plattform der Universität zu Köln für ihre Mitwirkung danken. Die Arbeit ist im Rahmen einer Doktorarbeit entstanden. Die zugehörige Publikation erschien in eLife, Volume 8, Artikelnummer e44791 (2019), DOI: <https://doi.org/10.7554/eLife.44791>.

Literatur

- Buchinger, T.J.; Li, W.; Johnson, N.S. (2014): Bile salts as semiochemicals in fish. *Chemical Senses* **39**:647-654.
- Dodson, S. (1988): The ecological role of chemical stimuli for the zooplankton: Predator-avoidance behavior in *Daphnia*. *Limnology and Oceanography* **33**:1431-1439.
- Hagey, L.R.; Møller, P.R.; Hofmann, A.F.; Krasowski, M.D. (2010): Diversity of bile salts in fish and amphibians: evolution of a complex biochemical pathway. *Physiological and Biochemical Zoology* **83**:308-321.
- Hahn, M.; von Elert, E.; Bigler, L.; Díaz Hernández, M.D.; Schloerer, N.E. (2018): 5 α -Cyprinol sulfate: Complete NMR assignment and revision of earlier published data, including the submission of a computer-readable assignment in NMReDATA format. *Magnetic Resonance in Chemistry* **56**:1201-1207.
- Lampert, W. (1991): The dynamics of *Daphnia magna* in a shallow lake. *SIL Proceedings* **24**:795-798.
- Lampert, W. (1993): Ultimate causes for vertical migration of zooplankton: new evidence for the predator avoidance hypothesis. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft/Ergebnisse der Limnologie* **39**:79-88.
- Lass, S.; Spaak, P. (2003): Chemically induced anti-predator defences in plankton: a review. *Hydrobiologia* **491**:221-239.
- Loose, C.J.; von Elert, E.; Dawidowicz, P. (1993): Chemically-induced vertical migration in *Daphnia*: a new bioassay for kairomones exuded by fish. *Archiv für Hydrobiologie* **126**:329-337.
- Maldonado-Valderrama, J.; Wilde, P.; Macierzanka, A.; Mackie, A. (2001): The role of bile salts in digestion. *Advances in Colloid and Interface Science* **165**:36-46.
- Neill, W.E. (1990): Induced vertical migration in copepods as a defence against invertebrate predation. *Nature* **345**:524-526.
- Pohnert, G.; Steinke, M.; Tollrian, R. (2007): Chemical cues, defence metabolites and the shaping of pelagic interspecific interactions. *Trends in Ecology & Evolution* **22**:198-204.
- Shimada, K.; Bricknell, K.S.; Finegold, S.M. (1969): Deconjugation of bile acids by intestinal bacteria: review of literature and additional studies. *Journal of Infectious Diseases* **1991**:273-281.
- Stibor, H. (1992): Predator induced life-history shifts in a freshwater cladoceran. *Oecologia* **92**:162-165.
- Stich, H.-B., Lampert, W. (1981): Predator evasion as an explanation of diurnal vertical migration by zooplankton. *Nature* **293**:396-398.
- Tollrian, R. (1994): Fish-kairomone induced morphological changes in *Daphnia lumholtzi* (SARS). *Archiv für Hydrobiologie* **30**:69-75.

- von Elert, E.; Loose, C.J. (1996): Predator-induced diel vertical migration in *Daphnia*: enrichment and preliminary chemical characterization of a kairomone exuded by fish. *Journal of Chemical Ecology* **22**:885-895.
- von Elert, E.; Pohnert, G. (2000): Predator specificity of kairomones in diel vertical migration of *Daphnia*: a chemical approach. *Oikos* **88**:119-128.
- .

Removal and Transformation of Trace Organic Compounds in Hyporheic Reactors of Urban Freshwater Systems

Jonas L. Schaper,^{1,2} Anke Putschew,² Gunnar Nuetzmann,^{1,3} Martin Jekel² and Joerg Lewandowski^{1,3}

¹ Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Department Ecohydrology, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, Germany

² Technical University of Berlin, Chair of Water Quality Engineering, Strasse des 17. Juni 135, 10623 Berlin, Germany

³ Humboldt University Berlin, Geography Department, Rudower Chaussee 16, 12489 Berlin, Germany

Keywords: groundwater-surface water interactions, pharmaceuticals, organic micropollutants, biotransformation, streambed sediments

Introduction

Trace organic compounds (TrOCs) which originate from wastewater treatment plants are almost ubiquitous in urban surface waters (Bradley et al., 2016; Loos et al., 2013) where they pose risks for drinking water production (Pal et al., 2014) and weaken ecosystem health (Brodin et al., 2013; Kidd et al., 2007; Richmond et al., 2018; Schwarzenbach et al., 2006). The hyporheic zone (HZ) is commonly defined as the portion of streambed sediments that is permeated with surface water (Boano et al., 2014). Hyporheic sediments are typically characterized by steep biogeochemical gradients, high microbial abundances and a diverse microbial community (Boano et al., 2014; Krause et al., 2017; Lewandowski et al., 2019) and are considered to efficiently remove certain TrOCs (Lewandowski et al., 2011). However, quantitative information on the in-situ reactivity (i.e., first-order removal rate constants) of TrOCs in the HZ and qualitative information on the biogeochemical factors that control TrOC reactivity in hyporheic sediments is widely lacking. Via hyporheic exchange flows (HEFs), i.e., the sum of all exchange flows that enter the HZ from the surface water and return to the surface water somewhere downstream (Gooseff, 2010), hyporheic reactions can influence streamwater chemistry (Harvey et al., 2013). The relative importance of the HZ to overall reach-scale TrOC removal has hitherto not yet been investigated and the relationship between hyporheic exchange characteristics and reach-scale TrOC removal is unclear.

The present work therefore aimed at i) elucidating the in-situ reactivity of TrOCs in the HZ under varying biogeochemical and hydrological conditions and ii) assessing the relative importance of the HZ for the reach-scale fate of TrOCs in small urban rivers. It was hypothesized that in hyporheic sediments many TrOCs can efficiently be removed over relatively short (i.e., decimeter-scale) flow paths and that, similar to findings in bank filtration systems (Massmann et al., 2006), TrOCs reactivity in the HZ is strongly dependent on redox conditions. It was further hypothesized that, if the HZ is capable of removing TrOCs along decimeter flow paths, the in-stream, i.e., the reach-scale, fate of TrOCs in small, urban streams will be largely controlled by their respective reactivity in the HZ. The in-stream reactivity of many TrOCs is consequently expected to increase with the intensity of hyporheic exchange flows.

Materials and Methods

Two field studies were conducted in River Erpe, an urban lowland stream in Berlin, Germany, that receives between 60% and 90% of its discharge from a municipal wastewater treatment plant. Hyporheic porewater samples were collected passively via porewater peepers (Hesslein, 1976; Schaper et al., 2018b) (study I) and actively via self-constructed minipoint samplers (Posselt et al., 2018; Schaper et al., 2019) (study II). Hyporheic transport characteristics were determined using heat (Gordon et al., 2012) and electrical conductivity as tracers. First-order removal rate constants and retardation coefficients of multiple TrOCs were subsequently estimated as a function of depth from hyporheic TrOC concentrations and transport characteristics using steady state (study I) and transient (study II) solutions of the one-dimensional advection-dispersion transport equation (Genuchten & Alves, 1982):

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \lambda c$$

in which c denotes the concentration of a (reactive) TrOC, D_h is the effective hydrodynamic dispersion coefficient [$L^2 T^{-1}$], R the retardation coefficient (-), v is the vertical porewater velocity [$L T^{-1}$], and λ is a first-order removal rate constant [T^{-1}].

As part of another field study (Schaper et al., 2018a) conducted in the Sturt River, Adelaide, Australia, porewater samples and surface water grab samples were collected to estimate hyporheic and reach-scale reactivity of TrOCs in the wet and the dry season. Tracer experiments were conducted in both seasons to assess seasonal differences in stream residence time and hyporheic exchange intensity via the transient storage model (Bencala & Walters, 1983).

Results and Discussion

Some TrOCs such as the anticonvulsant carbamazepine are relatively stable along the investigated hyporheic flow paths (10-40 cm). Others such as the anti-diabetic drug metformin, its main transformation product (TP) guanylurea (Trautwein & Kümmerer, 2011) and the anticonvulsant gabapentin are readily removed within the HZ of River Erpe (Figure 1 & 2). The concentrations of the antihypertensive drugs olmesartan, irbesartan, candesartan and valsartan also significantly decreased in the HZ of River Erpe, while concentrations of their common TP valsartan acid (Letzel et al., 2015; Nödlér et al., 2013) increased (Figure 1). At least part of the removal of the four sartan compounds can therefore be attributed to transformation to valsartan acid. Although removal of valsartan acid has been described in bank filtration systems (Hellauer et al., 2018), concentrations of its parent compounds were likely too high in the HZ of River Erpe and thus net formation rates were higher than potential valsartan acid removal rate.

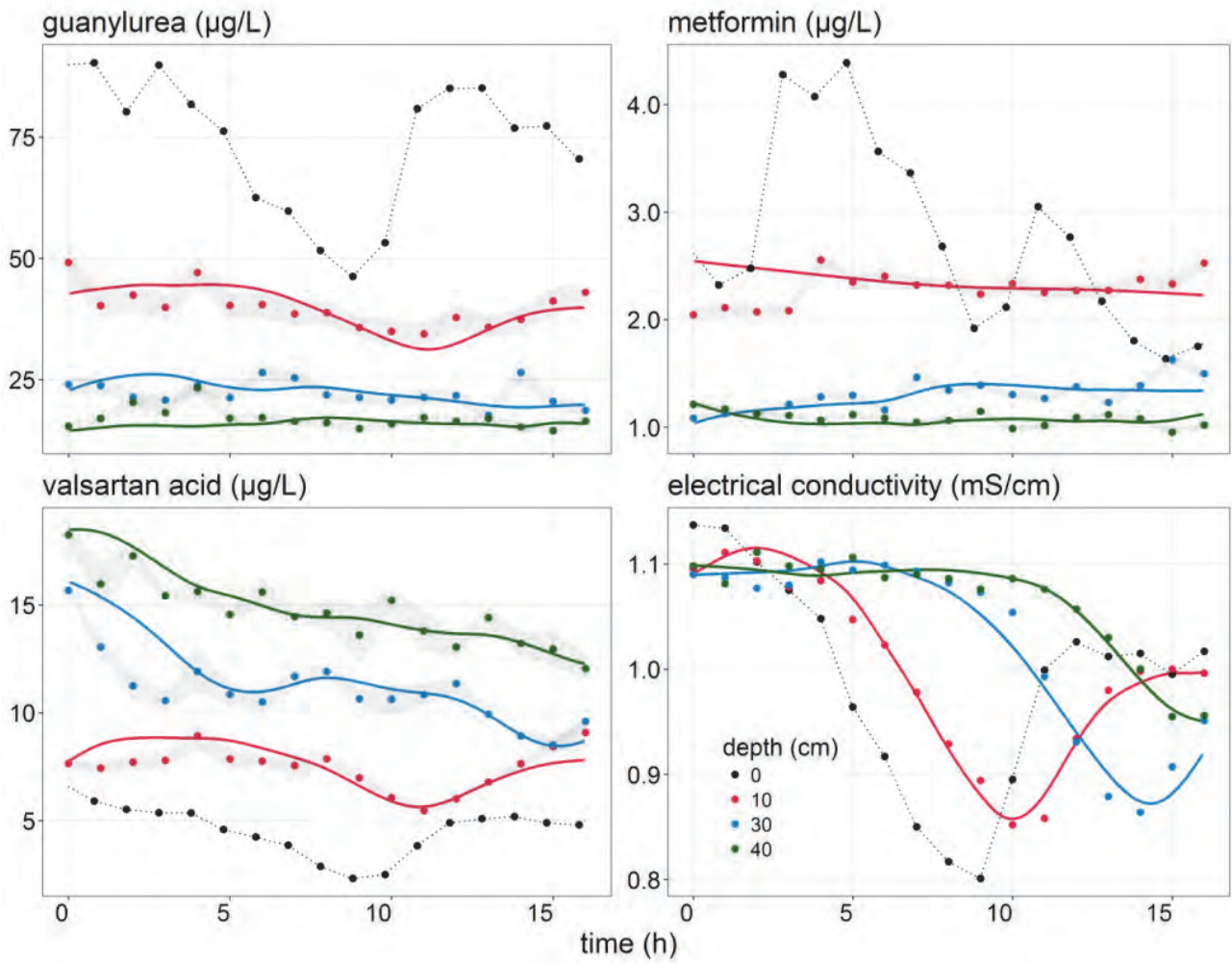


Figure 1: Measured (dots) and modeled (solid lines) concentration time series in 10 cm, 30 cm and 40 cm depth in the hyporheic zone (HZ) and measured concentration time series in the surface water (0 cm) of guanylylurea (GUA), metformin (MEF), valsartan acid (VSA) and electrical conductivity (EC). For concentration time series measured in the HZ, analytical uncertainty (one standard deviation) is shown in grey. Note that the EC signal served as a conservative tracer to estimate retardation coefficients and first-order removal rates of the investigated TrOCs. For modeling purposes, concentration time series in the surface water were linearly interpolated (black dashed line) and that for EC no measurement uncertainties were available (adopted from Schaper et al. 2019).

For the majority of TrOCs that were removed along the investigated flow paths, half-lives were found to be significantly lower in oxic and suboxic sections (i.e., sections in which nitrate concentrations remained constant and decreased, respectively) compared to anoxic sections (i.e., sections in which concentrations of ferrous iron and manganese increased) of the HZ (Figure 1) (Schaper et al., 2018b). In oxic and suboxic sections of the HZ, TrOC half-lives range in the order of several hours. Half-lives were found to be lowest in the shallow hyporheic zone (upper 10 cm) in sections in which turnover rates of dissolved organic carbon are also the highest (Schaper et al., 2019).

For some TrOCs such as valsartan acid and acesulfame retardation coefficients (R) are indifferent from 1 (no retardation). For other TrOCs such as metoprolol ($R = 4.5 \pm 0.5$), carbamazepine ($R = 3.6 \pm 0.3$) or metformin ($R = 15.3 \pm 2.2$), however, retardation coefficients were calculated to be larger than 1, which indicates that reversible sorption processes may lead to substantial retardation of TrOCs along hyporheic flow paths.

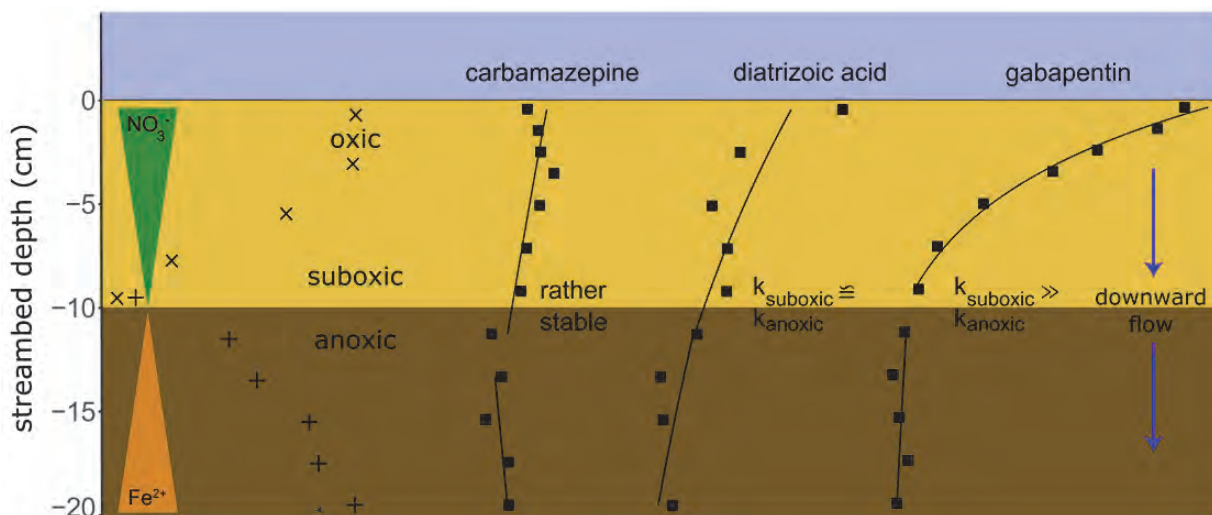


Figure 2: Redox zonation in the HZ of River Erpe and concentration depth profiles of three TrOCs obtained using porewater peepers (study I). While some TrOCs, (e.g. carbamazepine) are found to be rather stable in the HZ, others such as diatrizoic acid and gabapentin are well removed along hyporheic flow paths. Adopted from Schaper et al. 2018b.

In the Sturt River 13 out of 26 investigated TrOCs were found to be persistent both along a 3 km river reach and along the investigated hyporheic flow paths. The remaining 13 TrOCs were significantly removed along the river reach and in the HZ. For the majority of the TrOCs that were removed (11 out of 13) in-stream, i.e., reach-scale, half-lives decreased with increasing intensity of HEFs. Valsartan acid was found to be the only TP that was significantly formed along the river stretch and in the HZ, while other TPs such as guanylmurea and hydroxyl-diclofenac were removed in both the surface water and within the HZ. Modeled transient storage parameters and correlations between reach-scale (i.e., in-stream) and hyporheic removal (Figure 3) suggest that, if HEFs are relevant on the reach scale, hyporheic sediments are the main contributor to in-stream removal of TrOCs (Schaper et al., 2018a).

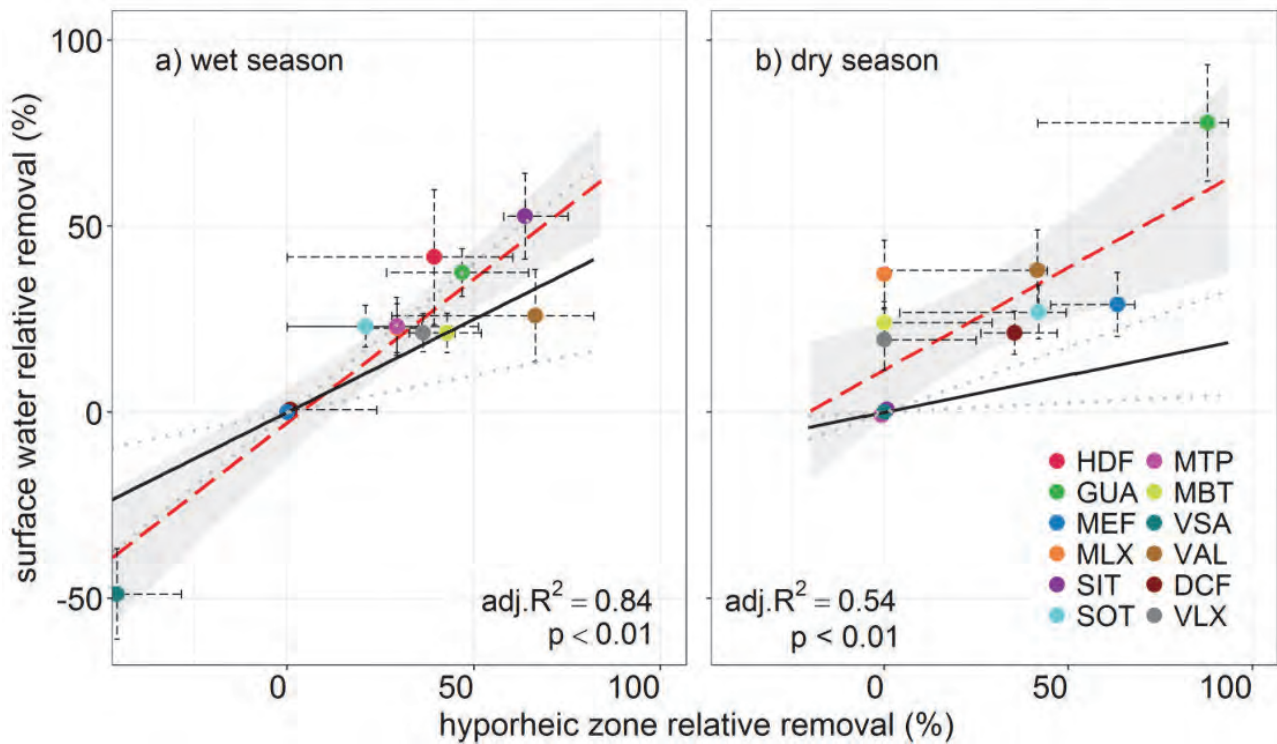


Figure 3: Correlation (red dashed line and associated 95% confidence interval in grey) between the median hyporheic relative removal (%) and the reach-scale relative removal between Site A and Site B during the wet season (a) and the dry season (b) in the Sturt River, Adelaide, Australia. The black line represents a theoretical mixing line that depicts the predicted in-stream removal (%) given a relative removal in the (HZ) after a mean residence time in the transient storage zone, i.e. the HZ. Error ranges (± 1 standard deviation) of the theoretical mixing line are shown with a grey dotted line. Regression lines and associated 95% confidence intervals are plotted in red and grey shading, respectively. Note that hydroxyl-diclofenac (HDF) was only detected above LOQ during the wet season experiments. GPL, gabapentin-lactam; VLX, venlafaxine; DCF, diclofenac; VAL, valsartan; VSA, valsartan acid; MBT, methylbenzotriazole; MTP, metoprolol; GAB, gabapentin; SOT, sotalol; SIT, sitagliptin; OXA, oxazepam; MLX, O-desmethylvenlafaxine; MTA, metoprolol acid; MEF, metformin; GUA, guanylurea. Adopted from Schaper et al. 2018a.

Conclusion

Overall it is concluded that hyporheic sediments are able to considerably remove many TrOCs including various transformation products over short (dm) flow paths. River restoration measures that aim at increasing the intensity of hyporheic exchange flows in general and the intensity of exchange flows through the shallow hyporheic zone in particular will increase in-stream TrOC removal and will hence improve water quality in urban streams. Future work should determine whether hyporheic sediments constitute a real sink for TrOCs and to which extent the HZ functions as a source of more stable and more toxic transformation products.

Acknowledgements

The presented work was part of a doctoral thesis, which has been conducted within the Research Training Group ‘Urban Water Interfaces (UWI)’ (GRK 2032/1) funded by the German Research Foundation (DFG). Funding was also provided by the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No. 641939 (HypoTRAIN) and No. 734317 (HiFreq) and additionally by the Australia–Germany Joint Research Cooperation Scheme of Universities Australia and the German Academic Exchange Service (DAAD, grant No. 57216806).

Literature

- Bencala, K. E., & Walters, R. A. (1983). Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream: A transient storage model. *Water Resources Research*, 19, 718–724. <https://doi.org/10.1029/WR019i003p00718>
- Boano, F., Harvey, J. W., Marion, A., Packman, A. I., Revelli, R., Ridolfi, L., & Wörman, A. (2014). Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications. *Reviews of Geophysics*, 52, 603–379. <https://doi.org/10.1002/2012RG000417>. Received
- Bradley, P. M., Journey, C. A., Button, D. T., Carlisle, D. M., Clark, J. M., Mahler, B. J., Nakagaki, N., Qi, S. L., Waite, I. R., & VanMetre, P. C. (2016). Metformin and other pharmaceuticals widespread in wadeable streams of the southeastern United States. *Environmental Science and Technology Letters*, 3, 243–249. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00170>
- Brodin, T., Fick, J., Jonsson, M., & Klaminder, J. (2013). Dilute concentrations of a psychiatric drug alter behavior of fish from natural populations. *Science*, 339, 814–815. <https://doi.org/10.1126/science.1226850>
- Genuchten, V., & Alves. (1982). Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation. *U.S. Department of Agriculture, Technical Bulletin*, 1661, 151.
- Gooseff, M. N. (2010). Defining hyporheic zones - advancing our conceptual and operational definitions of where stream water and groundwater meet. *Geography Compass*, 4, 945–955. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2010.00364.x>
- Gordon, R. P., Lautz, L. K., Briggs, M. A., & McKenzie, J. M. (2012). Automated calculation of vertical pore-water flux from field temperature time series using the VFLUX method and computer program. *Journal of Hydrology*, 420–421, 142–158. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.053>
- Harvey, J. W., Böhlke, J. K., Voytek, M. A., Scott, D., & Tobias, C. R. (2013). Hyporheic zone denitrification: Controls on effective reaction depth and contribution to whole-stream mass balance. *Water Resources Research*, 49, 6298–6316. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20492>
- Hellauer, K., Karakurt, S., Sperlich, A., Burke, V., Massmann, G., Hübner, U., & Drewes, J. E. (2018). Establishing sequential managed aquifer recharge technology (SMART) for enhanced removal of trace organic chemicals: Experiences from field studies in Berlin, Germany. *Journal of Hydrology*, 563, 1161–1168. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.044>
- Hesslein, R. H. (1976). An in situ sampler for close interval pore water studies. *Limnology and Oceanography*, 21, 912–914. <https://doi.org/10.4319/lo.1976.21.6.0912>
- Kidd, K. A., Blanchfield, P. J., Mills, K. H., Palace, V. P., Evans, R. E., Lazorchak, J. M., & Flick, R. W. (2007). Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 8897–8901. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609568104>
- Krause, S., Lewandowski, J., Grimm, N. B., Hannah, D. M., Pinay, G., McDonald, K., Martí, E., Argerich, A., Pfister, L., Klaus, J., Battin, T., Larned, S. T., Schelker, J., Fleckenstein, J., Schmidt, C., Rivett, M. O., Watts, G., Sabater, F., Sorolla, A., et al. (2017). Ecohydrological interfaces as hot spots of ecosystem processes. *Water Resources Research*, 53, 6359–6376. <https://doi.org/10.1002/2016WR019516>
- Letzel, T., Bayer, A., Schulz, W., Heermann, A., Lucke, T., Greco, G., Grosse, S., Schüssler, W., Sengl, M., & Letzel, M. (2015). LC-MS screening techniques for wastewater analysis and analytical data handling strategies: Sartans and their transformation products as an example. *Chemosphere*, 137, 198–206. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.083>
- Lewandowski, J., Putschew, A., Schwesig, D., Neumann, C., & Radke, M. (2011). Fate of organic micropollutants in the hyporheic zone of a eutrophic lowland stream: Results of a preliminary field study. *Science of the Total Environment*, 409, 1824–1835. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.028>

- Lewandowski, J., Arnon, S., Banks, E., Batelaan, O., Betterle, A., Broecker, T., Coll, C., Drummond, J. D., Garcia, J. G., Galloway, J., Gomez-Velez, J., Grabowski, R. C., Herzog, S. P., Hinkelmann, R., Höhne, A., Hollender, J., Horn, M. A., Jaeger, A., Krause, S., et al. (2019). Is the hyporheic zone relevant beyond the scientific community? *Water (Switzerland)*, 11. <https://doi.org/10.3390/w11112230>
- Loos, R., Carvalho, R., António, D. C., Comero, S., Locoro, G., Tavazzi, S., Paracchini, B., Ghiani, M., Lettieri, T., Blaha, L., Jarosova, B., Voorspoels, S., Servaes, K., Haglund, P., Fick, J., Lindberg, R. H., Schwesig, D., & Gawlik, B. M. (2013). EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *Water Research*, 47, 6475–6487. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.024>
- Massmann, G., Greskowiak, J., Dünnebier, U., Zuehlke, S., Knappe, A., & Pekdeger, A. (2006). The impact of variable temperatures on the redox conditions and the behaviour of pharmaceutical residues during artificial recharge. *Journal of Hydrology*, 328, 141–156. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.12.009>
- Nödler, K., Hillebrand, O., Idzik, K., Strathmann, M., Schipperski, F., Zirlewagen, J., & Licha, T. (2013). Occurrence and fate of the angiotensin II receptor antagonist transformation product valsartan acid in the water cycle - A comparative study with selected β -blockers and the persistent anthropogenic wastewater indicators carbamazepine and acesulfame. *Water Research*, 47, 6650–6659. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.034>
- Pal, A., He, Y., Jekel, M., Reinhard, M., & Gin, K. Y. H. (2014). Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. *Environment International*, 71, 46–62. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.05.025>
- Posselt, M., Jaeger, A., Schaper, J. L., Radke, M., & Benskin, J. P. (2018). Determination of polar organic micropollutants in surface and pore water by high-resolution sampling-direct injection-ultra high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 20, 1716–1727. <https://doi.org/10.1039/c8em00390d>
- Richmond, E. K., Rosi, E. J., Walters, D. M., Fick, J., Hamilton, S. K., Brodin, T., Sundelin, A., & Grace, M. R. (2018). A diverse suite of pharmaceuticals contaminates stream and riparian food webs. *Nature Communications*, 9, 4491. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06822-w>
- Schaper, J. L., Posselt, M., McCallum, J. L., Banks, E., Hoehne, A., Meinikmann, K., Shanafield, M., Batelaan, O., & Lewandowski, J. (2018a). Hyporheic exchange controls fate of trace organic compounds in an urban stream. *Environ. Sci. Technol.*, 52, 12285–12294. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03117>
- Schaper, J. L., Seher, W., Nützmänn, G., Putschew, A., Jekel, M., & Lewandowski, J. (2018b). The fate of polar trace organic compounds in the hyporheic zone. *Water Research*, 140, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.040>
- Schaper, J. L., Posselt, M., Bouchez, C., Jaeger, A., Nuetzmänn, G., Putschew, A., Singer, G., & Lewandowski, J. (2019). Fate of Trace Organic Compounds in the Hyporheic Zone: Influence of Retardation, the Benthic Biolayer, and Organic Carbon. *Environmental Science and Technology*, 53, 4224–4234. research-article. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06231>
- Schwarzenbach, R. P., Escher, B. I., Fenner, K., Hofstetter, T. B., Johnson, C. A., Von Gunten, U., & Wehrli, B. (2006). The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science*, 313, 1072–1077. <https://doi.org/10.1126/science.1127291>
- Trautwein, C., & Kümmerer, K. (2011). Incomplete aerobic degradation of the antidiabetic drug Metformin and identification of the bacterial dead-end transformation product Guanylurea. *Chemosphere*, 85, 765–773. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.057>

Rewetting events in intermittent rivers and ephemeral streams on the global scale: insights from the laboratory study within the 1000 Intermittent Rivers Project

Oleksandra Shumilova¹, Dominik Zak^{1,2}, Thibault Datry³, Daniel von Schiller⁴, Arnaud Foulquier⁵, Roland Corti^{1,3}, Klement Tockner⁶, Christiane Zarfl⁷ and 1000 Intermittent Rivers Project team⁸

¹ Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Berlin, Germany (shumilova@igb-berlin.de)

² Department of Bioscience, Aarhus University, Silkeborg, Denmark (doz@bios.au.dk)

³ National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture (IRSTEA), Lyon, France (thibault.datry@irstea.fr)

⁴ University of the Basque Country, Bilbao, Spain (d.vonschiller@ub.edu)

⁵ Laboratoire d'Écologie Alpine, Grenoble Alpes University, Grenoble, France (arnaud.foulquier@univ-grenoble-alpes.fr)

⁶ Austrian Science Fund (FWF), Vienna, Austria (Klement.Tockner@fwf.ac.at)

⁷ Center for Applied Geosciences, Eberhard Karls Universität Tübingen, Tübingen, Germany (christiane.zarfl@uni-tuebingen.de)

⁸ 1000 intermittent rivers project (https://1000_intermittent_rivers_project.irstea.fr/)

Keywords: temporary rivers, leaching, sediments, leaves, biofilms

Introduction

Intermittent rivers and ephemeral streams (IRES) are waterways that cease to flow at some points in space and time along their course (Acuña et al. 2014). Actually they cover more than half of the global river network, and they are predicted to expand in both time and space due to global change (Larned et al. 2010; Datry et al. 2017). Research on nutrient and organic matter (OM) dynamics in IRES is restricted to selected case studies, which limits understanding their role in biogeochemical cycles at catchment and global scales (Datry et al. 2014; von Schiller et al. 2017).

From a biogeochemical perspective, IRES function as punctuated biogeochemical reactors (Larned et al. 2010; Datry et al. 2010). During rainfall and flow recovery events coarse particulate organic material (CPOM) accumulated within the dry phase is reflooded. This leads to a massive pulsed release of nutrients and OM, known as first-pulse events (Obermann et al. 2007). Concentrations of released substances may exceed baseflow values by orders-of-magnitude and thus constitute a substantial proportion of annual fluxes (Bernal et al. 2013). Released nutrients and OM fuel heterotrophic consumers, control processes of nutrient cycling, fate of dissolved organic matter (DOM) and stream metabolism (Baldwin & Mitchell 2000; Fellman et al. 2013; Skoulikidis et al. 2017). At the same time they may cause eutrophication and hypoxia in downstream reservoirs and coastal areas (Hladyz et al. 2011; Whitworth et al. 2012).

The release of dissolved nutrients and OM from CPOM, biofilm mats and sediments during rewetting events is defined as leaching (e.g., Bärlocher 2005; Nykvist 1963). Leachates from leaves, the major fraction of accumulated CPOM in dry river beds (Datry et al. 2018), contain high concentrations of

DOC (from 6 to 39 % of the leaf bulk carbon content), nutrients (e.g., phosphorus, nitrogen, potassium), soluble sugars, carbonic and amino acids, phenolic substances, and proteins (Nykqvist 1963; Bärlocher 2005). Similarly, leaching from sediments of IRES releases large concentrations of inorganic nitrogen (e.g., Tzoraki et al. 2007; Arce et al. 2014; Merbt et al. 2016). Furthermore, dry riverbeds are often covered by epilithic biofilm mats (further referred as “biofilms”), composed of microorganisms (algae, bacteria, fungi) embedded in a matrix of extracellular polymeric substances (Sabater et al. 2016). The leachate from biofilms may contain highly bioavailable organic carbon and nitrogen due to the accumulation of exudates and products of cell lysis (Romani et al. 2017).

The quantity and quality of nutrients and OM released upon rewetting will depend on physico-chemical characteristics and field-scale loadings of substrates found within the riverbed (e.g. Hladysz et al. 2011). Physical state and chemical composition of accumulated substrates are controlled by environmental variables that act at both large (influenced by climate) and local scales (e.g., influenced by river geomorphology, land use, riparian canopy, timing and duration of the dry phase) (Aerts 1997; Datry et al. 2018; von Schiller et al. 2017). Despite the general knowledge of the process of nutrient and OM release in IRES upon rewetting and controlling factors, it remains unknown what concentrations and qualitative characteristics of leached substances can be expected and whether they can be rationally predicted based on environmental variables within the riverbeds.

In the present study, we experimentally simulated pulsed rewetting events under laboratory conditions using substrates collected in 205 IRES globally. The study was conducted as a part of the international research initiative „1000 Intermittent Rivers Project“ (Datry et al. 2016, http://1000_intermittent_rivers_project.irstea.fr/). The aims of the study presented here were to (i) compare the quantity and quality of nutrients and OM released from accumulated leaves, biofilms and bed sediments, (ii) identify the environmental variables that explain the variability of release rates, and (iii) estimate area-specific (per m² of bed surface) flux rates of nutrients and OM during pulsed rewetting events. We focused on common nutrient and OM species, which control essential ecosystem processes such as primary production and microbial respiration (Elser et al. 2007; Conley et al. 2009). Furthermore, we estimated the size categories and optic properties of released DOM, as proxies of its quality. We expect the quantities of nutrients and OM and qualitative characteristics of DOM to differ significantly among substrates, depending on substrate characteristics, which are determined by environmental variables. Our results will contribute to understanding the role of pulsed rewetting events in IRES and will stimulate research on the role of IRES in the regional and global nutrient and OM cycles.

Materials and Methods

Detailed description of materials and methods used in the study are provided in Shumilova et al. 2019. A total of 205 IRES (Fig. 1), located in 27 countries and spanning 13 Köppen-Geiger climate classes, were sampled during the dry period within the frame of the 1000 Intermittent Rivers Project, applying a standardized protocol (Datry et al. 2016). Briefly, for each river, a characteristic river reach, defined as 10 times the width of the average active channel, was selected. Each reach was sampled for CPOM (leaves), epilithic biofilms (if present) and sediments.



Fig. 1: Location of the sampling sites (N = 205) across five climate zones. Climate zones according to Köppen–Geiger classes are marked with different colors

Nine environmental variables were selected to analyze their influence on the leachates' characteristics for each reach. As proxies of a large scale influence, we used the aridity index and potential evapotranspiration (PET), extracted from the Global Aridity and PET database (for details see Datry et al. 2018). River width, fraction (%) of riparian cover within the riverbed (visually estimated river bed area covered by vegetation), dry period duration, altitude and fraction (%) of pasture, forest and urban areas within the catchment were selected as proxies of a local influence. These parameters were recorded in situ by participants of the 1000 Intermittent Rivers Project.

The experiment and chemical analyses of leachates were conducted at the Department of Chemical Analytics and Biogeochemistry of the Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries in Berlin. Leachates were produced using standardized procedure (20°C, 4 hours duration, NaCl as a leaching solution, for details see Shumilova et al. 2019). After filtration leachates were analysed for DOC, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , SRP and concentration of phenolics using standardized methods. A subset of samples representing different climate zones was selected for analysis of dissolved organic nitrogen (DON) concentrations and characterisation of DOM fractions using size-exclusion chromatography (SEC) with organic carbon and organic nitrogen detection (LC-OCD-OND analyzer, DOC-Labor Huber, Karlsruhe, Germany). DOM was classified into three major sub-categories: (i) biopolymers (BP), (ii) humic or humic-like substances (HS) including building blocks and (iii) low-molecular weight substances (LMWS) including low molecular weight acids and low molecular weight neutral substances. For further qualitative characterisation of DOM we calculated fluorescence index (FI), humification index (HIX) and freshness index ($\beta:\alpha$) based on fluorescence excitation-emission matrices for all DOM samples (for details see Shumilova et al. 2019).

In addition, for each type of substrate, organic C and total N content were determined using elemental analyzers. Obtained values of nutrients and OM concentrations in leachates were used to calculate respective release rates per g of dry substrate (total leaching rates) and per g of respective element, C or N, in the substrate (relative leaching rates). Total leaching rates allow estimating areal fluxes upon rewetting based on the substrate masses accumulated at the field scale. Relative leaching rates indicate a potential of substrates to release nutrients and OM in relation to C and N content in substrates.

Total areal flux of nutrients and OM from a representative square meter of the riverbed was calculated based on information about masses of leaves and biofilms accumulated per 1 m² of dry riverbeds (Datry et al. 2018), as well as on average mass of sediments present within 1 m² of surface area. Overall, the total areal flux is the sum of nutrients and OM leached from all substrates found within the dry riverbed.

For detailed description of statistical analysis see Shumilova et al. 2019. Differences in the total and relative leaching rates from different substrates were assessed using the Kruskal-Wallis non-parametric test followed by the Dunn test with Bonferroni correction for post hoc comparison. Partial least squares (PLS) regression models were applied to analyse the effect of environmental variables and substrate characteristics (independent variables X) on the quantitative (concentrations of nutrients and OM) and qualitative (qualitative characteristics of DOM) characteristics of the leachates (dependent variable Y) (Wold et al. 2001). In order to partition variance in quantitative and qualitative characteristics of nutrients and OM explained by different groups of variables (environmental variables, substrate characteristics, and the effect of environmental variables through their impact on measured substrate characteristics), we used the approach suggested in Borcard et al. 1992.

Results and Discussion

Leaching of organic matter and nutrients

Leachates released from the different substrates differed significantly in concentrations of nutrients and OM (for detailed results see Fig. 3 in Shumilova et al. 2019). Substrates of organic origin (leaves and biofilms) released higher concentrations of nutrients and OM compared to sediments, which was consistent with results from other studies on nutrients and OM release from different kinds of substrates that can be found within riverbeds (e.g., Ostojić et al. 2013). Substrates of organic origin and sediments differed also in magnitudes of released inorganic species. Leaves and biofilms released higher concentration of SRP compared to nitrogen species, while in sediments it was opposite similarly as observed in previous field and laboratory studies (e.g., Tzoraki et al. 2007; Skoulidakis & Amaxidis 2009).

Sediments had the lowest total leaching rates per gram of substrate, but their relative leaching rates of nitrate (i.e. per g of nitrogen contained in the substrate) were higher compared to the leachates from biofilms and leaves. During the dry period, sediments are in contact with air, which leads to accumulation of inorganic nitrogen in the form of nitrate due to increased nitrification and inhibited denitrification (Arce et al. 2014; Merbt et al. 2016).

Among all substrates, higher variability could have been expected in the total leaching rates from sampled leaves due to a large diversity of factors that affect the amount of soluble compounds in leaves. This includes physiological characteristics of the leaves (e.g., thickness and toughness) and heterogeneity of leaf material in terms of drying history and preconditioning due to invertebrates, microbial preconditioning, and exposure to UV-light (Fellman et al. 2013; Abril et al. 2016; Dieter et al. 2011). However, the highest variability was observed for biofilms and sediments. In biofilms, this was most likely related to different survival rates upon rewetting of algae and bacteria present in the biofilm matrix (Timoner et al. 2012; Sabater et al. 2016). In addition, biofilms trap nutrients and OM within their matrix, which also contributes to the variability in leaching rates (Sabater et al. 2016). Similarly, several factors affect leaching from sediments ranging from dissolution of salts accumulated on sediment particles to mineralization of cytoplasmic solutes of dead communities or release of intracellular solutes upon rewetting (Baldwin & Mitchell 2000; Marxsen et al. 2010). The

high proportion of microbially derived DOM in sediment leachates underlines the importance of mineralization processes in this substrate.

In addition to quantitative variability, leachates released from different substrates analysed in this study varied in the qualitative characteristics of released DOM affecting their potential to contribute to ecosystem processes (see Fig. 4 in Shumilova et al. 2019). Biofilms released DOM with qualitative characteristics that suggest its higher potential bioavailability (low aromaticity, DOC:DON, phenolic:DOC ratios). This is related to compositional and structural characteristics of the biofilms, whose mass is mainly represented by microorganisms with a low C:N ratio and has a low abundance of structural compounds and secondary metabolites (e.g., lignin, phenols) compared to leaves. Biofilm leachates also contained the highest percentage of biopolymers in comparison with other size fractions of DOM. BPs may play a key role as source of bioavailable DOM in IRES and are more likely to be retained within the riverbed upon rewetting (Romani et al. 2006; von Schiller et al. 2015). Scouring of biofilms from areas where they are located during rewetting events can in addition lead to increases in highly bioavailable material within the river network due to redistribution with water flow (Ylla et al. 2010).

Dissolved OM released from sediments and leaves differed in the origin of DOM and its molecular categories distribution, although no significant differences in SUVA₂₅₄ values (indicator of aromatic carbon content) were found. In sediments compared to leaves, a higher proportion of leached DOM originates from microbial cell lysis and release of intracellular solutes (Baldwin & Mitchell 2000; Merbt et al. 2016), or might be modified by microbial activity that recovered immediately after rewetting (Ylla et al. 2010; Sabater et al. 2016). We observed a very high variability in values of FI and $\beta:\alpha$ for sediments which shows that the contribution of microbially derived DOM from sediments is highly variable, potentially due to different survival rates and composition of communities (Marxsen et al. 2010; Pohlen et al. 2013). In contrast to the case of sediments, DOM from leaves had a clear plant origin and indicated a lower contribution of microbial processes to leaching.

Considering the distribution of DOM size fractions (see Fig. 5 in Shumilova et al. 2019), HS were the most abundant category in the leachates from all investigated substrates, which was consistent with the composition of DOM characterized after rewetting of IRES in other field studies (von Schiller et al. 2015). However, leaves had a higher relative proportion of LMWS. Due to their small size, these molecules are highly mobile and can mobilize from stream-riparian interface to groundwater (Romani et al. 2006). This indicates that upon rewetting in IRES this size fraction of DOM might avoid immobilization at stream-riparian interface compared more bioavailable molecules of large size (e.g. BP released in high amount from biofilms).

Inter-climate comparison

Comparison of leachates based on climate zones showed significant differences only in total leaching rates from sediments (see Table 2 and Table S4 in Shumilova et al. 2019). Continental and arid zones opposed to each other in magnitudes of leaching rates and aromatic carbon content of leachates. In the arid zone, organic matter accumulates to a lower extent than in the continental zone, thus lower concentrations of nutrients can be released to sediments and therefore expected during flush events. However, implications of remobilized nutrients and OM on the ecosystem can be greater in this zone due to a lower aromaticity of released DOM and thus its higher potential bioavailability (Weishaar et al. 2003). Based on our analysis, such differences across climate zones are related to the duration of dry periods (in our study 260 ± 241 days (mean and SD) for arid and 106 ± 67 days for continental zone, see Table S1 in Shumilova et al. 2019), type of riparian vegetation and the effect of photodegradation. The latter is more pronounced in arid zones where vegetation cover, and thus shading, is low ($49 \pm 33\%$

in the arid zone and $81 \pm 25\%$ in the continental zone). In addition, the aridity index was 2.6 times higher in the arid zone compared to the continental zone. Increased aridity leads to a reduction in nutrient concentrations in soil due to increased soil erosion and a reduced riparian cover accompanied by lower nitrogen mineralization (Schimmel & Bennet 2004; Delgado-Baquerizo et al. 2013).

Drivers of leachates characteristics

Understanding which factors control the quantitative composition and qualitative characteristics of leachates that are released during rewetting events in IRES is a prerequisite to predict peak nutrient loads across geographical locations and their potential ecological consequences. The analysis on variance partitioning shows that drivers of leachates' quantitative composition and qualitative characteristics differ among studied substrates and are climate-specific (see Fig. 6 in Shumilova et al. 2019). In case of sediments, environmental variables had the highest influence on the substrate characteristics and thus on the variance in the concentrations and quality of leachates. In case of leaves and biofilms, variance in both quantitative composition and qualitative characteristics of leachates was best predicted based on environmental variables alone. Results indicate that environmental variables influenced leaching through other substrate characteristics rather than carbon and nitrogen content and their stoichiometric ratio measured in our study. Such characteristics as structural compounds, toughness, and content of secondary metabolites in substrates could have affected leaching through the effect on their mass loss during the dry phase and simulated rewetting, and on activity of microbial community in leachates.

Potential evapotranspiration (PET) was found to be an influential environmental variable for the quantitative composition of leachates for both leaves and sediments (see Fig. 6 in Shumilova et al. 2019). PET reflects the ability of the atmosphere to remove water through the process of evapotranspiration, therefore being an indicator of soil and litter moisture availability (Aerts et al. 1997; Zomer et al. 2007). In addition, evapotranspiration was recognized as a key indicator of climatic control on litter decomposition on the global scale (Aerts et al. 1997). In sediments, moisture serves as a regulator of survival and composition of microbial and thus degrading communities present within sediments (Timoner et al. 2012). In the beds of IRES in particular, a low moisture level reduces litter decomposition, which increases the DOC release upon rewetting (Abril et al. 2016).

Overall, predictors for the quantitative composition and qualitative characteristics of leachates are subject to inter-substrate and cross-climate differences. In the arid zone, where IRES usually are characterized by open canopy (Steward et al. 2012), aridity and riparian cover best explain the variance in sediment leachates. Vegetation type and dynamics in arid areas can significantly alter the nutrient content of the sediments, which in general contain less organic C and total N compared to more humid regions (Delgado-Baquerizo et al. 2013). The type of land use (mainly the fraction of pasture) explains a high percentage of variance in concentrations of nutrients and OM in the leachates from leaves, but not from sediments. The presence of agricultural areas in catchments reduces plant vegetation along the river channel and thus increases the insolation of the riverbed promoting photochemical mineralization and biodegradability of accumulated CPOM (Abril et al. 2016). Only in the continental and tropical climate zones, the duration of the dry period had a strong influence on the variance in leachates in our analysis. In many case studies, however, it was recognized as an important factor that influences leaching from substrates in IRES because the intensity and duration of the dry period changes the composition and matrix structure of the substrate (von Schiller et al. 2017). Most likely, this discrepancy can be explained by the fact that substrates were collected within the duration of dry period, when substrates with different drying history had been accumulated. In addition, our study was conducted under laboratory conditions, therefore it was not possible to account for additional factors that potentially influence leaching in the field (e.g. temperature at the

moment of leaching, intensity of precipitation, severity and timing of a rewetting event, volume of a flood, local topography that influences preferential flow paths etc. (Baldwin & Mitchell 2000; Hlayz et al. 2011; Bernal et al. 2013)).

Among factors that could have an effect on quantitative and qualitative composition of released leachates, but were not measured in our study, is moisture content in the sediments of riverbeds at the moment of samples' collection, which depends on such factors as temperature, rainfall and evaporation (Larned et al. 2010; Steward et al. 2012). Moisture can affect decomposition rates of leaves within the bed of IRES with higher mass loss under moist conditions due to more active role of microbial decomposers (Abril et al. 2016). In sediments itself, presence of water (e.g. due to rainfall that rewet sediments, but does not create surface flow) can create anoxic sites that may lead to denitrification and reduction in nitrate content (e.g. Arce et al. 2015; von Schiller et al. 2017). Apart from moisture, variability in microbial communities associated with substrates can affect decomposition of accumulated materials, release of DOM upon rewetting and bacterial growth (von Schiller et al. 2017).

Areal fluxes from dry riverbeds

Under field conditions, nutrient loads delivered with rewetting events in IRES will depend not only on the release per g of substrates, but also on their field scale loadings. In IRES, accumulation of plant litter on the dry riverbed can reach up to 963 g m⁻² depending on aridity, river width, catchment area, riparian cover and drying duration (Datry et al. 2018). By comparing areal fluxes from different IRES, we aimed to see whether the amounts of substrate material accumulated within the riverbeds (mainly plant litter and biofilms) determine the fluxes of the nutrients and OM species that are transported downstream. In analyzed IRES, the largest amounts of leaves were found in the continental (median 54 g m⁻²) and the temperate zones (43 g m⁻²). In addition, both leaves and sediments were characterized by the highest leaching rates in the continental zone. Higher values of areal nutrient and OM fluxes estimated for IRES within the continental zone thus results from a combination of the extent of accumulated leave material, initially higher nutrient and OM contents in the plant litter as well as a decline in the rates of OM decomposition generally observed with increasing latitude (Boyer et al. 2017; Meentemeyer 1978). Higher allochthonous input of OM in the form of leaves also results in a higher nutrient content in the sediments. Depending on local conditions, other substrates, such as wood (Datry et al. 2018), are also present within the beds of IRES, however their contribution to the nutrient load is relatively small compared to leaf litter and sediments (O'Connell et al. 2000; Hladysz et al. 2011).

Comparison of areal fluxes from IRES during single rewetting events with data on nutrient loads in catchments with perennial rivers (see Table S6 in Shumilova et al. 2019) shows that, in case of a rewetting event, IRES provide a pulse of nutrients that can be an order of magnitude higher compared to an average annual or event controlled load during storm or snow melt in perennial systems. Therefore, the data obtained in our study serve as the basis for further upscaling and modelling of the processes observed on a laboratory scale in order to address ecological implications of rewetting events at catchment scales.

Conclusions

We identified IRES to function as pulsed biogeochemical reactors at a global scale. The underlying experiments were conducted under laboratory conditions such that actual magnitudes of leached substances may differ in the natural environment. Our data serve also as a basis for further upscaling

and modeling of the processes observed in the laboratory to address ecological implications of rewetting events at catchment scales. Potential implications for the functioning of rivers could be determined by the effect of leached substances on the degree of nutrient limitation of microorganisms downstream, and therefore community composition (Demi et al. 2019) as well as on the fate of refractory substances and intensification of their decomposition through the so-called “priming effect” (Guenet et al. 2010). The results of our study support the recent call for developing effective strategies for the management of IRES to avoid negative consequences for downstream ecosystems caused by excessive nutrient and OM load.

Acknowledgments

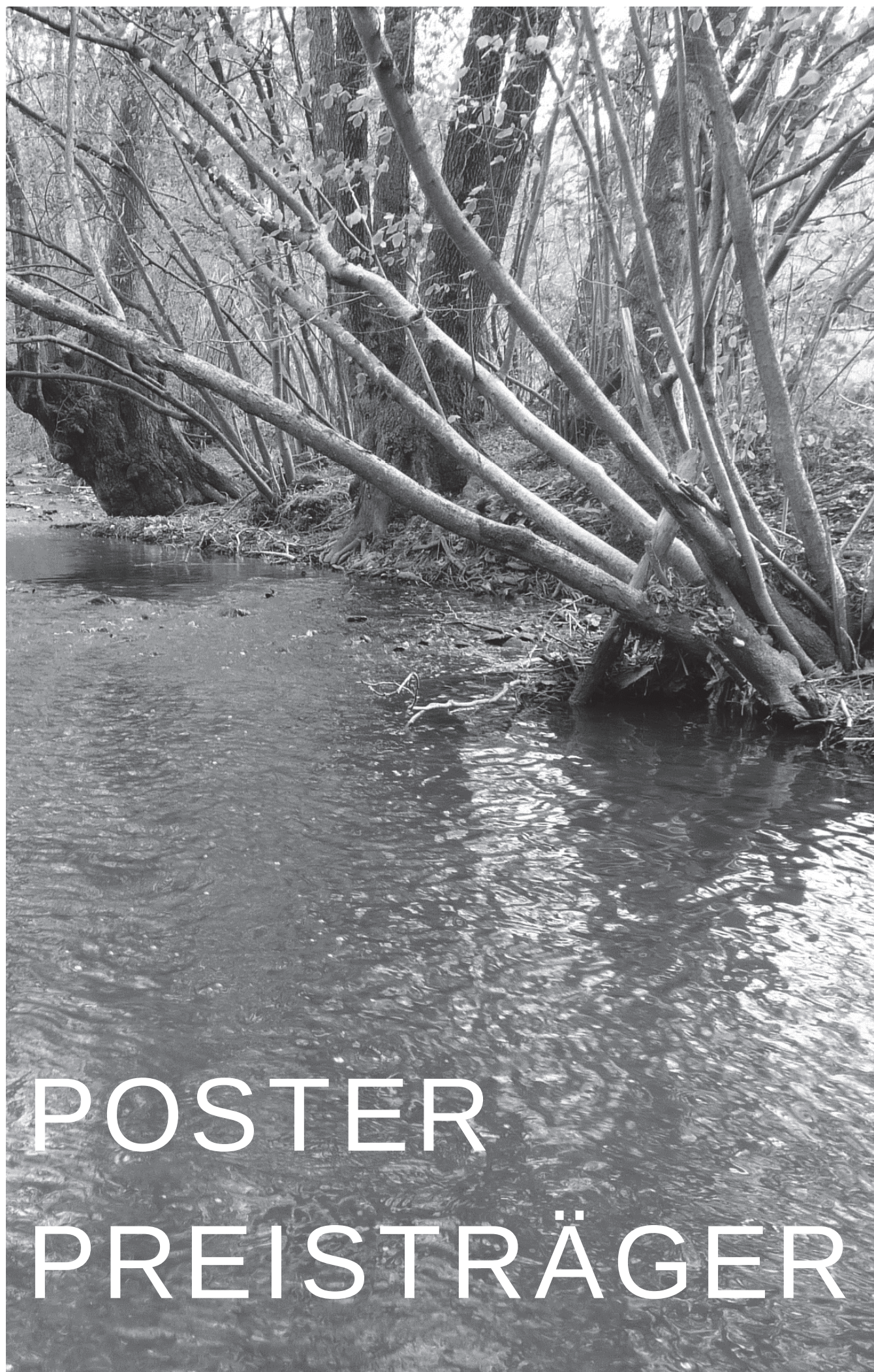
This work has been carried out within the SMART Joint Doctorate Programme ‘Science for the Management of Rivers and their Tidal systems’ funded by the Erasmus Mundus Joint Doctorate Programme of the European Union ([http:// www.riverscience.it](http://www.riverscience.it)). O.S. was also supported by a grant for a short-term scientific mission to the University of the Basque Country, Spain, within the COST Action CA15113 (SMIRES, Science and Management of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams, www.smires.eu) and IGB equal opportunity fund for young female scientists. We are thankful to the members of the Department on Chemical Analytics and Biogeochemistry at IGB for support with the laboratory analysis, Gabriel Singer for advice on statistical analysis, Geremie Fonvielle for support with absorbance-fluorescence analysis.

Literature

- Abril, M., Munoz, I., & Menendez, M. (2016). Heterogeneity in leaf litter decomposition in a temporary Mediterranean stream during flow fragmentation. *Science of the Total Environment*, 553, 330–339.
- Acuña, V., Datry, T., Marshall, J., Barceló, D., Dahm, C. N., Ginebreda, A., McGregor, G., Sabater, S., Tockner, K., & Palmer, M. A. (2014). Why should we care about temporary waterways? *Science*, 343, 1080–1081.
- Aerts, R. (1997). Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79, 439–449.
- Arce, M., Sánchez-Montoya, M. M., Vidal-Abarca, M. R., Suárez, M. L., & Gómez, R. (2014). Implications of flow intermittency on sediment nitrogen availability and processing rates in a Mediterranean headwater stream. *Aquatic Science*, 76, 173–186.
- Arce, M.I., Sánchez-Montoya, M. M., & Gómez, R. (2015) Nitrogen processing following experimental sediment rewetting in isolated pools in an agricultural stream of a semiarid region. *Ecological Engineering*, 77, 233–241.
- Baldwin, D. S., & Mitchell, A. M. (2000). The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: a synthesis. *Regulated Rivers Research and Management*, 16, 457–467.
- Bärlocher, F. (2005). Leaching. In Graça, M. A. S., Bärlocher, F., & Gessner, M. O. (Eds.), *Methods to study litter decomposition: a practical guide* (pp. 33 – 36).. Springer, Netherlands.
- Bernal, S., von Schiller, D., Sabater, F., & Martí, E. (2013). Hydrological extremes modulate nutrient dynamics in mediterranean climate streams across different spatial scales. *Hydrobiologia*, 719, 31–42.
- Borcard, D., Legendre, P., & Drapeau, P. (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73, 1045–1055.
- Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K. E., Lancelot, C., & Likens, G. E. (2009). Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, 323, 1014–1015.
- Datry, T., Corti, R., Foulquier, A., von Schiller, D., & Tockner, T. (2016). One for all, all for one: a global river research network. *Eos*, 97, 13–15.
- Datry, T., Bonada, N., Boulton, A. J. (2017) General introduction. In Datry T, Bonada N & Boulton A (Eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams* (pp. 1 - 16). Academic Press.

- Datry, T., Foulquier, A., Corti, R., von Schiller, D., Tockner, K., Mendoza-Lera, C., Zoppini, A. (2018). A global analysis of terrestrial plant litter dynamics in non-perennial waterways. *Nature Geoscience*, 11, 497–503.
- Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F. T., Zaady, E. (2013). Decoupling of soil nutrient cycles as a function of aridity in global drylands. *Nature*, 502, 672–676.
- Demi, L.M., J.P. Benstead, A.D. Rosemond, Maerz, J. C. (2019). Experimental N and P additions alter stream macroinvertebrate community composition via taxon-level responses to shifts in detrital stoichiometry. *Functional Ecology*, 33, 855–867.
- Dieter, D., von Schiller, D., Garcia-Roger, E., Sanchez-Montoya, M. M., Gomez, R., Mora-Gomez, J., Sangiorgio, F., Gelbrecht, J., & Tockner, K. (2011). Preconditioning effects of intermittent stream flow on leaf litter decomposition. *Aquatic Sciences*, 73, 599–609.
- Elser, J. J., Bracken, M. E. S., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., Ngai, J. T., Seabloom, E. W., Shurin, J. B., & Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10, 1135–1142.
- Fellman, J. B., Petrone, K. C., & Grierson, P. F. (2013). Leaf litter age, chemical quality, and photodegradation control the fate of leachate dissolved organic matter in a dryland river. *Journal of Arid Environments*, 89, 30–37.
- Guenet B., Danger M., Abbadie L., Lacroix G. (2010). Priming effect: bridging the gap between terrestrial and aquatic ecology. *Ecology*, 91: 2850–2861.
- Hladyz, S., Watkins, S. C., Whitworth, K. L., & Baldwin, D. S. (2011). Flows and hypoxic blackwater events in managed ephemeral river channels. *Journal of Hydrology*, 401 (1–2), 117–125.
- Larned, S. T., Datry, T., Arscott, D. B., & Tockner, K. (2010). Emerging concepts in temporary- river ecology. *Freshwater Biology*, 55, 717–738.
- Marxsen, J., Zoppini, A., & Wilczek, S. (2010). Microbial communities in streambed sediments recovering from desiccation. *FEMS Microbiology Ecology*, 71, 374–386.
- Meentemeyer, V. (1978). Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*, 59, 465–472.
- Merbt, S. N., Proia, L., Prosser, J. I., Casamayor, E. O., & von Schiller, D. (2016). Stream drying drives microbial ammonia oxidation and first flush nitrate export. *Ecology*, 97(9), 2192–2198.
- Nykvist, N. (1963). Leaching and decomposition of water-soluble organic substances from different types of leaf and needle litter. *Studies for Forest Success*, 4, 339–349.
- Obermann, M., Froebrich, J., Perrin, J.-L., & Tournoud, M.-J. (2007). Impact of significant floods on the annual load in an agricultural catchment in the Mediterranean. *Journal of Hydrology*, 334, 99–108.
- O’Connell, M., Baldwin, D. S., Robertson, A. I., & Rees, G. (2000). Release and bioavailability of dissolved organic matter from floodplain litter: influence of origin and oxygen levels. *Freshwater Biology*, 45, 333–342.
- Ostojić, A., Rosado, J., Miliša, M., Morais, M., & Tockner, K. (2013). Release of nutrients and organic matter from river floodplain habitats: simulating seasonal inundation dynamics. *Wetlands*, 33, 847–859.
- Pohlen, E., Fandino, O. A., & Marxsen, J. (2013). Bacterial community composition and extracellular enzyme activity in temperate streambed sediment during drying and rewetting. *PLoS One*, 8, 1–14.
- Romani, A. M., Vazquez, E., & Butturini, A. (2006). Microbial availability and size fractionation of dissolved organic carbon after drought in an intermittent stream: biogeochemical link across the stream–riparian interface. *Microbial Ecology*, 52, 501–512.
- Romani, A. M., Chauvet, E., Febria, C., Mora-Gomez, J., Risse-Buhl, U., Timoner, X., Weitere, M., & Zeglin, L. (2017). The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: prokaryotes, fungi, and protozoans. In Datry T, Bonada N & Boulton A (Eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams* (pp. 161 - 181). Academic Press.
- Sabater, S., Timoner, X., Borrego, C., & Acuña, V. (2016). Stream biofilm responses to flow intermittency: from cells to ecosystems. *Frontiers in Environmental Science*, 4, 1–14.
- Shumilova, O., Zak, D., Datry, T., von Schiller, D., Corti, R., Foulquier, A., Obrador, B., Tockner, K., Zarfl, C. (2019) Simulating rewetting events in intermittent rivers and ephemeral streams: a global analysis of leached nutrients and organic matter. *Global Change Biol.* 25(5):1591–1611.
- Skoulidakis, N., & Amaxidis, Y. (2009). Origin and dynamics of dissolved and particulate nutrients in a minimally disturbed Mediterranean river with intermittent flow. *Journal of Hydrology*, 373, 218–229.
- Skoulidakis, N., Vardakas, L., Amaxidis, Y., & Michalopoulos, P. (2017). Biogeochemical processes controlling aquatic quality during drying and rewetting events in a Mediterranean non-perennial river reach. *Science of the Total Environment*, 575, 378–389.

- Steward, A.L., von Schiller, D., Tockner, K., Marshall, J.C., & Bunn, S.E. (2012). When the river runs dry: human and ecological values of dry riverbeds. *Frontiers in the Ecology and the Environment*, 10, 202–209.
- Timoner, X., Acuña, V., von Schiller, D., & Sabater, S. (2012). Functional responses of stream biofilms to flow cessation, desiccation and rewetting. *Freshwater Biology*, 57, 1565–1578.
- Tzoraki, O., Nikolaidis, N. P., Amaxidis, Y., & Skoulikidis, N. T. (2007). Instream biogeochemical processes of a temporary river. *Environmental Science and Technology*, 41, 1225–1231.
- von Schiller, D., Graeber, D., Ribot, M., Timoner, X., Acuna, V., Marti, E., Sabater, S., & Tockner, K. (2015). Hydrological transitions drive dissolved organic matter quantity and composition in a temporary Mediterranean stream. *Biogeochemistry*, 123, 429–446.
- von Schiller, D., Bernal, S., Dahm, C. N., & Martí, E. (2017). Nutrient and organic matter dynamics in intermittent rivers. In Datry T, Bonada N & Boulton A (Eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams* (pp. 135 - 152). Academic Press.
- Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R., & Mopper, K. (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition of dissolved organic matter. *Environmental Science and Technology*, 37, 4702–4708.
- Whitworth, K. L., Baldwin, D. S., & Kerr, J. L. (2012). Drought, floods and water quality: drivers of a severe hypoxic blackwater event in a major river system (the southern Murray–Darling Basin, Australia). *Journal of Hydrology*, 450–451, 190–198.
- Wold, S., Sjöström, M., & Eriksson, L. (2001). PLS-regression: a basic tool of chemometrics. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 58, 109–130.
- Ylla, I., Sanpera-Calbet, I., Vazquez, E., Romani, A. M., Munoz, I., Butturini, & A., Sabater, S. (2010). Organic matter availability during pre-and post-drought periods in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia*, 657, 217–232.
- Zomer, R. J., Bossio, D. A., Trabucco, A., Yuanjie, L., Gupta, D. C. & Singh, V. P. (2007). Trees and water: smallholder agroforestry on irrigated lands in northern India. *International Water Management Institute (IWMI Research Report 122)*, Colombo, Sri Lanka.



POSTER
PREISTRÄGER

Wanted: Groppe - auf Spurensuche in der Vechte

Julia Fröhlich¹, Josten, J.¹, Lober, I.¹, Diehle, N.¹, Günner, P.¹, Edler, C.² und T.K. Buttschardt¹

¹Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie,
AG Angewandte Landschaftsökologie und Ökologische Planung

²Bezirksregierung Münster, Obere Fischereibehörde

Keywords: Gewässermonitoring, Wasserrahmenrichtlinie, Groppe, FFH-Gebiet Vechte, Managementplan

Zusammenfassung

Die Groppe (*Cottus gobio*), als schützenswerter Grundfisch, stellt im FFH-Gebiet Vechte (DE-3809-302) eine der landesweit bedeutsamsten Populationen dar. Die Art reagiert empfindlich gegenüber anthropogenen Umwelteinflüssen und gewässerstrukturellen Defiziten (Wittkugel, 2005). Nach dem Jahr 2009 kam es zu einem drastischen Rückgang der Groppen-Bestände in der Vechte. Für das FFH-Gebiet Vechte gilt die Groppe als wertgebende FFH-Art, daher setzt das Projekt mit den gewässerökologischen Untersuchungen zur Ursachenermittlung ein.

Im Frühjahr 2018 wurden auf einer Fließstrecke von 17 km an insgesamt 16 Probestellen gewässerökologische Untersuchungen vorgenommen. Dabei wurden die Gewässerstrukturgüte nach LANUV (2012) sowie die Makrozoobenthos-(modifiziert nach Meier et al., 2006) und die Fischbiozönose (nach Dußling, 2009) erfasst. Stichprobenartig wurden an repräsentativen Standorten physikochemische Untersuchungen durchgeführt und kontinuierliche Zeitmessreihen zur Wassertemperatur und -standshöhen aufgestellt.

Die Spurensuche zeigte, dass die Vechte auf dem untersuchten Abschnitt einen defizitären Gewässerzustand aufweist. Die Zielart Groppe konnte nicht nachgewiesen werden. Um ein Wiederbesiedlungspotenzial in der Vechte zu schaffen, ist die Herstellung der biologischen Durchgängigkeit von vorrangiger Bedeutung. Neben der Groppe profitieren weitere aquatische Organismen von dieser Maßnahme. Außerdem sollte auf Grundlage der erhobenen Daten die Erstellung eines geeigneten Managementplans zur Entwicklung des FFH-Gebietes Vechte das Ziel sein.

Einleitung und Untersuchungsgebiet

Im Rahmen eines Studienprojekts des kooperativen Studiengangs Wasserwissenschaften der Westfälischen-Wilhelms-Universität und der Fachhochschule Münster wurden gewässerökologische Untersuchungen zum Verschwinden der Groppe (*Cottus gobio*) im FFH-Gebiet Vechte (DE-3809-302) durchgeführt. Ausgangspunkt der Untersuchungen war ein drastischer Rückgang der Groppen-Bestände im FFH-Gebiet.

Das Untersuchungsgebiet an der Vechte liegt im Westmünsterland, innerhalb der Münsterländer Tieflandbucht, und ist geprägt durch die Münsterländer Parklandschaft. Die Vechte ist als

sandgeprägter Tieflandbach (LAWA Fließgewässertyp 14, NRW Fließgewässertyp ‚Sandgeprägtes Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen‘) klassifiziert (MNULV, 2018). Der Abschnitt des Untersuchungsgebietes erstreckte sich von der Gemeinde Rosendahl bei Darfeld bis nach Metelen. Damit umfasst es etwa 17 Fließkilometer, sowie die vier Nebenbäche Burloer Bach bei Rosendahl, ein unbenannter Bach bei Schöppingen, die Haverschultenwelle und der Feldbach bei Metelen. Die Vechte ist in dem Untersuchungsabschnitt ein kleiner naturnaher Fluss in der Sandlandschaft, mit Kiesvorkommen im Sediment. Durch die Naturnähe und die insgesamt gute Gewässergüte wurde eine für das Tiefland herausragende und damit landesweit bedeutsame Population der Groppe im Untersuchungsgebiet registriert, sodass dieses als FFH-Gebiet ausgewiesen wurde (LANUV, 2013).

Die Groppe (*Cottus gobio*) ist ein nachtaktiver Grundfisch, dessen Verbreitungsgebiet sich nahezu über ganz Europa erstreckt (BUWAL, 2004). Sie ist ein Leitfisch der Forellen- und Äschenregion und besiedelt das Lückensystem von klaren, sommerkühlen, sauerstoffreichen Bächen und Flüssen mit kiesig-sandigen bis steinigen Bodensubstrat (LANUV, 2011). Der Fisch stellt große Ansprüche an seinen Lebensraum und weist eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Umwelteingriffen auf. Da die Groppe als Grundfisch wenig Mobilität aufweist, stellen besonders gewässerstrukturelle Defizite wie Abschnürungen, Schwellen oder kanalartige Rinnen Gefährdungsfaktoren dar (Wittkugel, 2005). Bereits Abschnürungen von 15 - 20 cm können von ihr nicht überwunden werden. Gewässer aufwärts gerichtete Kompensationswanderungen, die einen genetischen Austausch zwischen den Teilpopulationen gewährleisten, können nicht wahrgenommen werden (Barandun, 1990).

Methodik

Zur Berechnung des ökologischen Zustandes der Vechte wurde die Bewertungssoftware ASTERICS (4.0.4) mit PERLODES und das fischbasierte Bewertungssystem fiBs verwendet. Die Eingangsdaten des fischbasierten Bewertungssystems wurden mittels Elektrofischungen an Gewässerstrecken in der Vechte akquiriert. Das auf Makrozoobenthos-Taxa basierende System PERLODES bezog seine Eingangsdaten aus der Multi Habitat Sampling-Methode und der anschließenden Taxabestimmung.

Stichprobenartig wurden physikochemische Gewässeruntersuchungen durchgeführt, zudem wurden an repräsentativen Gewässerstationen Datalogger in das Pelagial und im Uferbereich eingesetzt um kontinuierliche Zeitmessreihen (Messzeitraum: ~ 60d, Messturnus: 1h) zu den Parametern Temperatur (°C) und Wasserstandshöhe (cm) im Untersuchungsgebiet Vechte aufzustellen.

Zur Erfassung und Bewertung der Gewässerstruktur wurde eine Vor-Ort-Erhebung direkt am Gewässer durchgeführt, wofür die Erhebungsbögen des LANUV Arbeitsblatt 18 (Stand 2012) verwendet wurden.

Ergebnisse und Diskussion

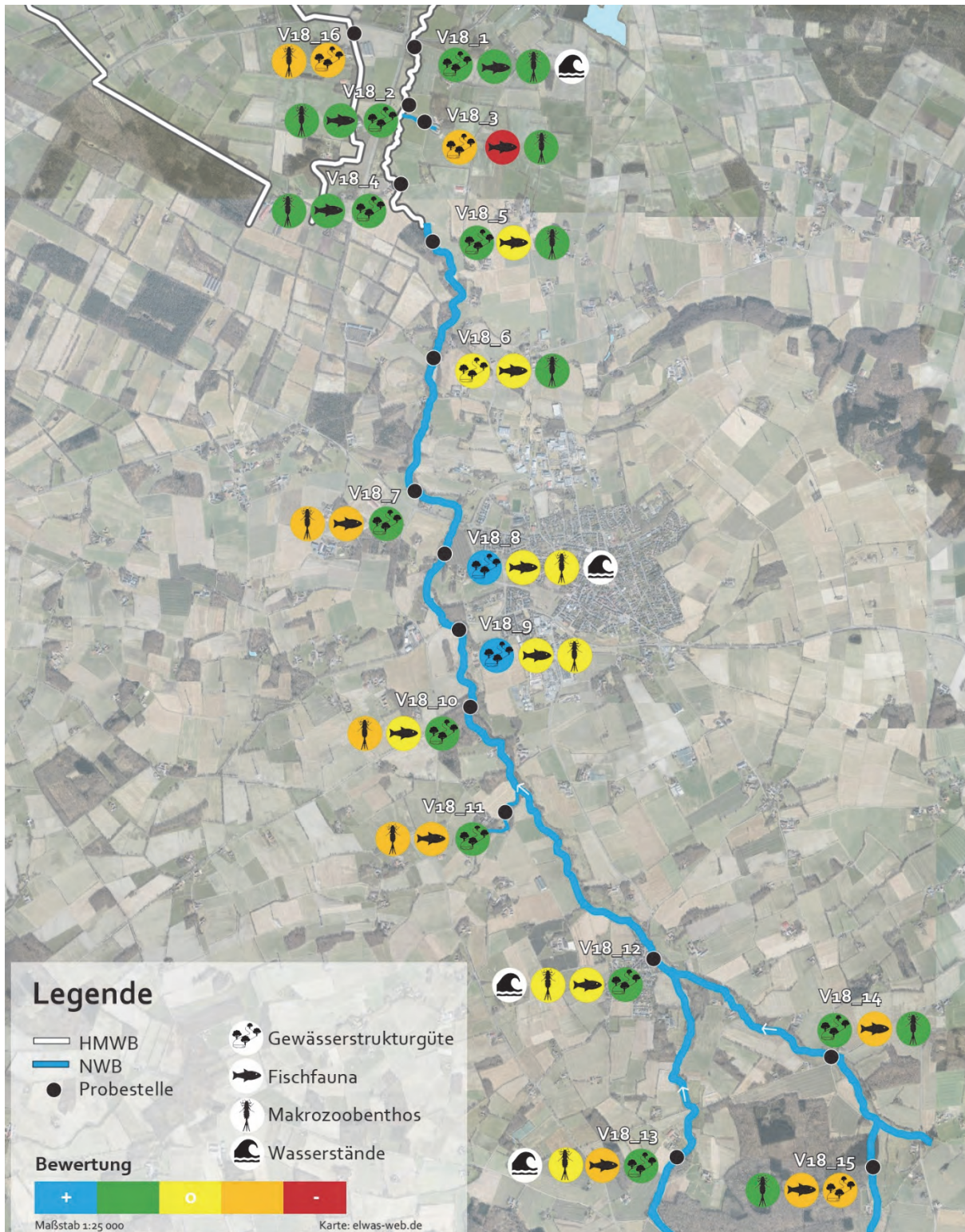


Abbildung 1: Ergebnisse der gewässerökologischen Untersuchungen im gesamten Untersuchungsgebiet

Gewässerstrukturgüte

Grundlegend zeigte sich, dass die Gewässerstrukturgüte der Vechte in den meisten Abschnitten mäßig bis stark verändert war. Defizite lagen vor allem beim Fehlen von Gewässerrandstreifen und erkennbaren strukturellen Differenziertheiten des Gewässerbettes. Gewässerrandstreifen entlang des Gewässers sollen der uneingeschränkten Gewässerentwicklung dienen und können den direkten Stoffeintrag, von z. B. Dünger und Pestiziden in das Gewässer vermindern. Das Fehlen der Gewässerrandstreifen entlang der Vechte kann einen entscheidenden Einfluss gehabt haben, dass die Gropenpopulation rückläufig ist, da die Groppe neben dem Eintrag von chemischen Stoffen, auf eine Versauerung des Gewässers reagiert. Ein pH-Wert unter 4,7 ist tödlich für den Grundfisch (BUWAL, 2004).

Des Weiteren variieren die Lebensraumanprüche der Groppe zwischen den einzelnen Altersgruppen, sodass eine mosaikartige Verteilung von Substraten wie Schotter, Kies und Steine im Gewässerbett, sowie eine Strömungsdiversität im Lauf bevorzugt werden (Leuner, 1994). Die Gewässerstrukturgütekartierung ergab, dass im Verlauf der Vechte vielerorts geringe Strömungsdiversitäten und Tiefen-varianzen vorzufinden waren, auch fehlten besondere Lauf-, und Sohlenstrukturen, wie z. B. Totholz, Kolke. Erkennbare Strömungsunterschiede an der Wasseroberfläche sind ein Zeiger für die hydraulisch, sedimentologisch und biologisch wirksame Gliederung und die strukturelle Differenziertheit des Gewässerbettes.

Das Tiefen-Breiten-Verhältnis hat zudem einen entscheidenden Einfluss auf die Abflussdynamik eines Fließgewässers. Mit zunehmender Profiltiefe verändert sich das Abflussverhalten, da mehr Wasser durch das Gerinne aufgenommen werden kann, dies bewirkt eine höhere Abflusskapazität, eine höhere Schleppkraftbelastung und eine entsprechende Strukturverarmung der Sohlen und der Ufer (LANUV, 2012). Die damit einhergehende Strukturverarmung der Gewässersohle führt zum Verlust von Laichhabitaten, Versteckmöglichkeiten, sowie Räumen zur Nahrungsbeschaffung für die Groppe.

Als natürliches Refugium zu einem vorhandenen monotonen Substrat dienen der Groppe Unterstandsmöglichkeiten wie Totholz, Wurzelstände und Wasserpflanzen (Leuner, 1994). All diese besonderen Lauf-, Sohl- oder Uferstrukturen konnten in der Kartierung nur selten erfasst werden und könnten somit Strukturen darstellen, die durch ihr Fehlen mit dazu beigetragen haben, dass sich die Population der Groppe dezimierte.

Da die Groppe als Grundfisch wenig Mobilität aufweist, stellen besonders gewässerstrukturelle Defizite wie Abschüsse, Schwellen oder kanalartige Rinnen Gefährdungsfaktoren dar, bereits Abschüsse von 15 - 20 cm nicht überwunden werden (Wittkugel, 2005). Durch die Kartierung zeigte sich, dass sich im Untersuchungsgebiet eine Vielzahl von Querbauwerken befinden. Diese Querbauwerke stellen als „Geschiebefalle“ und als „Wanderbarriere“ für die Organsimen eine Unterbrechung und Störung des Gewässerökosystems dar. Die meisten dieser Querbauwerke gingen mit einem strömungsverarmten Rückstau mit für das Gewässer untypischen Struktur- und Biotopverhältnissen einher. Durch die Querbauwerke im Gewässer können Gewässer aufwärts gerichtete Kompensationswanderungen der Groppe, die einen genetischen Austausch zwischen den Teilpopulationen gewährleisten, nicht wahrgenommen werden.

Des Weiteren wäre als negativer Faktor zu nennen, dass zum Fehlen der Gewässerrandstreifen hinzukommt, dass gewässertypische Ufer- und Umfeldvegetationen oftmals fehlten. Sie stellen für naturnahe Fließgewässer ein Mosaik von belichteten und beschatteten Gewässerabschnitten dar, bei der die Beschattung im Sommer ein übermäßiges Erwärmen des Fließgewässers verhindert (LANUV, 2012).

Zusammenfassend zeigt die durchgeführte Gewässerstrukturgütekartierung damit, dass es durchaus fehlende Habitate und Wanderungshindernisse für die Groppe innerhalb der Vechte gibt. Diese Strukturen waren jedoch auch schon während der letzten Kartierung (2012) anzutreffen und können somit nicht der entscheidende Faktor für drastischen Rückgang der Groppe sein.

Fischfauna

Der Vechte ist als *normal water body* (NWB) die vorgesehene Fischreferenzzönose „FiGt06“, sowie für die als *heavily modified waterbody* (HMWB) eingestuften Beprobungsstrecken V18_1 bis V18_4 die Referenzzönose „luh_FiGT06“ für den Gewässertyp „Tieflandbäche mit Landentwässerung und Hochwasserschutz“ zugeordnet.

Die Ergebnisse des Untersuchungsgebiets zeigen überwiegend mäßige bis unbefriedigende fischökologische Zustände (Tabelle 1). Dies lässt sich einerseits auf das Fehlen von typspezifischen Leitarten sowie der geringen Artenabundanz zurückführen, die folglich in verschiedenen Qualitätsmerkmalen eine Abwertung in der Bewertung der Zustandsklassifikation induzieren. Die erfassten Arten (zumeist < 10 Arten) in den Beprobungsstrecken waren für die jeweilige Fischregion standorttypisch, sodass überwiegend gute bis sehr gute Indexwerte in Bezug auf die Fischregion festgestellt werden. Die zumeist geringen Abundanzen der Leit- und Begleitarten weichen stark von der Individuenzahl der Referenzzönosen ab. Die Schmerle (*Barbatula barbatula*) bildet dabei jedoch die Ausnahme, da diese in allen Beprobungsstrecken die dominanteste Art mit Abundanzen von ≥ 100 Individuen darstellt.

Tabelle 1: Ergebnisse der Bewertungen nach fiBS

Probestellen	fiBS		
V18_01	gut	V18_08	mäßig
V18_02	gut	V18_09	mäßig
V18_03	schlecht	V18_10	mäßig
V18_04	gut	V18_11	unbefriedigend
V18_05	unbefriedigend	V18_12	mäßig
V18_06	mäßig	V18_13	unbefriedigend
V18_07	unbefriedigend	V18_14	unbefriedigend
		V18_15	unbefriedigend

Makrozoobenthos

Insgesamt wurden 71 Taxa in der Vechte nachgewiesen. Die artenreichste Gruppe waren die Trichoptera mit 9 Taxa, gefolgt von den Ephemeroptera mit 5 Taxa. Jedoch wiesen die Crusatacea mit durchschnittlich 301 Organismen pro Probestelle die höchste Abundanz auf, gefolgt von Ephemeroptera mit 83 Organismen pro Probestelle. Die höchsten Diversitäten nach Shannon-Wiener lagen an den Probestellen V18_15 (2,33) und V18_5 (2,28) vor, wohingegen die Probestelle V18_16 (1,18) im Feldbach die geringste Diversität aufzeigte. Typische Vertreter wie *Ephemera danica*, *Lype phaeopa* und Vertreter der Gattung *Sericostoma* konnten vereinzelt nachgewiesen werden (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008).

Insgesamt wiesen 8 von 16 Probestellen im Untersuchungsgebiet ein defizitäres Ergebnis (mäßige und unbefriedigende Zustands-/Potenzialklasse) auf. Zurückzuführen ist dies auf die schlechte Bewertung des Moduls Allgemeine Degradation (Abb. 2). Betrachtet man die Gesamtbewertung des

ökologischen Zustandes, so wies keine der untersuchten Stellen einen sehr guten Zustand auf. Jeweils 25 % der Probestellen wurden mit „mäßig“ oder sogar nur mit „unbefriedigend“ bewertet (Abb. 2).

Auf der gesamten Fließstrecke wurde die Saprobie mit „gut“ bewertet. In der Vechte liegt damit sehr wahrscheinlich keine organische Belastung vor. Dennoch indizieren die Ergebnisse ein komplexes Stressorgefüge, vor allem hydromorphologische Defizite der Vechte rücken dabei in den Vordergrund. Der mäßige deutsche Fauna Index, der Mangel an Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (EPT)-Organismen sowie das Fehlen von sensitiven Indikatorarten weisen auf einen Mangel an sekundären Habitatstrukturen wie Totholz hin (Hering et. al., 2004). Dieser Mangel an sekundär Substraten könnte den Artenschwund der Groppe in der Vechte befördert haben. Die Groppe kolonisiert im Verlauf ihres Entwicklungszyklus ein Mosaik von Substraten. Für die Eiablage und für juvenile Organismen bedarf es vorwiegend feine, kiesige Substrate, wohingegen adulten Groppen gröbere Substratpräferenzen zum Schutz vor Strömung und Prädatoren aufweisen. Die Verschlammung des Sediment-Lückensystem und monotonisierte Strömungen beeinträchtigen somit den Lebenszyklus der Groppe gravierend. (BUWAL, 2004; Waterstraat & Wachlin, 2012)

Die Darfelder Vechte (V18_15) und der untersuchte Abschnitt des Rockeler Mühlenbachs (V18_14) zeigten einen guten ökologischen Zustand auf. Vor allem die Makrozoobenthos-Fauna der Darfelder Vechte wies eine hohe Vielfalt an Trichoptera (7 Taxa), die höchste Abundanz von EPT-Arten (54 %) und kaum Litoral-Besiedler (3 %) auf. Dies könnte eine potenzielle Quellpopulation für die Wiederbesiedlung des Mittellaufs mit einer gewässertypspezifische Makrozoobenthos-Fauna sein. Jedoch benötigt es dafür die Herstellung der biologischen Durchgängigkeit auf der gesamten Fließstrecke.

Alles in allem zeigen die Ergebnisse der Makrozoobenthos Untersuchung deutliche Auswirkungen von morphologischer Degradation auf. Die Artenzusammensetzung und Funktionalität der Lebensgemeinschaft weichen deutlich von einem guten ökologischen Zustand ab.

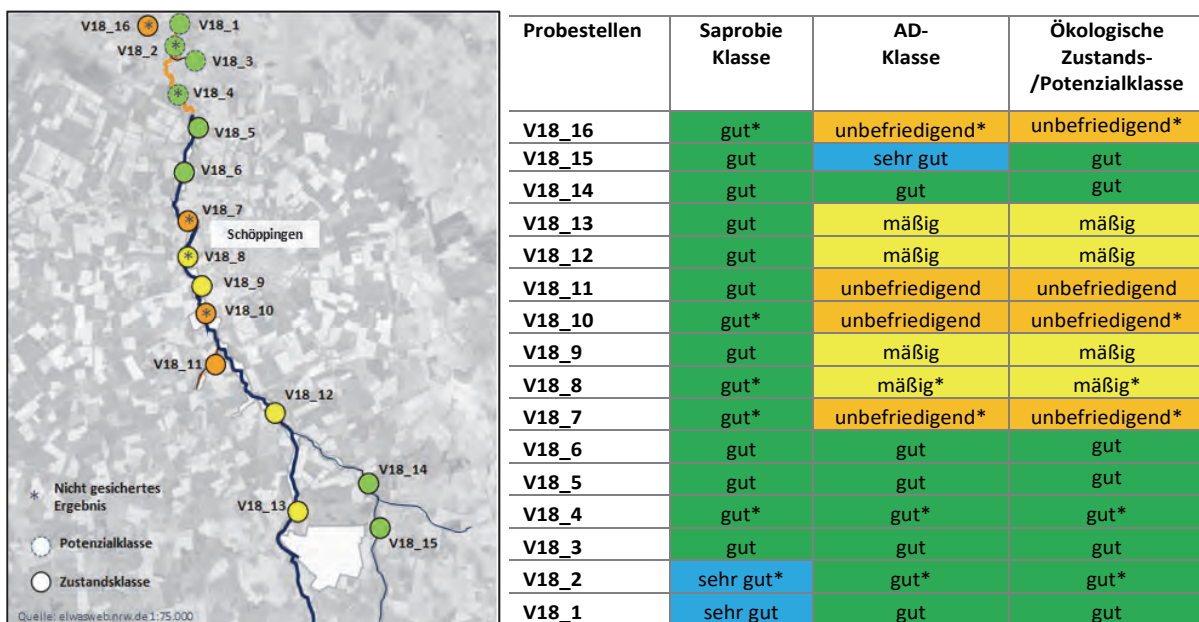


Abbildung 2: Ergebnisse der Makrozoobenthos Untersuchung an allen Probestellen.

*nicht gesichertes Ergebnis aufgrund unzureichender Abundanzsumme

Wasserstände und Wasserchemie

Die an insgesamt vier Gewässerstationen aufgestellten Messwertgeber (Cera-Diver & Baro-Diver, Firma: Van Essen Instruments B.V.) konnten den Längsverlauf der Vechte bezüglich der Parameter

Temperatur (°C) und Wasserstandshöhe (cm) repräsentieren. Die Auswertung der gemessenen Werte zeigt die Wechselbeziehung der Wasser- und Lufttemperatur zur Wasserstandshöhe, gemäß dem jahreszeitlichen Verlauf. Abbildung 3 beinhaltet die Ganglinien der Messergebnisse von Messstelle V18_1, die stellvertretend für die Gesamttendenz der Messergebnisse anderer Stationen stehen. Die eingezeichneten Trendlinien verdeutlichen dabei den entgegengesetzten zeitlichen Verlauf der Parameter. Bei gleichzeitiger Abnahme des Wasserstands, stieg das Temperaturniveau des Wassers auf 27°C (maximal gemessener Wert im Beprobungszeitraum) an, sodass die Überlebenschance als erheblich erschwert der nach LANUV (2011) an sommerkühlen und sauerstoffreichen Gewässern angepassten Fischart eingestuft werden kann. Das kurzzeitige Niederschlagsereignis um den 07.06.19, das zu einem Anstieg des Wasserpegels führte, wird durch die bereits eingesetzte fortlaufende Abnahme der Wasserstandshöhe abgelöst, die einen weiteren Stressor (lokale Abgrenzung und Migrationhemmnis) für die Groppe darstellt.

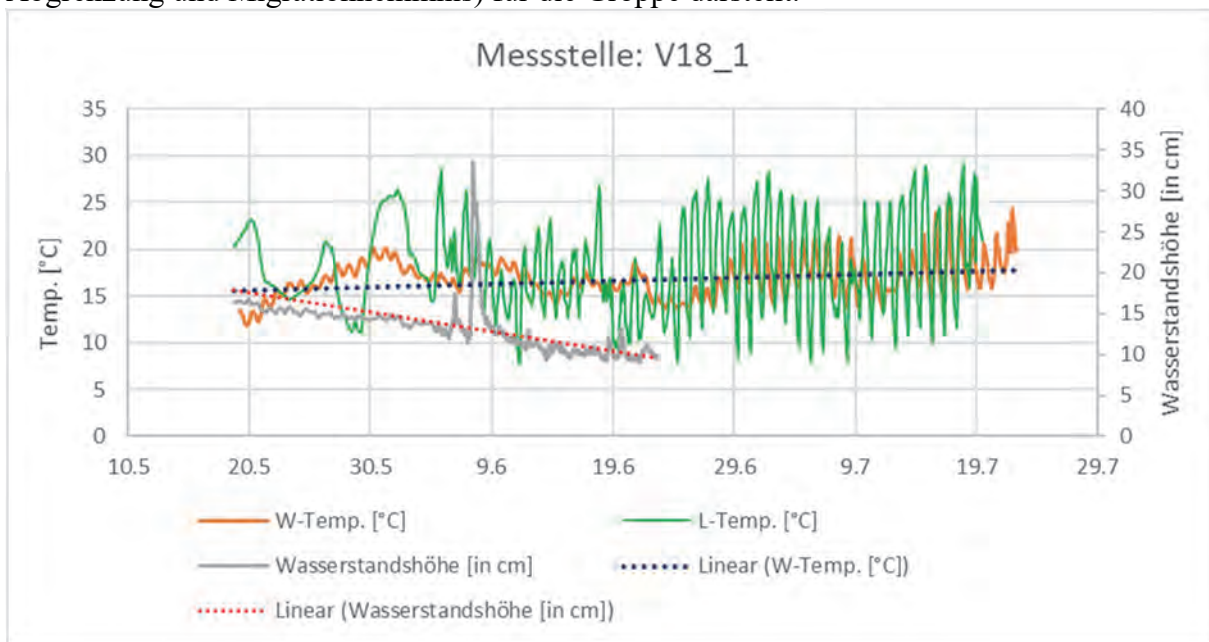


Abbildung 3: Ganglinien der Messergebnisse von Messstelle V18_1

Im Rahmen der punktuellen physikochemischen Untersuchungen konnten keine signifikanten Pestizid-Arzneimittelrückstände festgestellt werden; ebenso wenig Auffälligkeiten in der Ionenzusammensetzung des Wassers. Die Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial nach OGeV (2016) konnten bei der durchgeführten Stichprobe erfüllt werden.

Fazit

Zusammenfassend ergaben sich für die Vechte überwiegend mäßige bis unbefriedigende Ergebnisse der gewässerökologischen Untersuchungen (Abb. 1). Lediglich der Unterlauf erreichte eine gute ökologische Potenzialklasse (Fisch- und Makrozoobenthos-Fauna). Zudem zeigte die Darfelder Vechte einen guten ökologischen Zustand bezüglich der Makrozoobenthos - Zönose und bietet Potenzial für eine mögliche Wiederbesiedlung. Wohingegen die Fischzönose dort ein unbefriedigendes Bild aufzeigte. Der Mittelauf des Untersuchungsgebietes verfehlte den guten ökologischen Zustand (Fisch- und Makrozoobenthos-Fauna). Die schlechte Bewertung lässt sich auf Fehlen von Leit- und Indikatorarten sowie einer gering diversen Fauna zurückführen. Alles in allem

liegt die Vechte im Untersuchungsgebiet als strukturell mäßig bis deutlich verändertes Gewässer vor. Der verursachte Rückstau vieler Querbauwerke induziert eine Verarmung an besonderen Lauf-, Sohl- und Uferstrukturen, was sich durch den Verlust an Struktur- und Habitatvielfalt zeigt. Dies geht zudem mit einer gewässertypunspezifischen, artenarmen Makrozoobenthos Lebensgemeinschaft und einem schlechten Migrationsindex der Fischfauna einher.

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse jedoch keine Auffälligkeiten, die das signifikante Verschwinden der Groppe in den letzten Jahren erklären könnten. Im Vergleich zu den Ergebnissen aus den Vorjahren liegen zudem keine deutlichen Verschlechterungen bezüglich der Gewässerstruktur oder des allgemeinen fischökologischen Zustandes vor. Im Vergleich mit den Ergebnissen aus dem 3. Monitoringszyklus (2012-2014) weichen die Ergebnisse der Makrozoobenthosfauna in der Vechte deutlich ab (gute ökologische Zustandsklasse). Jedoch basiert diese Bewertung für etwa neun Fließkilometern auf Daten aus lediglich einer Probestelle bei Eggerode nahe V18_12, wodurch kein aussagekräftiger Vergleich möglich ist (Elwas-web, 2019).

Insgesamt fiel der mäßig-unbefriedigende ökologische Zustand und die fehlende ökologische Durchgängigkeit der Vechte im FFH - Gebiet unverkennbar auf. Die Zielart Groppe konnte nicht nachgewiesen werden. Für das FFH - Gebiet Vechte wurden bereits wichtige Entwicklungsziele und -maßnahmen formuliert. Als wichtigstes Entwicklungsziel gilt u.a. die Erhaltung einer stabilen Groppen-Population durch die Erhaltung von naturnahen Gewässerabschnitten und einer insgesamt guten Gewässergüte (Natura, 2000). Gemäß des Standarddatenbogens des FFH - Gebiets Vechte weist die Groppe einen guten Gesamtzustand auf, wobei keine Daten für diese Bewertung zugrunde liegen (EU, 2018). Die Befischungsergebnisse der vorrangegangenen Jahre sowie die Ergebnisse dieser Untersuchung belegen einen schlechten Gesamtzustand der Groppenpopulation in der Vechte. Dies bedeutet ein Verschwinden der landesweit bedeutsamen Population der Groppe (EU, 2018). Gemäß FFH - Richtlinie muss der „günstige“ Erhaltungszustand, der zur Ausweisung als Natura2000 Gebiet geführt hat, dauerhaft durch Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen gesichert bleiben (FFH-RL, 1992). Auf Grundlage der erhobenen Daten sollte daher die Erstellung eines geeigneten Managementplans zur Entwicklung des FFH-Gebietes Vechte das Ziel sein. Dabei sollte die Herstellung der biologischen Durchgängigkeit von vorrangiger Bedeutung sein, um ein Wiederbesiedlungspotenzial in der Vechte zu schaffen.

Literatur

- Barandun, J. (1990): Auswirkungen von Verbreitungsbarrieren auf das Vorkommen von Groppen. Natur und Landschaft 65 (2): 66-68.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) (2004): Biologie, Gefährdung und Schutz der Groppe (*Cottus gobio*) in der Schweiz. – Mitteilungen zur Fischerei Nr. 77, Bern.
- DÜBLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.
- ELWAS WEB (2019): Ökologische Zustandsklasse; 3. Zyklus 2012-2014; OFWK ID: DE_NRW_9286_166212, Vechte, Messtelle 800077. Abrufbar unter <https://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf#> (zuletzt abgerufen am 20.07.2019)
- EU (Europäische Union) (2018): Standarddatenbogen für besondere Schutzgebiete (BSG) DE3809302. Amtsblatt der Europäischen Union. <http://natura2000-meldedok.naturschutzzinformationen.nrw.de/natura2000-meldedok/web/babel/media/sdb/s3809-302.pdf> (abgerufen am 28.06.2019).
- FFH-RL (1992): Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen vom 21 Mai 1992.
- Hering, D., Meier, C., Rawer-Jost, C., Feld, C. K., Biss, R., Lohse, S. & Böhmer, J. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. Limnologica 34: 398-415.

- OGewV (2016), Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGeWV). Anlage 6 (zu § 2 Nummer 6, § 5 Absatz 5 Satz 1 und 2, § 10 Absatz 2 Satz 1). from http://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/anlage_6.html
- OGewV (2016), Anlage 7 (zu § 5 Absatz 4 Satz 2)). (n.d.). Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten. Retrieved Oktober 20, 2018, from http://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/anlage_7.html
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2011): Steckbrief Groppe <http://www.dv-bl.de/wp-content/uploads/steckbrief-groppe.pdf> [abgerufen am 25.05.18].
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2012): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. LANUV Arbeitsblatt 18. Recklinghausen.
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2013): Natura 2000-Nr. DE-3809-8302. <http://natura2000-meldedok.na-turschutzinformationen.nrw.de/natura2000-meldedok/de/fachinfo/listen/meldedok/DE-3809-302> [abgerufen am 15.07.2018].
- Leuner, E. (1994). Über die Substratansprüche der Mühlkoppe (*Cottus gobio*). Fischer & Teichwirt. 6: 207-208.
- Meier, C.; Haase, P.; Rolaufts, P.; Schindehütte, K.; Schöll, F.; Sundermann, A. & Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Stand Mai 2006.
- MUNLV NRW (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz). (2018): Kartendienst: ELWAS-Web. Düsseldorf. Von <http://www.elwasweb.nrw.de/el-was-web/index.jsf#> (abgerufen am 23.05.2018).
- NATURA (2000): Erhaltungsziele und -maßnahmen, De-3809-302 Vechte <http://natura2000-meldedok.naturschutzinformationen.nrw.de/natura2000-meldedok/web/babel/media/zdok/DE-3809-302.pdf> (abgerufen am 28.06.2018).
- Pottgiesser T. & Sommerhäuser, M. (2008): Erste Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/13_Typ14_April2008.pdf?command=downloadContent&filename=13_Typ14_April2008.pdf (abgerufen am 01.06.2018).
- Waterstraat, A. & Wachlin, V. (2012) verändert nach Steinmann & Bless (2004): Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten Anhang II – *Cottus gobio* FFH-Code 1163. LUNG, Güstrow.
- Wittkugel, C. (2005): Untersuchungen zum Vorkommen der Groppe (*Cottus gobio*) im Bereich der Rheinvorstreckung am Bodensee (Vorarlberg). Vorarlberger Naturschau 16: 93-104.

Einfluss der Fraßaktivität herbivorer Fische auf benthische Algen

Michael Götten¹, Barbara Nuyken¹, Cathérine Nentwig¹, Manfred Fetthauer², Dirk Hübner³, Jörg Schneider⁴, Carola Winkelmann¹, Madlen Gerke^{1, 5}

¹ Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Universitätsstraße 1, 56070 Koblenz, michael.goetten@uni-koblenz.de, bnuyken@uni-koblenz.de, cnentwig@uni-koblenz.de, cawinkelmann@uni-koblenz.de; ² ARGE Nister/Obere Wied e.V., 57629 Stein-Wingert, m.fetthauer@t-online.de;

³ Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien Marburg, 35041 Marburg, dirk-huebner@arcor.de;

⁴ Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien Frankfurt, 60323 Frankfurt a. M.,

bfs-schneider@web.de; ⁵ Bayerisches Landesamt für Umwelt, 82407 Wielenbach, madlen.gerke@lfu.bayern.de

Keywords: Eutrophierung, benthisches Grazing, Top-Down-Steuerung, *Chondrostoma nasus*

Einleitung

Eutrophierung führt zu einer übermäßigen Steigerung der Primärproduktion, die sich negativ auf den ökologischen Zustand von Gewässern auswirkt (Biggs, 2000; Dodds *et al.*, 2002; Smith *et al.*, 1999). In Fließgewässern verursachen durch Eutrophierung hervorgerufene Massenentwicklungen benthischer Algen starke pH-Wert- und Sauerstoffschwankungen im Oberflächenwasser (Dodds & Welch, 2000; Hilton *et al.*, 2006). Übermäßiges Wachstum benthischer Algen reduziert die Durchlässigkeit des hyporheischen Interstitials (biogene Kolmation; Ibisch *et al.*, 2009; Hartwig & Borchardt, 2015; Smith *et al.*, 1999; Dodds *et al.*, 2002). Der mikrobielle Abbau abgestorbener Algenbiomasse im Interstitial führt außerdem zu einer erhöhten Sauerstoffzehrung (Ibisch *et al.*, 2009; Wood & Armitage, 1997; Hartwig & Borchardt, 2015). Die Kombination aus der reduzierten Sauerstoffzufuhr aus dem Oberflächenwasser und der erhöhten Sauerstoffzehrung führt zu einem Sauerstoffdefizit im Interstitial, wodurch die Habitatfunktion des Interstitials für Makrozoobenthos sowie für Eier und Larven kieslaichender Fische stark beeinträchtigt wird (Hübner *et al.*, 2009; Ingendahl, 2001; Geist & Auerswald, 2007). Um die Habitatfunktion des Interstitials und damit die Biodiversität eutrophierter Gewässer zu schützen ist es daher notwendig, die Massenentwicklungen benthischer Algen zu verhindern.

Herbivore Fische können prinzipiell die Algenbiomasse in Fließgewässern reduzieren, wie sowohl in Mesokosmenexperimenten (Martin *et al.*, 2016; Veach *et al.*, 2018) als auch in Freilandexperimenten gezeigt wurde (z. B. Power *et al.*, 1985; Schneck *et al.*, 2013; Flecker *et al.*, 2002). Benthisches Grazing kann außerdem die Zusammensetzung der Algengemeinschaft (Gelwick & Matthews, 1992; Pringle & Hamazaki, 1997; Abe *et al.*, 2007) sowie das Wachstum benthischer Algen beeinflussen (Lamberti *et al.*, 1989; Sturt *et al.*, 2011). In Mitteleuropa gibt es wenige herbivore Fischarten in Fließgewässern. Die einzige obligat herbivore Art ist die Nase (*Chondrostoma nasus*). Sie ernährt sich von benthischen Algen, die sie mit ihrer Unterlippe von Steinen abschabt (Corse *et al.*, 2010; Vater, 1997). Die Nase ist ein Schwarmfisch; auch adulte Fische bilden große Schwärme, die bis zu mehrere hundert Individuen umfassen können (Lusk, 1967). Obwohl ihre Bestände stark zurückgegangen sind, ist sie immer noch in vielen Flüssen vertreten (Melcher *et al.*, 2012; Reckendorfer *et al.*, 2001).

Im Rahmen eines Biomanipulationsexperimentes an einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss wurde der Nasenbestand über vier Jahre hinweg gesteuert und der Einfluss verschiedener Fischdichten auf die Biomasse und das Wachstum benthischer Algen analysiert. Es wurde erwartet, dass hohe Bestände der herbivoren Nase die mittlere Biomasse benthischer Algen in einem Flussabschnitt reduzieren. Um zu untersuchen, wie sich die Fraßaktivität der Nase kleinskalig auswirkt, wurden das RNA/DNA Verhältnis als Indikator für das Algenwachstum (Mewes *et al.*, 2017) und die Algenzusammensetzung auf Steinen mit und ohne Fraßspuren von Nasen bestimmt. Es wurde erwartet, dass die Fraßaktivität der Nasen auf dieser Skala zu einer Erhöhung des RNA/DNA-Verhältnisses führt und die Algenzusammensetzung verändert.

Material und Methoden

Das Biomanipulationsexperiment fand in der Nister, einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss im Westerwald statt (Siegsystem; vgl. Beschreibung in Gerke *et al.*, 2018). Das Biomanipulationsexperiment wurde auf Grundlage eines modifizierten Before-After-Control-Impact-Designs (BACI; Stewart-Oaten *et al.*, 1986; Underwood, 1992) in zwei jeweils ca. 550 m langen Versuchsstrecken in zwei experimentellen Phasen durchgeführt. Dabei diente die untere Strecke als Referenzstrecke mit einem relativ konstanten Fischbestand über den gesamten Verlauf des Experiments. Die obere Strecke diente als Manipulationsstrecke, in welcher der Fischbestand zwischen den beiden Phasen des Experimentes verändert wurde (siehe Abb. 4). In der ersten Phase (Sommer 2015 – Sommer 2017) wurde ein unterschiedlich hoher Fischbestand in den beiden Versuchsstrecken eingestellt. Dazu wurde der bereits vor Beginn des Experimentes relativ hohe Fischbestand in der Referenzstrecke gestützt, während er in der Manipulationsstrecke minimiert wurde (Referenzstrecke: 234 ± 46 Nasen > 15 cm pro 100 m, Manipulationsstrecke: 15 ± 26 Nasen > 15 cm pro 100 m). In der zweiten Phase (Sommer 2017 – Sommer 2019) wurde in beiden Strecken ein ähnlich hoher Fischbestand eingestellt (Referenzstrecke: 149 ± 86 Nasen > 15 cm pro 100 m; Manipulationsstrecke: 143 ± 22 Nasen > 15 cm pro 100 m).

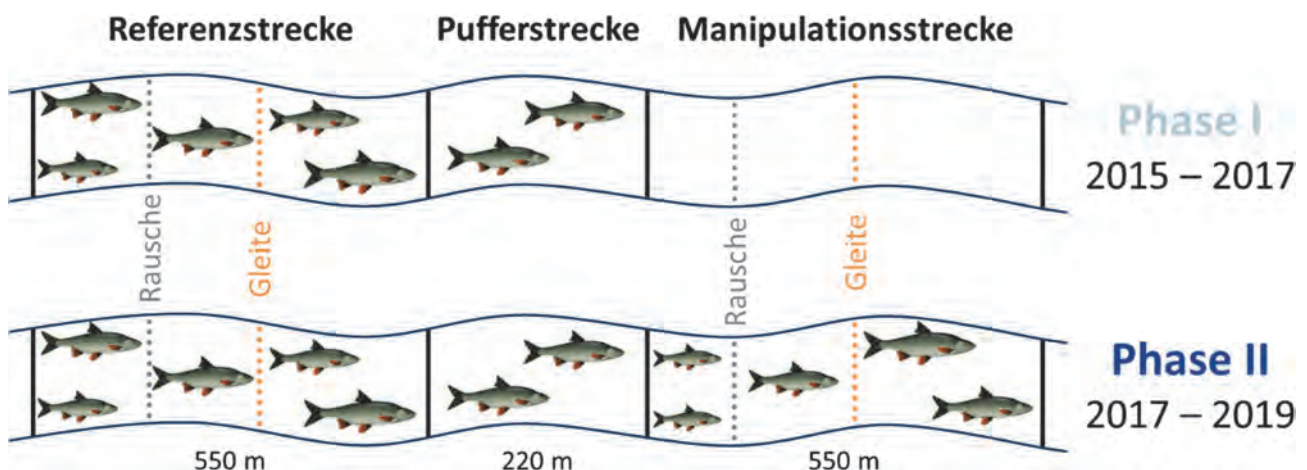


Abb. 4: Prinzipskizze des Biomanipulationsexperiments nach Before-After-Control-Impact-Design (BACI)

Durch das zweiphasige Design kann überprüft werden, ob Unterschiede zwischen den Strecken tatsächlich auf der Manipulation der Fischdichte und nicht etwa auf natürlichen Unterschieden zwischen den Strecken (z. B. Lichtbedingungen oder Sedimentzusammensetzung) oder aber Unterschieden zwischen den einzelnen Versuchsjahren (z. B. Wettersituation im Frühling) beruhen.

Zwischen den beiden Versuchsstrecken befand sich eine 220 m lange Pufferstrecke, in der der Fischbestand ebenfalls gestützt wurde. Dies war nötig, um Randeffekte im oberen Bereich der Referenzstrecke zu vermeiden. Die Strecken wurden durch dynamische Fischwehre nach Mühlbauer *et al.* (2003) voneinander abgegrenzt. Die Bestände in den Versuchsstrecken wurden über den gesamten Versuchszeitraum drei Mal pro Jahr durch Elektrofischungen mittels der Markierungs-Wiederfangmethode kontrolliert. Außerdem wurden Maßnahmen zur Stabilisierung der erhöhten Fischbestände in der Referenz- und der Pufferstrecke und in der zweiten Phase auch in der Manipulationsstrecke durchgeführt (Nachbesatz, Vergrämung des Kormorans).

Zur Bestimmung der Algenbiomasse wurden in beiden Strecken jeweils zehn Steine entlang zweier Transsekte (Rausche und Gleite) entnommen und je Transsekt eine Mischprobe erzeugt. In Phase I erfolgten die Probenahmen monatlich und in Phase II alle zwei Wochen. Die Anpassung des Beprobungsintervalls war notwendig für eine ausreichend hohe Anzahl an Messterminen in Phase II, da für Phase II ursprünglich eine kürzere Dauer geplant war (bis Ende 2018) und die Verlängerung bis 2019 erst kurzfristig ermöglicht wurde. Im Labor wurde die Chlorophyll *a*-Konzentration (bezogen auf die Oberfläche der zehn Steine) als Maß für die Biomasse lebender Algen bestimmt (Mewes *et al.*, 2017). Für die statistische Auswertung wurde nur die Differenz der Chlorophyll *a*-Konzentration zwischen den Strecken (Manipulation-Referenz) in beiden Phasen verglichen (RIA; Carpenter *et al.*, 1989). Nur eine signifikante Änderung der Differenz zwischen Manipulations- und Referenzstrecke zwischen den Phasen ist als Effekt der experimentellen Steuerung der Fischbestände zu interpretieren.

Um zu untersuchen, wie sich die Fraßaktivität der Nase kleinskalig auf Algenzusammensetzung und Algenwachstum auswirkt, wurde im Sommer 2017 der Aufwuchs auf jeweils fünf Steinen aus der Referenzstrecke mit und ohne Fraßspuren von Nasen beprobt. Die Algenzusammensetzung der Suspension wurde auf Großgruppenniveau mikroskopisch bei 400-facher Vergrößerung bestimmt und mittels Permanova verglichen.

Das RNA/DNA-Verhältnis als Indikator für die Wachstumsrate der Algensuspension (Mewes *et al.*, 2017) wurde für Proben von jeweils drei der fünf Steine im Labor bestimmt und mittels t-Test verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Durch die Fraßaktivität der Nasen konnte zumindest im Bereich der Gleite die Biomasse benthischer Algen, gemessen als Chlorophyll *a*-Konzentration, signifikant reduziert werden, denn in Phase II war die Differenz der Chlorophyll *a*-Konzentration zwischen den Strecken im Bereich der Gleite signifikant stärker negativ als in Phase I (Differenz Phase I: -4%; Differenz Phase II: -37%; $p < 0,01$; $n \geq 17$; RIA; Abb. 5, links). In der Rausche wurde keine Änderung der Differenz zwischen den Phasen nachgewiesen ($p = 0,64$; $n \geq 17$; RIA; Abb. 5, rechts). Die Chlorophyll *a*-Konzentration der Proben aus der Manipulationsstrecke war bereits in Phase I niedriger als in der Referenzstrecke (negative Differenz Manipulation-Referenz). Dieser Unterschied ist aber wahrscheinlich durch ein höheres Lichtangebot in der Referenzstrecke zu erklären.

Die Veränderung der Differenz zwischen den Versuchsstrecken um 33% in Phase II zeigt, dass Nasen tatsächlich in der Lage sind, die Biomasse benthischer Algen zu reduzieren. Daraus folgt, dass durch die Fraßaktivität der Nasen möglicherweise auch die negativen Effekte hoher Algenbiomassen, insbesondere eine Verschlechterung der Habitatbedingungen im Interstitial infolge biogener Kolmation, reduziert werden können.

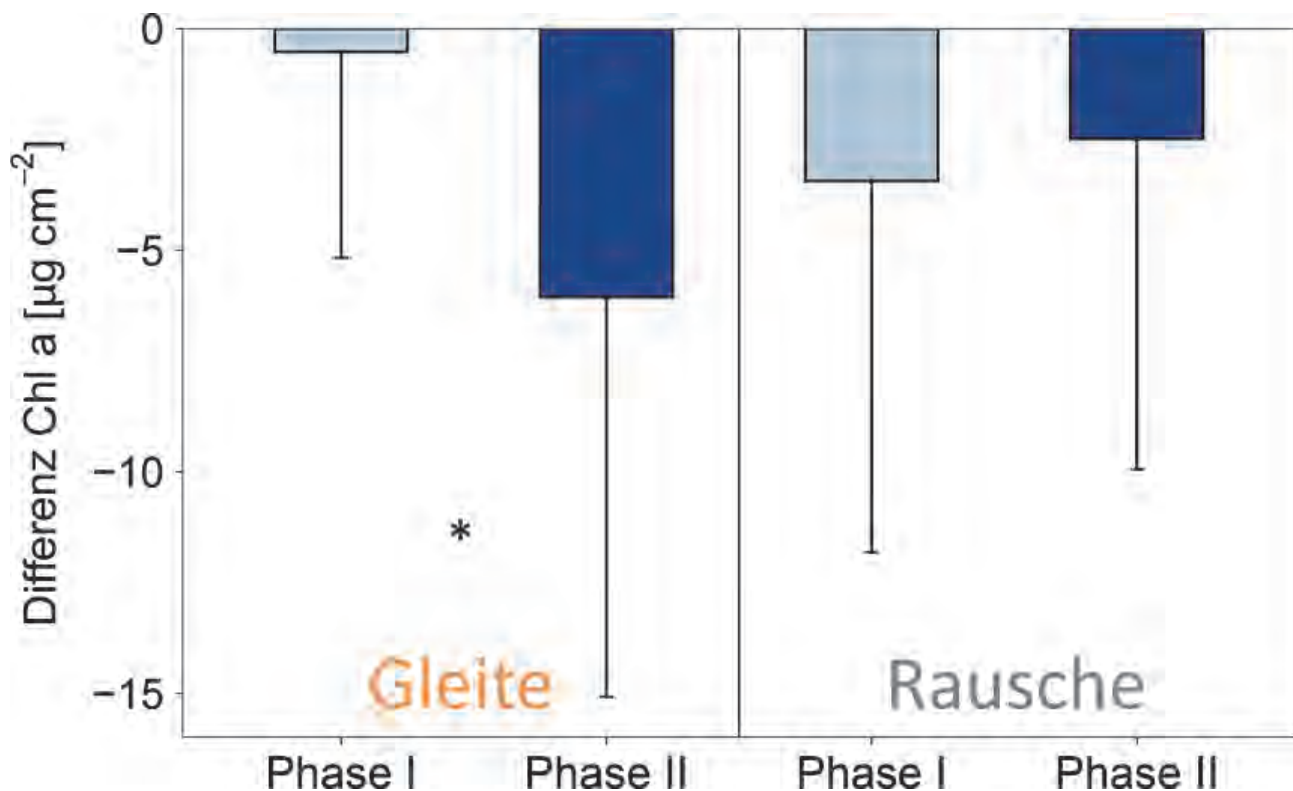


Abb. 5: Vergleich der Differenzen (Manipulation-Referenz) der Chlorophyll *a*-Konzentrationen zwischen den beiden Versuchsphasen, aufgeteilt nach Gleite (links) und Rausche (rechts), $n \geq 17$

Das Ausbleiben eines Effekts im Bereich der Rausche könnte auf eine geringere Fraßaktivität der Nasen in diesem Bereich zurückzuführen sein. Durch die geringere Gewässertiefe ist die Rausche für großwüchsige Nasen bei Niedrigwasser als Fraßplatz ungeeignet. Außerdem führt die höhere Strömung in der Rausche wahrscheinlich zu einem erhöhten Abrieb benthischer Algen, welcher Effekte der Fraßaktivität überdecken könnte.

Dass der beobachtete Unterschied zwischen den Phasen tatsächlich ein direkter Einfluss der Fraßaktivität der Nasen ist, wird durch die Ergebnisse der kleinskaligen Untersuchung unterstützt. Zum einen wird deutlich, dass Nasen durch ihre Fraßaktivität die Algenzusammensetzung beeinflussen. Steine mit und ohne Fraßspuren der Nasen zeigten eine signifikant unterschiedliche Algenzusammensetzung ($p = 0,02$; $R^2 = 0,44$; $n = 5$; Permanova; Abb. 6). Auf Steinen mit Fraßspuren war der Anteil an Cyanobakterien deutlich höher und der Anteil an Diatomeen deutlich niedriger als auf Steinen ohne Fraßspuren. Zum anderen deuten die Befunde der RNA/DNA Verhältnisse auf ein kompensatorisches Wachstum der benthischen Algen nach dem Abweiden durch die Nasen hin. Das RNA/DNA-Verhältnis auf Steinen mit Fraßspuren war signifikant höher als auf Steinen ohne Fraßspuren ($p < 0,01$; $n = 3$; t-Test; Abb. 7).

Die unterschiedliche Algenzusammensetzung auf Steinen mit und ohne Fraßspuren von Nasen war zu erwarten, da auch frühere Studien gezeigt haben, dass benthisches Grazing die Algenzusammensetzung verändern kann (Gelwick & Matthews, 1992; Pringle & Hamazaki, 1997; Abe *et al.*, 2007). Der verringerte Diatomeenanteil auf Steinen mit Fraßspuren könnte dabei darauf zurückzuführen sein, dass Nasen Diatomeen als Nahrung bevorzugen (Freyhof, 1995; Corse *et al.*, 2010). Ein kompensatorisches Wachstum auf Steinen mit Fraßspuren lässt sich damit erklären, dass die oberen Lagen der benthischen Algen abgeweidet werden, wodurch die darunter gelegenen besser mit limitierenden

Ressourcen wie Licht und Nährstoffen versorgt werden (Lamberti & Resh, 1983; McCormick & Stevenson, 1989, 1991).

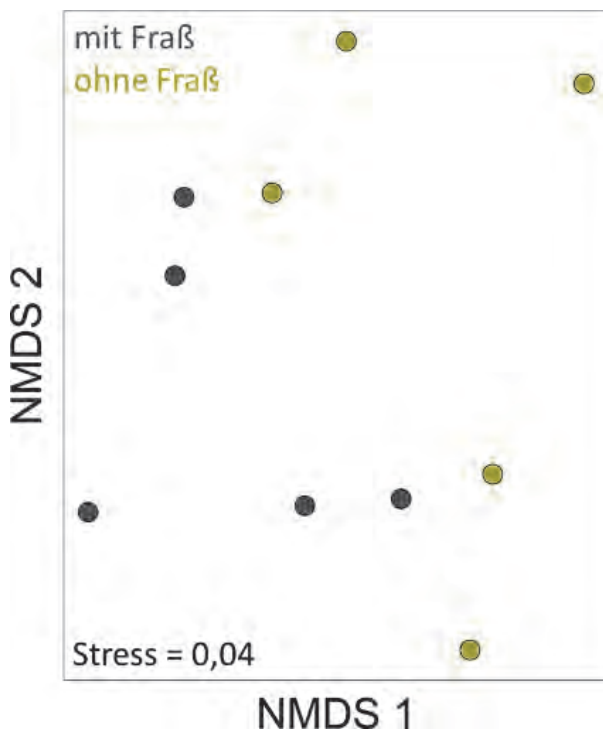


Abb. 6: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung der Algenzusammensetzung auf Steinen mit und ohne Fraßspuren, n = 5

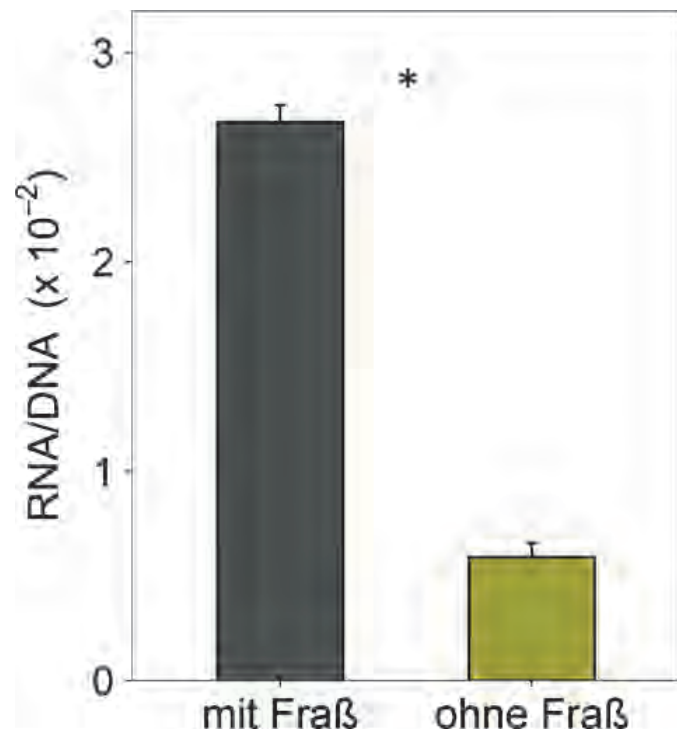


Abb. 7: RNA/DNA-Verhältnis auf Steinen mit und ohne Fraßspuren, n = 3

Zusammenfassung

In den kleinskaligen Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass Nasen durch ihre Fraßaktivität die Zusammensetzung und das Wachstum benthischer Algen direkt beeinflussen. Im großskaligen Experiment zeigte sich, dass sie in Gewässerbereichen mit hoher Fraßaktivität auch langfristig zu einer Reduktion der Biomasse benthischer Algen beitragen können. In Anbetracht des Umstandes, dass Nährstoffeinträge meist aus diffusen Quellen stammen und ihre Reduzierung daher oft außergewöhnlich schwierig ist, könnte der Schutz oder Wiederaufbau hoher Bestände herbivorer Nasen ein geeignetes Mittel sein, um schädliche Eutrophierungseffekte zu reduzieren und somit die Biodiversität in Gewässern nachhaltig zu sichern.

Danksagung

Ein herzlicher Dank geht an unseren Mitarbeiter Christian Sodemann sowie an alle Kolleginnen und Kollegen, die uns bei den Freilandarbeiten unterstützt haben. Ein weiterer Dank geht an Meike Koester und Jochen Becker für ihr stets konstruktives Feedback bei der Erstellung des Posters. Alle Untersuchungen entstanden im Rahmen des von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung finanzierten Modell- und Demonstrationsvorhabens BIOEFFEKT (2813BM010, Laufzeit 2015-2018).

Literatur

- Abe S.-I., Uchida K., Nagumo T. & Tanaka J. (2007) Alterations in the biomass-specific productivity of periphyton assemblages mediated by fish grazing. *Freshwater Biology*, **52**, 1486–1493, doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01780.x.
- Biggs B.J.F. (2000) Eutrophication of streams and rivers. Dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *Journal of the North American Benthological Society*, **19**, 17–31, doi:10.2307/1468279.
- Carpenter S.R., Frost T.M., Heisey D. & Kratz T.K. (1989) Randomized Intervention Analysis and the Interpretation of Whole-Ecosystem Experiments. *Ecology*, **70**, 1142–1152, doi:10.2307/1941382.
- Corse E., Costedoat C., Chappaz R., Pech N., Martin J.-F. & Gilles A. (2010) A PCR-based method for diet analysis in freshwater organisms using 18S rDNA barcoding on faeces. *Molecular ecology resources*, **10**, 96–108, doi:10.1111/j.1755-0998.2009.02795.x.
- Dodds W.K., Smith V.H. & Lohman K. (2002) Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**, 865–874, doi:10.1139/f02-063.
- Dodds W.K.K. & Welch E.B. (2000) Establishing nutrient criteria in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, **19**, 186–196, doi:10.2307/1468291.
- Flecker A.S., Taylor B.W., Bernhardt E.S., Hood J.M., Cornwell W.K., Cassatt S.R., Vanni M.J. & Altman N.S. (2002) Interactions between Herbivorous Fishes and Limiting Nutrients in a Tropical Stream Ecosystem. *Ecology*, **83**, 1831, doi:10.2307/3071768.
- Freyhof J. (1995) Feeding traces as an indicator of habitat choice in nase, *Chondrostoma nasus*. *FOLIA ZOOLOGICA-PRAHA*, **44**, 57–62.
- Geist J. & Auerswald K. (2007) Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology*, **52**, 2299–2316, doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01812.x.
- Gelwick F.P. & Matthews W.J. (1992) Effects of an Algivorous Minnow on Temperate Stream Ecosystem Properties. *Ecology*, **73**, 1630–1645, doi:10.2307/1940016.
- Gerke M., Cob Chaves D., Richter M., Mewes D., Schneider J., Hübner D. & Winkelmann C. (2018) Benthic grazing in a eutrophic river: cascading effects of zoobenthivorous fish mask direct effects of herbivorous fish. *PeerJ*, **6**, e4381, doi:10.7717/peerj.4381.
- Hartwig M. & Borchardt D. (2015) Alteration of key hyporheic functions through biological and physical clogging along a nutrient and fine-sediment gradient. *Ecohydrology*, **8**, 961–975, doi:10.1002/eco.1571.
- Hilton J., O'Hare M., Bowes M.J. & Jones J.I. (2006) How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *The Science of the total environment*, **365**, 66–83, doi:10.1016/j.scitotenv.2006.02.055.
- Hübner D., Borchardt D. & Fischer J. (2009) Cascading effects of eutrophication on intragravel life stages of European Grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Advances in Limnology*, 205–224.
- Ibisch R.B., Seydell I. & Borchardt D. (2009) Influence of periphyton biomass dynamics on biological colmation processes in the hyporheic zone of a gravel bed river (River Lahn, Germany). *Advances in Limnology*, **61**, 87–104.
- Ingendahl D. (2001) Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rhine. *Journal of Fish Biology*, **58**, 325–341, doi:10.1111/j.1095-8649.2001.tb02256.x.
- Lamberti G.A., Gregory S.V., Ashkenas L.R., Steinman A.D. & McIntire C.D. (1989) Productive Capacity of Periphyton as a Determinant of Plant-Herbivore Interactions in Streams. *Ecology*, **70**, 1840–1856, doi:10.2307/1938117.
- Lamberti G.A. & Resh V.H. (1983) Stream Periphyton and Insect Herbivores: An Experimental Study of Grazing by a Caddisfly Population. *Ecology*, **64**, 1124–1135, doi:10.2307/1937823.
- Lusk S. (1967) Population dynamics of *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758) in the Rokytna river. *Acta sc. nat. Brno*, **1**, 473–522.
- Martin E.C., Gido K.B., Bello N., Dodds W.K. & Veach A. (2016) Increasing fish taxonomic and functional richness affects ecosystem properties of small headwater prairie streams. *Freshwater Biology*, **61**, 887–898, doi:10.1111/fwb.12752.
- McCormick P.V. & Stevenson R.J. (1989) Effects of Snail Grazing on Benthic Algal Community Structure in Different Nutrient Environments. *Journal of the North American Benthological Society*, **8**, 162–172, doi:10.2307/1467634.
- McCormick P.V. & Stevenson R.J. (1991) Grazer control of nutrient availability in the periphyton. *Oecologia*, **86**, 287–291.

- Melcher A.H., Lautsch E. & Schmutz S. (2012) Non-parametric methods—Tree and P-CFA—for the ecological evaluation and assessment of suitable aquatic habitats: a contribution to fish psychology. *Psychological Test and Assessment Modeling*, **54**, 293–306.
- Mewes D., Spielvogel S. & Winkelmann C. (2017) RNA/DNA ratio as a growth indicator of stream periphyton. *Freshwater Biology*, **62**, 807–818, doi:10.1111/fwb.12903.
- Mühlbauer M., Traxler E., Zitek A. & Schmutz S. (2003) Das dynamische Fischwehr Ein hochwassersicheres Fischwehr zur Untersuchung der Fischwanderung in kleinen bis mittelgroßen Flüssen. *Österreichs Fischerei*, **56**, 136–148.
- Power M.E., Matthews W.J. & Stewart A.J. (1985) Grazing Minnows, Piscivorous Bass, and Stream Algae. Dynamics of a Strong Interaction. *Ecology*, **66**, 1448–1456, doi:10.2307/1938007.
- Pringle C.M. & Hamazaki T. (1997) Effects of fishes on algal response to storms in atropical streams. *Ecology*, **78**, 2432–2442, doi:10.1890/0012-9658(1997)078[2432:EOFOAR]2.0.CO;2.
- Reckendorfer W., Keckeis, Tiitu V., Winkler G., Zornig H. & Schiemer F. (2001) Diet shifts in 0+ nase, *Chondrostoma nasus*: Size-specific differences and the effect of food availability. *Archiv für Hydrobiologie*, **135**, 425–440.
- Schneck F., Schwarzbald A. & Melo A.S. (2013) Substrate roughness, fish grazers, and mesohabitat type interact to determine algal biomass and sediment accrual in a high-altitude subtropical stream. *Hydrobiologia*, **711**, 165–173, doi:10.1007/s10750-013-1477-x.
- Smith V.H., Tilman G.D. & Nekola J.C. (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, **100**, 179–196, doi:10.1016/S0269-7491(99)00091-3.
- Stewart-Oaten A., Murdoch W.W. & Parker K.R. (1986) Environmental Impact Assessment. “Pseudoreplication” in Time? *Ecology*, **67**, 929–940, doi:10.2307/1939815.
- Sturt M.M., Jansen M.A.K. & Harrison S.S.C. (2011) Invertebrate grazing and riparian shade as controllers of nuisance algae in a eutrophic river. *Freshwater Biology*, **56**, 2580–2593, doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02684.x.
- Underwood A.J. (1992) Beyond BACI. The detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **161**, 145–178, doi:10.1016/0022-0981(92)90094-Q.
- Vater M. (1997) Age growth of the undermouth *Chondrostoma nasus* in the Slovak stretch of the Danube river. *Biologia*, **52**, 653–661.
- Veach A.M., Troia M.J., Jumpponen A. & Dodds W.K. (2018) Top–down effects of a grazing, omnivorous minnow (*Campostoma anomalum*) on stream microbial communities. *Freshwater Science*, **37**, 121–133, doi:10.1086/696292.
- Wood & Armitage (1997) Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environmental Management*, **21**, 203–217, doi:10.1007/s002679900019.

Wie valide und plausibel ist DNA-Metabarcoding für die ökologische Zustandsbewertung der Fließgewässer?

Till-Hendrik Macher¹; Jens Arle²; Arne Beermann¹; Cristina Hartmann-Fatu¹; Daniel Hering¹; Jan Koschorreck²; Peter Rolauffs¹; Jonas Zimmermann³; Florian Leese¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² Umweltbundesamt; ³ Freie Universität Berlin

Biodiversität ist ein wichtiger Faktor bei der ökologischen Zustandsbewertung von Fließgewässern. Makroinvertebraten, Fische, Makrophyten und das Phytobenthos (inbes. Diatomeen) sind die wichtigsten biologischen Qualitätselemente (BQEs) und werden für die klassischen Zustandsbewertung durch morphologische Bestimmung erfasst. In den letzten Jahren wurden DNA-basierte Methoden als Alternativen und Ergänzungen zum klassischen, Morphologie-basierten Monitoring entwickelt. Mit Hilfe dieses „DNA-Barcodings“ können bewertungsrelevante BQEs in den Fließgewässern bereits erfasst und in Datenbanken hinterlegt werden. Mit der Weiterentwicklung von Hochdurchsatzmethoden (sog. „DNA-Metabarcoding“) können anschließend – mit Rückgriff auf die Datenbank – ganze Artengemeinschaften auf einmal erfasst werden. Hierfür ist im Optimalfall nur noch eine Wasserprobe, auch eDNA (‘environmental DNA’; Umwelt-DNA) genannt, notwendig. Die in der Probe vorhandenen DNA-Moleküle der dort vorkommenden Organismen werden extrahiert, Markergene amplifiziert und sequenziert und ergeben nach der Daten-Prozessierung eine Identitätenliste der dort vorkommenden Organismen. Vorherige Studien haben das Potenzial des DNA-Metabarcodings bereits für die drei typischen biologischen Qualitätselemente (BQEs) “Fische”, “Phytobenthos” und “Makrozoobenthos” getestet. In vielen Fällen scheint die Verwendung DNA basierter Methoden sinnvoll und bereits möglich. Zur Nutzung von DNA-Metabarcoding als Erhebungsinstrument für behördliches Monitoring ist jedoch eine Standardisierung der Probennahme und eine Validierung der Robustheit der Methode, in Übereinstimmung mit den rechtlich verbindlichen Indikatoren, zwingend erforderlich. Dementsprechend besteht in Deutschland, wie auch international, Bedarf an großflächigen Pionierstudien zur Plausibilisierung, Interkalibrierung und Standardisierung von DNA-Metabarcoding im behördlichen Monitoring. Hierzu wurde das Projekt “GeDNA” (Gewässer eDNA im behördlichen Kontext) als Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zwischen der Universität Duisburg-Essen und dem Umweltbundesamt (UBA) initiiert. Das Projekt wird am Beispiel von drei Bundesländern (Nordrhein-Westfalen, Bayern und Sachsen) und vier Gewässertypen (5/9 und 14/15) die Anwendung der neuen Methoden prüfen und auf der Grundlage eines direkten Vergleichs DNA-basierter und klassischer Bewertungsmethoden für die BQEs Makrozoobenthos, Fische und Phytobenthos konkrete Empfehlungen für die behördliche Gewässerbeobachtung erarbeiten.

Litterbags - ein funktionaler Indikator zur Fließgewässerbewertung im Test an der Münsterschen Aa

Per-Olaf Walter, Benjamin Kupilas

· Angewandte Landschaftsökologie und Ökologische Planung; Institut für Landschaftsökologie
Heisenbergstraße 2, 48149 Münster
per.olaf.walter@gmail.com, benjamin.kupilas@uni-muenster.de

Keywords: Litterbags, funktionale Indikatoren, Streuabbau

Hintergrund

Der ökologische Zustand unserer Fließgewässer wird in der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bisher letztlich mit Hilfe *biologischer Indikatoren* bewertet: Fische, Makrophyten, Makrozoobenthos und Phytoplankton werden erfasst und mit der Artengemeinschaft eines Referenzzustandes verglichen, woraus sich Defizite ableiten lassen. Dabei wird ein gewisses Maß an Biodiversität mit einem funktionierenden Ökosystem gleichgesetzt, was oftmals nicht zutrifft. Daher wird zunehmend deutlich, dass die klassischen Indikatoren durch neue Ansätze ergänzt werden müssen, welche die Ökosystemfunktionen und Interaktionen zwischen Organismen berücksichtigen (Friberg 2014). *Funktionale Indikatoren* erfassen ökosystemare Abläufe und können ergänzend zu den klassischen Indikatoren zu einem ganzheitlichen Verständnis der Gewässerökosysteme führen. Zu den funktionalen Indikatoren zählen z. B.

- Fließgewässermetabolismus,
- Primärproduktion,
- Sekundärproduktion,
- Nahrungsnetze,
- und Streuabbau,

wobei letzterer im Fokus der vorliegenden Untersuchung steht.

Seit mehr als einem Jahrzehnt werden Studien zur Streuabbau in Fließgewässern entlang verschiedener Umweltgradienten durchgeführt. In das Gewässer eingetragenes Laub stellt eine wichtige Nahrungsgrundlage für Makroinvertebraten dar und beeinflusst so das gesamte Nahrungsnetz des Fließgewässers. Diese Schlüsselrolle macht den Streuabbau zu einem aussagekräftigen Indikator für den funktionalen Zustand eines Gewässers. Obgleich zahlreiche Studien die Eignung der Methode zur ergänzenden Beschreibung des Ökosystems belegen (Woodward et al. 2012; Chauvet et al. 2016), wird sie bis dato kaum angewandt.

Fragestellung

Im Rahmen eines funktionalen Monitorings haben wir die Methode an der Münstersche Aa - einem durch intensive landwirtschaftliche Nutzung geprägten Tieflandbach in NRW - getestet. Dazu wurden folgende Fragestellungen untersucht:

- Welche Zusammenhänge bestehen zwischen der Abbaurate von Laubstreu und den Nährstofffrachten im Gewässerabschnitt?
- Weist das Laub der heimischen Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) höhere Abbauraten auf als das Laub des Japanischen Staudenknöterichs (*Reynoutria japonica*), der als Neophyt immer häufiger entlang von Gewässern vorkommt und lokal die Nahrungsbasis im Gewässer verändern kann?

Methode

An vier Probestellen im Einzugsgebiet der Münsterschen Aa wurden pro Laubart (*Alnus glutinosa* und *Reynoutria japonica*) jeweils fünf grobmaschige und fünf feinmaschige *Litterbags* eingebracht. Die unterschiedlichen Maschenweiten ermöglichen die Bestimmung des makrobiellen (Maschenweite 10 mm) und mikrobiellen (Maschenweite 0,58 mm) Abbaus. Je Litterbag wurden fünf Gramm der jeweiligen Laubart eingewogen (+/- 0,25 g). Die vier Probestellen bilden jeweils unterschiedliche Umwelteinflüsse ab:

Probestelle 1: Die Lasbecker Aa (einer der Zuflüsse zur Münsterschen Aa) kurz hinter dem Quellaustritt.

Probestelle 2: Die Münstersche Aa, vor der Passage durch das Stadtgebiet, weist hier ein stark landwirtschaftlich geprägtes Umland auf.

Probestelle 3: Die Münstersche Aa nach der Passage durch die Stadt bildet an dieser Stelle urbane Einflüsse ab.

Probestelle 4: Die Münstersche Aa nach dem Zufluss der ehemaligen Rieselfelder der Stadt Münster und kurz vor der Mündung in die Ems.

Die Litterbags wurden nach einem Monat entnommen, im Labor gereinigt, getrocknet (55° für 48 h) und die verbleibende Masse ermittelt. Zusätzlich wurden an jeder Probestelle Wasserproben genommen und im Labor auf NO₃, NH₄ und PO₄ analysiert, von denen der Nitratgehalt für die spätere Auswertung genutzt wurde.

Ergebnisse und Diskussion

Die Abbaurate beider Laubarten zeigte eine starke Korrelation mit der Nitratfracht im Gewässer (Abb. 1). Dies deckt sich mit den Erkenntnissen von Woodward et al. (2012), der zeigen konnte, dass der Streuabbau verstärkt im meso- bis eutrophen Bereich stattfindet, während er bei sehr geringen und sehr hohen Nährstoffbelastung gering ist. Der zunehmende Masseverlust in Abhängigkeit vom Nitratgehalt in unserer Studie zeigt, dass die Funktionsfähigkeit des Gewässers (in Bezug auf die Streuabbau) bei einem maximalen Nitratgehalt von 45 mg/l noch nicht überschritten wurde.

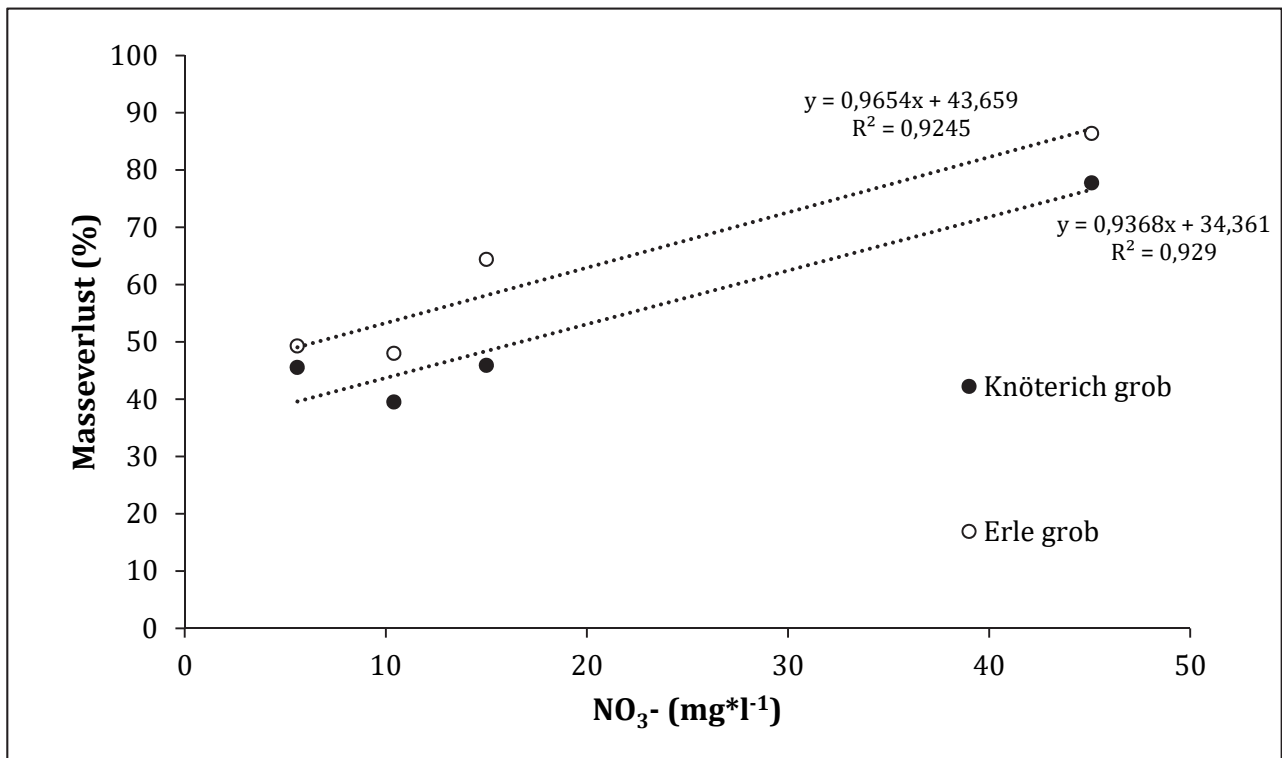


Abb. 1: Masseverlust nach Nitratgehalt für die grobmaschigen Litterbags

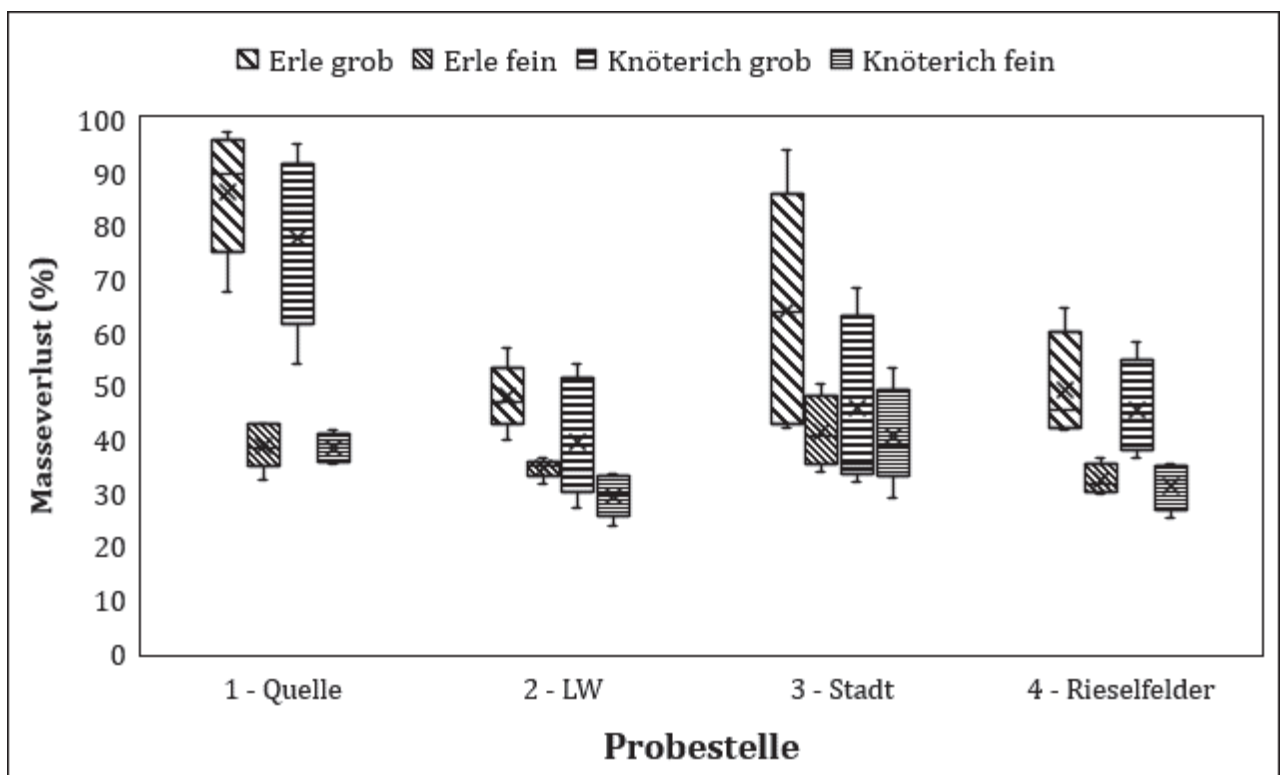


Abb. 2: Masseverlust nach Masseverluste nach Laubart, Maschenweite und Probestelle

Der Vergleich des Abbaus von Erlen- und Knöterichlaub zeigte keine signifikanten Unterschiede, was darauf hinweist, dass sowohl die einheimische als auch die invasive Pflanzenart von den Organismen als Nahrung genutzt werden (Abb. 2).

Ausblick

Die erprobte Methode erwies sich als vielversprechend für die ergänzende, funktionale Betrachtung von Fließgewässerabschnitten und kann zu einem besseren Verständnis des vorliegenden Systems und seiner Stressoren beitragen. Das im Rahmen des Projektes erprobte Litterbag-Sampling ist für den flächendeckenden Einsatz allerdings sehr zeit- und arbeitsaufwendig. Um auf einer größeren Skala dennoch den Umsatz organischen Kohlenstoffs als funktionalen Indikator erfassen zu können, kann ein Ersatz für die Blätter nützlich sein. Infrage kommen dafür Stoffe mit hohem Zelluloseanteil, dem Hauptbestandteil pflanzlicher Masse.

Nachdem in anderen Untersuchungen Baumwollstreifen als Alternative zum Laub zum Einsatz kamen (Tiegs et al. 2019), wurden in dem Projekt CROSSLINK Abbauraten eines Produktes getestet, welches aus 75% Cellulose und 25% Baumwolle besteht und bei geringen Kosten leicht zu standardisieren ist. Streifen aus diesem Material wurden in Fließgewässerökosystemen entlang eines Nährstoffgradienten eingesetzt. Zeitgleich wurden Abbauraten von natürlichem Laub (*Alnus glutinosa*) und reinen Baumwollstreifen gemessen. Der Vergleich der drei Produkte zeigte, dass die CROSSLINK-Streifen eine höhere Ähnlichkeit zu Laub aufweisen als reine Baumwollstreifen (Friberg & Kupilas et al. in prep.). Sie bilden somit einen vielversprechenden Ansatz, um den Streuabbau als funktionalen Indikator in Analyse und Monitoring des Gewässerzustandes zu integrieren.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen eines studentischen Forschungsprojektes im Masterstudiengang der Wasserwissenschaften an der WWU Münster. Für viel Geduld bei der zigfachen Überarbeitung des Posters und eine ausgezeichnete Betreuung bedanke ich mich beim Co-Autor der vorliegenden Arbeit, Dr. Benjamin Kupilas.

Literatur

- Chauvet, E. et al. (2016): Litter Decomposition as an Indicator of Stream Ecosystem Functioning at Local-to-Continental Scales: Insights from the European RivFunction Project. In: Advances in Ecological Research, Vol 55, S. 99 - 181
- Friberg, N. (2014): Impacts and indicators of change in lotic ecosystems. In: WIREs Water, Vol 1, S. 513 - 531
- Tiegs, S. D. et al. (2019): Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones. In: Science Advances, Vol 5: eaav0486
- Woodward, G. et al. (2012): Continental-Scale Effects of Nutrient Pollution on Stream Ecosystem Functioning. In: Science, Vol 336, S. 1438 - 1440

Retentionseffekte im Rhein (Köln) – Ein Jahr voll Probennahmen

Jennifer Werner¹, Vera Kersten¹, Anja Scherwaß¹, Hartmut Arndt¹

¹ Universität zu Köln, Allgemeine Ökologie, Zulpicherstr. 47b, 50674 Köln, jwerner18@uni-koeln.de

Keywords: Retention, Biofilm, Bakterien, Rhein, Protozoen

Einleitung

Biofilme spielen nicht nur in Fließgewässern, wie dem Rhein, sondern allen Gewässertypen eine große Rolle für das gesamte Ökosystem (Weitere et al. 2005). Auf kleinstem Raum ist eine Vielfalt an Protozoen, Meiofauna und Makrozoobenthos zu finden, welche sich gegenseitig beeinflussen und Nahrungsquellen bilden (Weitere et al. 2018). Verschiedene Studien haben gezeigt, dass die Organismen des Biofilms sich nicht nur aus dem Benthos sondern auch aus dem Pelagial ernähren und so einen Einfluss auf die Organismen und ihre Abundanz im Freiwasser von Flüssen haben können (Weitere et al. 2005; Ackermann et al. 2011). Zuvor wurde der Großteil der Beteiligung zur benthisch-pelagischen Kopplung vor allem den Muscheln zugesprochen. In jüngeren Studien konnte schon gezeigt werden, dass auch Biofilm bewohnende Ciliaten (vor allem Peritriche und Heterotriche) Einfluss auf die pelagische Artengemeinschaft nehmen und aus dem Pelagial vor allem die Bakterien konsumieren (Kathol, Fischer und Weitere 2011). Oft dominieren Ciliaten, in Bezug auf ihre Biomasse, Biofilme und ihre Filteraktivität kann die der Makroinvertebraten übersteigen und so einen größeren Einfluss auf die benthisch-pelagische Kopplung haben (Arndt et al. 2003).

Ein großer Teil der Biofilm bewohnenden Organismen sind Suspensionsfresser und ernähren sich von den Bakterien, Algen und Protozoen des Pelagials (Weitere, Schmidt-Denter & Arndt 2003). Die Frage, die in der auf dem Poster vorgestellten Studie nachgegangen werden sollte, war, ob die Organismengemeinschaft des Biofilms einen Einfluss auf die im Pelagial befindlichen Bakterien und Pathogenen hat und wie dieser Einfluss sich auswirkt. Außerdem wurde untersucht wie diese Organismengemeinschaft des Biofilms zusammengesetzt ist und wie diese sich im Verlauf des Jahres verändert.

Material und Methoden

Die Versuche wurden auf der Ökologischen Rheinstation der Universität zu Köln (Oberländer Werft, Rheinkilometer 684,5 km, 50968 Köln-Marienburg) durchgeführt (Abb. 1). Am Heck des Schiffes befindet sich eine Plattform mit zwei eingelassenen, verschieden breiten Fließrinnen (35 cm und 70 cm), die direkt vom Wasser des Rheins durchflossen werden und dadurch Experimente unter natürlichen Bedingungen bei unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten ermöglichen (Abb. 1). Drei Fließkammern aus Plexiglas (101x16.8x7.1 cm) wurden in die 35 cm langen Fließrinnen (Fließgeschwindigkeit ähnlich der der Bühnenfelder) der Plattform ausgelegt und die hintere Hälfte mit 200 Glaskugeln ($r=12,5$ mm) als Biofilmsubstrat befüllt (Abb. 1 C + D).

Das Experiment wurde Ende April 2018 gestartet und wöchentliche Probennahmen erfolgten von Juni 2018 bis Mai 2019. Hierfür wurden Proben der Stellen A vor dem Biofilm und B nach dem Biofilm der drei Fließkammern genommen. Die Proben wurden mit 10 ml Spritzen entnommen, in 50 ml Tubes (Tube 50ml: Sarstedt) überführt und mit 37%igem Formaldehyd (Endkonzentration 2% Formaldehyd) fixiert. Die fixierten Proben wurden dann mit DAPI angefärbt (0,01 µg/ml Endkonzentration; Porter & Feig 1980) und 4 ml der angefärbten Proben wurden auf einen schwarzen Membranfilter (0,2 µm Porengröße, Nucleopore: Whatman) aufgetragen. Die Quantifizierung der Filter erfolgte mit einem Epifluoreszenzmikroskop (Zeiss Axioskop, 1000fache Vergrößerung). Zusätzlich wurde die Artengemeinschaft des Biofilms auf den Glaskugeln untersucht. Hierfür wurde wöchentlich aus jeder Rinne eine Glaskugel entnommen und durch eine neue ersetzt. Der aufwuchs der Glaskugeln wurde abgeschabt und in eine 20 ml Suspension von gefiltertem Rheinwasser gegeben (0,2µm Porengröße; Zellulose Nitrat Filter; Whatman). In drei Mal 5µl Tropfen wurde die Artengemeinschaft unter einem Lichtmikroskop (Zeiss Axiostar Microscope with 200 – 400x Vergrößerung) mit Hilfe der Live-Count-Method bestimmt.

Die Rückhalteeffekte wurden aus der Differenz der Mittelwerte zwischen Probenpunkt A und B ermittelt, Avona und t-Test wurden zur Bewertung der Unterschiede durch R 3.5.0 für Windows berechnet.

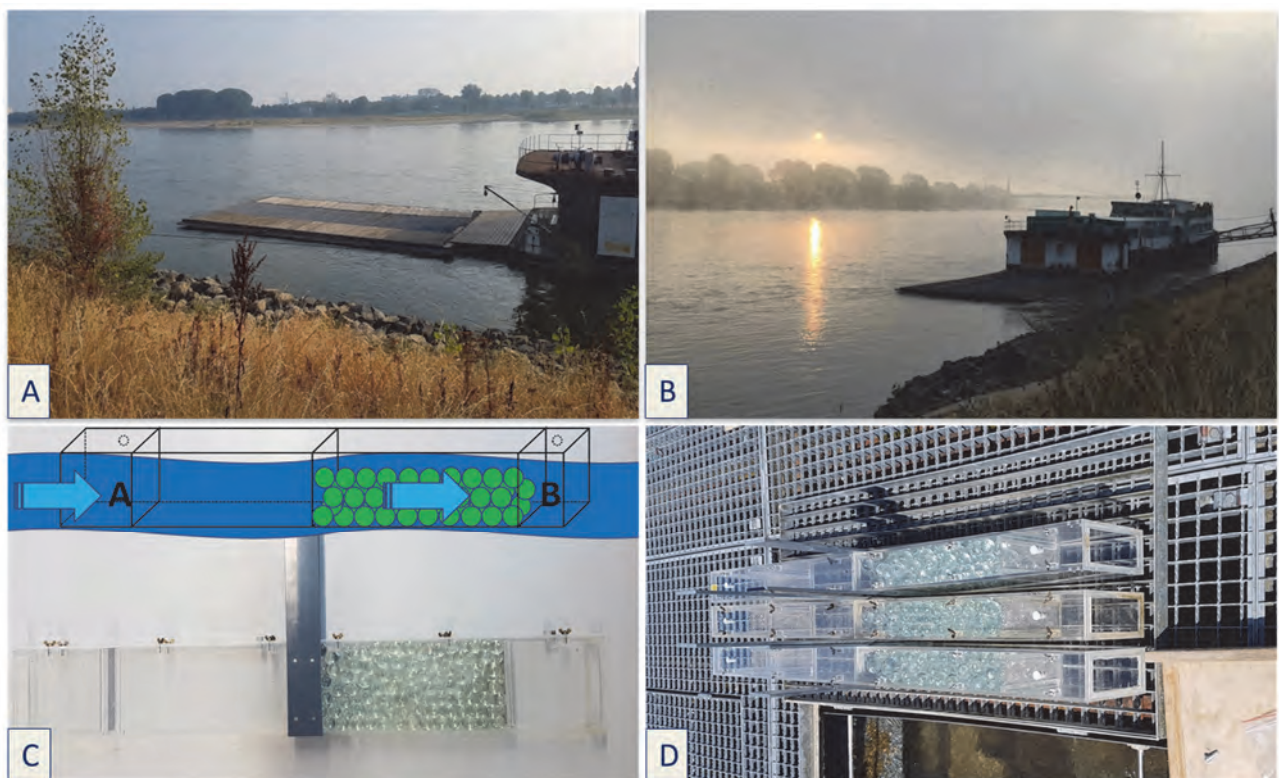


Abb. 1: Durchführungsort der Experimente, A und B Ökologische Rheinstation der Universität zu Köln mit angehängter Plattform (Oberländer Werft, Rheinkilometer 684,5 km, 50968 Köln-Marienburg); Versuchsaufbau, C und D Plexiglas Fließkammern (101x16.8x7.1 cm) gefüllt mit Glaskugeln, D Versuchsaufbau an der Fließrinne der Plattform der Ökologischen Rheinstation.

Ergebnisse

Die Abundanz (in Ind. ml⁻¹) als auch die Retention (in %) der Bakterien im Freiwasser des Rheins waren im Verlauf des Experiments schwankend. Der Retentionseffekt des Biofilms auf die planktischen Bakterien in der Fließkammer war immer positiv und zeigte eine Reduktion zwischen 33% und 62% der Bakterienabundanz zwischen dem einströmenden und ausströmenden Freiwassers des Rheins (Abb. 1 C).

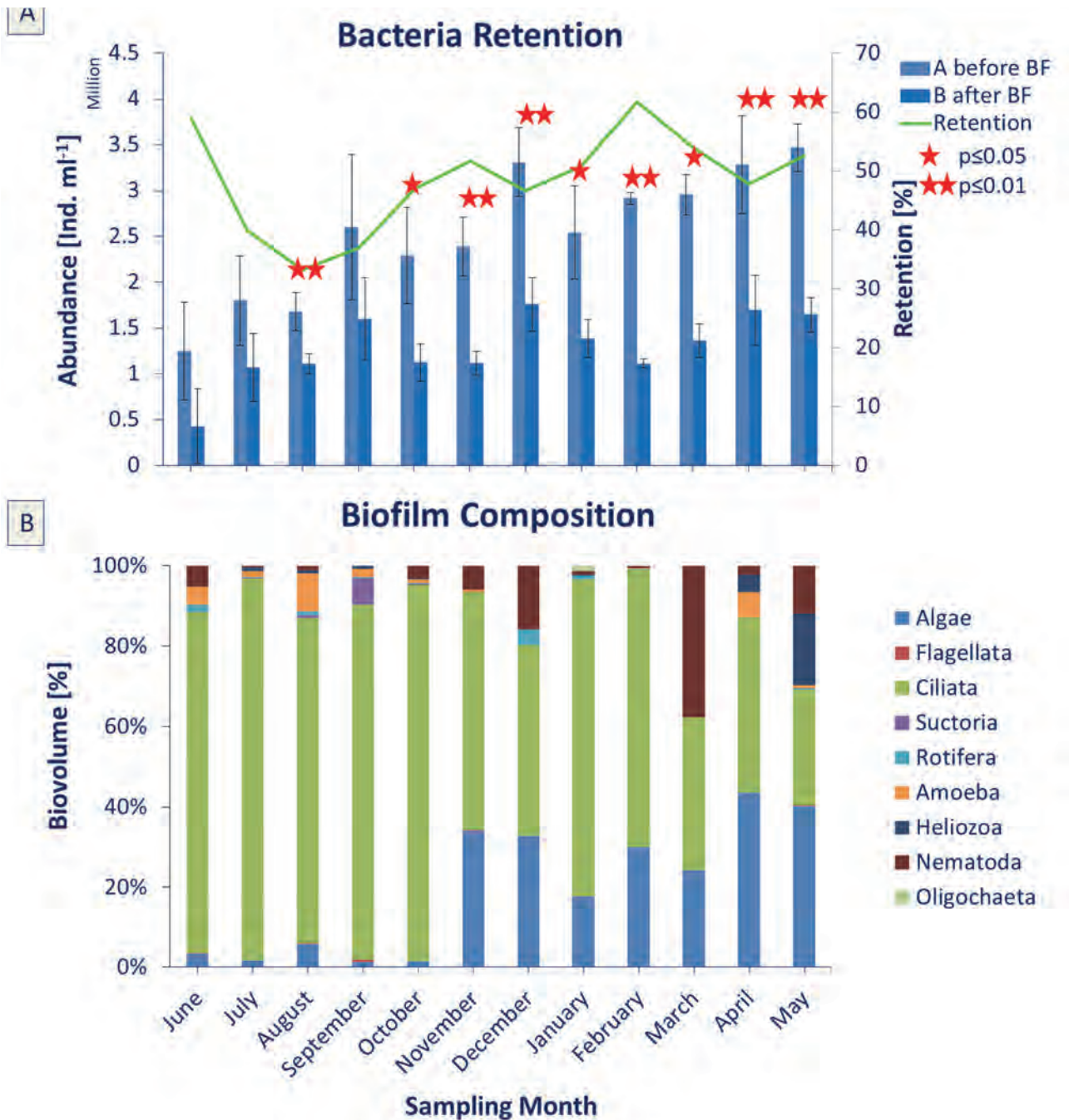


Abb. 2: A Bakterienretention, Bakterienabundanz (in Ind. ml⁻¹) an der Probenstelle A vor dem Biofilm und B nach dem Biofilm und Bakterienretention (in %) durch den Biofilm von Juni 2018 bis Mai 2019. (Anova: p ≤ 0,05, p ≤ 0,01). B Biofilmzusammensetzung, Biovolumen (in %) von Algen, Flagellaten, Ciliaten, Sauginfusorien, Rotatorien, Amöben, Heliozoen, Nematoden und Oligochaeten des Biofilms von Juni 2018 bis Mai 2019

In Bezug auf das Biovolumen sind die Ciliaten die dominierende Organismengruppe im gesamten Jahresverlauf (nicht so ausgeprägt von März bis Mai 2019), im Winter 2018 nahmen dann auch die Algen einen größeren Anteil am Biovolumen.

Zu Beginn des Experiments zeigte sich kein signifikanter Unterschied in der Abundanz der ein- und ausströmenden Bakterien. Seit August 2018 war der Retentionseffekt, mit Ausnahme von September 2018 in dem die Standardabweichung sehr groß war, durchgehend signifikant (Anova: $p \leq 0,05$, $p \leq 0,01$) (Abb. 2 A). Hierbei waren die Abundanz (in Ind. ml⁻¹) und die Retention (in %) der Bakterien in den Sommermonaten (Juni bis August 2018) niedriger als im Winter 2018. Im Februar 2018 stieg die Retention auf die Abundanz, der den Biofilm passierenden Bakterien, im Durchschnitt auf 62% an. In diesem Monat war das Biovolumen (in %) der Ciliaten im Vergleich zu anderen, aktiv fressenden Organismen, deutlich größer und nur die Algen waren mit einem weiteren deutlichen Anteil im Biovolumen vorhanden (Abb. 2 B). Im April und Mai 2019 war die Abundanz der Bakterien vor dem Biofilm mit am höchsten, allerdings war auch die Retention in diesen beiden Monaten hoch, sodass die Abundanz hinter dem Biofilm deutlich geringer war.

Der Anteil der Ciliaten im Biovolumen war über den Jahresverlauf fast immer deutlich größer als die Anteile der anderen Organismengruppen, im Juli und Oktober 2018 lag diese sogar bei 90 %. Nach August 2018 hat der Biofilm sich verringert und neu gebildet wodurch das Biovolumen der Algen durch eine geringe Abundanz sehr klein ausfällt (nicht in Graphen gezeigt) und im Verhältnis das Biovolumen der Ciliaten noch mehr heraus sticht. In den Monaten März, April und Mai 2019 nahm die Dominanz des Biovolumens der Ciliaten ab und Nematoden als auch Heliozoen nahmen einen größeren Teil ein. Auch der Anteil der Algen im Biofilm ist in den Frühjahrsmonaten 2019 erhöht, hier zeigt sich ein starker Anstieg in der Abundanz (nicht in Graphen gezeigt). In diesen Monaten liegt die Retention der planktischen Bakterien um 50 %.

Diskussion

Die Ergebnisse dieser Studie zeigten, dass es einen schwankenden, jedoch immer nachweisbaren Retentionseffekt auf Bakterien des Freiwassers des Rheins über den gesamten Experimentzeitraum gab. Viele Ciliaten des Biofilms (*Stentor* sp., *Vorticella* sp., *Zoothamnium* sp.) ernähren sich von den Algen, Flagellaten und Bakterien des Pelagials, und auch die Flagellaten des Biofilms konsumieren Bakterien und reduzieren so deren Abundanz (Weitere et al. 2005; Ackermann et al. 2011). Die Abundanz und die Retention der einströmenden Bakterien des Freiwassers des Rheins waren über den Experimentverlauf schwankend und sind durch die unterschiedlichen Bedingungen und Parameter des Wassers und der unterschiedlichen Biofilmzusammensetzung im Jahresverlauf zu erklären. Während Heterotrichia (*Stentor* sp.) und Peritrichia (*Vorticella* sp.) die Sommermonate dominieren sind in den Wintermonaten andere Peritrichia (*Zoothamnium* sp.) vorhanden. Beide Organismengruppen sind allerdings Filtrierer und daran beteiligt Bakterien aus dem Pelagial zu konsumieren und deren Retention zu begünstigen. Früher wurde diese Rolle vor allem dem Makrozoobenthos, vor allem den Bivalvia, zugesprochen. Kathol et al. (2011) konnten zeigen, dass die bis dahin vernachlässigten Konsumierer des Biofilms einen maßgeblichen Einfluss auf die Organismen des Pelagials haben, und anders als das Markozooobenthos sich schneller auf veränderte Bedingungen in ihrer Umgebung anpassen können. Im Zeitraum dieser Studie war der Rhein und seine Organismen über einen längeren Zeitraum einem sehr niedrigen Pegel und hohen Temperaturen ausgesetzt (Sommer 2018, Daten nicht gezeigt), in dieser Zeit sind viele Bivalvia verendet und auch der Biofilm hat sich reduziert, allerdings war er immer vorhanden und hat aktiv gefiltert. Das zeigt, dass der Biofilm auch unter extremen Bedingungen Bakterien reduzieren kann, während

Makrozoobenthos unter bestimmten Bedingungen hierzu nicht mehr in der Lage ist. Ab November 2018 sind auch Algen in Bezug auf das Biovolumen auf dem Biofilm stärker vertreten, diese können zwar nicht aktiv auf die Retention der Bakterien einwirken, bieten ihnen aber ein Substrat zum Anheften und Verbleiben auf dem Biofilm. Die Bakterien des Pelagials werden nicht nur durch Konsumenten aktiv reduziert, sondern heften sich auch an den Biofilm an und führen so zu einem passiven Reduktionseffekt, der dem Biofilm gutgeschrieben werden kann. In den gezeigten Ergebnissen wurde allerdings nicht quantifiziert in welchem Maße die Bakterien konsumiert oder am Biofilm angeheftet waren.

Obwohl eine eindeutige Definition eines extremen Events durch die verschiedenen Aspekte unterschiedlicher wissenschaftlicher Bereiche schwierig ist (McPhilips 2018), ist deutlich zu sehen dass die Biofilme zur Zeit der hohen Wassertemperaturen (bis zu 27,2 °C) und des niedrigen Pegels (knapp unter 100cm) im Sommer 2018 (August und September, Daten nicht gezeigt) deutlich dünner waren als in den Monaten zuvor. Auch die Retention auf die Bakterien ist in diesen beiden Monaten am niedrigsten und könnte ein Indiz dafür sein wie es in Zukunft mit weiteren und häufigeren extremen Perioden um die Selbstreinigung unserer Flüsse bestimmt ist.

Durch den Eintrag von bakteriell belastetem Wasser aus Kläranlagen und der Landwirtschaft wird es weiterhin notwendig sein unsere Flüsse durch die Begünstigung und Förderung von Biofilmen, durch Oberflächenvergrößerung und zur Verfügung stellen von Substraten, zu unterstützen und einen positiven Effekt auf die Wasserqualität im Hinblick auf die Bakterienabundanz im Freiwasser unserer Flüsse zu fördern. Ist eine Renaturierung durch die Notwendigkeit der Nutzung durch Binnenschifffahrt nicht möglich, müssen hier andere Möglichkeiten gefunden werden. Die Oberflächenvergrößerung im vorliegenden Experiment hat gezeigt wie schon auf kleinem Raum Bakterien des Pelagials durch benthische Organismen effektiv reduziert werden können (siehe auch Kathol et al. 2011). Eine weitere Möglichkeit könnte darin bestehen Biofilme in Kläranlagen einzusetzen um zu verhindern, dass bakteriell belastetes Wasser überhaupt erst in Flüsse gerät.

Durch den positiven Retentionseffekt auf Bakterien kann angenommen werden, dass auch andere Partikel, z. B. Mikroplastik, das auch durch verschiedene Quellen wie Kläranlagen, Reifenabrieb und Plastikmüll (Bertling et al. 2018) eingetragen wird, durch den Biofilm aus dem Flusswasser gefiltert werden können. Daher wurden in einem Vorversuch der Retentionseffekt auf Mikroplastikpartikel (Polyscience Europe GmbH, Fluoresbrite® polystyrene microspheres; 2µm, 6µm, 10µm) untersucht. Erste Ergebnisse des Versuchs konnten dabei einen Rückhalteeffekt des Biofilms auf die Mikroplastikpartikel zeigen. Auch wurde beobachtet, dass verschiedene Organismen des Biofilms in der Lage sind die Plastikpartikel aufzunehmen. Auf diesen Ergebnissen basierend werden weitere Versuche durchgeführt. Sie zeigen nicht nur welche Rollen Biofilme in der Beseitigung von Mikroplastik aus unseren Flüssen und in der Rückhaltung auf deren weiteren Weg in Richtung Meer spielen, sondern lassen auch vermuten, dass sich Mikroplastik auch auf die Organismen in Flussgewässern und auf die Protozoen in Biofilmen einen Einfluss haben kann.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die hier gezeigte Studie unterstreicht die Wichtigkeit des Biofilms in Flüssen. Biofilmgemeinschaften sind in der Lage Bakterien aus dem Pelagial des Flusses heraus zu filtern und die Qualität des Wassers zu verbessern. Aus den Ergebnissen geht die Rolle der Biofilme in Gewässern hervor und verdeutlicht die Notwendigkeit Flüsse wieder zu renaturieren oder eine Möglichkeit zu finden mehr Oberflächen für den Aufwuchs von Biofilmen zu schaffen. Durch

Vorversuche kann angenommen werden, dass Biofilme auch einen Einfluss auf Mikroplastik im Gewässer von Flüssen haben kann.

Danksagung

Die auf dem Poster vorgestellte Studie wurde im Rahmen einer Doktorarbeit (Jennifer Werner) und einer Masterarbeit (Vera Kersten) durchgeführt. Ich bedanke mich hiermit bei Vera Kersten für die Hilfe besonders in der Anfangsphase und ihre Unterstützung im weiteren Verlauf des Experiments. Des Weiteren möchte ich mich für die Möglichkeit an diesem spannenden Thema arbeiten zu können bei Hartmut Arndt und für eine offene Tür für jegliche Fragen bei Anja Scherwaß bedanken.

Literatur

- Ackermann, B., Esser, M., Scherwaß, A., Arndt, H. (2011): Long-term dynamics of microbial biofilm communities of the river Rhine with special references to ciliates. *International Review of Hydrobiology* 96: 1-19.
- Arndt H., Schmidt-Denter K., Auer B. & Weitere M. (2003): Biofilms and protozoans. In: *Fossil and Recent Biofilms, Mats and Networks* (Eds W.E. Krumbein, D.M. Paterson & G.A. Zavarzin): 173–189. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bertling, J., Bertling, R., Hamann, L. (2018): *Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT* (Hrsg.), Oberhausen, Juni 2018
- Kathol, M., Fischer, H., Weitere, M., (2011): Contribution of biofilm-dwelling consumers to pelagic-benthic coupling in a large river. *Freshwater Biology* 56: 1160-1172.
- McPhillips, L., E., Chang, H., Chester, M., V., Depietri, Y., Friedman, E., Grimm, N., B., Kominoski, J., S., McPhearson, T., Méndez-Lázaro, P., Rosi, E., J., Shafiei Shiva, J., (2018): Defining Extreme Events: A Cross-Disciplinary Review. *Earth's Future*: 441-455
- Porter K., G., Feig, Y., S. (1980): The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography* 25 (5): 943-948.
- Weitere, M., Erken, M., Majdi, N., Arndt, H., Norf, H., Reinshagen, M., Traunspurger, W., Walterscheid, A., Wey, J. K. (2018): The food web perspective on aquatic biofilms. *Ecological Monographs* 0 (0): 1-17.
- Weitere, M., Scherwaß, A., Sieben, K-T., Arndt, H. (2005): Planktonic food web structure and potential carbon flow in the lower river Rhine with the focus on the role of protozoans. *River Research and Applications* 21: 535-549.
- Weitere M., Schmidt-Denter K. & Arndt H. (2003): Laboratory experiments on the impact of biofilms on the plankton of a large river. *Freshwater Biology* 48: 1983–1992.

Wird die Filtrationsleistung von *Corbicula fluminea* durch Mikroplastikfasern beeinträchtigt? Ermittlung der Filtrationsleistung mit Hilfe des Farbstoffs Neutral Red.

Leonie Wersig¹, Diana Michler-Kozma

Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Landschaftsökologie, Heisenbergstraße 2, 48149 Münster

¹ l_wers02@wwu.de

Keywords: Mikroplastik, Mikroplastikfasern, Filtration, *Corbicula fluminea*, Neutralrot

Einleitung

Mikroplastik (MP) ist zu einem omnipräsenten Umweltproblem unserer marinen und limnischen Systeme geworden. Der Begriff beschreibt Partikel unter 5 mm Größe, die aus verschiedensten Quellen stammen können (Arthur et al. 2008). Primäres MP wird gezielt für industrielle Zwecke oder Kosmetikprodukte produziert, wohingegen sekundäres Mikroplastik erst durch den Zerfall von Makroplastik entsteht (Cole et al. 2011). Insbesondere an Kläranlagen kommt es zu erhöhten Einträgen von MP in Fließgewässer, wobei hier Mikroplastikfasern (MPF) aus Synthetikkleidung einen großen Anteil einnehmen (Talvitie et al. 2015; Napper & Thompson 2016). Abhängig von der Dichte des Materials oder Prozesse, wie z. B. Aggregation (Alimi et al. 2018) oder Biofouling, kann es zum Absinken der MPF in der Wassersäule kommen (Kooi et al. 2017). Das MP wird so für benthische Lebewesen verfügbar. Insbesondere benthische Filtrierer wie Muscheln sind betroffen, da ihre Nahrungsaufnahme wenig selektiv ist (Bertling et al. 2018). Aufgrund ihres hohen Filtrationspotenzials nehmen Muscheln eine wichtige Stellung in aquatischen Ökosystemen ein (Su et al. 2016). Sie übernehmen eine Vielzahl von Ökosystemleistungen und entziehen als Biofilter Partikel aus dem Wasser und dem Sediment (Vaughn et al. 2008). Bei einer hohen Muschelbiomasse sind Muscheln dazu in der Lage, Nährstoffe im Wasser durch Aufnahme und Umwandlung in Weichgewebe, Schale und Exkremente potenziell zu verringern (Strayer 2014). Ein Rückgang von Muscheln könnte bedrohliche Auswirkungen auf verschiedene trophische Ebenen haben, da sie in Nahrungsketten „bottom-up“ Nährstoffe und Energie bereitstellen (Vaughn 2018).

Laborstudien haben bereits Auswirkungen von MP belegt, die von Neurotoxizität und DNA-Schäden (Ribeiro et al. 2017) bis hin zum Ventilschluss bei Muscheln unter einer extrem hohen MP-Belastung (Wegner et al. 2012) reichen. In einer Studie von Woods et al. (2018) induzierte die Exposition von MPF mit einer Länge von etwa 450 µm eine deutlich reduzierte Filtrationsleistung bei *Mytilus edulis*. Durch die Aufnahme von MP kann es zu mechanisch verursachten Verletzungen im Darmgewebe kommen (Rochman et al. 2017). Su et al. (2018) haben nachgewiesen, dass Muscheln die Variabilität der Mikroplastikverschmutzung insbesondere in Süßwasserkörpern widerspiegeln.

In der vorliegenden Studie wurde stellvertretend für benthische Filtrierer und Detritusfresser die Süßwassermuschel *Corbicula fluminea* als Modellorganismus gewählt. *C. fluminea* wurde verschiedenen Konzentrationen kurzer (~ 50 µm) MPF aus reinem Polyethylenterephthalat (PET)

ausgesetzt, um konzentrationsspezifische Effekte auf das Filtrationsverhalten zu testen. Ergänzend wurden Faeces und Pseudofaeces hinsichtlich des Vorkommens von MPF analysiert. Ziel war es nachzuweisen, dass *C. fluminea* MPF aufnehmen kann und zu untersuchen, ob sich MPF auf die Quantität der produzierten Faeces und Pseudofaeces auswirken.

Material und Methoden

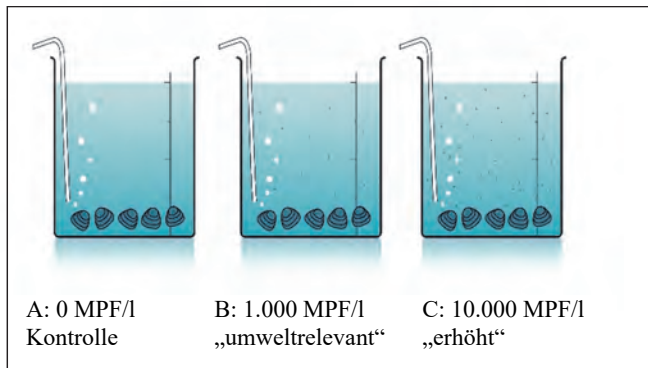


Abb. 1: Versuchsaufbau

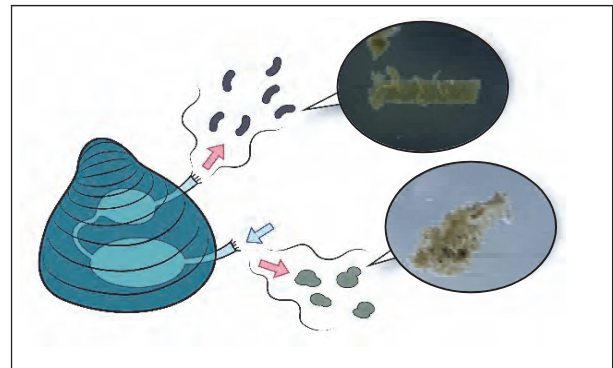


Abb. 1: Faeces- und Pseudofaecesproduktion

Hälterung

75 Individuen (Schalenlänge: mean size $\pm$ SD, $24,60 \pm 0,67$ mm, $n = 75$) aus der Lippe wurden auf drei Testgruppen mit unterschiedlichen MPF-Konzentrationen aufgeteilt (vgl. Abb. 1). Jede Testgruppe bestand aus fünf Replikaten mit jeweils 5 Individuen. Die MPF mit einem Durchmesser von $14 \mu\text{m}$ bestehen aus reinem PET (Goodfellow Cambridge Limited). Mit Hilfe eines Kryostaten wurden die MPF in gefrorenem Zustand auf eine Länge von etwa $50 \mu\text{m}$ geschnitten (Cole 2016). Gruppe A diente als Kontrolle und wurde somit keinen MPF ausgesetzt. In der Gruppe B sollte mit 1.000 MPF/l eine potenziell realistische Belastung simuliert werden, welche etwa der doppelten Konzentration der in der Nordsee nachgewiesenen Menge von 650 Fasern/l entspricht (Dubaish & Liebezeit 2013). Dem hingegen wurde die Gruppe C einer deutlich höheren Konzentration ausgesetzt, um durch MP verursachte Effekte nachzuweisen, die eventuell bei der niedrigen Konzentration noch nicht auftreten. In allen Gruppen wurden die Muscheln in rekonstituiertem Wasser (OECD 2010) bei 20°C , konstanter Belüftung und einem Tag-Nacht-Rhythmus von 16:8 gehältert. Ein Wasserwechsel erfolgte wöchentlich und zweimal wöchentlich wurde mit *Spirulina spp.*-Pulver *ad libitum* gefüttert.

Filtrationsleistung

Die Filtrationsleistung (f) der Muscheln wurde wöchentlich über einen Zeitraum von sieben Wochen anhand einer Neutralrot-Lösung gemessen (Martinez-Haro et al. 2016). Zunächst wurde eine Neutralrot-Stammlösung (1 g/l) hergestellt, mit Hilfe dessen die Neutralrot-Lösungen von 5 mg/l für die Filtrationsmessung hergestellt wurden. Pro Replikat wurde ein Becherglas mit einem Volumen von einem Liter (V) der Neutralrotlösung präpariert, in dem der Filtrationsdurchgang für eine Stunde unter Lichtausschluss erfolgte. Unmittelbar vor und nach der Filtration wurden Proben entnommen ($1500 \mu\text{m}$). Um die Absorptionen der Proben anschließend am Photometer (Cary 100 UV-Vis, Agilent) bei einer Wellenlänge von 545 nm zu messen, wurden sie zuvor mit HCl auf einen pH von 4 - 5 angesäuert. Durch eine Kalibrationsgerade konnten die Konzentrationen vor (C_0) und nach (C_1) dem Filtrationsdurchgang ermittelt werden. Die Filtrationsleistung pro Muschel wurde schließlich über den Konzentrationsunterschied nach Coughlan (1969) berechnet:

$$f = \frac{V}{n * t} \log \frac{C_0}{C_1}$$

Faeces und Pseudofaeces

Der organische Schwebstoffanteil im Wasser dient filtrierenden Muscheln als Nahrung. Über die Wimpern wird Wasser herangestrudelt und an den Kiemen abfiltriert. Unverdauliche Partikel werden teils direkt wieder in Schleimpaketen als Pseudofaeces ausgeschieden. Dem hingegen handelt es sich bei Faeces um Ausscheidungen, die den Darmtrakt passiert haben (Hagendorff et al. 1996).

Unmittelbar nach der letzten Filtrationsmessung (Woche 7) wurden die Muscheln großzügig mit *Spirulina ssp.*-Pulver gefüttert. Die Muscheln verblieben für 1,5 h in der Suspension. Anschließend wurde das mit MPF und *Spirulina ssp.*-Pulver versetzte Wasser durch reines rekonstituiertes Wasser ersetzt. Nach Ablauf von 24 h und der damit einhergehenden Darmentleerung wurden die Faeces und Pseudofaeces aus den Bechergläsern mit Hilfe einer Transferpipette abgesammelt. Die produzierten Faeces und Pseudofaeces wurden visuell am Digitalmikroskop (VH-Z20R, Keyence) auf das Vorkommen von MPF analysiert (vgl. Abb. 2). Zur besseren Sichtbarkeit wurden die PET-MPF mit dem Färbepulver iDyePoly blau angefärbt.

Ergebnisse

Filtrationsleistung

Alle Testgruppen zeigen einen abnehmenden Trend in ihrer Filtrationsleistung, allerdings liegen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Testgruppen (Kruskal-Wallis-Test; $p < 0,05$) über den Versuchszeitraum vor.

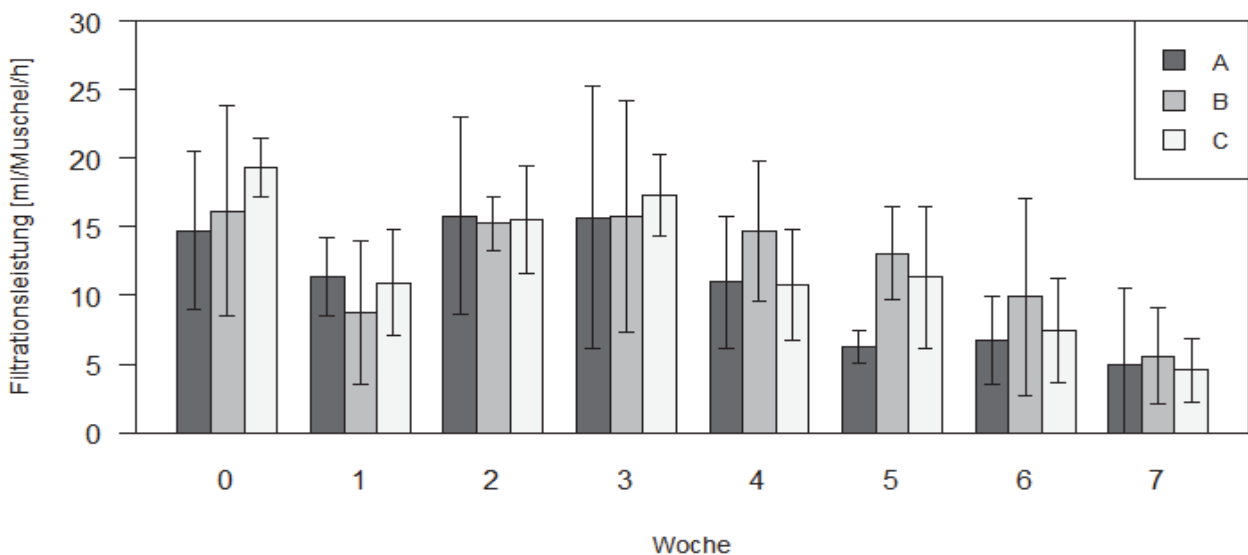


Abb. 3: Filtrationsleistung [ml/Muschel/h] der Testgruppen (A: Kontrolle, B: „umweltrelevant“, C: „erhöht“)

Faeces und Pseudofaeces

In Faeces und Pseudofaeces konnten MPF nachgewiesen werden. Mit zunehmender MPF-Konzentration steigt die Anzahl der produzierten Faeces und Pseudofaeces an (Spearman-Korrelation; $p < 0,001$, $r_{sp} > 0,5$). Die Faeces und Pseudofaeces aus Gruppe C weisen einen höheren MPF-Anteil auf als diejenigen aus Gruppe B (Faeces: + 10 %, Pseudofaeces: + 35 %). Es bestehen signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen A und C in Bezug auf die produzierten Faeces und Pseudofaeces, aber auch in Bezug auf die Anteile an Faeces und Pseudofaeces mit und ohne MPF (Kruskal-Wallis-Test: $p < 0,05$; Nemenyi-Test: $p < 0,05$).

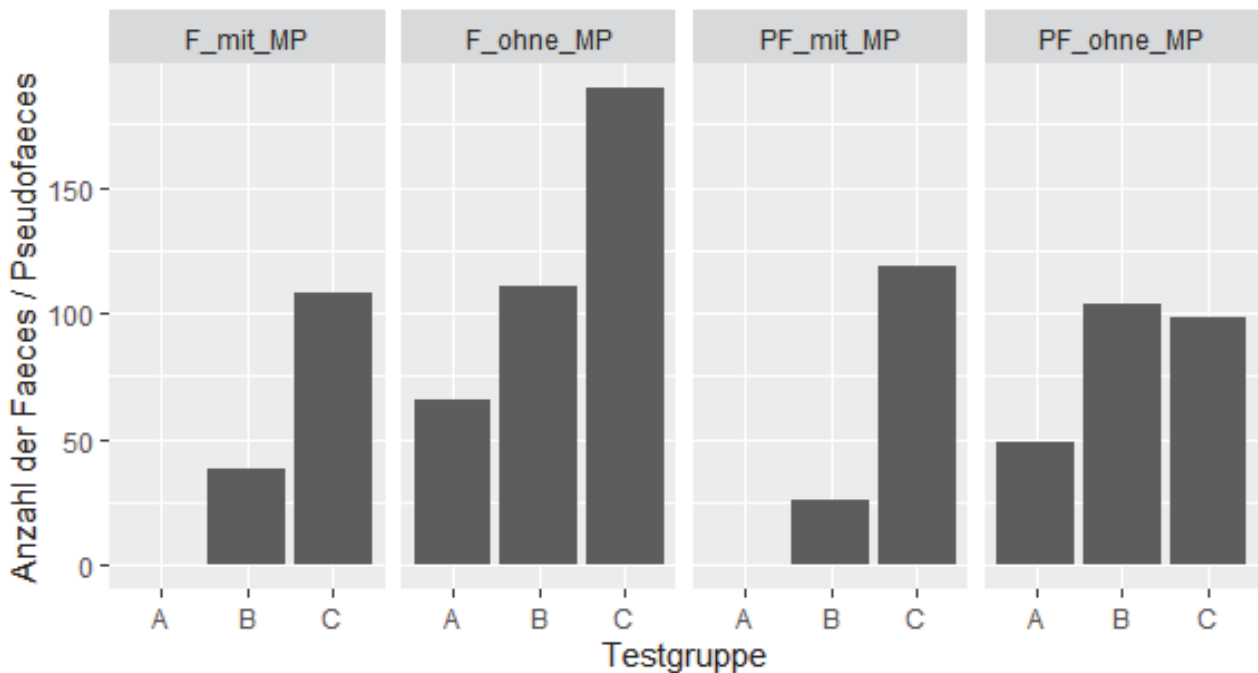


Abb. 4: Produzierte Faeces / Pseudofaeces innerhalb der Testgruppen (F = Faeces; PF = Pseudofaeces, MP = Mikroplastik)

Diskussion

Die Analyse der Faeces bestätigt, dass *C. fluminea* kurze MPF (~50 µm) aufnimmt, diese den Verdauungstrakt passieren und ausgeschieden werden können. Es besteht eine Korrelation zwischen Verfügbarkeit und Aufnahme von MPF (Li et al. 2019).

Über den Versuchszeitraum konnten keine Effekte von MPF (~50 µm) auf die Filtrationsleistung von *C. fluminea* nachgewiesen werden. Andere Studien konnten durch den Einsatz von längeren Fasern einen signifikanten Effekt auf die Filtrationsleistung nachweisen (Woods et al. 2018). Dies deutet darauf hin, dass längere Fasern schädlicher sind als kurze Fasern. Kurze MPF passieren scheinbar problemlos den Verdauungstrakt, ohne innere Verletzungen zu verursachen. Im Gegensatz zu gealtertem MP enthält reines PET weniger Additive und hat somit weniger toxisches Potenzial (Guilhermino et al. 2016).

Mit steigender MP-Konzentration in den Testgruppen steigt die Pseudofaecesproduktion an. Das lässt darauf schließen, dass *C. fluminea* die MPF teils als anorganisches Material erkennt und diese als Reaktion direkt wieder ausstößt (Wegner et al. 2012). Durch eine erhöhte Pseudofaecesproduktion

können weniger Nährstoffe aufgenommen werden, was langfristig zur Schwächung des Metabolismus führt (Riisgård 1991).

Ausblick

Da durch Fragmentation von Makroplastik der Anteil an MP weiter zunehmen wird, sollte in Zukunft der Fokus von Untersuchungen auf die Auswirkungen von MP auf Organismen unter realen Bedingungen gelegt werden. In einer natürlichen Umgebung kann die Filtration sowie die Aufnahme und das Ausstoßen von MPF durch Muscheln von verschiedenen Umweltfaktoren beeinflusst werden, die in Laborversuchen nicht erfasst werden. In Anbetracht der großen Unterschiede zwischen den im Expositionsexperiment verwendeten MPF und denjenigen unter realen Umweltbedingungen sollten in zukünftigen Laborversuchen Mikrokunststoffe mit umweltrelevanten Eigenschaften bezüglich Art, Form und Größe berücksichtigt werden.

Danksagung

Diese Untersuchung fand im Rahmen einer Masterarbeit an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster am Institut für Landschaftsökologie statt. Die Arbeit wurde unterstützt vom Verbundprojekt MikroPlaTaS, welches durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert wird.

Literatur

- Alimi, O. S.; Farner Budarz, J.; Hernandez, L. M.; Tufenkji, N. (2018): Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. In: *Environmental science & technology* 52 (4), S. 1704–1724.
- Arthur, C.; Baker, J.; Bamford, H. (2008): Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. NOAA Marine Debris Program. National Oceanic and Atmospheric Administration. U.S. Department of Commerce, 2008.
- Bertling J., Bertling R., Hamann L. (2018): Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik Umsicht (Hrsg.). Oberhausen.
- Cole, M.; Lindeque, P.; Halsband, C.; Galloway, T. S. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. In: *Marine pollution bulletin* 62 (12), S. 2588–2597.
- Cole, M. (2016): A novel method for preparing microplastic fibers. In: *Scientific reports* 6, S. 34519.
- Coughlan, J. (1969): The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions. In: *Mar Biol* 2 (4), S. 356–358.
- Dubaish, F.; Liebezeit, G. (2013): Suspended Microplastics and Black Carbon Particles in the Jade System, Southern North Sea. In: *Water Air Soil Pollut* 224 (2), S. 2050.
- Guilhermino, L.; Vieira, L. R.; Ribeiro, D.; Tavares, A. S.; Cardoso, V.; Alves, A.; Almeida, J. M. (2018): Uptake and effects of the antimicrobial florfenicol, microplastics and their mixtures on freshwater exotic invasive bivalve *Corbicula fluminea*. In: *The Science of the total environment* 622–623, S. 1131–1142.
- Hagendorff, R.; Nehring, S.; Leuchs, H. (1996): Eine Literaturübersicht zum Thema “Auswirkungen erhöhter Schwebstoffgehalte durch Baggern und Verklappen auf Muscheln”. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Mitteilung Nr. 11. Beiträge zum Workshop am 15.11.1995 in Hamburg. Koblenz.
- Kooi, M.; van Nes, E. H.; Scheffer, M.; Koelmans, A. A. (2017): Ups and Downs in the Ocean: Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. In: *Environmental science & technology* 51 (14), S. 7963–7971.
- Li, L.; Su, L.; Cai, H.; Rochman, C. M.; Li, Q.; Kolandhasamy, P. et al. (2019): The uptake of microfibers by freshwater Asian clams (*Corbicula fluminea*) varies based upon physicochemical properties. In: *Chemosphere* 221, S. 107–114.

- Martinez-Haro, M.; Pais-Costa, A. J.; Verdelhos, T.; Marques, J. C.; Acevedo, P. (2016): Optimising a clearance index based on neutral red as an indicator of physiological stress for bivalves. In: *Ecological Indicators* 71, S. 514–521.
- Napper, I. E.; Thompson, R. C. (2016): Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. In: *Marine pollution bulletin* 112 (1-2), S. 39–45.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (2010): Detailed review paper (DRP) on molluscs life-cycle toxicity testing. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris. Health and Safety Publications. Series on Testing and Assessment 121. ENV/JM/MONO(2010)9.
- Ribeiro, F.; Garcia, A. R.; Pereira, B. P.; Fonseca, M.; Mestre, N. C.; Fonseca, Tainá G. et al. (2017): Microplastics effects in *Scrobicularia plana*. In: *Marine pollution bulletin* 122 (1-2), S. 379–391.
- Riisgård, H. U. (1991): Filtration rate and growth in the blue mussel, *Mytilus edulis* Linneaus, 1758: Dependence on algal concentration. In: *Journal of Shellfish Research* 10 (1), S. 29–35.
- Rochman, C. M.; Parnis, J. M.; Browne, M. A.; Serrato, S.; Reiner, E. J.; Robson, M.; et al. (2017): Direct and indirect effects of different types of microplastics on freshwater prey (*Corbicula fluminea*) and their predator (*Acipenser transmontanus*). In: *PloS one* 12 (11): e0187664.
- Strayer, D. L. (2014): Understanding how nutrient cycles and freshwater mussels (Unionoida) affect one another. *Hydrobiologia* 735, S. 277 – 292.
- Su, L.; Cai, H.; Kollandhasamy, P.; Wu, C.; Rochman, C. M.; Shi, H. (2018): Using the Asian clam as an indicator of microplastic pollution in freshwater ecosystems. In: *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)* 234, S. 347–355.
- Talvitie, J.; Heinonen, M.; Pääkkönen, J.-P.; Vahtera, E.; Mikola, A.; Setälä, O.; Vahala, R. (2015): Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 72 (9), S. 1495–1504.
- Vaughn, C. C.; Nichols, S. J.; Spooner, D. E. (2008): Community and foodweb ecology of freshwater mussels. *Journal of the North American Benthological Society* 27, S. 409 – 423.
- Wegner, A.; Besseling, E.; Foekema, E. M.; Kamermans, P.; Koelmans, A. A. (2012): Effects of nanopolystyrene on the feeding behavior of the blue mussel (*Mytilus edulis* L.). In: *Environmental toxicology and chemistry* 31 (11), S. 2490–2497.
- Woods, M. N.; Stack, M. E.; Fields, D. M.; Shaw, S. D.; Matrai, P. A. (2018): Microplastic fiber uptake, ingestion, and egestion rates in the blue mussel (*Mytilus edulis*). In: *Marine pollution bulletin* 137, S. 638–645.



VORTRÄGE

Möglichkeiten und Grenzen des Fischschutzes durch Rechen

Beate Adam

Institut für angewandte Ökologie

Um das Eindringen von Fischen in für sie gefährliche Bereiche wasserbaulicher Anlagen zu verhindern, können Rechen wirkungsvolle mechanische Barrieren sein. Die Schutzwirkung ist allerdings von der lichten Weite der Rechenstäbe abhängig: Diese muss geringer sein, als die Körperdicke oder -höhe eines Fisches, der von einer Passage abgehalten werden soll.

Allerdings bestehen weitreichende Wissensdefizite über die artspezifischen Körperproportionen einheimischer Fisch- und Neunaugenarten. Um diese Kenntnislücke, nicht zuletzt in Hinblick auf die Festlegung von Bemessungswerten für den Fischschutz durch Rechen zu schließen, wurden an der Elbe über viele Jahre die Längen von mehr als 200.000 Fischen und Neunaugen aus 32 Arten sowie die Körperhöhen- und -dicken von 10.000 Exemplaren systematisch vermessen. Demnach verändern sich die Proportionen der Fische in Abhängigkeit von der Gesamtlänge in charakteristischer und artspezifischer Weise. Auf der Grundlage der erhobenen Daten wurden artspezifische Kurvengleichungen zur Berechnung der längenabhängigen Körperdicken und Körperhöhen erstellt, die sich z. T. beträchtlich von den bisher publizierten, jedoch für die wasserbauliche Umsetzung relevanten Werten unterscheiden. Im Vortrag wird unter Anwendung dieser Grundlagen aufgezeigt, welche Chancen und Grenzen dem Einsatz von Rechen für den Schutz abwandernder Fische zukommen.

Monitoringfrequenz von prioritären Stoffen in Fließgewässern: geringe Messfrequenzen führen zu einer Unterschätzung der mittleren jährlichen Schadstofffracht und zu signifikanten Unsicherheiten beim UQN-Assessment

Denise Babitsch; Andrea Sundermann

Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt

In europäischen Fließgewässern wird die Wasserverschmutzung als einer der wichtigsten und am weitesten verbreiteten Stressfaktoren für aquatische Organismen angesehen. In diesem Zusammenhang sieht die Europäische Wasserrahmenrichtlinie vor, dass prioritäre Stoffe mindestens zwölfmal pro Jahr gemessen werden sollen, um die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen (UQN) aussagekräftig überprüfen zu können. Dennoch werden die prioritären Stoffe in der Praxis oft deutlich seltener beprobt. Schadstoffkonzentrationen können aufgrund vieler Faktoren, wie z. B. Eintragspfade, Saisonalität und Durchflussbedingungen, im Jahresverlauf sehr variabel sein – mit vereinzelt auftretenden Spitzenkonzentrationen. Wenn prioritäre Stoffe innerhalb eines Jahres nicht ausreichend oft gemessen werden, besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass Spitzenkonzentrationen nicht erfasst werden. Bisher wurde kaum erforscht, wie Mittelwerte aus reduzierten jährlichen Probenanzahlen die tatsächlichen mittleren Jahresfrachten von prioritären Stoffen schätzen und wie sie sich auf das UQN-Assessment auswirken.

Aus diesem Grund wurde am Beispiel von hochfrequenten, in der Elbe gemessenen, Wochenmischproben der prioritären Stoffe Fluoranthen und Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) mithilfe von Messfrequenzsimulationen untersucht, (a) wie genau simulierte mittlere Jahresfrachten die tatsächlichen mittleren Jahresfrachten schätzen und welchen Einfluss die Probenanzahl und die Eigenschaften der Datensätze dabei haben, (b) ob kleine Probenanzahlen zu einem systematischen Fehler (Unter- und Überschätzung) der tatsächlichen mittleren Jahresfracht führen und (c) wie sich die Probenanzahl auf das UQN-Assessment auswirkt. Die ersten Ergebnisse aus Messfrequenzsimulationen für Fluoranthen und DEHP zeigten, dass die Schätzgenauigkeit sowohl von der Probenanzahl als auch von Datensatzeigenschaften wie Datenverteilung und Variabilität beeinflusst wird. Die simulierten mittleren Jahresfrachten von kleineren Probenanzahlen unterschätzten im Mittel systematisch die tatsächliche mittlere Jahresfracht. Bei zwei der untersuchten Datensätze überschritt die tatsächliche mittlere Jahresfracht die UQN. Mithilfe der Messfrequenzsimulationen wurde der Anteil an simulierten mittleren Jahresfrachten, deren Werte die UQN nicht überschritten und die somit die UQN-Überschreitung der tatsächlichen mittleren Jahresfracht falsch einschätzten, ermittelt. Die Ergebnisse zeigten, dass die korrekte Schätzung der UQN-Überschreitung sowohl von der Probenanzahl als auch von den Eigenschaften der Datensätze abhing. Besonders bei kleineren Probenanzahlen schätzte ein durchaus signifikant großer Anteil der simulierten mittleren Jahresfrachten die UQN-Überschreitung falsch ein. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Wahl der Probenanzahl eine wichtige Rolle bei der Bewertung von Umweltqualitätsnormen spielt.

Die Erstautorin wird von der Hans-Böckler-Stiftung gefördert.

Social signals and stress in Arctic charr

Tobias Backström

Universität Koblenz-Landau

Melanin-based pigmentation has been associated with aggression across vertebrates, i.e. darker animals are more aggressive. This pattern is also apparent in teleost fishes, and in salmonids melanin-based pigmentation has also been associated with stress responsiveness in Atlantic salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). However, the salmonid Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) also have carotenoid-based pigmentation in addition to the melanin-based pigmentation. Thus, to elucidate if carotenoid-based pigmentation, social signalling (aggression) and stress are associated in Arctic charr, a series of experiments were performed. The experiments included behavioural trials, photographing individuals for image analysis, and stress tests. The results could be used for selection of stress-resistant and non-aggressive fish based on pigmentation and would thus be beneficial for the welfare in Arctic charr farming.

Funded by The Swedish Research Council for Environment, Agricultural Sciences and Spatial Planning (FORMAS).

Die Saar – Folgen des Ausbaus zur Bundeswasserstraße

Tanja Bergfeld-Wiedemann; Volker Kirchesch; Paulin Hardenbicker; Helmut Fischer

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

Die Saar entspringt in den nördlichen Vogesen und mündet nach 227 km bei Konz in die Mosel. Die Sauerstoffgehalte zeigen über 40 Jahren bis heute eine deutliche Belastung der Saar an. Die Ursachen hierfür haben sich im Laufe der Zeit stetig verändert. Zum einen wurde der ca. 100 km lange deutsche Abschnitt der Saar in den Jahren 1974-2000 zur Großschifffahrtsstraße ausgebaut. Dabei wurden neue Wehranlagen errichtet und der Flusslauf um ca. 10 km verkürzt. Die Flussquerschnitte wurden vergrößert, die Wassertiefen erhöht und die Uferböschungen befestigt. Dies hat deutliche Auswirkungen auf die Hydraulik, insbesondere wurde die Fließgeschwindigkeit durch den Ausbau stark verringert und dadurch die Aufenthaltszeiten des Wassers erhöht. Im Sommer bei niedrigen Abflüssen führen die niedrigen Fließgeschwindigkeiten zu einer geringen atmosphärischen Wiederbelüftung der Saar. Insbesondere in den tiefen Stauhaltungen Mettlach und Serrig kommt es dann bei geringer Turbulenz und starker Sonneneinstrahlung zusätzlich zu einer Schichtung des Wasserkörpers, d. h. hohe Sauerstoffwerte an der Oberfläche niedrige in den tieferen Schichten. Dadurch wird der atmosphärische Sauerstoffeintrag über die Gewässer Oberfläche zusätzlich verringert. Zum anderen zeichnete sich die Saar zu Beginn der Ausbaumaßnahmen durch eine hohe Abwasserbelastung aus, die zum Teil bereits in Frankreich in die Saar und einige ihrer Nebenflüsse gelangte. Parallel zum Ausbau hat sich die Abwasserbelastung im Laufe der Jahre durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen deutlich verringert, allerdings besteht immer noch Handlungsbedarf. Die Veränderungen der Belastung über die letzten 40 Jahre werden am Beispiel des Ammoniumgehaltes vorgestellt. Die Auswirkungen des Ausbaus auf den Stoffhaushalt der Saar werden anhand von Gütemodellergebnissen erläutert.

Wassermilben (Acari: Hydrachnidia) in Quellen – Unterschätzte Diversität und unerwartet hoher Genaustausch

Lucas Blattner¹; Reinhard Gerecke²; Stefanie Von Fumetti¹

¹ Universität Basel; ² Universität Tübingen

Wassermilben gelten als eines der diversesten Taxa in aquatischen Ökosystemen. Insbesondere in Quellen weisen sie eine überdurchschnittlich hohe Artenvielfalt auf. In Europa sind bis heute 137 Arten als krenobiont oder krenophil beschrieben und die Entdeckung neuer Arten ist durch molekularbiologische Methoden keine Seltenheit. Der komplexe Lebenszyklus der Wassermilben beinhaltet vor dem Adultus eine parasitisch lebende Larve, ein freilebendes Nymphen Stadium und zwei Ruhestadien. Wassermilben verbreiten sich passiv während ihres ektoparasitischen Larvalstadiums und ihre Verbreitungsrouten sind abhängig von den Wirtsarten. Quellen werden auf Grund ihrer oft isolierten Lage im Gelände und ihrer einzigartigen physikochemischen Bedingungen als Insel ähnliche Habitate bezeichnet was auf einen reduzierten Genaustausch zwischen Populationen krenobionter Wassermilbenarten schliessen lässt. Mit Hilfe von zwei genetischen Markern (mtCO1 und r28S) wurde die bis jetzt hauptsächlich auf Morphologie basierte Artbeschreibung der in zentral Europa häufigsten Wassermilben Arten verifiziert. Unsere Resultate zeigen, dass ein relativ grosser Anteil noch nicht beschriebener Arten zu erwarten ist und dass bei der Wahl genetischer Artbestimmungs-Marker das Phänomen der sogenannten mito-nuclear discordance beachtet werden muss. Erste populationsgenetische Daten zeigen zudem komplexe Verbreitungsmuster und weisen auf einen unerwartet geringen Isolationsgrad der Quellpopulationen hin.

Ableitung von Makrozoobenthos-Indikatorwerten zur morphologischen Bewertung von Steh- und Fließgewässern

Jürgen Böhmer

Bioforum GmbH

Die Wasserrahmenrichtlinie führte zur Entwicklung von Makrozoobenthos-Bewertungsverfahren zur Bewertung des „ökologischen Zustands“, welche die „allgemeine Degradation“ widerspiegeln, jedoch nur wenig spezifische Aussage über die Auswirkungen der morphologischen Degradation der Gewässer erlauben. Spezifische Makrozoobenthos-Indizes zur hydromorphologischen Gewässerbewertung stehen auch außerhalb der Wasserrahmenrichtlinie nicht zur Verfügung.

Daher wurde ein Ansatz entwickelt, Gewässertyp-spezifische Indikatorwerte fürs Makrozoobenthos abzuleiten, die für eine Bewertung des hydromorphologischen Zustands eingesetzt werden könnten.

Die Möglichkeiten und Grenzen einer derartigen Bewertung sowie die bislang erzielte Aussagequalität werden vorgestellt und diskutiert.

Limnologische Aspekte bei der Planung von Pumpspeicherwerken (PSW)

Klaus-Jürgen Boos

Büro für Gewässerkunde und Landschaftsökologie, Ziehrerstrasse 11, 66130 Saarbrücken, bgl.boos@t-online.de.

Keywords: Wasserkraft, Pumpspeicherwerk, Gewässerbeeinflussung, Güteprognose

Einleitung

Das PSW Atdorf sollte mit einer Leistung von 1400 MW, einem Speichervermögen von 13 GWh und einer Investitionssumme von 1,6 Milliarden Euro das größte Pumpspeicherwerk in Europa werden. Damit übertraf das Neubauvorhaben die Leistungsfähigkeit eines mittelgroßen Kernkraftwerkes.

Oberbecken (Hornbergbecken II) und Unterbecken (Haselbecken) war jeweils ein nutzbares Volumen von ca. 9 Millionen m³ vorgesehen. Oberbecken und Unterbecken liegen 8 km voneinander entfernt und sind über einen 8 km langen Stollen verbunden. Entsprechend groß ist der Auswirkungsbereich.



Abb. 1: Funktionsschema des PSW Atdorf mit Oberbecken, Unterbecken und Verbindungsstollen

Für Pumpspeicherwerke wie das PSW Atdorf dienen primär der Energiespeicherung sowie der Netzregulierung. Vorteile dieser Technik sind ihre hohe Effizienz (72-82 %) und ihre Eigenschaft sehr schnell auch bei einem Totalausfall des Stromnetzes (Schwarzstartfähigkeit) in Betrieb gehen zu können. Die Planungen für das Projekt erfolgten zwischen 2009 und 2017. Aufgrund der Nachfrage- und Ertragssituation wurde auf den Bau der Anlage aber schließlich verzichtet.

Eingriffe

Anfänglich war nicht klar, welche limnologischen Aspekte überhaupt vom Bau und Betrieb einer solchen Anlage betroffen sind. Generell kann zwischen unmittelbaren und mittelbaren Eingriffen unterschieden werden.

Unmittelbare Eingriffe

Während des Baus von Ober- und Unterbecken und während des Betriebs ergeben sich unmittelbare Eingriffe durch Überbauung oder Überstauung von Fließgewässern und Stillgewässern. Damit ist fast immer ein Verlust dieser Gewässer verbunden. Die Beeinträchtigungen beschränken sich meist auf das Baufeld.

Auch die Neuanlage von Ober- und Unterbecken stellt einen unmittelbaren Eingriff dar, wobei ein neuer Lebensraum (Stillgewässer) entsteht, von dem je nach Beschaffenheit ein unterschiedlich starker Einfluss ausgeht. Von Relevanz ist dabei sowohl die Beschaffenheit des Wassers in den Becken selbst als auch diejenige seiner Abläufe (Abfluss in Fließgewässer, Infiltrat in den Untergrund/Grundwasser).



Abb. 2: Wehrabecken (links) und Hornbergbecken (rechts) als Beispiele für Unter- und Oberbecken. Die im Untersuchungsgebiet befindlichen Seen dienten zur Modelleichung.

Mittelbare Eingriffe

Sowohl während des Baus, aber auch während des Betriebs ergeben sich mittelbare Einflüsse, die in erheblichem Umfang die limnischen Milieubedingungen in einem breiten Einwirkkorridor beeinflussen können. So verringert der Bau des Oberbeckens durch seine Abdichtung die Grundwasserneubildung. Der Bau der Verbindungsstollen zwischen Ober- und Unterbecken entwässert einen breiten Korridor. Dieses Wasser dringt als Bergwasser in den Verbindungsstollen ein und beeinflusst durch seine Wasserbeschaffenheit die Qualität des Beckenwassers. Gleichzeitig verringern sich in dem Einwirkungskorridor Oberflächenabflüsse oder Quellschüttungen bzw. versickern ganz.

Die Ursachen für die starke Entwässerungsfunktion des Verbindungsstollens und der untertägigen Bauwerke sind Störungen im Untergrund. Trotz Abdichtungsmaßnahmen mittels Injektionsbohrung gelangen während der Bauphase ca. 116 l/s und im Betrieb ca. 80 l/s Bergwasser in die Untertagebauwerke der beiden Becken.

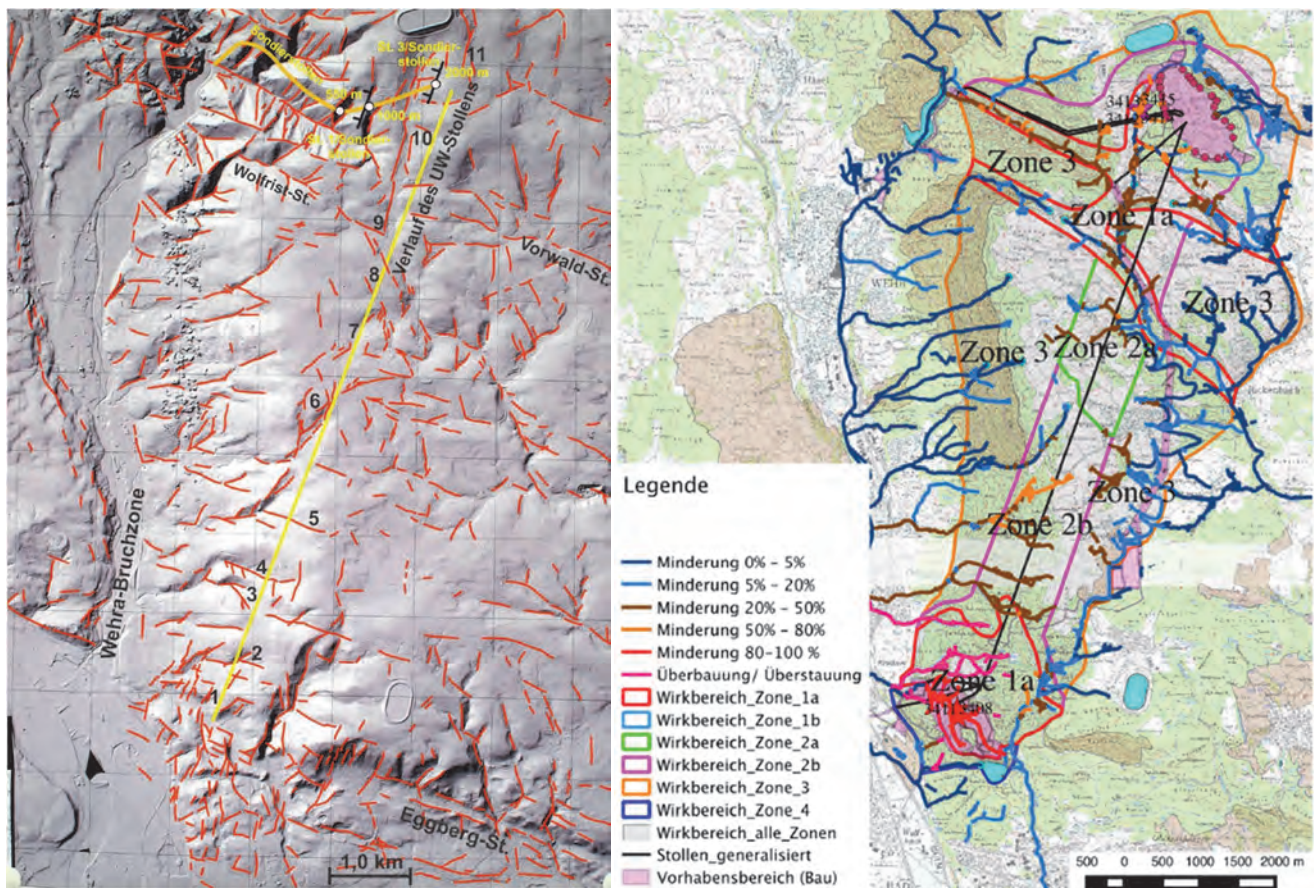


Abb. 3: Über Störungen im Untergrund (links) fließt Bergwasser (Quell- und Grundwasser) in den UW-Stollen, so dass es zu Wasserdefiziten in den Oberflächengewässern kommt.

In der Tabelle 1 ist die Wasserhaushaltsbilanz dargestellt. Obwohl den Becken nur wenig Grund- und Oberflächenwasser direkt zufließt, ist die Wasserverweilzeit infolge des starken Bergwasserzuflusses sehr gering. Entsprechend stark sind die Einflüsse, die von dem Bergwasserabflüssen auf die Wasserqualität der Becken sowie den Wasserhaushalt der Umfeldgewässer ausgeht.

Tab. 1: Wasserhaushaltsbilanz von Hornbergbecken II und Haselbecken

Zuflüsse	Einheit	Bau	Betrieb
Oberflächen- und Grundwasserzufluss	l/s	11,3	11,3
Zufluss Bergwasser	l/s	115,7	80,4
Niederschlagswasserüberschuss	l/s	19,5	19,5
Gesamtmenge	l/s	146,5	111,2
Wasserverweilzeit	Jahre	2,5	3

Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Becken und den Abläufen

Die Prognosen zur Entwicklung des Temperaturhaushaltes und der Wasserqualität wurden mit dem 1-D hydrodynamischen Modell DYRESM und dem Programmpaket CAEDYM erstellt. Die Eichung des Modells erfolgte an den bestehenden Gewässern des Pumpspeicherwerks Wehrabecken / Hornbergbecken. Dadurch konnte die Prognosegenauigkeit erheblich verbessert werden.

Untersuchungsgegenstand

Bei dem Betrieb der Anlage wird zwischen Ersteinstau (275 Tage), Regelbetrieb mit Stromproduktion (20 Jahre), Revision ohne künstliche Umwälzung bei vollständiger hydraulischer Trennung der beiden Becken während Wartungsarbeiten (ca. 3 Jahre) sowie außergewöhnlichen Betriebsweisen (Schnellentleerung in den Rhein) unterschieden. Bewertet wurden im Rahmen der gutachterlichen Bearbeitung alle vier Zustände. Da es sich nicht um ein geschlossenes System handelt, ist die Wasserqualität in den beiden Becken insbesondere auch wegen der Abflüsse und Infiltrate von ausschlaggebender Bedeutung für die Eingriffsbewertung.

Die im Pendelbetrieb (turbinieren/pumpen) gefahrenen Becken sind in der Betriebsphase polymiktisch. Da die Kühlung der Turbinen, der Pumpen und des Generators mit dem Beckenwasser erfolgt, erwärmt sich dieses entsprechend der Anlageneffizienz (Wälzwirkungsgrad) erheblich. Bei einem Wälzwirkungsgrad von 78% und einer genutzten Leistung von 1.400 MW tragen 400 MW zur Erwärmung des Beckenwassers bei.

Entsprechend weicht der Temperaturhaushalt von dem natürlicher Seen der Region ab und erreicht Maximaltemperaturen, wie sie für Stillgewässer in Süd-Spanien kennzeichnend sind.

Regelbetrieb: Energieflussdichte= 219,4 W/m² (=Südspanien)

Nullvariante*: Energieflussdichte= 103,5 W/m²

- theoretischer Wert ohne betriebsbedingten Wärmeeintrag

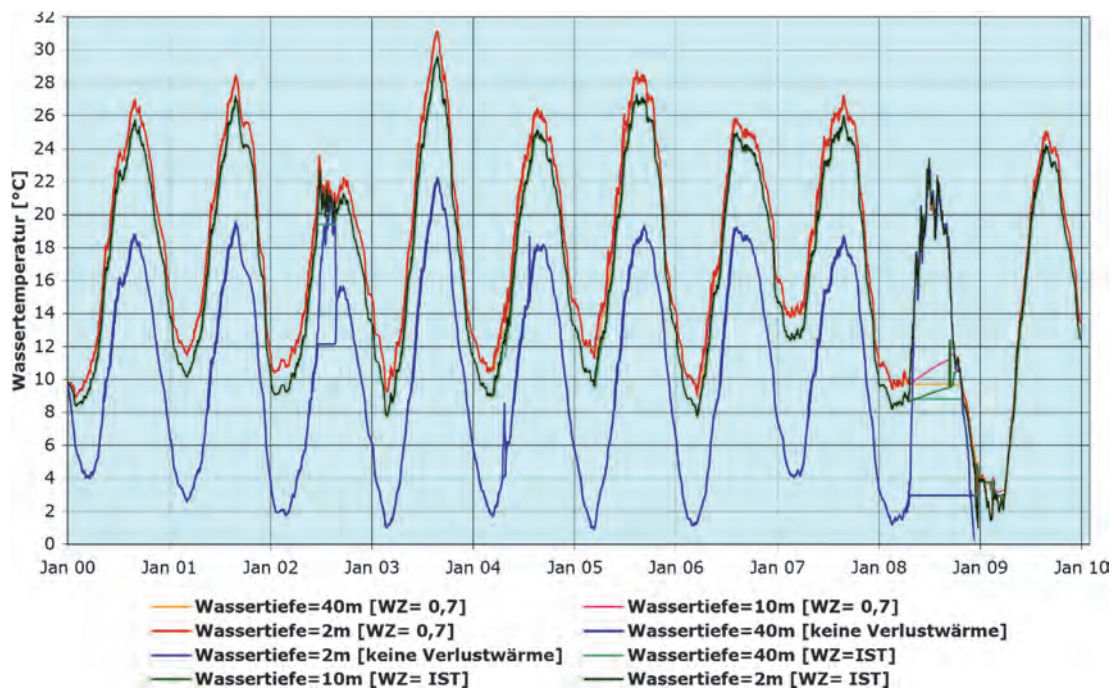


Abb. 4: Temperaturentwicklung in einem polymiktischen Speicherbecken bei unterschiedlichem Energieeintrag durch Verlustwärme (WZ 0,7 und WZ=0,78) bzw. ohne Verlustwärme

In der Abbildung 4 ist das Simulationsergebnis der Temperaturentwicklung von Hornbergbecken II und Haselbecken bei unterschiedlichen Wärmeeinträgen dargestellt. Bei einer Anlageneffizienz von 70 % (Wälzwirkungsgrad=0,7) wird eine Maximaltemperatur im polymiktischen Wasserkörper von bis zu 31,5 °C erreicht. Bei 78 % sind es immerhin noch bis zu fast 30 °C. Ohne Eintrag von Abwärme würde bei einem polymiktischen Gewässer im Schwarzwald unter den Klimabedingungen von 2003 hingegen nur eine Maximaltemperatur von 22 °C erreicht werden.

Die starke Erwärmung des Beckenwassers und die permanente Wasserumwälzung haben erhebliche Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit. In der Anfangsphase (Ersteinstau) ist das Beckenwasser durch Sauerstoffdefizite, Nährstoffrücklösung und Ammoniumanreicherung geprägt. Im anschließenden Regelbetrieb erfolgt durch den starken Wasseraustausch sukzessive der Wandel zu einem mesotrophen, polymiktischen Gewässer mit geringer bis mäßiger Algendichte. Kennzeichnend für die Sedimente ist die Anreicherung von Arsen, das geogen im Grundwasser und Bergwasser in erhöhten Konzentrationen vorkommen kann.

Ersteinstau

Während des Ersteinstaus, der über 274 Tage gestaffelt erfolgt, kommt es trotz Beseitigung der Vegetationsdecke im Unterbecken zu deutlichen Sauerstoffdefiziten. Für die Sauerstoffzehrungsraten über Waldböden wurden im Programmpaket anstatt der Angaben von HIPSEY et al. (2006) die Angaben der TGL 27 885/04 zu Grunde gelegt.

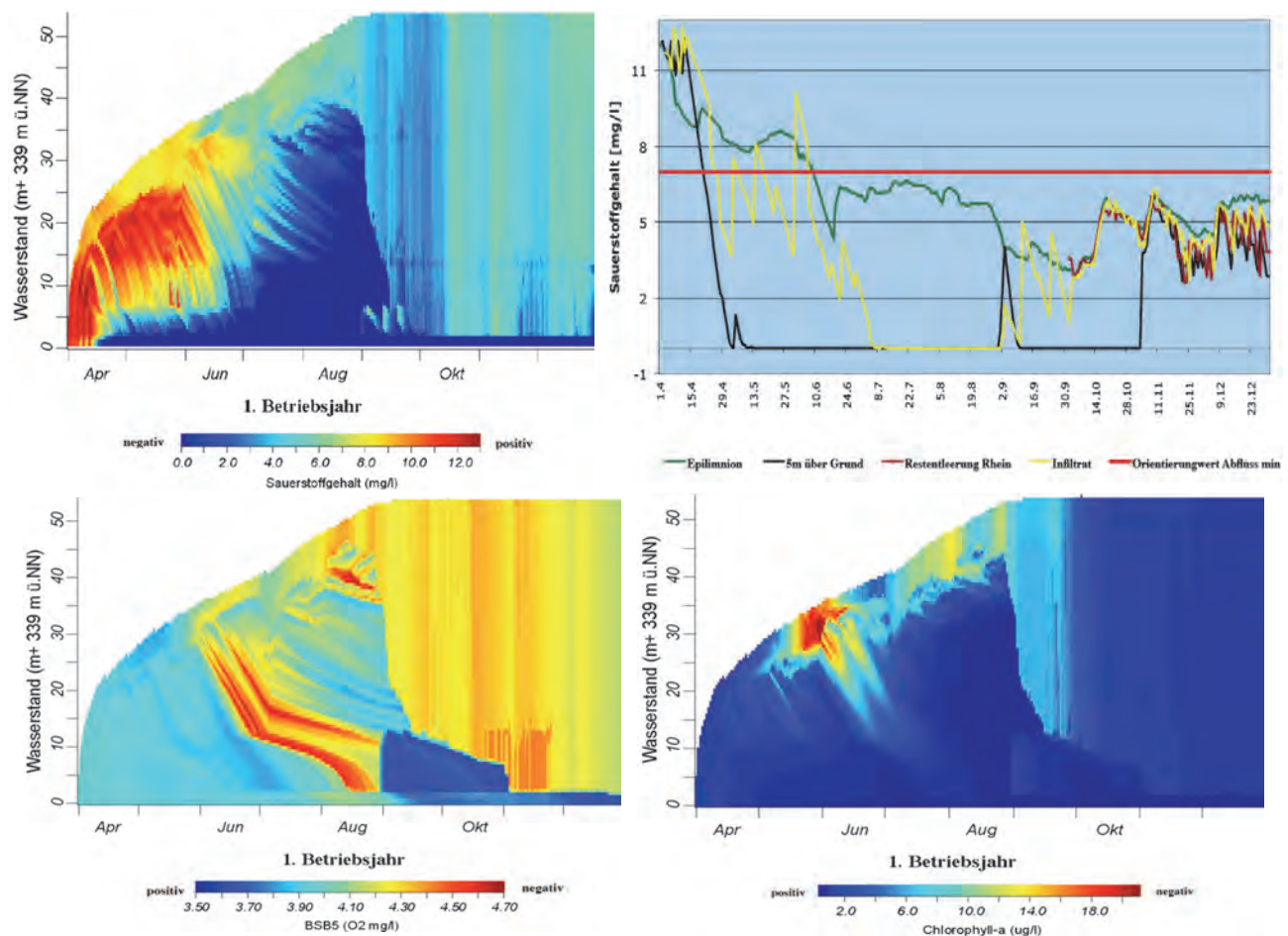


Abb. 5: Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes, der BSB₅-Werte und der Chlorophyll-a Gehalte beim Ersteinstau mit intermittierender Betriebsweise

Nur beim Ersteinbau können sich aufgrund des zeitweise hohen Zehrungspotentials der Sedimente ungünstige Bedingungen einstellen, so dass zur Stabilisierung des Sauerstoffhaushaltes für den Ersteinbau die Oxidation des Wasserkörpers mittels technischem Sauerstoff vorgesehen war.

Regel und Revisionsbetrieb

Im Regelbetrieb dominieren relativ hohe Wassertemperaturen. Weder im Oberbecken noch im Unterbecken kommt es trotz der hohen Wassertiefe zu Gewässereinschichtungen. Ausnahmen sind Betriebspausen (Revisionshasen), während denen z. B. eine kurze Maschinenrevision stattfindet.

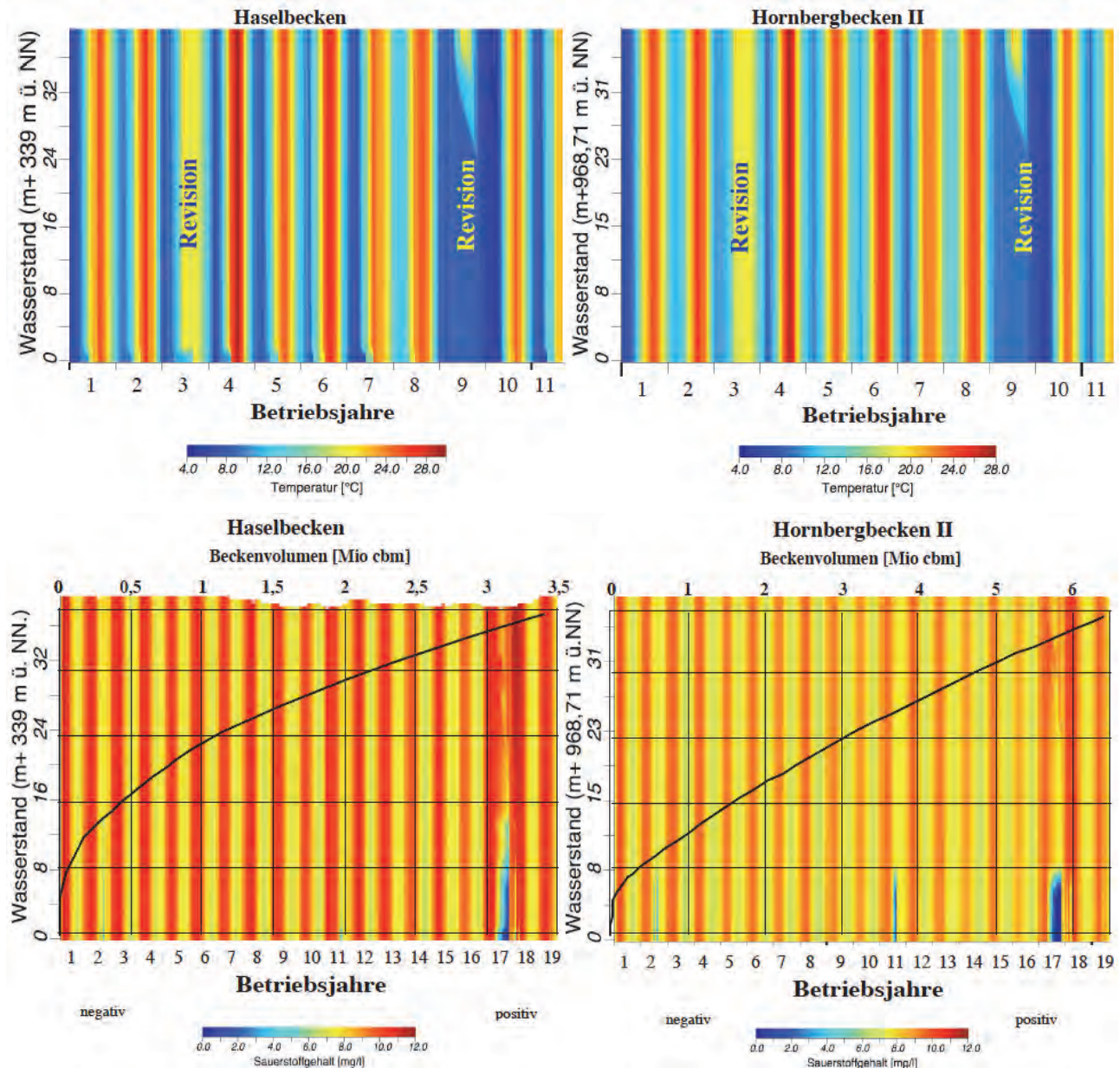


Abb. 6: Entwicklung des Temperatur - und Sauerstoffhaushaltes im Regel- und Revisionsbetrieb

Die bei den Modellergebnissen zu erkennende deutlich Verbesserung der Wasserbeschaffenheit im Regelbetrieb (vgl. Abbildungen 6 und 7) ist die Folge einer ca. 10 Jahre nach Ersteinbau abgeschlossenen Regenerationsphase.

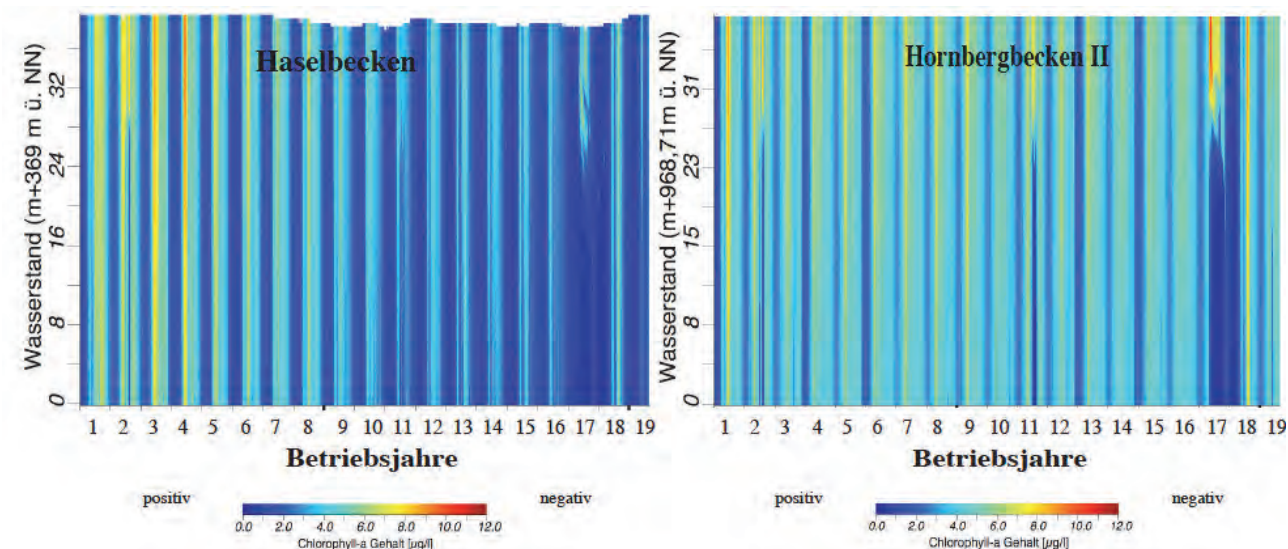


Abb. 7: Entwicklung der Chlorophyll-a Gehalte im Regelbetrieb

Eine Besonderheit stellt die geogene Arsenbelastung im Untersuchungsgebiet dar. Da das eingesetzte Modell DYRESM/CAEDYM Arsen selbst nicht als Komponente berücksichtigen kann, wurde Arsen hinsichtlich des Freisetzungs- und Rückhaltevermögens zum einen als konservative zum anderen als reaktive Substanz behandelt. Bei der Behandlung als reaktive Substanz wurde ein dem Eisen vergleichbares Retentions- und Freisetzungsvermögen angenommen. Im Regelbetrieb ergab die Modellierung nur für die Wasserkomponente Infiltration in den Untergrund einen merklicher Arsenausstrag. Um diesen zu unterbinden, war ein Zurückpumpen des Infiltrats vorgesehen.

Im Revisionsbetrieb, der im Rahmen des Gutachtens gesondert untersucht wurde, schichteten sich beide Becken ein und es konnte aufgrund der ungünstigen Beckengeometrie im Tiefenwasser zu Sauerstoffdefiziten und Stoffanreicherungen kommen. Da die Sedimente und die Zuflüsse eine geogene Grundbelastung mit Arsen aufwiesen, kam es zur Arsenanreicherung in der Tiefe. Der redoxsensitiven Arsen-Freisetzung sollte mit der schon für den Ersteinbau vorgesehenen Belüftung mittels technischem Sauerstoff begegnet werden.

Insgesamt wurde für beide Becken auch langfristig eine gute Wasserbeschaffenheit prognostiziert. Defizite, die sich beim Ersteinbau oder der Revision ergeben, könnten durch technische Maßnahmen (Sauerstoffbelüftung, Rückpumpen des Infiltrats) kompensiert werden.

Beeinflussung der Umfeldgewässer (Fließgewässer und Teichanlagen)

Die Beeinflussung des Wasserhaushaltes durch die Ableitung des Bergwassers in die Becken verursacht Wasserdefizite in zahlreichen Gewässern des Umfeldes. Zur Ermittlung des Belastungspotentials erfolgte eine Bestandsaufnahme aller Fließgewässer und der 165 Stillgewässer. Diese 165 zumeist sehr kleinen Teiche wurden auf der Grundlage morphologischer, chemisch-physikalischer und biologischer Merkmale erfasst und mittels multivariater Verfahren (iterative Clusteranalyse) vier deutlich voneinander unterscheidbaren Gruppen zugeordnet. Dabei wurde jede Gruppe entsprechend der vorherrschenden Qualitätskomponenten typisiert und aus jeder der 4 Gruppen besonders charakteristischste Gewässer ausgewählt, deren Besiedlungsbild (Makrophyten, Makrozoobenhtos und Phytoplankton) sodann untersucht wurde.

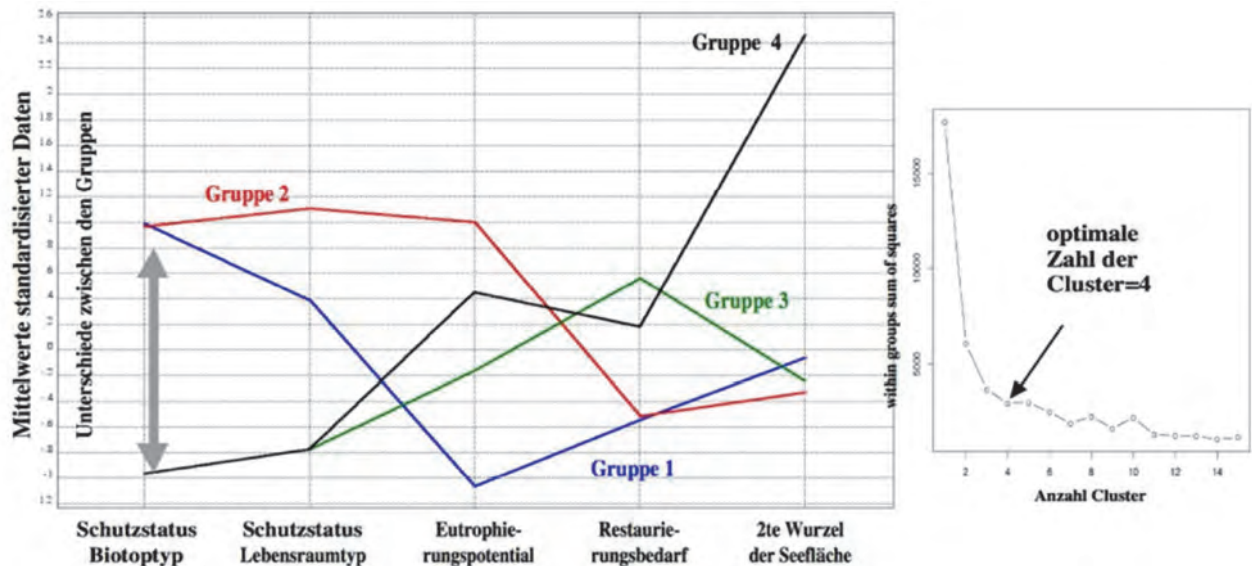


Abb. 8: Partitionierte Clusteranalyse k-means: Gruppierungsergebnis Merkmalsausprägung

Für diese gruppentypischen Gewässer wurde die Gewässerentwicklung prognostiziert. Die Modellierung mittels DYRESM/CAEDYM und BATHTUB (Butcher 2014) zeigte, dass die Stillgewässer weniger empfindlich auf die Verringerung der Zuflussraten reagierten als die Fließgewässer. Aufgrund der im Untersuchungsgebiet sehr günstigen Fließgewässerbeschaffenheit wirkte sich eine Zuflussreduktion, sofern sie nicht den Totalverlust des Gewässers zur Folge hatte, nicht erheblich auf die Wasserbeschaffenheit und Milieubedingungen des betroffenen Stillgewässers aus. Lediglich stärkere Wasserverluste mit der Gefahr des Austrocknens erforderten eine Kompensation oder den Ausgleich an anderer Stelle.

Kompensation der Eingriffe

Durch den Bau des Pumpspeicherwerkes war mit erheblichen Eingriffen bezüglich der Oberflächengewässer zu rechnen, die eines Ausgleichs bedurften.

- So konnte durch die Prognose der Beckentemperaturen in den neu entstehenden Speicherbecken gezeigt werden, dass es zu Wassertemperaturen von bis zu 30 °C kommen kann. Um die Stromgewinnung auch unter diesen Bedingungen zu gewährleisten, wären besondere Maßnahmen zur Anlagenkühlung notwendig geworden.
- Für den Ersteinbau der Anlage wurden die stärksten Überformungen ermittelt, so dass für diese Situation eine Sauerstoffbegasung vorzusehen war. Diese sollte auch bei Anlagenstillstand (z. B. Maschinenrevision) zur Vermeidung starker Sauerstoffdefizite im Tiefenwasserkörper genutzt werden.
- Durch die Anlage der Becken und Druckstollen entstehen Wasserverluste für Oberflächengewässer, Grundwasser und Quellen. Zur Kompensation war die Dotation von Beckenwasser vorgesehen. Dieses müsste stark abgekühlt (≤ 12 °C) werden, damit kaltstenotherme Arten (*Bythinella badensis*) nicht negativ beeinflusst werden. Eine weitere Aufbereitung des Beckenwassers wäre nur für die Dotation von Dohlenkrebsgewässern (Entkeimung) notwendig. Durch die numerischen Modellierungen konnte gezeigt werden, dass das Beckenwasser ansonsten über eine sehr gute Wasserbeschaffenheit verfügt.

- Nur das beim Unterbecken in den Untergrund infiltrierende Wasser könnte durch Redoxprozesse erhöhte Arsengehalte aufweisen. Das Arsen ist geogenen Ursprungs. Um erhöhte Arsengehalte zu kompensieren, sollte mittels Abwehrbrunnen das Infiltrat abgepumpt und in das oxische Beckenwasser zurückgeleitet werden.
- Da durch die Dotationsmaßnahmen nicht alle Stillgewässer zu erhalten gewesen wären, wurde als Ausgleichmaßnahme ein Neugewässer geplant, um den Verlust an Stillgewässern im Gebiet zu kompensieren.
- Weitere Kompensationsmaßnahmen waren nicht notwendig. So konnte für unterschiedliche Abflussverhältnisse des Rheins gezeigt werden, dass auch unter pessimalen Bedingungen ein Schnellablass der Becken nicht zu einer merklichen Beeinflussung des nächsten Vorfluters (Rhein) führen würde.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der Bau eines Pumpspeicherwerkes stellt einen erheblichen Eingriff dar. Dies betrifft die Wasserqualität der neu entstehenden Speicherbecken, die Beschaffenheit der Abläufe und die Beeinflussung der Umfeldgewässer. Nicht nur für die Ermittlungen dieser Wirkungen und ihres Ausmaßes, sondern auch für die Planung geeigneter Kompensationsmaßnahmen ist ein limnologischer Fachbeitrag notwendig, der ohne geeignete Prognosemodelle nicht mehr auskommt. Dabei muss die Limnologie Aussagen zu den folgenden Sachverhalten machen:

- Temperaturhaushalt des Beckenwasser
- Wasserbeschaffenheit des Beckenwasser und der Abläufe beim Ersteinbau, während des Betriebs sowie während der Revision (Maschinenstillstand)
- Menge und Qualität der Abflüsse wie Überlauf und Schnellablass sowie des Infiltrats in den Untergrund
- Geeignete Kompensationsmaßnahmen zur Stabilisierung des Sauerstoffhaushaltes beim Ersteinbau und der Revision sowie zur Vermeidung von Grundwasserbelastungen durch in den Untergrund infiltrierendes Beckenwasser
- Beschaffenheit des Beckenwassers im Hinblick auf seine Eignung als Dotationswasser, wenn dieses zur Stützung des Wasserhaushaltes von Fließgewässern, Stillgewässern und Grundwasser genutzt werden soll.
- Güteentwicklung von Kleingewässern im Umfeld, die aufgrund des Eingriffs von der Verminderung der Wasserzuflüsse betroffen sind.

Literatur

- BOOS, K.-J. (2015a): Antragsteil E.V Gewässerökologisches Fachgutachten. 195 Seiten. Stand: Z.0 Endfassung zur Offenlage. Datei: ATD-GE-PFA-E.05. Erstellt im Auftrag der Schluchseewerk AG
- BOOS, K.-J. (2015b): Gewässerökologisches Fachgutachten Anlage 1. Wehrabecken / Hornbergbecken I. ATD-GE-PFA-E.05-00100. 134 Seiten. Erstellt im Auftrag der Schluchseewerk AG
- BOOS, K.-J. (2015c): Antragsteil D.I. Umweltverträglichkeitsstudie Teilschutzgut Oberflächengewässer – Stillgewässer Schutzgut Wasser. 202 Seiten. Stand: Z.0 Endfassung zur Offenlage. Datei: ATD-GE-PFA-D.01-26300
- Butcher, J. (2014): <http://www3.epa.gov/region1/eco/tmdl/pdfs/vt/bathtub-model-quality-assurance.pdf>
- Hipsey, M.R. et al. (2006): Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM v2. v2.3 Science Manual. Centre for Water Research, University of Western Australia
- TGL 27 885/04 (1985): Fachbereichsstandard, Nutzung und Schutz der Gewässer, Stehende Binnengewässer – Wassergütebewirtschaftung wasserwirtschaftlicher Speicher, Leipzig: Verlag für Standardisierung, 6 S.

Arbeit darf auch Spaß machen – Angeln als wissenschaftliche Fischereimethode

Jost Borchering¹; Svenja Storm²

¹ Universität zu Köln; ² Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.

Grundelarten aus dem Ponto-kaspischen Raum wurden im Rhein in der Regel zuerst durch Angler nachgewiesen. Erst danach begannen die vielfältigen wissenschaftlichen Untersuchungen zum Verständnis der Autökologie dieser invasiven Arten und ihren Auswirkungen auf das Ökosystem. Angeln als wissenschaftliche Methode zur quantitativen Bestanderfassung ist dabei seit 2010 ein integraler Bestandteil unserer Untersuchungen am Niederrhein. Dabei wird standardisiert jedes Jahr Anfang Juli über rund 8 Stunden mit jeweils 2 Angelruten in zwei Habitaten (Steinschüttung, Sandflächen im Strom) geangelt und dabei jeder gefangene Fisch bestimmt, vermessen und mit einem Zeitstempel für weitere Untersuchungen konserviert. Invasive Arten durchlaufen nach Etablierung in einem neuen Lebensraum häufig einen sogenannten Boom-Bust-Cycle, d. h. nach einer anfänglichen Boom-Phase mit rasant steigenden Dichten, folgt in der Regel das Einpendeln der Populationsdichten auf einem deutlich niedrigeren Niveau, die sogenannte Bust-Phase. Dies konnten wir anhand der standardisierten Angelbefischungen am Rhein auch für die Kesslergrundel (*Ponticola kessleri*) und die Schwarzmaulgrundel (*Neogobius melanostomus*) nachweisen. Nach dem erstmaligen Auftreten der Arten in 2006 (Kesslergrundel), bzw. 2008 (Schwarzmaulgrundel), konnte für beide Arten der Höhepunkt der Boom-Phase rund 4-6 Jahre nach den jeweiligen Erstnachweisen ermittelt werden. Seitdem nehmen die mit dem Angeln erfassten Aktivitätsdichten beider Arten ab. Neben diesen Aktivitätsdichten konnten wir darüber hinaus weitere interessante Detailergebnisse mit den standardisierten Angelsurveys erzielen, beispielsweise hinsichtlich der Verteilung der Arten in den befischten Habitaten, der Geschlechterverteilung und der Größen der gefangenen Tiere. Auch dienen die konservierten Grundeln als Grundlage für eine Vielzahl von Untersuchungen (Ernährung, Morphologie, Reproduktion, Genetik etc.), die uns dem Verständnis des Invasionsprozesses und der beobachteten Abundanzveränderungen der Arten sowie ihres Einflusses auf das Ökosystem näherbringen können.

Landwirtschaftliche Flächennutzung beeinträchtigt die Multifunktionalität von Fließgewässern

Mario Brauns¹; Björn Gucker²; Romy Wild¹

¹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ; ² Federal University of São João del-Rei

Die Zunahme und Intensivierung landwirtschaftlicher Nutzflächen und die damit verbundene Abholzung, Eutrophierung und Reduktion der Habitatheterogenität können zum Verlust spezifischer Eigenschaften von Fließgewässern führen. Frühere Studien beschränkten sich auf die Quantifizierung der Auswirkung auf Biodiversität bzw. ausgewählte einzelne Fließgewässerfunktionen, so dass ein umfassendes Verständnis über die gleichzeitigen Auswirkungen auf wesentliche Fließgewässerfunktionen fehlt. Im Rahmen eines umfangreichen Projektes an natürlichen und landwirtschaftlich genutzten Bächen im Harz wurde das Antwortverhalten der funktionellen Variablen benthische Primärproduktion, Abbau organischer Substanz, Sekundärproduktion und Nahrungsnetzinteraktionen quantifiziert. Die resultierenden Werte wurden als logarithmierte Antwortverhältnisse (log response ratios) mittels gemischter Modelle statistisch ausgewertet. Ziel war die Identifikation derjenigen Funktionen, die am stärksten von landwirtschaftlicher Nutzung beeinträchtigt werden. Die Aufnahmerate von terrestrischem gelöstem organischem Material, die Biofilm-Grazer-Interaktionsstärke sowie die Biofilm-Zuwachsrate reagierten am sensitivsten auf landwirtschaftliche Flächennutzung. Die klassischen Funktionsindikatoren Laubabbau und Biofilm-Metabolismus reagierten dagegen weniger sensitiv. Somit konnte gezeigt werden, dass die mit Landwirtschaft assoziierten funktionellen Konsequenzen von der betrachteten Ökosystemfunktion abhängen, was weitreichende Implikationen für eine funktionell basierte Bewertung von Fließgewässern hat.

Spurenstoffbelastungen der Münsterschen Aa im jahreszeitlichen Wandel

Johanna Buss¹; Saskia Rohrer²; Christine Achten¹; Tillmann Buttschardt²

¹ Universität Münster Institut für Geologie und Paläontologie; ² Universität Münster Institut für Landschaftsökologie

Die Münstersche Aa zählt mit ihrem Einzugsgebiet (EZG) von 172 km² zu den erheblich veränderten Fließgewässern und erreicht wie viele Tieflandbäche in NRW nicht das „gute ökologische Potenzial“, das in der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) gefordert wird (MULNV NRW, 2015). Kennzeichnend für das EZG ist der heterogene Verlauf der Münsterschen Aa mit einem stark landwirtschaftlich geprägten Oberlauf, einem Staubereich, einer stark urban geprägten Fließstrecke im Stadtgebiet sowie einem durch Abwasser aus der Hauptkläranlage Münster beeinflussten Unterlauf. Diese Charakteristik bietet eine Vielzahl von Eintragsmöglichkeiten für anthropogene Spurenstoffe, wie Pestizide und Arzneimittel. Die Auswirkungen der Spurenstoffe auf aquatische Organismen sind dabei durch die Vielzahl von Einzelsubstanzen sehr komplex und bisher nur wenig erforscht (Polard et al., 2011).

Durch ein dichtes Netz an Probenahmestellen im gesamten EZG, sowie Wochenmischproben zweier automatisierten Probensammler nach dem oberen Einzugsgebiet und im Mündungsbereich wird das Gewässer räumlich und zeitlich hoch aufgelöst beprobt. Vor-Ort Parameter (pH, Temperatur, Leitfähigkeit, O₂-Gehalt), TOC-Gehalt, Anionen, Kationen und organische Spurenstoffe (HPLC-HRMS) werden zur Beurteilung der Gewässerqualität herangezogen. Außerdem werden Befischungen und Makrozoobenthos-Untersuchungen durchgeführt.

Die Ergebnisse der ersten Stichtagsbeprobung zeigen deutliche Zusammenhänge zwischen dem Abfluss der Münsterschen Aa und der Stoffbelastung. Bei abwasserbürtigen Stoffen, wie z. B. dem Betablocker Metoprolol lässt sich bei hohem Abfluss ein Verdünnungseffekt beobachten. Außerdem treten diese Stoffe nur nach Zuleitung aus Kläranlagen auf. Für Pestizide hingegen zeigt sich eine Korrelation von Konzentrationsmaxima nach Ausbringzeiten im Zusammenhang mit Niederschlägen und dadurch erhöhten Abfluss.

Im Laufe des Projekts sollen die oben genannten Eintragspfade im jahreszeitlichen Wandel noch genauer charakterisiert werden und mit gewässerökologischen Ergebnissen verknüpft werden. Außerdem ist die hydrochemische Begleitung kleiner Maßnahmen gemäß WRRL (z. B. Totholzeinbau, Gewässerrandstreifen) geplant.

Gefördert wird das Projekt durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU).

Literatur

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz, 2015
Polard et al., 2011;

30 and 35 years of re-oligotrophication in 2 Berlin lakes compared to trophic recovery of 19 other European lakes

Ingrid Chorus¹; Antje Köhler²; Camilla Beulker¹; Michael Hupfer³

¹ Umweltbundesamt (UBA); ² Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin; ³ Institut für Gewässer-ökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm

Phosphorus loads to Lake Tegel and Schlachtensee were abruptly and drastically (40- to 100-fold) reduced during the early 1980's – at water exchange rates of ≈ 5 times per year for Lake Tegel and ≈ 1.5 times for Schlachtensee, causing total phosphorus (TP) concentrations to decline exponentially from 600-800 $\mu\text{g L}^{-1}$ to $< 25 \mu\text{g/L}$. Phytoplankton biomass responded with lower maxima once TP concentrations had declined to less than 100 $\mu\text{g/L}$, but TP clearly determined biomass levels only below a TP threshold of 25-50 $\mu\text{g/L}$ (annual means): then annual mean concentrations of chlorophyll-a (previously 40-60 $\mu\text{g/L}$) declined to $< 10 \mu\text{g/L}$. Release of redox-sensitively bound P from the sediments proved to be less of a problem than anticipated. The presentation compares the trophic recovery history of these lakes with restoration of 19 others and with data on phytoplankton from 210 other water bodies. Lessons learned include:

- 1) even where sediments show redox sensitive P desorption, they can become an annual sink rather than source of P if the water exchange rate is sufficiently high, but at Lake Tegel this took 7 and at Schlachtensee 12 years;
- 2) Cyanobacteria became insignificant in all water-bodies at summer TP $< 25 \mu\text{g/L}$;
- 3) Chrysophyta re-appear only after the shift to lower phytoplankton biomass and thus pH < 8.7 ;
- 4) trophic recovery cascading to include oxygenation of the sediment surface allows massive re-occurrence of aquatic macrophytes, mussels and reed belt recovery, but this may take decades;
- 5) some lakes with high TP concentrations before restoration show TP-threshold responses rather than linear ones; i.e. it took years before “the algae noticed the difference”;
- 6) Even after a sudden drastic load reduction and with water residence times of less than a year it took decades before the Berlin lakes reached a new equilibrium, and in this time span further changes impact on interactions in the ecosystem. Disentangling causes and effects therefore requires long-term observation;
- 7) Evaluating large data sets is necessary to derive well substantiated, credible TP-thresholds for controlling (potentially toxic) cyanobacteria as well as the biomass of other phytoplankton.

Northern Clingfish: How to attach with suction cups to rough surfaces

Petra Ditsche¹; Adam Summers²

¹ University of Alaska Anchorage; ² University of Washington

As the name suggests clingfish can do something untypical for most fish. They can attach strongly to the substrates in their habitat. Northern clingfish, a clingfish species of the Pacific Northwest, uses suction to attach not only to smooth, but also to rough substrates such as stones and rocks. Bigger specimens can attach to surfaces up to 2-4 mm grain size, which is considerably rougher than the roughest ready-made sandpaper. In contrast to artificial suction cups, the suction cups of these small fish attach stronger to most rough surfaces than to smooth ones. An important role in the attachment mechanism play the hierarchical structures of the margin of the suction cup. The latter consist of papillae (~150µm) that are covered with rods (~5µm), which themselves are divided into small filaments at their tips (~0.2µm). These structures on the disc margin in combination with the elastic properties of the suction disc enable perfect adjustment to the surface irregularities of rough surfaces. Performing friction measurements with a friction slide, we found that these hierarchical structures do not only enable sealing to the rough surfaces, but also increases friction with the surface. The friction coefficients are higher on rougher surfaces than on smooth ones. Moreover, we measured attachment forces/tenacity of clingfish using a mechanical testing machine. Applying a paired design, we measured the complete suction disc first and then repeated the measurement after removing a part of the suction cup's margin. Interestingly, removing a part of the cup's margin had minimal effect on attachment to smooth and slightly rough surfaces (35µm grain size). In contrast, on surfaces over a roughness of 78µm (grain size) the suction disc failed. Apparently, the disc margin with its hierarchical structures is essential for attaching to rough substrates, but not for attaching to smooth ones.

Anpassungen an Quell-Lebensräume: Auswirkungen erhöhter Temperatur auf die Physiologie von Quellorganismen

Joshua Ebner¹; Stefanie von Fumetti²

¹ Universität Basel; ² University of Basel

Bisher ist wenig darüber bekannt, wie in Quellen lebende Organismen auf eine Erhöhung der Wassertemperatur reagieren. Da diese Arten über einen langen Zeitraum an für Quellen typische, stabile Umweltbedingungen angepasst worden sind, ist es anzunehmen, dass sie besonders sensitiv auf Umweltveränderungen reagieren. Eine durch den Klimawandel hervorgerufene Erhöhung der Wassertemperatur könnte daher weitreichende Folgen für Populationen haben. Es ist aber auch bekannt, dass Arten auf neue Umweltbedingungen mit phänotypischer Plastizität reagieren und ihre Physiologie verändern. Diese Anpassung geht einher mit einer Steigerung ihrer Kurz- und Langzeit-Toleranz.

Um herauszufinden, wie Quell-lebende Arten auf biochemischer Ebene auf eine Erhöhung ihrer Umgebungstemperatur reagieren, führten wir ein Laborexperiment durch. Individuen der Quellschäufelfliege *Crunoecia irrorata* wurden für eine Woche drei unterschiedlichen Temperaturen (10, 15 und 20 °C) ausgesetzt. Nach Ablauf des Versuches wurde die Gesamtheit ihrer Proteine extrahiert. Anschließend wurde mit Hilfe von massenspektroskopischen und bioinformatischen Methoden das jeweilige Proteom der Individuen quantifiziert. Die Bestimmung der Proteinfunktionen und der statistische Vergleich ihres Vorkommens zwischen Temperaturen ermöglicht Aussagen über physiologischen Antworten.

Crunoecia irrorata reagiert schnell und über vielfältige Mechanismen auf erhöhte Temperaturen. Darunter sind die Veränderung der Cuticula, die Regulierung des Atemsystems und die Akkumulierung von Zucker, um lebenswichtige zelluläre Strukturen zu schützen. Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Plastizität von Quellorganismen eine effektive Art der Anpassung an eine variable Umgebung ist, aber auch, dass der Lebensraum Quelle mit seinen vielen Mikrohabitaten weniger stabil sein könnte als bisher angenommen. Solche Erkenntnisse sind einerseits wichtig, um die relative Empfindlichkeit gefährdeter und sensibler Arten einschätzen zu können. Andererseits ist die Implementierung molekularer Methoden in die ökologische Forschung wegweisend für die Entwicklung diagnostischer Möglichkeiten, um quantitative Aussagen über den Status einer Population und deren Habitat treffen zu können.

Lern- und Forschungslandschaft „Neue Erft“: Renaturierung zum Anfassen

Martina Erken¹; Marion Gremse

¹ Zweckverband Naturpark Rheinland Naturparkzentrum Gymnicher Mühle

Die Erft ist ein durch den Menschen größtenteils begradigter Fluss im Westen von Köln mit mittlerer Wasserqualität. Um die Erft wieder in einen guten ökologischen Zustand zu führen, hat der Erftverband bereits verschiedene Bereiche des Flusses erfolgreich renaturiert. Im kommenden Jahr wird der Erftverband auch bei Erftstadt-Gymnich die Erft in ein neues naturnahes Flussbett verlegen.

Dadurch wird sich die Landschaft rund um das Naturparkzentrum Gymnicher Mühle stark verändern. Es ist anzunehmen, dass sich die ökologische Vielfalt in den kommenden Jahren positiv entwickelt und neue Pflanzen und Tierarten beobachtet werden können.

Der Naturpark Rheinland, der an der Gymnicher Mühle seit fast fünf Jahren erfolgreich den außerschulischen Lernort aus Wasserwerkstatt, Wassererlebnispark und „KM51 – Das Erftmuseum“ betreibt, möchte die Veränderung der Natur und Landschaft umfassend erfassen und dokumentieren. Im Rahmen eines sogenannten „Bürger-Wissenschaft-“ oder „Citizen-Science-“ Projektes, sollen Schul- und Kindergartenkinder, Studierende und interessierte Erwachsene langfristig die Veränderungen der Flusslandschaft beobachten. Dazu entwickelt der Naturpark in Zusammenarbeit mit Partnern wissenschaftliche Erfassungsmethoden, die auch für Laien einfach zu verstehen und umzusetzen sind. Das Projekt wird in den nächsten drei Jahren im Rahmen des EFRE-Förderprogramms „Grüne Infrastruktur NRW“ durch die Europäische Union und die Landesregierung gefördert. Das Projekt ist Teil eines integrierten Handlungskonzeptes, das durch die Zukunftsagentur Rheinisches Revier initiiert und unterstützt worden ist.

Lassen sich die Auswirkungen des Klimawandels in Trinkwassertalsperren durch eine Anpassung der Entnahmetiefen vermindern?

Johannes Feldbauer; Thomas Petzoldt

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Auf Grund des Klimawandels kommt es in Talsperren zu einer höheren Wassertemperatur, zu einer Verlängerung der Schichtungsdauer und häufiger zu Sauerstoffschwund. Schichtung und Wassertemperatur sind für die Trinkwasserbereitstellung wichtige Faktoren, da sie die biogeochemischen Prozesse und somit die Wasserqualität der Talsperre beeinflussen. Die meisten Trinkwassertalsperren besitzen Entnahmebauwerke die eine Regulierung der Entnahmehöhe für die Rohwasserabgabe ermöglichen. Zusätzlich dazu wurde in letzten Jahren für viele Talsperren eine variable Wildbettaabgabe nachgerüstet. Über eine Änderung der Entnahmehöhen kann aktiv Einfluss auf die thermische Struktur der Talsperre genommen werden.

Wir untersuchen die Effekte verschiedener Entnahme- und Wildbettaabgabestrategien auf Schichtung und Wassertemperatur von drei sächsischen Trinkwassertalsperren. Dadurch soll abgeschätzt werden, ob den Effekten des Klimawandels durch eine Anpassung der Entnahmestrategie entgegen gewirkt werden kann. Hierfür wurden für alle drei Talsperren jeweils vier Szenarien mit unterschiedlichen Entnahmestrategien simuliert und miteinander verglichen. Als Modell verwenden wir das international anerkannte eindimensionale hydrophysikalische Modell GLM - General Lake Model. Um die Effekten der unterschiedlichen Entnahmestrategien von den Einflüsse der meteorologischen und hydrologischen Variabilität zu separieren, wurden die Ergebnisse von GLM mithilfe eines linearen statistischen Modells analysiert und anschließend mit den klimatischen Veränderungen der letzten 30 Jahre verglichen.

Bezüglich der Hypolimniontemperatur (in 25 m Tiefe) und dem Endzeitpunkt der Sommerschichtung, kann den Trends des Klimawandels durch eine angepasste Bewirtschaftung entgegengewirkt werden. Verglichen mit anderen Studien sind die Verbesserungen allerdings geringer. Bei den untersuchten Talsperren werden schon heute komplexe Entnahmestrategien mit mehreren zeitlich variierenden Entnahmetiefen angewendet, die die Klimawandelfolgen teilweise abmildern.

Der Erstautor dieser Arbeit wird mitfinanziert mit Steuermitteln auf Grundlage des von den Abgeordneten des Sächsischen Landtags beschlossenen Haushaltes.

Equal relevance of omega-3 and omega-6 polyunsaturated fatty acids for the fitness of *Daphnia* spp.

*Patrick Fink*¹; *Maja Ilic*²; *Christian Werner*²; *Eric Von Elert*²

¹ Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Magdeburg; ² Universität zu Köln, Institut für Zoologie

Essential polyunsaturated fatty acids (PUFAs) have been recognized as a crucial factor that determines the trophic transfer efficiency in plankton communities. As many animals cannot synthesize the classes of ω 3- and ω 6-PUFAs, the dietary availability of these PUFAs can constrain the fitness of freshwater zooplankton such as *Daphnia* spp. In particular, eicosapentaenoic acid (EPA, 20:5 ω 3) is considered to be a crucial determinant of the transfer of biomass at the freshwater plant-herbivore interface. In contrast to ω 3-PUFAs, the group of ω 6-PUFAs has previously been considered to be of less ecological relevance, although the potential role of the ω 6-PUFA arachidonic acid (ARA, 20:4 ω 6) remains controversial. To investigate its potential role, we conducted dose-response growth experiments with two *Daphnia* species, *D. pulex* and *D. magna*, supplemented with EPA or ARA, which allowed us to calculate EPA and ARA saturation thresholds for growth and reproduction of both *Daphnia* species. Our results provide evidence that not only the availability of ω 3-PUFAs, but also the availability of a ω 6-PUFA, namely ARA, can limit both the growth and reproduction of *Daphnia* spp. to an equal extent. The saturation thresholds for growth and reproduction were consistently, but not significantly, higher for EPA than for ARA in both *Daphnia* species. As shifts in phytoplankton community composition might result in environmental fluctuations in the dietary availability of ω 3- and ω 6-PUFAs, our findings present a significant step in understanding the consequences of the ongoing global biodiversity loss for trophic transfer efficiency at the phytoplankton-zooplankton interface.

Phytoplankton an Rhein und Mosel im „Trockenjahr“ 2018 – seltenes Extrem oder neue Normalität?

Helmut Fischer¹; Eberhard Hoehn²; Enno Nilson¹; Matthias Rothe¹; Andreas Schöl¹

¹ Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG); ² Limnologie Büro Hoehn

Das „Trockenjahr“ 2018 hat große Aufmerksamkeit in der Öffentlichkeit erregt und sich auf die ökonomische Nutzung der großen Flüsse in Deutschland ausgewirkt. Wie wirkte es jedoch auf die Ökologie dieser Gewässer? Spiegelte es die natürliche Variabilität wider oder kam es zu „ökologischen Extremereignissen“? Am Beispiel langjährigerer Zeitreihen des Phytoplanktons von Rhein und Mosel zeigen wir, dass die niedrigen Abflüsse und hohen Wassertemperaturen zu starken Phytoplankton bzw. Cyanobakterienblüten führten, wie sie in den Jahrzehnten zuvor nicht mehr beobachtet worden waren. An der Mosel trat erstmals 2017, in weit stärkerem Maße aber im Jahr 2018 eine Cyanobakterienblüte der Gattung *Microcystis* auf, die im August begann und weit in den Oktober hineinreichte. Am Rhein kam es im August 2018 zu zwei kurz hintereinander folgenden Phytoplanktonblüten, zunächst von Diatomeen und im Anschluss von Grünalgen der Art *Coelastrum polychordum* mit bis zu 81 µg Chlorophyll-a pro Liter an der Messstation Koblenz. Sommerliche Algenblüten dieses Ausmaßes kamen dort zuletzt anfangs der 1990er Jahre vor. Der Vortrag diskutiert mögliche Zusammenhänge, die im Jahr 2018 zu solchen Phytoplanktodynamiken führten und die sie in anderen Jahren verhindern. Aktuelle Projektionen erlauben außerdem einen Blick auf die zukünftige Temperatur- und Abflussentwicklung der großen Fließgewässer und stellen uns vor die Frage, ob die Situation im Jahr 2018 zur neuen Normalität wird.

Stabile Stickstoff-Isotopenanalyse von Aminosäuren zur Bestimmung der trophischen Position – Chancen und Probleme anhand eines Fallbeispiels an Amphipoden

René Gergs¹; Eike Sünger²; Lisa Burmann³; Jochen Zubrod²; Patrick Fink⁴

¹ Umweltbundesamt; ² Universität Koblenz-Landau; ³ Universität zu Köln;

⁴ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ

Die Bestimmung der trophischen Position (TP) von Arten mittels Stabiler Isotopen Analytik ist ein weit verbreitetes Tool um Nahrungsnetze zu charakterisieren, unter anderem auch um den Einfluss von nicht heimischen Arten auf heimische Lebensgemeinschaften besser abschätzen zu können. Dies wird üblicherweise mit den $\delta^{15}\text{N}$ Wert aus der Bulkanalyse der zu untersuchenden Art(en) im Vergleich zu einem koexistierenden Primärkonsumenten ($\text{TP} = 2$) als Baseline berechnet. In vielen Fällen erweist sich allerdings die Bestimmung der passenden Baseline als problematisch. Daher wurde in der Literatur ein Ansatz zur TP Bestimmung anhand der $\delta^{15}\text{N}$ Werte von Aminosäure der zu untersuchenden Art vorgeschlagen, bei dem eine interne Baseline der jeweiligen Zielart berechnet wird. Bei der Berechnung der TP geht neben der trophischen Anreicherung des schweren Stickstoffisotops auch der Unterschied in den $\delta^{15}\text{N}$ Werten zwischen den verschiedenen Aminosäuren der Primärproduzenten als Konstante ein. Da diese Konstante bis jetzt nur für marine aquatische Systeme bestimmt und auf limnische übertragen wurde, war zunächst eine Kalibrierung für limnische System notwendig. Diese Kalibrierung wurde anhand von Messwerten von bekannten Primärkonsumenten aus einer Probenahmekampagne am Niederrhein durchgeführt.

Die trophische Position und damit die Prädationsstärke des invasiven Amphipoden *Dikerogammarus villosus* insbesondere im Vergleich zu koexistierenden Amphipoden ist ein vielfach und kontrovers diskutiertes Thema. In dieser Studie lag der Fokus auf der Untersuchung der TP in zwei Nebenflüsse des Rheins am Oberrhein, in die *D. villosus* vorgedrungen ist, mittels Stabiler Isotopen Analyse von Aminosäuren. Nach der Kalibrierung der TP Berechnung auf limnische Systeme hatten die untersuchten Amphipoden eine trophische Position von mindestens 2 (Primärkonsumenten), im Vergleich zu Werte von ≥ 1 (Primärproduzenten) vor der Kalibrierung unter Verwendung der Formel für marine Systeme. Insgesamt hatte *D. villosus* in den beiden Zuflüssen eine omnivore bis räuberische trophische Position ($\text{TP} = 2,7 \pm 0,2$ im Speyerbach; $\text{TP} = 3,0 \pm 0,2$ in der Alb), die jeweils vergleichbar mit koexistierenden heimischen Amphipoden (*Gammarus pulex* beziehungsweise *Gammarus roeselii*) war. Dies stützt frühere Studien, dass ‚intraguild predation‘ durch *D. villosus* nicht der ausschlaggebende Faktor für die Verdrängung heimischer Amphipoden ist. Auf der anderen Seite scheint tierisches Material eine wichtige Rolle in der Ernährung für alle Arten der Amphipoden zu sein.

Disentangling mechanisms behind chronic effects

Andre Gergs; Jutta Hager; Christina Garside; Eric Bruns; Thomas Preuss

Bayer AG

The effect assessment of pesticides is based on acute (short-term) and chronic (longer-term) toxicity tests with various species. In aquatic assessments, acute testing focusses on lethality, while for chronic toxicity, sublethal endpoints such as feeding, growth and reproduction are of additional importance. Usually, chronic effect concentrations are lower compared to those derived from acute toxicity tests. Toxicokinetic-toxicodynamic models allow for the extrapolation of chronic toxicity based on acute test results as they explicitly account for mechanisms behind and processes leading to an effect. In this study, we analyzed acute and chronic effects for the case of imidachloprid and flupyradifurone in the non-biting midge *Chironomus riparius*. The two insecticides share a similar mode of action but have different ecotoxicological profiles. We disentangled the mechanisms behind those profiles by a combination of Dynamic Energy Budget (DEB) modeling and applications of the General Unified Threshold Model of Survival (GUTS) to account for both sublethal and lethal effects. Using this example, we will illustrate how lethality and sublethal effects may work in concert on evoking chronic toxicity.

Biomanipulation in Fließgewässern: Fische können Eutrophierungseffekte im hyporheischen Interstitial verringern

Madlen Gerke^{1,4}, Dirk Hübner^{1,2}, Jörg Schneider², Manfred Fetthauer³, Barbara Nuyken¹, Theresa Graf^{1,2}, Roman Fricke^{1,2}, Michael Götten¹, Carola Winkelmann¹

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

² Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien, Frankfurt, Marburg, bfs-schneider@web.de, dirk-huebner@arcor.de, grafth@staff.uni-marburg.de, fricker@staff.uni-marburg.de

³ARGE Nister/Obere Wied e.V., Stein Wingert, m.fetthauer@t-online.de ⁴Bayerisches Landesamt für Umwelt, Wielenbach, madlen.gerke@lfu.bayern.de

Keywords: Eutrophierung, Benthisches Grazing, Top-Down-Steuerung, Hyporheisches Interstitial

Einleitung

Eutrophierung von Fließgewässern stellt aufgrund der dichten Besiedlung und intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Einzugsgebiete in Deutschland ein flächendeckendes und drängendes Problem dar. Erhöhte Nährstoffeinträge führen in Bächen und kleineren Flüssen zu einem übermäßigen Wachstum benthischer Algen. Die Folgen sind starke Sauerstoff- und pH-Wertschwankungen im Oberflächenwasser (Dodds & Welch 2000; Hilton et al. 2006) und ein Verstopfen des hyporheischen Interstitials (biogene Kolmation) (Battin & Sengschmitt 1999; Ibisch et al. 2009; Hartwig & Borchardt 2015). Biogene Kolmation tritt sowohl während als auch nach einer Algenblüte auf: während der Algenblüte verringern Algenmatten auf der Gewässersohle den Wasseraustausch zwischen Oberflächenwasser und Interstitialwasser (externe Kolmation). Löst sich diese Algenbiomasse wieder ab, werden Algenpartikel in das Interstitial eingetragen, wodurch der Wasseraustausch im Interstitial ebenfalls verringert wird (interne Kolmation). Zusätzlich führt der verstärkte Abbau der organischen Substanz zu einer Sauerstoffzehrung im Interstitial (Battin & Sengschmitt 1999; Hartwig & Borchardt 2015). Beide Prozesse, die Verringerung des Wasseraustauschs und die erhöhte Sauerstoffzehrung, führen zu einem Sauerstoffdefizit im Interstitial. Dadurch wird die Habitatqualität für Makrozoobenthos und für Eier und Larven kieslaichender Fische erheblich beeinträchtigt und damit die Biodiversität gefährdet (Geist & Auerswald 2007; Hübner et al. 2009).

Um die Habitatfunktion des Interstitials und die Biodiversität des Gewässers nachhaltig zu sichern, ist es dringend notwendig, Methoden zur Reduktion von Eutrophierungseffekten in Fließgewässern zu erarbeiten. Eine Reduktion der Eutrophierung allein über eine Verringerung der (oftmals diffusen) Nährstoffeinträge ist meist außergewöhnlich schwer erreichbar. Eine alternative Herangehensweise zur Reduktion von Eutrophierungseffekten in Fließgewässern ist eine gezielte Nahrungsnetzsteuerung (Biomanipulation) durch Erhöhung der Bestände herbivorer und omnivorer Fische. Während Biomanipulation in Talsperren und Seen als eine etablierte Managementstrategie zur kostengünstigen Reduktion von Eutrophierungseffekten gilt (Benndorf 1990; Hansson et al.

1998), gibt es bisher allerdings kaum Erkenntnisse zur Übertragbarkeit dieser Managementstrategie auf Fließgewässer.

Grazer können generell die Algenbiomasse in Fließgewässern stark beeinflussen (Feminella & Hawkins 1995; Hillebrand 2009; Holomuzki et al. 2010) und in nährstoffreichen Fließgewässern auch deutlich verringern (Peterson et al. 1993; Sturt et al. 2011; Gerke et al. 2018). Herbivore Fische können wichtige Grazer in benthischen Lebensgemeinschaften sein und die Algenbiomasse in Fließgewässern reduzieren (Power et al. 1985; Stewart 1987; Gelwick & Matthews 1992). Fische können die Algenbiomasse in Fließgewässern auch indirekt steuern, indem sie den Fraßdruck auf invertebrate Grazer beeinflussen (kleinskalig: Power 1990; großskalig: Winkelmann et al. 2014).

Um zu überprüfen, ob Biomanipulation in Fließgewässern zur Reduktion von Eutrophierungseffekten geeignet ist, haben wir in einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss über vier Jahre hinweg ein Biomanipulationsexperiment durchgeführt und die Dichten herbivorer (Nase, *Chondrostoma nasus*) und omnivorer (Döbel, *Squalius cephalus*) Fische gesteuert. Wir haben erwartet, dass die obligat herbivoren Nasen die Algenbiomasse durch ihre Fraßaktivität reduzieren. Die omnivoren Döbel sollten ebenfalls zu einer direkten Reduktion der Algenbiomasse beitragen. Darüber hinaus war zu erwarten, dass große Döbel durch Prädationsdruck auf zoobenthivore Kleinfische invertebrate Grazer indirekt fördern, da Döbel mit steigender Größe zunehmend piscivor sind (Hellawell 1971). Beide Prozesse sollten somit zu einer Erhöhung des benthischen Grazings und infolgedessen zu einer Reduktion der Algenbiomasse führen. Wir haben erwartet, dass aufgrund der reduzierten Algenbiomasse die biogene Kolmation verringert wird. Dadurch sollten sich wiederum der Wasseraustausch und die Sauerstoffversorgung im Interstitial und damit letztendlich die Habitatqualität des Interstitials verbessern.

Material und Methoden

Das Biomanipulationsexperiment fand in der Nister, einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss im Westerwald (Siegsystem, Äschenregion; vgl. Beschreibung in Gerke et al. 2018), statt. Es wurde auf Grundlage eines modifizierten Before-After-Control-Impact-Designs (BACI; Stewart-Oaten et al. 1986) in zwei etwa 550 m langen Versuchsstrecken in zwei experimentellen Phasen durchgeführt (Abb. 1).

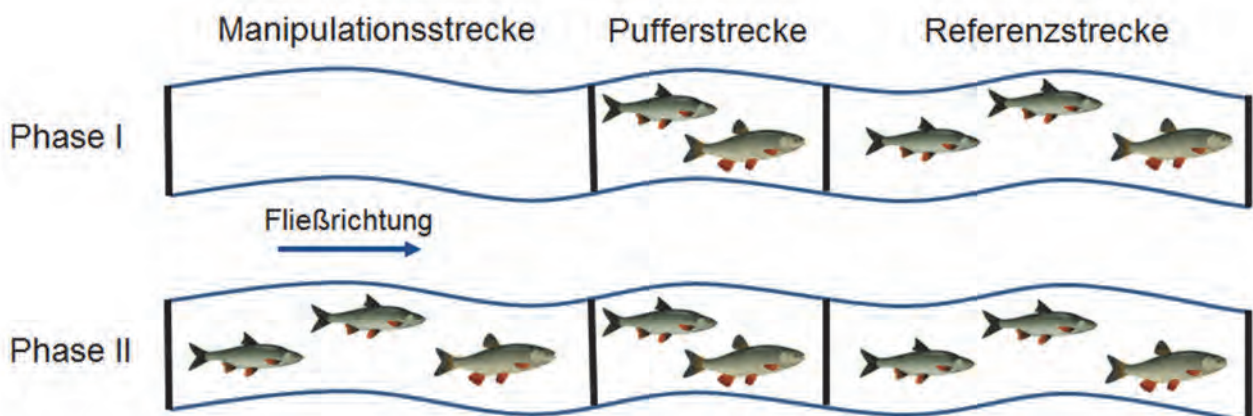


Abb. 1: Prinzipskizze des Biomanipulationsexperiments nach Before-After-Control-Impact-Design (BACI).

Die untere Strecke diente als Referenzstrecke mit einem relativ konstanten Fischbestand in beiden Phasen des Experiments. Die obere Strecke diente als Manipulationsstrecke, in der der Fischbestand zwischen den beiden Phasen des Experimentes verändert wurde. Das zweiphasige Versuchsdesign erlaubt es festzustellen, ob Unterschiede zwischen den beiden Strecken tatsächlich auf der Manipulation der Fischdichte beruhen, und nicht etwa auf natürlichen Unterschieden zwischen den Strecken (z. B. Lichtbedingungen oder Sedimentzusammensetzung) oder aber Unterschieden zwischen den einzelnen Versuchsjahren (z. B. Wittersituation im Frühling). Die Phase I des Experimentes dauerte vom Sommer 2015 bis zum Sommer 2017, die Phase II vom Sommer 2017 bis Sommer 2019. In Phase I bestand ein unterschiedlich hoher Bestand an großwüchsigen Fischen (Nase und Döbel) in den beiden Versuchsstrecken. Der bereits relativ hohe Fischbestand in der Referenzstrecke wurde dazu weiter gestützt, während er in der oberhalb gelegenen Manipulationsstrecke minimiert wurde. In Phase II war der Fischbestand in der Manipulationsstrecke ähnlich hoch wie in der Referenzstrecke, da er im gleichen Umfang wie in der Referenzstrecke gestützt wurde. Um Randeffekte in der Referenzstrecke zu vermeiden, wurde eine etwa 220 m lange Pufferstrecke zwischen den Versuchsstrecken eingerichtet, in der der Fischbestand ebenfalls gestützt wurde. Die Versuchsstrecken wurden stromauf- und stromabwärts mit dynamischen Fischwehren nach Mühlenbauer et al. (2003) voneinander abgegrenzt.

Um Aussagen über die Auswirkungen der Biomanipulation auf die Habitatqualität des hyporheischen Interstitials treffen zu können, wurden in beiden experimentellen Phasen regelmäßig die Sauerstoffkonzentration im Interstitial und der vertikale Fluss als Maß für den Wasseraustausch im Interstitial erfasst. Der vertikale Fluss zwischen unterschiedlichen Sedimenttiefen im Interstitial wurde dabei auf Grundlage hochaufgelöster Temperaturzeitreihen mithilfe eines Modells von Keery et al. (2007) ermittelt. Zusätzlich wurde über den gesamten Verlauf des Experimentes regelmäßig die Algenbiomasse auf der Gewässersohle bestimmt. In beiden Strecken wurde jeweils ein Versuchsfeld von etwa 80 m Länge in einer Rausche und der anschließenden Gleite eingerichtet (Abb. 2).

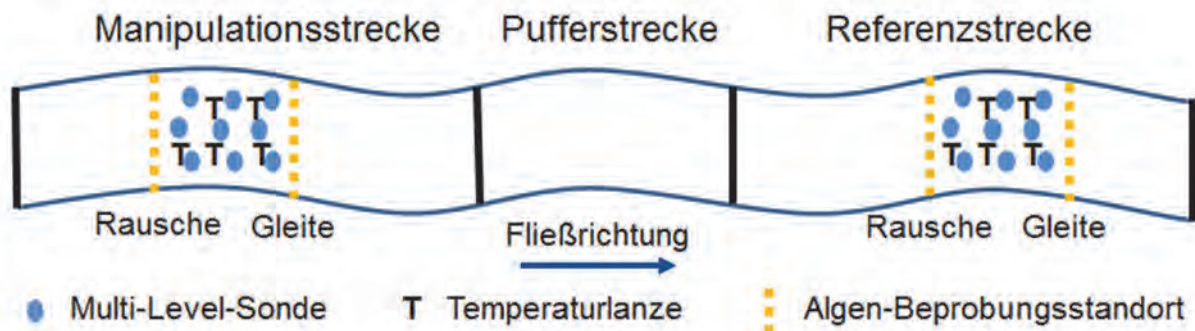


Abb. 2: Schema des Aufbaus der Versuchsfelder in Manipulations- und Referenzstrecke.

Zur Erfassung der Sauerstoffkonzentration im Interstitial wurden im April 2015 insgesamt 9 Multi-Level-Sonden nach Lenk et al. (1999) je Strecke installiert, die eine störungsfreie Entnahme von Interstitialwasser aus vier Tiefenhorizonten (8, 13, 23 und 33 cm) ermöglichen. Um unterschiedliche Strömungsbedingungen im Interstitial abzubilden, wurden drei Felder aus drei Sonden innerhalb des Versuchsfeldes angeordnet (Abb. 2). Zur Erfassung des vertikalen Flusses im Interstitial wurden im August 2015 in jeder Strecke je 5 Temperaturlanzen mit je 4 Temperaturloggern (Messungen in 5, 10, 20 und 30 cm Tiefe) auf die drei Sondenfelder verteilt ausgebracht. Außerdem wurde zur Quantifizierung der Algenbiomasse auf der Gewässersohle innerhalb des Versuchsfeldes jeweils ein Beprobungsstandort in der Rausche und in der anschließenden Gleite festgelegt.

Vor dem Start des Experimentes wurden die großwüchsigen Fischarten in der oberhalb gelegenen Manipulationsstrecke weitgehend abgefischt und in die Referenzstrecke umgesetzt. Zu Beginn von Phase II im August 2017 wurde der Fischbestand in der Manipulationsstrecke deutlich erhöht, indem Fische von außerhalb der Versuchsstrecken besetzt wurden. Zusätzlich wurden Fische von der Referenzstrecke in die Manipulationsstrecke umgesetzt, um eine möglichst ähnliche Dichte großwüchsiger Fische in beiden Strecken einzustellen. Während des gesamten Experimentes wurden die Bestände großwüchsiger Fische in den Versuchsstrecken drei Mal pro Jahr durch Elektrobefischungen mittels der Markierungs-Wiederfangmethode geschätzt. Außerdem wurden Maßnahmen zur Stabilisierung des erhöhten Fischbestandes in der Referenzstrecke und nach Bestandserhöhung (Phase II) in der Manipulationsstrecke durchgeführt (Nachbesatz, Vergrämung des Kormorans).

Die Sauerstoffkonzentration im Interstitial wurde unmittelbar nach Entnahme der Probe vor Ort gemessen. Dazu fanden von Juni 2015 bis August 2017 (Ende Phase I) monatliche Beprobungen statt. In Phase II wurden die Beprobungen im zweiwöchentlichen Intervall durchgeführt. Diese Änderung war nötig, um ausreichend viele Messtermine in Phase II zu haben, da für Phase II ursprünglich eine kürzere Dauer geplant war (bis Ende 2018) und die Verlängerung bis 2019 erst kurzfristig ermöglicht wurde. Die zur Quantifizierung des vertikalen Wasserdurchflusses im Interstitial ausgebrachten Temperaturlanzen wurden ab 2016 jährlich am Ende der Saison im Oktober geborgen und ausgelesen. Die Algenbiomasse auf der Gewässersohle wurde ab dem Start des Experimentes im Sommer 2015 im Jahresverlauf beobachtet. Dazu wurden an den Beprobungsstandorten je 10 Steine in einem Transsekt über die gesamte Gewässerbreite entnommen und aus deren Aufwuchs eine Mischprobe gebildet. Im Labor wurde anschließend das aschefreie Trockengewicht (AFTG) als Maß für die Gesamtbiomasse des Aufwuchses bestimmt. Die Algenproben wurden parallel zu den regelmäßigen Beprobungen der Multi-Level-Sonden entnommen, also in Phase I monatlich und in Phase II alle zwei Wochen.

Für jede Messgröße wurde nur die Differenz der Antwortvariablen zwischen den Strecken (Manipulation - Referenz) in beiden Phasen verglichen. Nur wenn sich die Differenz zwischen den Strecken nach Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke (Phase II) signifikant verändert, lässt sich dies mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die experimentelle Steuerung der Fischbestände zurückführen. Dies wurde mittels einer Randomized Intervention Analysis (RIA; Carpenter *et al.*, 1989) getestet. Für die statistische Auswertung der Sauerstoffkonzentration im Interstitial wurde für jeden Tiefenhorizont die Differenz der mittleren Sauerstoffkonzentration zwischen Manipulations- und Referenzstrecke an jedem Messtermin verwendet. Die insgesamt sieben Termine im Jahr 2015 wurden allerdings von der statistischen Auswertung ausgeschlossen, da sich die Messwerte nach dem Winterhochwasser 2015/16 stark veränderten und davon auszugehen war, dass die Werte von 2015 aufgrund der Störung durch das Eingraben der Sonden noch nicht die natürlichen Interstitialbedingungen widerspiegeln. Für die statistische Auswertung des vertikalen Flusses wurden die Differenzen zwischen Manipulations- und Referenzstrecke der Wochenmittelwerte des vertikalen Flusses zwischen 5 und 10 cm Sedimenttiefe genutzt.

Ergebnisse und Diskussion

Die fischereiliche Steuerung des Biomanipulationsexperimentes konnte erfolgreich durchgeführt und über die Dauer des Experimentes aufrechterhalten werden. Dies war eine zwingende Voraussetzung für die Auswertung aller nachfolgenden Ergebnisse. Die Zielarten Nase und Döbel zeigten wie angestrebt in Phase I besonders deutliche Bestandsunterschiede zwischen beiden Strecken (Abb. 3).

In Phase II gelang es ebenfalls wie geplant, die Bestände von Nase und Döbel in der Manipulationsstrecke deutlich zu erhöhen und auf ein ähnliches Niveau wie in der Referenzstrecke zu bringen (Abb. 3).

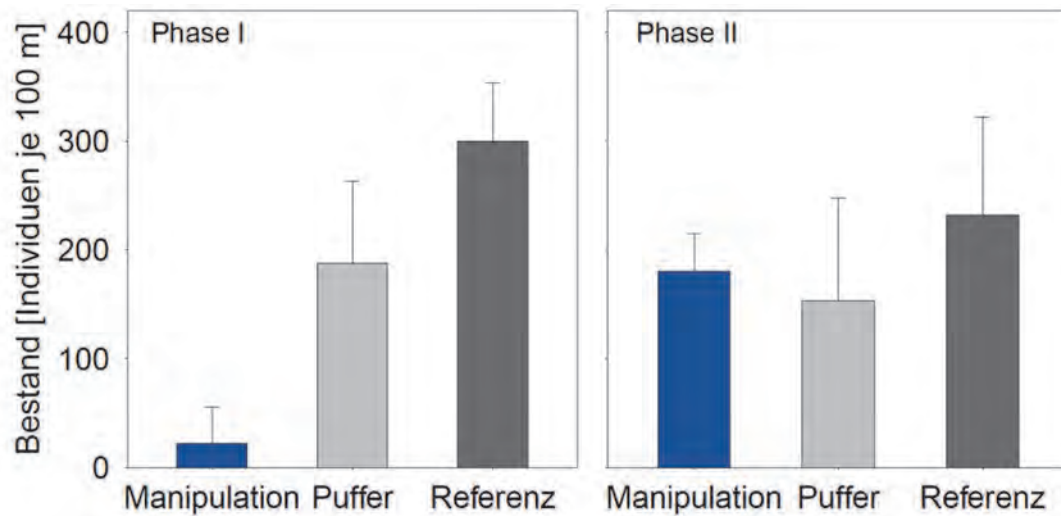


Abb. 3: Mittelwert und Standardabweichung des Bestandes der Zielarten Nase und Döbel je 100 m in Manipulations-, Puffer- und Referenzstrecke in Phase I (links; $n \geq 3$) und Phase II (rechts; $n = 5$).

Wie erwartet hatte die Erhöhung der Fischdichte positive Auswirkungen auf die Sauerstoffkonzentration und den vertikalen Fluss im oberen Horizont des Interstitials. Daraus lässt sich schließen, dass sich die Erhöhung der Fischdichte positiv auf die Habitatqualität des oberen, und gleichzeitig biologisch wichtigsten, Bereichs des Interstitials auswirkt.

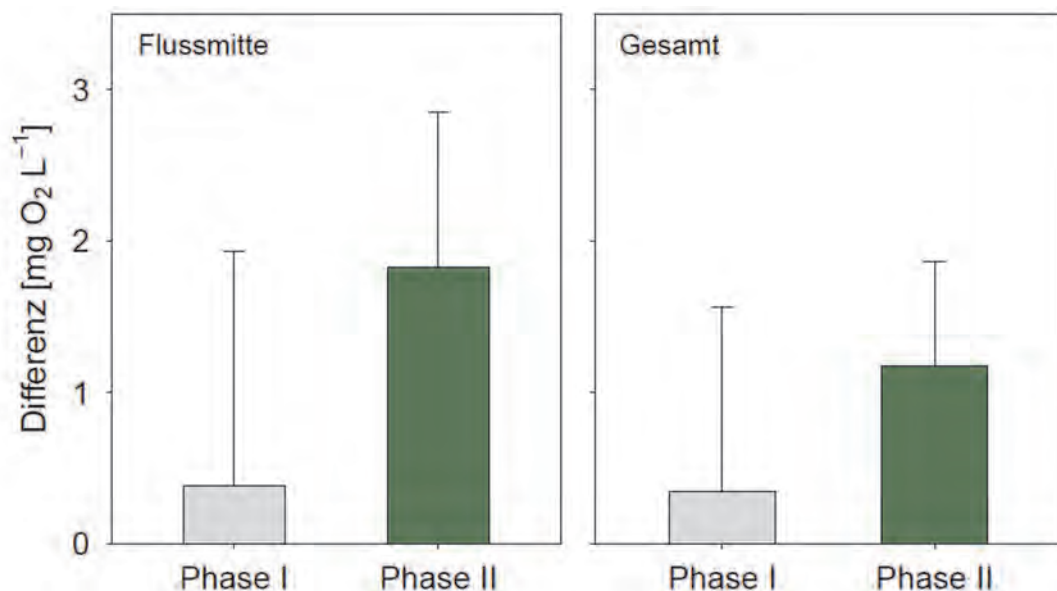


Abb. 4: Mittelwert und Standardabweichung der Differenz der Sauerstoffkonzentration in 8 cm Sedimenttiefe in Phase I ($n = 12$) und Phase II ($n = 19$) für die Flussmitte (links) und für alle Sonden (rechts).

Für die Sauerstoffkonzentration zeigte sich, dass die mittlere Differenz im obersten Horizont des Interstitials (8 cm Tiefe) zwischen den Versuchsstrecken in Phase II signifikant höher war als in Phase I.

Dabei war dieser Unterschied in der Flussmitte stärker ausgeprägt als über die gesamten Sondenfelder einschließlich der Uferbereiche (Flussmitte: $p < 0,001$; Gesamt: $p < 0,01$; $n \geq 12$, RIA; Abb. 4).

Während in Phase I die mittlere Sauerstoffkonzentration im oberen Interstitialhorizont beider Strecken relativ ähnlich war, konnten nach Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke (Phase II) konsistent höhere Werte gemessen werden. Der Unterschied zwischen den Strecken war während des Frühjahrs besonders deutlich (Abb. 5). Da die Effekte der erhöhten Fischdichte auf die Sauerstoffversorgung im Frühjahr am stärksten ausgeprägt waren, könnte die Nahrungsnetzsteuerung die Habitatbedingungen im Interstitial für kieslaichende Fischarten mit einer mehrwöchigen Interstitialphase im Frühjahr (z. B. Nase, Äsche) entscheidend verbessern.

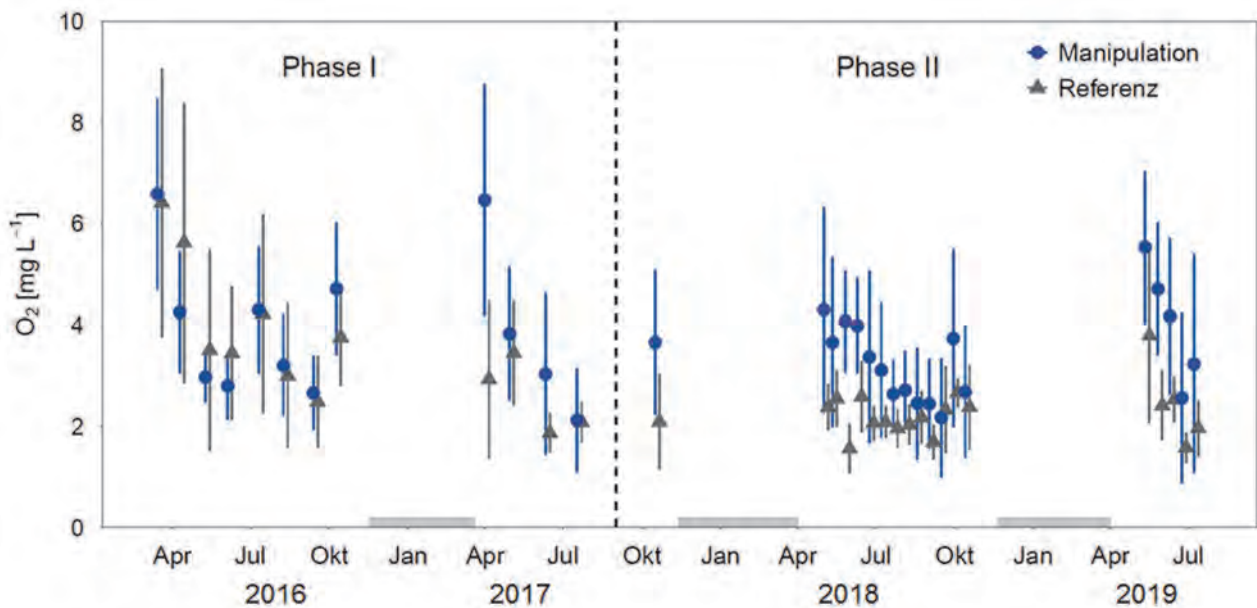


Abb. 5: Mittelwert ($\pm$ Standardabweichung) der Sauerstoffkonzentration in 8 cm Sedimenttiefe für Manipulations- und Referenzstrecke; $n \geq 7$; Hellgrauer Bereich: Winterhochwasser.

Die Differenz des vertikalen Flusses zwischen 5 und 10 cm Tiefe war in Phase II ebenfalls signifikant höher als in Phase I ($p < 0,001$; $n \geq 20$, Abb. 6), was auf einen verbesserten Wasseraustausch nach Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke schließen lässt.

Die signifikante Erhöhung der Differenz des vertikalen Flusses zeigt die relative Verringerung der Kolmation (biogen und/oder geogen) durch die Nahrungsnetzsteuerung, Trotz dieser relativen Verbesserung ist die Habitatqualität des Interstitials in der Nister nach wie vor als relativ schlecht einzuschätzen. Obwohl eine Verdreifachung der Differenz zwischen Manipulations- und Referenzstrecke in Phase II erreicht wurde war der vertikale Fluss zwischen 5 und 10 cm Sedimenttiefe der Manipulationsstrecke mit $0,1 \pm 0,008 \text{ m d}^{-1}$ (Mittelwert $\pm$ Standardabweichung, $n = 26$) eher niedrig. Die Flussraten in der Nister liegen damit beispielsweise im unteren Bereich der Spanne, die für die obere Lahn ermittelt wurde ($0,11 - 1,08 \text{ m d}^{-1}$; Ingendahl et al. 2009). Die insgesamt niedrigen vertikalen Flussraten sind sehr wahrscheinlich nicht alleine durch biogene Kolmation zu erklären, sondern resultieren auch aus geogener Kolmation infolge einer hohen Feinsedimentfracht aus dem lehm- und tonreichen und zudem landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet der Nister.

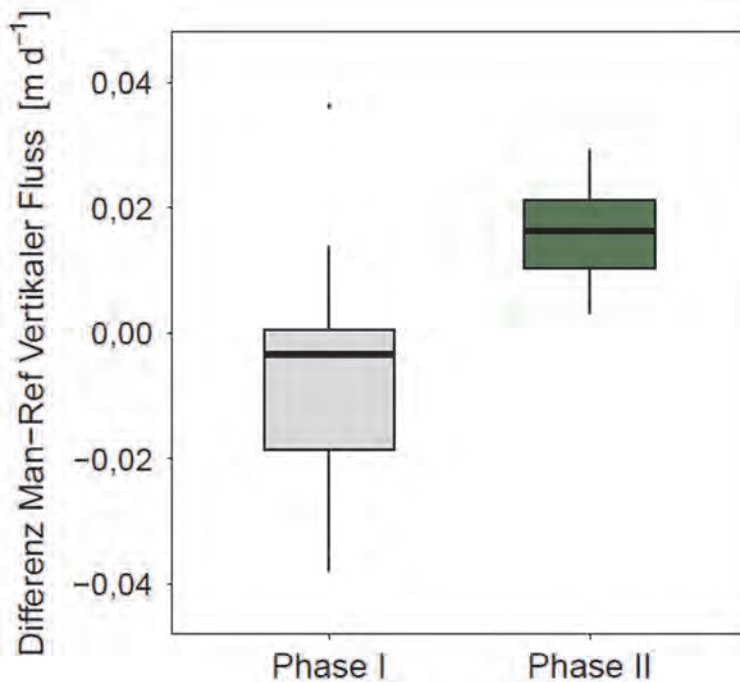


Abb. 6: Boxplots der Differenz der Wochenmittelwerte (Manipulation - Referenz) des vertikalen Flusses zwischen 5 und 10 cm Tiefe für Phase I (n = 20) und Phase II (n = 25). Box: 25/75 %, Linie: Median, Whiskers: 5/95 %.

Die Gesamtalgenbiomasse (AFTG) war während der gesamten Phase I, also bereits vor Erhöhung der Fischdichte, in der Manipulationsstrecke niedriger als in der Referenzstrecke (negative Differenz, Abb. 7). Dieser natürliche Unterschied ist vermutlich auf ein höheres Lichtangebot in der Referenzstrecke zurückzuführen. In Phase II wurde erwartet, dass sich die Algenbiomasse in der Manipulationsstrecke durch die Erhöhung der Fischdichte noch weiter verringern und die Differenz zwischen den Strecken stärker negativ werden sollte. Allerdings konnte weder in der Gleite noch in der Rausche eine signifikante Veränderung der Differenz des AFTG nachgewiesen werden, auch wenn die Differenz des AFTG in der Gleite in Phase II zumindest tendenziell stärker negativ war (Gleite: $p = 0,06$; Rausche: $p = 0,12$; $n \geq 17$; Abb. 7).

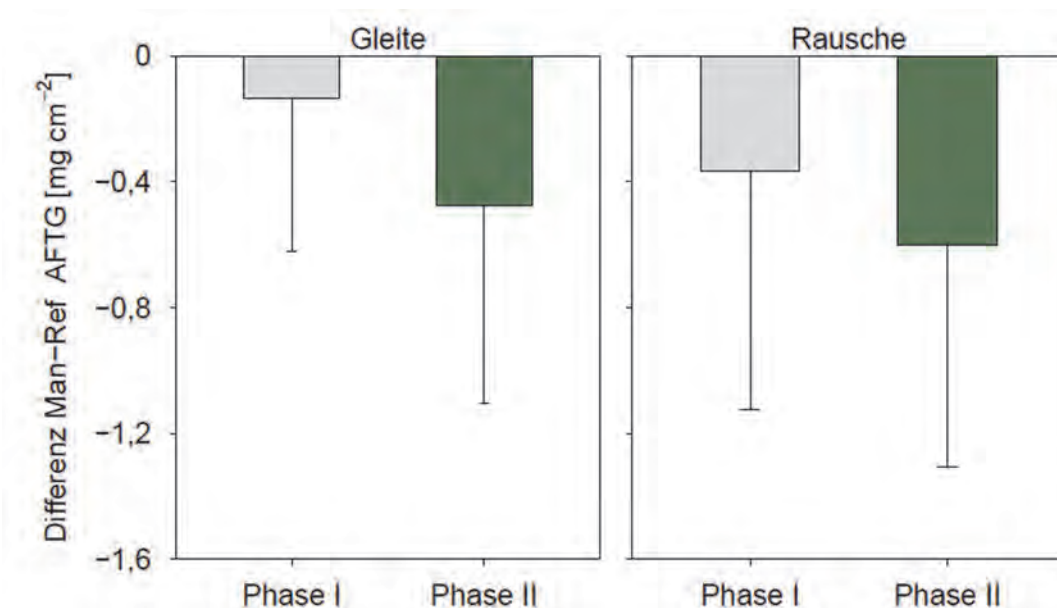


Abb. 7: Mittelwert und Standardabweichung) der Differenz des aschefreien Trockengewichts (Manipulation - Referenz) in Gleite und Rausche in Phase I (n ≥ 17) und Phase II (n = 20).

Das Ergebnis im Bereich der Gleite könnte auf einen Effekt der Fraßaktivität der herbivoren Nasen hindeuten. Obwohl also die zugrundeliegenden Mechanismen nicht abschließend geklärt werden konnten, vermuten wir, dass die Verringerung biogener Kolmation durch benthisches Grazing ein wichtiger Mechanismus für die Verbesserung der Sauerstoffkonzentration im Interstitial ist. Die Algenbiomasse auf der Gewässersohle ist eine Momentaufnahme und zeigt eine sehr hohe räumliche und zeitliche Variabilität (Ibisch et al. 2009). Die Sauerstoffkonzentration im Interstitial hingegen resultiert hauptsächlich aus der Integration der Prozesse Wassertransport und Abbau des organischen Kohlenstoffs und integriert daher verschiedene Effekte der Aktivität der Fische und der daraus resultierenden Veränderungen benthischer Algen räumlich und zeitlich. Benthische Algen können den Wasseraustausch durch die physikalische Barrierefunktion von Algenmatten auf der Gewässersohle während Massenentwicklungen sowie durch das Verstopfen der Poren nach dem Absterben der Algen reduzieren. Dadurch sinkt der Eintrag von gelöstem Sauerstoff in das Interstitial. Gleichzeitig erhöht der Eintrag abgelöster Algenpartikel in das Interstitial den biologischen Sauerstoffbedarf und reduziert damit letztendlich die Sauerstoffkonzentration (Ibisch et al. 2009; Hartwig & Borchardt 2015). Es ist anzunehmen, dass die Integration dieser Prozesse zu einer Reduktion der kurzzeitigen und kleinräumigen Schwankungen führt. Dies würde auch erklären, warum die positiven Effekte des Fischbesatzes auf die Sauerstoffkonzentration viel deutlicher ausgeprägt waren als die Effekte auf die Algenbiomasse.

Des Weiteren könnte neben einer Verringerung der biogenen Kolmation durch benthisches Grazing auch Bioturbation durch omnivore Döbel zu einer Verringerung der Kolmation (Pledger et al. 2017) und damit zu einer Verbesserung der Sauerstoffversorgung und des Wasseraustauschs im Interstitial beigetragen haben.

Fazit

Unsere Ergebnisse zeigen, dass Biomanipulation in Fließgewässern grundsätzlich zur Reduktion von Eutrophierungseffekten im Interstitial geeignet ist. Die Stützung der Bestände herbivorer und omnivorer Fische könnte die Habitatqualität des Interstitials für Eier und Larven von Frühjahrskieslaichern wie Nase und Äsche entscheidend verbessern. Allerdings scheint Biomanipulation in eutrophierten und durch geogene Kolmation beeinträchtigten Gewässern wie der Nister als alleinige Maßnahme nicht ausreichend zu sein, um die Habitatfunktion des Interstitials vollständig und dauerhaft wiederherzustellen. Dies ist möglicherweise nur mit einer zusätzlichen Reduktion von Nährstoff- und Feinsedimenteinträgen erreichbar. Das bedeutet aber auch, dass eine Nahrungsnetzsteuerung in eutrophierten Fließgewässern mit vergleichsweise geringfügiger Beeinträchtigung durch geogene Kolmation noch wirkungsvoller sein könnte.

Danksagung

Herzlichen Dank an unsere Mitarbeiter Christian Sodemann, Timo Seufert und Christoph Mentzel sowie alle Studenten, die uns im Laufe des Projektes bei den Probenahmen im Feld unterstützt haben. Darüber hinaus danken wir Michael Schaeffer für die Beratung und seinen tatkräftigen Einsatz bei der Instrumentalisierung der Versuchsstrecken sowie Ulli Bange für die Unterstützung bei den Messungen im Labor. Alle Untersuchungen entstanden im Rahmen des von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung finanzierten Modell- und Demonstrationsvorhabens BIOEFFEKT (2813BM010, Laufzeit 2015-2018).

Literatur

- Battin T.J. & Sengschmitt D. (1999). Linking sediment biofilms, hydrodynamics, and river bed clogging: evidence from a large river. *Microbial Ecology* 37, 185–196.
- Benndorf, J. (1990): Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia* 200/201: 187–203.
- Carpenter S.R., Frost T.M., Heisey D. & Kratz T.K. (1989). Randomized Intervention Analysis and the interpretation of whole-ecosystem experiments. *Ecology* 70, 1142–1152.
- Dodds W.K. & Welch E.B. (2000). Establishing nutrient criteria in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19, 186–196
- Feminella J.W. & Hawkins C.P. (1995). Interactions between stream herbivores and periphyton: a quantitative analysis of past experiments. *Journal of the North American Benthological Society* 14, 465–509.
- Geist J. & Auerswald K. (2007). Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* 52, 2299–2316.
- Gelwick F.P. & Matthews W.J. (1992). Effects of an algivorous minnow on temperate stream ecosystem properties. *Ecology* 73, 1630–1645.
- Gerke M., Cob Chaves D., Richter M., Mewes D., Schneider J., Hübner D., et al. (2018). Benthic grazing in a eutrophic river: cascading effects of zoobenthivorous fish mask direct effects of herbivorous fish. *PeerJ* 6, e4381.
- Hansson, L.A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-A., Sondergaard, M., Strand, J. (1998): Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1(6): 558–574.
- Hartwig M. & Borchardt D. (2015). Alteration of key hyporheic functions through biological and physical clogging along a nutrient and fine-sediment gradient. *Ecohydrology* 8, 961–975.
- Hellawell J.M. (1971). The autecology of the chub, *Squalius cephalus* (L.), of the River Lugg and the Afon Llynfi.: III. Diet and feeding habits. *Freshwater Biology* 1, 369–387.
- Hillebrand H. (2009). Meta-analysis of grazer control of periphyton biomass across aquatic ecosystems. *Journal of Phycology* 45, 798–806.
- Hilton J., O'Hare M., Bowes M.J. & Jones J.I. (2006). How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of The Total Environment* 365, 66–83.
- Holomuzki J.R., Feminella J.W. & Power M.E. (2010). Biotic interactions in freshwater benthic habitats. *Journal of the North American Benthological Society* 29, 220–244.
- Hübner D., Borchardt D. & Fischer J. (2009). Cascading effects of eutrophication on intragravel life stages of European Grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 61, 205–224
- Ibisch R.B., Seydell I. & Borchardt D. (2009). Influence of periphyton biomass dynamics on biological colmation processes in the hyporheic zone of a gravel bed river (River Lahn, Germany). *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, 87–104
- Ingendahl D., Borchardt D., Saenger N. & Reichert P. (2009): Vertical hydraulic exchange and the contribution of hyporheic community respiration to whole ecosystem respiration in the River Lahn (Germany). *Aquatic Sciences* 71: 399–410.
- Keery J., Binley A., Crook N. & Smith J.W.N. (2007). Temporal and spatial variability of groundwater–surface water fluxes: Development and application of an analytical method using temperature time series. *Journal of Hydrology* 336, 1–16.
- Lenk M., Saenger N., Träbing K., Killich F., Fischer J. & Borchardt D. (1999). Die Multi-Level-Interstitialsonde: Methoden zur tiefenorientierten Untersuchung von Gewässersedimenten.
- Mühlbauer, M., Traxler, E., Zitek, A. & S. Schmutz (2003): Das dynamische Fischwehr - Ein hochwassersicheres Fischwehr zur Untersuchung der Fischwanderung in kleinen bis mittelgroßen Flüssen. *Österreichs Fischerei* 56: 136–148.
- Peterson B.J., Deegan L., Helfrich J., Hobbie J.E., Hullar M., Moller B., et al. (1993). Biological responses of a tundra river to fertilization. *Ecology* 74, 653–672.
- Pledger A.G., Rice S.P. & Millett J. (2017). Foraging fish as zoogeomorphic agents: an assessment of fish impacts at patch, barform, and reach scales. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 122, 2105–2123.
- Power M.E. (1990). Resource enhancement by indirect effects of grazers: armored catfish, algae, and sediment. *Ecology* 71, 897–904.
- Power M.E., Matthews W.J. & Stewart A.J. (1985). Grazing minnows, piscivorous bass, and stream algae: dynamics of a strong interaction. *Ecology* 66, 1448–1456.

- Stewart A.J. (1987). Responses of stream algae to grazing minnows and nutrients: A Field Test for Interactions. *Oecologia* 72, 1–7
- Stewart-Oaten A., Murdoch W.W. & Parker K.R. (1986). Environmental impact assessment: “Pseudoreplication” in Time?
- Sturt M.M., Jansen M. a. K. & Harrison S.S.C. (2011). Invertebrate grazing and riparian shade as controllers of nuisance algae in a eutrophic river. *Freshwater Biology* 56, 2580–2593.
- Winkelmann C., Schneider J., Mewes D., Schmidt S.I., Worischka S., Hellmann C., et al. (2014). Top-down and bottom-up control of periphyton by benthivorous fish and light supply in two streams. *Freshwater Biology* 59, 803–818.

Die Baumberge als isoliertes Grundwasser-Ökosystem und bedeutende Quellenregion im zentralen Münsterland (NRW)

Patricia Göbel¹; Hans Jürgen Hahn; Marius Römer¹; Harald Strauss¹; Nils Weckwert¹

¹ Westfälische Wilhelms-Universität Muenster; ² Universität Koblenz-Landau

Das Untersuchungsgebiet "Baumberge" ist ein kleiner, landwirtschaftlich geprägter Bergrücken mit einer Höhe von +186 m NHN, der vom Saale zeitlichen Gletscher überdeckt wurde. Geklüftete und leicht verkarstete Kalkmergelsteine im Untergrund bilden durch Reliefumkehr eine schüsselförmige Struktur, die als isoliertes Grundwasserökosystem betrachtet werden kann. Seit 2007 ist das Gebiet der Baumberge im zentralen Münsterland mit mehr als 100 Quellaustritten und mehreren Grundwasserüberwachungs- und Hausbrunnen das Ziel multidisziplinärer Untersuchungen, darunter Hydrogeologie, Hydrochemie, Isotopengeochemie und Grundwasserökologie. Die Grundwässer sind gekennzeichnet durch einen Ca-HCO₃-Wassertyp, neutrale pH-Werte, eine elektrische Leitfähigkeit zwischen 700 und 900 µS/cm und TOC-Konzentrationen im Bereich von 0,75 und 2,20 mg/l. Aufgrund der hohen Flurabstände von bis zu 70 m beschränkt sich die hydrologische Interaktion nur auf Sickerwasser aus der Niederschlagsinfiltration. Die Nitratkonzentrationen sind im Allgemeinen hoch (bis zu 60 mg/l) und Nitratisotope zeigen deren Herkunft aus Gülle und/oder Kunstdünger. Sulfatisotope identifizieren Sulfidoxidation als wichtigen Prozess im tieferen Grundwasserkörper; in Kombination mit den Nitratisotopen lässt sich auf eine Kopplung von Nitratreduktion und Sulfidoxidation (autotrophe Denitrifikation) schließen. Sauerstoffkonzentrationen von > 2,5 mg/l, das Vorhandensein von stygobionten Crustaceen in den meisten Quellen und das Fehlen von Ocker und Oligochaeta deuten nach dem Grundwasserbewertungsschema von Griebler et al. (2014) auf naturnahe Gemeinschaften hin. Das Fehlen einer Grundwasserfauna in manchen Quellen sowie die saisonale und räumliche Variabilität ausgewählter Wasserinhaltsstoffe (z. B. Nitrat, Phosphat, Strontium) und der Isotopendaten sind hinsichtlich der Beprobung der Grundwasserfauna möglicherweise methodisch bedingt und zeigen saisonal und räumlich schwankende externe Einwirkungen auf das Grundwasserökosystem an.

Veränderungen im Makrozoobenthos urbaner Fließgewässer – Ergebnisse von 10 Jahren Monitoring

Diana Goertzen

TU Braunschweig, Institut für Geoökologie

In der Stadt Braunschweig gibt es seit Beginn der 1990er Jahre das Bestreben Fließgewässer ökologisch aufzuwerten, indem die Unterhaltung deutlich extensiviert und einige Gewässer renaturiert wurden. Uns stellte sich die Frage, ob diese Maßnahmen nachweislich positive Auswirkungen auf die ökologische Situation der teils stark urban geprägten Gewässer hatten und vor allem, ob sie zu einer Erhöhung der Biodiversität beitragen konnten. Durch ein regelmäßiges Monitoring der Gewässergüte während der letzten 10 Jahre liegen Makrozoobenthos-Daten für 56 Probestellen vor, anhand derer wir untersucht haben, ob und wie sich verschiedene Bewertungs- und Biodiversitätsmetrics verändert haben. An etwa 80 % der Probestellen traten signifikante Verbesserungen einzelner oder mehrerer Metrics auf. Die Bewertungsklasse des Ökologischen Potentials verbesserte sich allerdings nur in 13% der Fälle, eine Verbesserung der Allgemeinen Degradation und des Faunaindex konnten wir bei 20 bzw. 25% aller Probestellen feststellen. Bei den Biodiversitätsmetrics waren die Veränderungen deutlicher: Die Taxazahl nahm an 46% der Probestellen zu, die Anzahl der EPT-Taxa verbesserte sich bei 30 % und bei 27% gab es eine Zunahme an charakteristischen Taxa für die Gewässertypen (LAWA-Typen 14/15/18). Zudem zeigte sich, dass sich viele fließgewässertypische Taxa im Vergleich zu den 1980er und 90er Jahren ausgebreitet haben. Dazu gehören beispielsweise die Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis* und die Libelle *Ophiogomphus cecilia* (FFH Anhang II & IV). Die ökologische Situation der untersuchten Fließgewässer hat sich also deutlich verbessert, was sich vor allem in der Zunahme der Artenvielfalt, einschließlich der fließgewässertypischen Taxa, widerspiegelt, jedoch weniger deutlich in der Bewertung nach Perlodes. Verbesserungen traten insbesondere bei Gewässern auf, deren Unterhaltung lang- bzw. mittelfristig extensiviert wurde.

Accumulation of microplastic by zooplankton organisms: effects of temperature and food supply

Niklas Grassl, Arne Steinmetz, Lukas Sziegoleit, Bettina Zeis

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

The presence of microplastic particles in limnic habitats results in their uptake by aquatic organisms. As filter-feeders, cladocerans are especially susceptible to the accumulation of these contaminants. Using *Daphnia pulex* as a model organism, we studied the uptake of microplastic particles, which were fluorescence-labelled and had a diameter of 1 µm. Because the filtration rate varies with temperature and additionally depends on the amount of phytoplankton cells available in the water, the experiments were conducted at 10°C, 20°C and 24°C in water containing no, low or high amounts of algae. The highest ingestion rate was observed at elevated temperatures in algae-free medium. Thus low food supply at high temperatures, as it is occurring in the clear-water phase in many lakes during the summer month, may enhance the accumulation of microplastic particles in limnic zooplankton organisms in the animals' habitat.

Dunkeladaptation bei der in-situ Fluoreszenzmessung benthischer Algen

Stephanie Graumnitz; Dirk Jungmann

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Die als (Mikro)phytobenthos bezeichneten Algen und Cyanobakterien leisten als autotropher Bestandteil benthischen Aufwuchses den Hauptteil der Primärproduktion kleiner und mittlerer Fließgewässerökosysteme und haben damit entscheidenden Einfluss auf die Gewässerökologie. Zur Quantifizierung der Biomasse des Phytobenthos hat sich, neben traditionellen Methoden wie der mikroskopischen Analyse, die Messung der Chlorophyll (Chl)-Fluoreszenz etabliert.

Bei der Methode des spectral fingerprinting wird die Chl a-Fluoreszenz des Photosystem II genutzt, indem die Antennenpigmente, welche zwischen verschiedenen Algengruppen stark variieren, mit Licht unterschiedlicher Wellenlängen angeregt werden und die Fluoreszenzintensität von Chl a bei 685 nm gemessen wird. Spectral fingerprinting findet bereits Anwendung in kommerziell erhältlichen Messsonden, wie der Fluoreszenzsonde BenthosTorch der Firma bbe Moldaenke.

Diese Methode der in-situ Fluoreszenzmessung ermöglicht eine schnelle und nicht-invasive Quantifizierung und Differenzierung von Algengruppen und bietet daher großes Potenzial für die Untersuchung des Phytobenthos. Die Grenzen der Methode liegen vor allem in verschiedenen Faktoren, welche die Chl a-Fluoreszenz beeinflussen, begründet. Zu diesen Faktoren zählen unter anderem die Beleuchtungsverhältnisse an der Probenahmestelle. Primärproduzenten zeigen aufgrund von Mechanismen der Photoprotektion bei intensiven Beleuchtungsverhältnissen eine geringere Chl a-Fluoreszenz, im Vergleich zu Umgebungsbedingungen mit geringen Beleuchtungsintensitäten. Um konsistentere Ergebnisse bei der Messung mit in-situ Fluoreszenzsonden zu erhalten, empfehlen verschiedene Studien daher vor der Messung eine Dunkeladaptation des Aufwuchses durchzuführen.

Um im Rahmen eines Projektes, welches auf die Neukonzeption der Sonde BenthosTorch abzielt, diese Problematik zu thematisieren, wurde in einer Freilandmessreihe epilithischer Aufwuchs zu unterschiedlichen Zeitpunkten im Frühjahr und Sommer mit der BenthosTorch vor und nach Dunkeladaptation untersucht. Das Substrat wurde anschließend aus dem Gewässer entnommen und der Aufwuchs im Labor mittels nasschemischer Chl a-Analyse und Mikroskopie analysiert.

Die Messreihe zeigt eine Möglichkeit auf, die Problematik des Einflusses der Lichtverhältnisse bei Freilandmessungen mit in-situ Fluoreszenzsonden zu berücksichtigen. Die Ergebnisse tragen damit zur Diskussion über die Anwendung und Grenzen von Methoden der in-situ Fluoreszenzmessung bei.

Konzept der hydromorphologischen-ökologischen Aue und Herleitung hierauf basierender Leitbilder für die obere Ems

Harald Grote

Westfälische Wilhelms-Universität Münster – ILÖK

Mit der Herleitung des Konzeptes der hydromorphologischen-ökologischen Aue wird erstmals die funktionale Einheit Fließgewässer beschrieben. Das Konzept befasst sich im Kern mit den Wirkzusammenhängen im Gewässer, seiner Aue, der räumlichen und zeitlichen Verteilung des Abflusses, den jeweiligen Arten und deren Entwicklungsformen sowie den Wechselbeziehungen mit dem Grundwasser. In Abhängigkeit von den an das Fließgewässer und seine Aue gebundenen Arten, deren lokaler Verbreitung, wird losgelöst von der morphologischen Aue, eine Überflutungshäufigkeit, somit auch eine räumliche Abgrenzung, ermittelt, die dem Konzept der Ecological health folgend eine stabile die Reproduktion sichernde Population ermöglicht. Das Konzept stellt zum ersten Mal überhaupt diese Definition eines Teilbereiches der morphologischen Aue dar, der von besonderer Bedeutung für die funktionale Einheit Fließgewässer, den ökologischen Zustand, ist. Hierdurch werden Grundlagen für die Beschreibung der Zusammensetzung der Taxa des guten ökologischen Zustandes hergeleitet.

Als Ergebnis der Betrachtung der hydromorphologischen Verhältnisse in der Westfälischen Bucht in den Einzugsgebieten der oberen Ems, der Lippe, der Vechte, der Steinfurter Aa, der Dinkel, der Werse, der Angel, des Ölbachs, des Dalkebachs, der Lutter und der Hessel ist festzuhalten, dass im Mittel der aktuelle Q 30 Abfluss zu 62% aus der Einleitung von geklärtem kommunalem Abwasser resultiert. Die Schwankungsamplitude liegt bei 16,30 % an der Lippe bei GEW Km 148 und der Steinfurter Aa bei 97,26%

Mit einer Variantenbetrachtung basierend auf den auf der allgemeinen Niederschlagsabflussgleichung wird basierend auf den Pegeldaten des LANUV NRW ein Leitbild für das Einzugsgebiet der Oberen Ems beschrieben. Die Ausgangssituation der Abflüsse wird durch die Flächennutzung im jeweiligen Einzugsgebiet/Landnutzung Stand 2006 Bezirksregierung Münster, dem Abfluss aus dem Oberwasser des jeweiligen Pegels des entsprechenden Jahres sowie Substraktion des im LANUV NRW ermittelten Einleitmengen von geklärtem kommunalem Abwasser beschrieben. Die Beschreibung erfolgt für die Zeitperiode 01.01.2006 bis 31.12.2015. Durch Bildung von Faktoren wurden die Grundlagen der jeweiligen Nutzungsänderung für die Pegeldaten des LANUV ermittelt. Folgende Varianten wurden betrachtet: Variante 1: 0 % Wald und 99,9 % Grünland, Variante 2: 33,3 % Wald und 66,6 % Grünland, Variante 3: 66,6 %, Wald und 33,3 % Grünland und Variante 4: 99,9 % Wald und 0 % Grünland.

Im Ergebnis dieser Betrachtung wird für die Ems am Pegel Greven festgestellt, dass diese bei den zugrundeliegenden Varianten für mindestens 55 Tage nicht permanent wasserführend ist. Weiterhin wird das Ergebnis gefördert, dass im Oberwasser des Pegels Greven eine permanente Wasserführung mit zunehmender Nähe zur Quelle gegeben ist.

Die funktionale Struktur und Redundanz benthischer Grazer- und Shredder- Gemeinschaften unter landwirtschaftlicher Degradation

Ulrike Haase; Stephanie Graumnitz; Susanne Worischka; Thomas U. Berendonk

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Intensive landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet sowie im unmittelbaren Umfeld von Fließgewässern stellt eine der Hauptursachen für die morphologische Beeinträchtigung und den ökologischen Zustand von kleinen Fließgewässern dar und ist weiterhin eine der großen Herausforderungen in Bezug auf Renaturierung und das Erreichen der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie. Die Beeinträchtigung der limnischen Biodiversität im Zuge landwirtschaftlicher Nutzung beeinflusst das Aufrechterhalten essentieller Ökosystemfunktionen. Funktionale Redundanz (FRed) von Organismen wird in diesem Zusammenhang als mögliche Absicherung eines Ökosystems diskutiert, da beim Ausfall von Organismen durch sich ändernde Umweltfaktoren (oder anthropogene Stressoren) essentielle Prozesse und Funktionen von anderen Organismen aufrechterhalten werden könnten, da sie eine gleiche oder annähernd gleiche Funktion innehaben.

In dieser Untersuchung wurde die FRed benthischer Grazer- und Shredder-Gemeinschaften in kleinen sächsischen Gewässern untersucht. Diese wurden an Riffle- und Pool-Habitaten naturnaher und landwirtschaftlich beeinflusster Gewässerabschnitte beprobt. Die funktionale Struktur der Organismengemeinschaften wurde mithilfe verschiedener Maße für Funktionale Diversität berechnet, die unterschiedliche Facetten dieses Indikators abbilden. FRed tritt auf, wenn Bereiche im funktionalen Raum von mehreren Arten besetzt sind. Als Maß der FRed der funktionalen Gemeinschaften wurden Sum-of-Square-Verhältnisse der gebildeten Cluster im funktionalen Raum benutzt.

Wir nahmen an, dass die funktionale Struktur der Gemeinschaften von naturnahen zu anthropogen veränderten Probenahmestellen einen negativen Gradienten zeigt und somit auf eine funktionale Beeinträchtigung der Organismengemeinschaften hinweist.

Tatsächlich ist die Funktionale Diversität an den landwirtschaftlich beeinträchtigten Stellen niedriger als an den naturnahen Stellen, wobei die Shredder-Gemeinschaften eine stärkere Beeinträchtigung als die Grazer-Gemeinschaften aufweisen. Die gebildeten Cluster im funktionalen Raum weisen an den anthropogen beeinflussten Stellen größere Abstände zueinander auf als an den naturnahen Stellen und zeigen dadurch ein niedrigeres Potential für FRed an. Jedoch könnte die existierende FRed der Organismen an den beeinträchtigten Stellen eher durch das Wirken eines Habitatfilters infolge von Degradation hervorgerufen werden als durch das Abdecken gleicher funktionaler Aufgaben.

Die Darstellung und Veränderung von FRed an naturnahen und landwirtschaftlich beeinflussten Stellen kann einen wichtigen Beitrag zum Schutz von Fließgewässern leisten, indem die stärkere Betrachtung funktionaler Aspekte bei der Renaturierung handlungsleitend wird.

Meiofaunal organisms in biofilms – A state-of-the-art report

Arne Hägerbäumer; Walter Trautspurger

Universität Bielefeld

In aquatic ecosystems, any hard submerged substrate can be coated by complex assemblages of organisms including bacteria, archaea, algae, fungi, protozoa and metazoan embedded in a mucous matrix of exopolymeric substances. Regarding the dynamics of freshwater ecosystems, these organic layers, known as biofilms, might be seen as rather unstable ecosystem, constantly assembling and disassembling. However, biofilms form the foundation of complex, reticulate networks of trophic and non-trophic interactions of microscopic eukaryotes and metazoans and are known as key sites of enzymatic activities, ecosystem respiration and primary production. Within biofilms, especially meiofaunal organisms are of concern due to their high abundances and their close interactions with microbes. Even though they are thought to mediate energy flows by stimulating benthic microbial metabolism and linking it to macroscopic organisms, there are still little informations on how those animals can affect microbial metabolism and carbon transfers through the food web. Among meiofaunal organisms, free-living nematodes are important protagonists since biofilms represent both a habitat and a probable important food resource for them and it has been suggested that nematode activity could affect key biofilm processes through bioturbation and grazing. Even though the crucial function of meiofaunal organisms, especially nematodes, for biofilms is known, basic knowledge on energy flows via these organisms is still scarce and several questions therefore remained unanswered. Additionally, by studying the response of complex, multitrophic biofilm communities to hydrological alterations and/or anthropogenic stressors such as contaminants might help to better understand how changes in the structure of species assemblages could transmit to ecosystem functions through modifications of the nature and strength of biological interactions. By this contribution, the current scientific knowledge on meiofaunal research regarding their impacts on biofilms should be presented, aiming to reveal the role of meiofauna in the biofilms and factors that influence their heterogeneity across scales.

Reinhaltung von Grundwasser- Umgang mit Trinkwasserressourcen im Zeitalter des Klimawandels

Hans Jürgen Hahn¹

¹ Universität Landau +hjahn@uni-landau.de

Keywords: Grundwasserqualität, Grundwasserfauna, Temperatur, Bewirtschaftungsplan, Klimawandel

Süßwasservorkommen sind vielfältigen Risiken ausgesetzt

Grundwasser ist für die gesamte Bevölkerung von großem Interesse, weil bewusst ist, dass es unser Reservoir für Trinkwasser darstellt. Die Rechtslage zum Grundwasserschutz in Deutschland ist ebenfalls eindeutig; die Reinhaltung des Grundwassers ist gemäß § 48 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) geboten. Vorsorglich ist grundsätzlich jede nachteilige Veränderung zu verhindern (vgl. Czychowski und Reinhardt, Kommentar zum WHG, 2014).

Bei den üblichen Darstellungen planetarer Belastungsgrenzen wird das Süßwasser zu Unrecht im grünen Bereich angezeigt.

(https://de.wikipedia.org/wiki/Planetare_Grenzen#/media/Datei:Oekologische_Belastungsgrenzen_planetary_boundaries.png)

Die Bedrohungen liegen insbesondere in Afrika und dem Nahen Osten, Stichwort Jordan, auf der Hand. Doch auch im dicht besiedelten Europa gilt es, über die Wasserressourcen und deren anthropogene Beeinflussungen neu nachzudenken. Insbesondere durch die zunehmende Flächenversiegelung und den Eintrag von Oberflächenwasser samt Abwasserinhaltsstoffen ins Grundwasser (vgl. Uhl et al, 2019: „Mehr Licht ins Dunkel“ in diesem Tagungsband) sind langfristig sich verstärkende, negative Beeinträchtigungen des Grundwassers zu erwarten.

Die Einflüsse des Klimawandels sind für die Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und Hessen bereits beschrieben. Die Verdunstungsrate hat eine steigende Tendenz. Hinsichtlich der absoluten Niederschlagsmengen zeigt sich kein eindeutiger Trend zwischen 1951 und 2015, jedoch die Tendenz von zunehmend trockenen Winterhalbjahren seit 2003. Der Autor empfiehlt daher Anpassungsmaßnahmen, um zukünftig Trinkwasser in ausreichender Qualität und Menge der Bevölkerung zur Verfügung stellen zu können (Kopp et al. 2018).

Die Grundwassererwärmung ist nicht nur wegen anthropogener Einleitungen, sondern auch unter Klimaaspekten in den Blick zu nehmen. Höhere Temperaturen im Grundwasser wirken sich zusätzlich auf dessen Qualität aus - wie Untersuchungen in Baden-Württemberg aufzeigen. Grundwasserbewohnende Crustaceen beispielsweise, gelten generell als Klimaverlierer - im Untergrund spielen sie eine zentrale Rolle. Auf Temperaturen über 12,4°C scheinen viele dieser Grundwasserkrebse sehr empfindlich zu reagieren, wobei es offensichtlich artspezifisch große Unterschiede gibt. Eine der wenigen temperaturtoleranten Arten ist der Brunnenkrebs *Bathynella freiburgensis* (Spengler, 2017). Die Auswirkungen auf das Grundwasserökosystem bei einem Ausfall dieser Detritusfresser ist unklar.

Grundwassererwärmung und Grundwasserqualität

In Baden-Württemberg wurde das Grundwasser flächendeckend hinsichtlich seiner Temperatur untersucht (Riedel, 2019). Während im Schwarzwald die Temperaturen noch relativ natürlich zwischen 6 und 10°C liegen und scheinbar größtenteils noch unbeeinträchtigt durch Wärmeeinflüsse sind, stellt sich die Lage in der anthropogen sehr stark überprägten Oberrheinebene anders dar.

Die Oberrheinebene zeigt, neben Grundwassertemperaturen von teilweise über 20°C in den Großstädten, durchgängig eine Grundwassertemperatur zwischen 12 und 14°C. Ein weiterer Temperaturanstieg könnte dazu führen, dass Kippunkte erreicht werden. Für die Oberrheinebene sehen Forschungsergebnisse den Kippunkt für die Grundwasserfauna bei 12,4°C (Spengler, 2017)

Der Temperaturanstieg gefährdet auch die Güte des Grundwassers (Riedel, 2019). Mit steigender Grundwassertemperatur treten folgende Begleiterscheinungen auf:

- Anstieg der Kohlensäure (CO₂) durch erhöhte biologische Aktivitäten
- Sinkender Sauerstoffgehalt
- Sinkender pH-Wert
- Anstieg von Mangan

Beim Mangan steigt bei einer Temperatur von über 10°C die Wahrscheinlichkeit, die Vorgabe der Trinkwasserverordnung zu verfehlen (Riedel, 2019)

Gleichzeitig kommt es zu Veränderungen der Bakteriengemeinschaften, insbesondere, wenn genügend organisches Material verfügbar ist (Griebler et al, 2015).

Temperatur- und Sauerstoffmessungen in Bewirtschaftungspläne aufnehmen

Konsequenterweise sollten deshalb Temperatur und Sauerstoff im Grundwasser als ökosystem- und qualitätsrelevante Parameter flächendeckend gemessen werden. Diese beiden Parameter sollten daher in die Bewirtschaftungspläne 2021 bis 2027, die bis Juni 2020 von den Bundesländern erstellt und in der Offenlegung sind, aufgenommen werden.

Danksagung

Dem DGL-Arbeitskreis Quellen und Grundwasser ist es zu verdanken, dass diese Thematik in der Grundwasser-Session auf der DGL-Jahrestagung in Münster behandelt und intensiv diskutiert wurde.

Literatur

- Czychowski, M. und Reinhardt, M (2014): WHG, Wasserhaushaltsgesetz, Kommentar, 11. Auflage, S. 723, Beck Verlag, München.
- Griebler, C. Griebler, Kellermann, C., Stumpp, C., Hegler, F., Kuntz, D. und Walker-Hertkorn, S. (2015) Auswirkungen thermischer Veränderungen infolge der Nutzung oberflächennaher Geothermie auf die Beschaffenheit des Grundwassers und seiner Lebensgemeinschaften – Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung, UBA TEXTE 54/2015, 156 S.
- Kopp, B., Baumeister, C., Gudera, Th., Hergesell, M., Kampf, J., Morhard, A. und Neumann, J. (2018): Entwicklung von Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und Hessen von 1951 bis 2015 Hydrologische Wasserbewirtschaftung, https://doi.org/10.5675/HyWa_2018,2_1.
- Riedel, T. (2019): Journal of Hydrology 572, S. 206-212.

- Sander, A. (2019): - Klima in der Stadt und seiner Umgebung Herausforderungen – Handlungsmöglichkeiten, HLNUG, Symposium Hofgut Oberfeld, 7.9.2019.
- Spengler, C. (2017) Die Auswirkungen von anthropogenen Temperaturerhöhungen auf die Crustaceagemeinschaften im Grundwasser, Dissertation, Universität Landau.

5 α -cyprinol sulfate, a bile salt from fish, induces diel vertical migration in *Daphnia*

Meike Hahn

Universität zu Köln

Prey are under selection to minimize predation losses. In aquatic environments many prey use chemical cues released by predators, which initiate predator-avoidance. A prominent example of behavioural predator-avoidance constitutes diel vertical migration (DVM) in the freshwater microcrustacean *Daphnia* spp., which is induced by chemical cues (kairomones) released by planktivorous fish. In a bioassay-guided approach using liquid chromatography and mass spectrometry we identified the kairomone from fish incubation water as 5 α -cyprinol sulfate inducing DVM in *Daphnia* at picomolar concentrations. The role of 5 α -cyprinol sulfate in lipid digestion in fish explains why from an evolutionary perspective fish has not stopped releasing 5 α -cyprinol sulfate despite the disadvantages for the releaser. The identification of the DVM-inducing kairomone enables investigating its spatial and temporal distribution and the underlying molecular mechanism of its perception. Furthermore, it allows to test if fish-mediated inducible defenses in other aquatic invertebrates are triggered by the same compound.

Retention von Mikroplastik durch Biofilme im Rhein

Leandra Hamann; Felicia Haase; Jennifer Werner; Anja Schwerwaß; Hartmut Arndt

Universität zu Köln

Obwohl allgemein bekannt ist, dass Flüsse als wichtiger Eintragspfad von Mikroplastik ins Meer fungieren, ist bisher nur wenig über Mengen, Retentionsfaktoren und Wirkungen in limnischen Ökosystemen bekannt. Dies gilt besonders für die Wechselwirkungen zwischen Mikroplastik und Biofilmen. Bisher wurde Biofilme besonders als Aufwuchs auf der Oberfläche von Mikroplastikpartikeln untersucht, um mögliche Effekte auf die Dichte und somit einem veränderten Sinkverhalten im Wasser sowie den Einfluss auf die erhöhte Bioverfügbarkeit für Organismen zu untersuchen. Retentionsmengen und ökologische Effekte von Mikroplastik auf Biofilmbewuchs auf natürlichen Substraten wurde bisher nicht näher betrachtet. Dabei ist dies besonders bei Modellen zur Verbreitung von Mikroplastik in Gewässern und bezüglich möglicher Effekte auf die Nahrungskette relevant.

Um die Retention von Mikroplastik durch Biofilme zu bestimmen wurde im Rhein gewachsener, natürliche Biofilme im Labor verschiedenen Mikroplastikkonzentrationen in einem durchströmten Rundbecken ausgesetzt. Erste Ergebnisse zeigen, dass die Mikroplastikpartikel auf der Oberfläche von Biofilmen stärker zurückgehalten werden als auf anderen Oberflächen (Kunststoff, Ton). Weitere Ergebnisse deuten auf einen Einfluss von Biofilmalter, Partikelgröße und Strömungsgeschwindigkeit auf die Retention hin.

Mixed temperature sensitivity of methane production and consumption in Arctic freshwater streams

Sarah Faye Harpenslager¹; Kate Randall²; Guy Woodward³; Alex Dumbrell²; Mark Trimmer⁴

¹ IGB im Forschungsverbund Berlin e.V.; ² University of Essex; ³ Imperial College; ⁴ Queen Mary University of London

With global temperatures expected to rise in coming decades, understanding how biogeochemical cycles and their corresponding microbial community respond to warming is key to predicting how global climate change affects whole ecosystem functioning. Warming has been shown to increase net emission of the potent greenhouse gas methane, but the underlying mechanisms in the separate processes and microbial community remain unclear.

Here we present the effects of increasing temperatures on the production and consumption of methane and how these changes are reflected in the microbial community in Arctic freshwater streams in Iceland, Greenland, Svalbard, Kamchatka and Alaska. Along a natural temperature gradient, we measured potential rates of methanogenesis and methane oxidation and identified the associated microbial community through abundance of key genes. Furthermore, we measured in-situ emission of methane and carbon dioxide from these systems, to determine the effects of warming on different scales, from gene to ecosystem.

Although warming overall increased methane emission from our study sites, our results point to a difference in temperature sensitivity between the production and consumption of methane, reflected in both potential process rates and abundance of corresponding genes. Implications for predictions of global warming effects will be discussed.

Lesen im Geschwemmsel: Erfassung der Fischbiozönose durch die Analyse des Rechenguts kühlwasserbeziehender Kraftwerke

Lisa Heermann¹; Andreas Mellin²; Andreas Pilgram³; Nicole Scheifhacken⁴; Jost Borchering¹

¹ Universität zu Köln; ² Bezirksregierung Köln a.D.; ³ Pilgram GmbH; ⁴ Bezirksregierung Düsseldorf

Große thermische Kraftwerke und Industrieanlagen benötigen z.T. erhebliche Mengen Kühlwasser zur Prozesskühlung. Bei der Kühlwasserentnahme sind grundsätzlich schadensmindernde Maßnahmen für Fische einzuhalten (z. B. Stababstände Rechen, Anströmgeschwindigkeiten LFischG §40, LFischVo §13). Diese sind aus technischen Gründen nicht immer vollumfänglich anwendbar, so dass gravierende Auswirkungen für aquatische Organismen zu erwarten sind, die durch ein Fischschadensgutachten evaluiert werden können.

Im Rahmen solcher Gutachten wurden zwischen 1994 und 2015 Untersuchungen zu potentiellen Schädigung an Rechenanlagen von 7 Kraftwerken entlang des Rheins durchgeführt. Die dabei erhobenen Daten wurden von uns zusammengeführt und hinsichtlich der im Rechengut erfassten Arten und deren standortspezifischer Häufigkeit analysiert. Ziel der Analyse war es, den Einfluss von Kühlwasserentnahmen auf die Fischfauna des Rheins darzustellen und zu untersuchen, ob sich anhand des Rechenguts die saisonale Dynamik der Fischbiozönose des Rheins sowie langjährige Trends in der Artenzusammensetzung und der Einwanderung gebietsfremder Arten abbilden lassen.

Insgesamt wurden neben Muscheln und Krebsen 37 Fisch- und Rundmaularten im Rechengut der Kraftwerke erfasst. Dabei waren Neunaugen, Brassen, Rotaugen, Zander und Wollhandkrabben die häufigsten Arten im Rechengut. Es wurden überwiegend kleine Tiere unter 15 cm geschädigt, wobei teils mehrere Tausend Individuen einer Art im Rechengut erfasst wurden. Die Abundanz der im Rechengut erfassten Fische im Jahresverlauf variierte artspezifisch, was darauf hinweist, dass das Auftreten der Arten im Rechengut die lokale Fischabundanz widerspiegelt.

Im Rechengut konnten auch drei Grundelarten aus dem Schwarzmeerraum nachgewiesen werden (Marmorgrundel, Kesslergrundel, Schwarzmaulgrundel). Das erste Auftreten der Grundeln im Rechengut der Kraftwerke korrespondierte in der Regel mit den Erstfunden im Rhein. Die Analyse des Rechenguts ermöglichte teilweise auch Rückschlüsse auf die Populationsentwicklung der Grundeln nach Einwanderung sowie auf die Richtung der Einwanderung. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Untersuchung von Rechengut an Kraftwerken über einen langen Zeitraum hinweg geeignet sind um die Populationsdynamik von Fischarten zu erkennen und zu beschreiben.

Die Ausbreitung von Wasserpflanzen durch Pflanzenfragmente: Was bestimmt den Ausbreitungserfolg?

Patrick Heidbüchel¹; Andreas Hussner²

¹ Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf; ² Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V.

Submerse Wasserpflanzen verbreiten sich vorwiegend vegetativ durch die Streuung regenerationsfähiger Pflanzenfragmente. Gründe hierfür sind vor allem die großräumige Uniformität aquatischer Ökosysteme, die allgemein hohe phenotypische und physiologische Plastizität von Wasserpflanzen und die uneffektive Ausbreitung durch Samen. Einige aquatische Neophyten verbreiten sich in ihren eingeführten Regionen sogar ausschließlich vegetativ, da aufgrund der Anwesenheit von nur einem Geschlecht keine Samen produziert werden (z. B. *Egeria densa* und *Myriophyllum aquaticum* in Europa).

Das vegetative Ausbreitungspotential einer Art hängt neben der Fragmentierungsrate, und somit der Anzahl gebildeter Fragmente (propagule pressure), insbesondere auch von der Streuungsdistanz sowie von den art- und fragmentpezifischen Regenerations- (Spross- und Wurzelneubildung) und Kolonisierungseigenschaften (Verankerung im Sediment) ab. Dabei wird der propagule pressure als Schlüsseleigenschaft für den Ausbreitungserfolg und die Invasivität einer Art angesehen. Allerdings ist die erfolgreiche Ausbreitung innerhalb verbundener und zwischen isolierten Gewässern zusätzlich abhängig von den vorherrschenden Umweltbedingungen der neuen Habitate.

In Fließgewässern spielt die Ausbreitung durch Pflanzenfragmente eine besondere Rolle, da die bestehende Strömung die Fragmentierung und somit auch den propagule pressure auf natürliche Weise erhöht. Weiterhin ist eine schnelle Ausbreitung im Flussverlauf wahrscheinlich, da die Gewässerströmung den Transport zu flussabwärts gelegenen Habitaten begünstigt.

Obwohl Pflanzenfragmente bekanntermaßen die wichtigsten Verbreitungseinheiten für submerse Wasserpflanzen darstellen, ist das vegetative Ausbreitungspotential durch Fragmentverdriftung bislang unzureichend untersucht. In diesem Vortrag werden Ergebnisse zu Labor- und Felduntersuchungen der vergangenen drei Jahre präsentiert. Dabei werden insbesondere (i) der propagule pressure und die Fragmentierungsraten, (ii) die Driftdistanz von Fragmenten sowie (iii) die potentiellen Regenerations- und Kolonisierungseigenschaften einheimischer und neophytischer Wasserpflanzen aufgezeigt und diskutiert.

Pflanzenschutzmittel-Monitoring in kleinen Fließgewässern im Einzugsgebiet des Dümmer

Marlen Heinz¹; Hans-Heinrich Schuster²; Matthias Stähler³; Stefan Lorenz³

¹ Julius Kühn-Institut (JKI); ² Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz;

³ Julius Kühn Institute (JKI), Federal Research Centre for Cultivated Plants

Kleine Fließgewässer zeichnen sich durch eine hohe Konnektivität mit der sie umgebenden Landschaft aus. Für aquatische Organismen in Gewässern mit stark landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten können Einträge von Pestiziden durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf angrenzenden Agrarflächen ein erhebliches Risiko darstellen. Trotz ihrer wichtigen ökologischen Funktionen als Trittsteine in der Landschaft und Lebensraum sind besonders für kleine Einzugsgebiete (< 30 km²) nur wenige Informationen hinsichtlich ihres Belastungszustandes mit Pflanzenschutzmitteln verfügbar. Besonders in kleinen Fließgewässern unterliegen PSM-Einträge einer hohen zeitlicher Variabilität und die Belastungssituation kann im Gewässerverlauf, aber auch zwischen verschiedenen Einzugsgebieten erheblich variieren.

Um die räumliche und zeitliche Variabilität in 3 kleinen Fließgewässern im stark landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet des Dümmer-Sees und in einem Zufluss des Steinhuder Meers (Niedersachsen) zu erfassen wurde im Frühjahr 2018 ein umfangreiches PSM-Monitoring durchgeführt. Dazu wurden mittels automatischer Probennehmer (NLWKN) Tagesmischproben aus stündlicher Probenahme erzeugt und mittels LC-MS/MS (JKI, ÖPV) auf insgesamt 104 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (PSM) untersucht. Im Gewässerverlauf der Elze, einem der Fließgewässer im Einzugsgebiet des Dümmer-Sees wurde die PSM-Belastung vergleichsweise für das obere Einzugsgebiet (weniger intensive Landwirtschaft in Gewässerumfeld, mehr naturnaher Gewässerabschnitte) und das landwirtschaftlich intensiver genutzte untere Einzugsgebiet untersucht.

Erste Ergebnisse zeigen, dass die Anzahl der detektierten Wirkstoffe, sowie die Summenkonzentration pro Probe stark zwischen den untersuchten Einzugsgebieten variierte. Einzelne Wirkstoffe wurden in allen Einzugsgebieten unabhängig von der Landnutzungsverteilung gleichermaßen häufig detektiert (z. B. Bentazon, Tebuconazol, Mecoprop, Fepropimorph).

In der Elze variierten Konzentration und Anzahl der Wirkstofffunde während des Untersuchungszeitraums und im Gewässerverlauf. Erhöhte Wirkstoffkonzentrationen im Gewässer lassen sich dabei nur teilweise mit Niederschlagsereignissen in Verbindung bringen. Neben Oberflächenabfluss sind daher vermutlich noch weitere Eintragspfade für PSM im untersuchten Einzugsgebiet von Bedeutung. Die im Ober- und Unterlauf der Elze am häufigsten gemessenen Wirkstoffe (hauptsächlich Herbizide und Fungizid) werden typischerweise in den Hauptanbaukulturen Getreide, Mais (Bentazon, Nicosulfuron) und/oder Raps (Dichlorprop) appliziert. Die Konzentrationen der Einzelwirkstoffe deuten darauf hin, dass einzelne Wirkstoffe (z. B. Thiachlopyrid, Bentazon) vorrangig im oberen Einzugsgebiet eingetragen und im Gewässerverlauf verdünnt oder abgebaut wurden, während andere Wirkstoffe (z. B. Dimethenamid-P) vermutlich erst im Unterlauf des Gewässers eingetragen werden.

Resilience of a temperate shallow lake to a brownification event

Sabine Hilt¹; Garabet Kazanjian¹; Soren Brothers²; Jan Köhler¹

¹ Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB-Berlin); ² Utah State University, USA

Dissolved organic carbon (DOC) concentrations in many freshwater ecosystems of the northern hemisphere have increased in recent decades due to additional terrestrial inputs. This phenomenon, known as brownification, can strongly alter the physical, chemical, and biological traits of aquatic ecosystems. Extreme rainfall can also cause rather sudden brownification, known as blackwater events in rivers, but their longer term effects on lakes are unknown.

We investigated the resilience of a small, temperate, shallow lake to a strong natural flooding-induced brownification event. After reaching peak DOC and total phosphorus (TP) concentrations of 60 and 0.35 mg L⁻¹, respectively (relative to baseline conditions of about 12.5 and 0.04 mg L⁻¹, respectively), water levels returned to near-initial values, yet the lake did not fully return to its pre-brownification state over the following three years. Instead, within less than two years, DOC and TP concentrations plateaued at concentrations 1.5-fold and twofold greater than their respective pre-brownification values and remained at these concentrations until the end of this study. Post-brownification, the lake exhibited a decline of phytoplankton and a partial recovery of summer periphyton biomass and production, albeit a full return to pre-brownification values was not recorded in either case. DOC and TP concentrations were positively correlated to phytoplankton biomass and negatively to periphyton. Total areal summertime primary production increased with DOC and TP concentrations, as rising phytoplankton production outpaced decreasing benthic production.

With a higher frequency of extreme rain events expected in the future, the trends and impacts of such brownification events will further intensify, increasing carbon export from terrestrial to aquatic sources and altering in-lake carbon cycling and processing, thus impacting aquatic primary production and greenhouse gas emissions. A partial resilience to flooding-induced brownification events implies consequences for several ecosystem functions of shallow lakes that warrant further investigation and might contribute to the gradual increase of freshwater DOC concentrations in the northern hemisphere.

Kann die Re-Etablierung von Coregonenbeständen im Scharmützelsee gelingen? Teil 2: Fischereiliche Aspekte

Daniel Hühn¹, Brigitte Nixdorf,² Jacqueline Rücker², Uwe Brämick¹

¹ Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow (IfB), Im Königswald 2, 14469 Potsdam
daniel.huehn@ifb-potsdam.de, uwe.braemick@ifb-potsdam.de

² Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow,
nixdorf@b-tu.de, j.ruecker@b-tu.de

Keywords: Coregonen, *Coregonus albula*, *Coregonus maraena*, Fischbesatz, Scharmützelsee

Einleitung

Limnologische Langzeitdaten sind eine wertvolle Basis für die Beurteilung der Lebensbedingungen von Fischartengesellschaften und fischereilichen Bewirtschaftungsoptionen. Im Falle des Scharmützelsees sind dabei insbesondere die Coregonen von Interesse. Die aktuelle Auswertung langjähriger Daten zur Temperatur-, O₂- und H₂S-Entwicklung zeigt seit 2003 eine Verbesserung der Lebensbedingungen für Coregonen und andere aquatische Organismen (Rücker et al. 2020, dieser Band). So vergrößerte sich der Bereich, in dem die O₂-Toleranzgrenze für die Coregonen erreicht wird, von 5 m auf 6 – 8 m, und die H₂S-Ausbreitungsgrenze sank von ca. 7 auf 10 m Wassertiefe. Diese positiven Veränderungen führten zu der Hoffnung, dass sich der Bestand der Kleinen Maräne (*Coregonus albula*) stabilisieren und längerfristig wieder fischereilich nutzbar werden könnte. Gemäß den bis 1953 zurückreichenden Dokumentationen der Fischfänge wurde diese Art bis 1988 in teils größeren Biomassen gefangen, danach wurde ihre Bewirtschaftung aufgrund ungünstiger Lebensbedingungen und abnehmender Fangergebnisse eingestellt. Von einer Wiederaufnahme von Besatzmaßnahmen wurde zunächst abgesehen, da es vereinzelte anekdotische Hinweise auf Einzelexemplare im Gewässer gab. Aufzeichnungen zu Fängen Großer Maränen (*Coregonus* spp.) sind uns nicht bekannt. Das Gewässer könnte Arten wie *Coregonus maraena* sowohl zoogeografisch als auch vom fischereilichen Typus Lebensraum bieten. Zur Prüfung dieser Hypothese wurde nach eingehender Analyse der Trophie, Habitate und Ernährungsbedingungen sowie der Absenz der Art, 2013 mit dem Besatz von jährlich 0,4 bis 1,2 Mio. Larven von *C. maraena* und seit 2015 mit begleitenden standardisierten Fischbestandserhebungen (CEN 14757) begonnen.

Der vorliegende Beitrag demonstriert beispielhaft die Bedeutung langfristiger Datenerhebungen und Dokumentationen für die Identifikation von Veränderungen und daraus resultierenden Handlungs- und Entwicklungsoptionen für die fischereiliche Bewirtschaftung von Seen.

Charakterisierung der Fischbiozönose

Eignung des Scharmützelsees für Coregonen

Nach der klassischen fischereilichen Seenklassifizierung ist der Scharmützelsee als Blei-I-b-See anzusprechen (Bauch 1955). Demzufolge handelt es sich um ein großes Gewässer des Grundtyps mit vielfältigen Lebensbedingungen für zahlreiche Fischarten und einem mittleren fischereilichen Ertragspotenzial. Müller (1952) typisierte den See als Maränen-Aal-Hecht-See und deutet damit an, dass in diesem Gewässer auch eine tragfähige Maränenwirtschaft möglich ist. Coregonen sind auf eine gute Sauerstoffversorgung und kühles Wasser angewiesen (Dembinski 1971; Hamrin 1986). *C. albula* findet im norddeutschen Tiefland seine südliche Ausbreitungsgrenze und besiedelt hier tiefe geschichtete Seen, die in den Sommermonaten kalte und sauerstoffreiche Hypolimnia aufweisen (Mehner et al. 2005; Skrzypczak & Mamcarz 2006). Hamrin (1986) beschreibt, dass Kleine Maränen Wassertemperaturen von mehr als 18 °C meiden, der obere kritische Toleranzbereich beginnt bei 20 °C (z.B. Schreckenbach 2002). Bezüglich der Sauerstoffkonzentration im Wasser werden 3 mg/l als unterster Mindestwert angegeben (vgl. Czerkies et al. 2002). Spezies aus der Artengruppe Große Maräne besiedeln auch Seen im Alpenraum, allerdings begünstigt dort die Höhenlage die Lebensbedingungen. Ihre Ansprüche an Sauerstoff und Temperatur ähneln denen der Kleinen Maräne, wobei manche Arten nach Adaptation, eigenen Untersuchungen zufolge, Temperaturen von bis zu 26 °C zumindest kurzzeitig verlustfrei tolerieren (Müller-Belecke et al. 2013).

Referenzzönose

Informationen zur historischen und rezenten Ausprägung der Fischartengemeinschaft des Scharmützelsees wurden im Zuge der ökologischen Bewertung von Seen anhand der Fischfauna zur Entwicklung einer Bewertungsmethodik gemäß der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie recherchiert (Mehner et al. 2004, Brämick et al. 2008). Die daraus entwickelte Referenzzönose für das Gewässer umfasst 25 Arten, einschließlich *C. albula*. Diese gehörte bis 1988 auch zu den Zielarten der Fischerei auf dem See, danach wurde ihre besatzgestützte Bewirtschaftung aufgrund ungünstiger Lebensbedingungen und abnehmender Fangergebnisse eingestellt.

Bezüglich des Vorkommens von Vertretern der Artengruppe „Große Maräne“ im Scharmützelsee sind uns keine eindeutigen Belege bekannt. Dabei ist zu beachten, dass die frühesten verfügbaren Aufzeichnungen zur exemplarischen Besiedlung von Gewässern mit Fischen in der Mark Brandenburg lediglich bis in das Mittelalter zurückreichen (z.B. Coler 1599). Das natürliche Verbreitungsgebiet von *Coregonus maraena* – einer im Ostseeraum präsenten „Großen Maräne“ - überlappt sich im Osten des norddeutschen Tieflands in weiten Teilen mit dem von *C. albula* (Kottelat & Freyhof 2007). Insofern könnte diese Art postglazial ebenfalls den Scharmützelsee besiedelt haben, dessen Seebeckenmorphometrie in Bezug auf ausreichende Tiefe und Vorhandensein ausgedehnter hartgründiger Scharflächen sowie auch in Bezug Referenztrophie die Lebensraumsansprüche der Art erfüllt. Bei einer Clusterung großer deutscher Seen anhand ihrer Referenzfischartengemeinschaften erreicht der Scharmützelsee die höchste Ähnlichkeit mit typischen und von vitalen Beständen der namengebenden Fischart besiedelten Maränenseen des norddeutschen Tieflandes wie z.B. dem Unteruckersee (Brämick et al. 2008).

Fang und Besatzstatistiken

Besatzstatistiken der Erwerbsfischerei auf dem Scharmützelsee liegen am Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow für die Jahre 1934, 1945, 1949 und ab dem Jahr 1952 vor. Die Sicherheit der Daten ist jedoch speziell für die 1970er Jahre sowie den Zeitraum ab 2001 fraglich. Ursache dafür ist

u.a. die zeitweise Zusammenfassung von Besatz- und Ertragsdaten des Scharmützelsees mit denen benachbarter Gewässer im Zuge der Bewirtschaftung durch die Fischereigenossenschaft Storkow.

Während in den Dokumentationen der drei erstgenannten Jahre keine Hinweise auf *C. albula* vorliegen, kam es nach einer Empfehlung von Müller (Müller 1952) im Jahr 1951 zu einer (Wieder?)Einbürgerung der Kleinen Maräne als Wirtschaftsfischart. Bereits 2 Jahre später sind erste Fänge verzeichnet, die im Jahr 1957 mit 5 kg/ha ein später nicht mehr erreichtes Maximum markierten (Abb. 1). In der darauf folgenden Periode bis 1988 wiesen die Erträge starke Schwankungen zwischen den Jahren auf, das Mittel lag bei knapp 2 kg/ha und war damit im Vergleich zu klassischen Maränenseen unterdurchschnittlich. Ab 1989 wurden keine Maränenenerträge mehr verzeichnet. Aufgrund der generellen zeitlichen Zusammenhänge zwischen Besatzmaßnahmen und Erträgen ist davon auszugehen, dass es – wenn überhaupt – nur zu einer minimalen natürlichen Rekrutierung der Art im Scharmützelsee kam und die Erträge nur auf Basis des Besatzes realisiert werden konnten (Abb. 1). Dessen ungeachtet gelang kein statistischer Nachweis eines signifikanten Zusammenhanges zwischen Besatzmenge (Stückzahl) und der Ertragshöhe (kg/ha) 2 – 4 Sommer nach dem Besatz (Spearman-Rang-Korrelation, Korrelationskoeffizient 0,18, $p < 0,127$). Aus Abbildung 1 wird nur deutlich, dass für Flächenerträge von > 3 kg/ha in den Jahren davor mindestens 2 Mio. Brütlinge ausgesetzt worden sein mussten. Allerdings traten auch mehrfach Perioden auf, wo trotz des Besatzes von mehr als 3 Mio. Brütlingen in den Folgejahren die Erträge bei deutlich unter 1 kg/ha blieben. Ganz offensichtlich war die Überlebens- und Ertragsfähigkeit der Maränenjahrgänge auch stark durch andere Faktoren als nur die Besatzmenge beeinflusst.

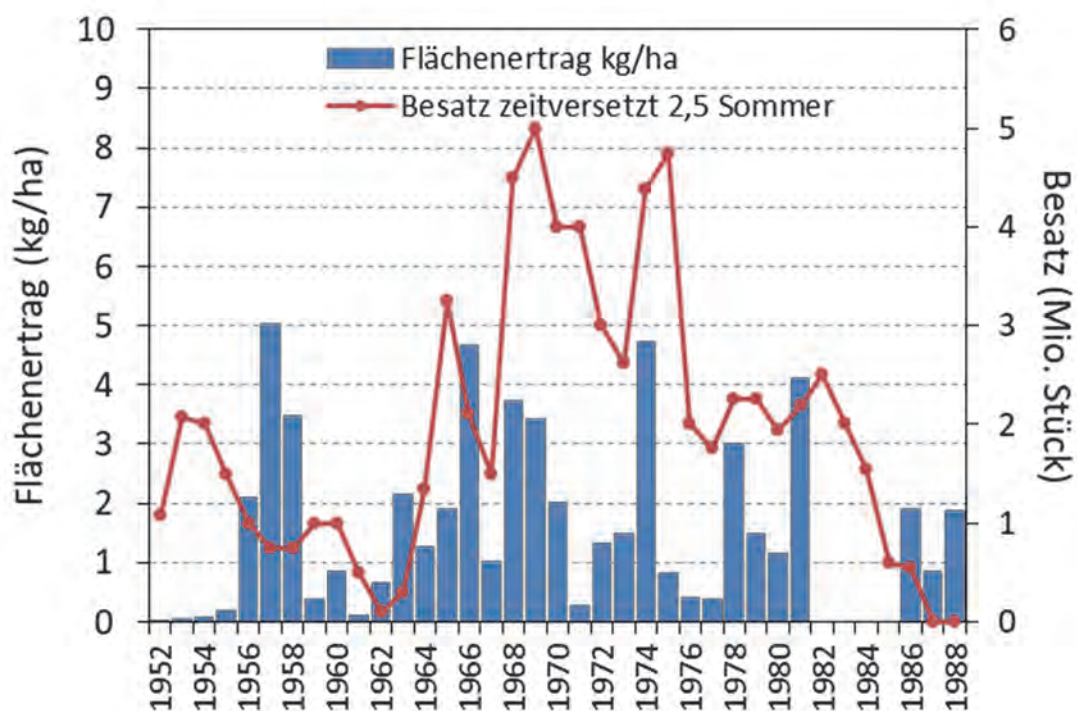


Abb. 1. Entwicklung von Flächenertrag an Kleinen Maränen im Scharmützelsee im Zeitraum 1950 – 1990 (blaue Säulen) und der Besatzmenge an Maränenbrut 2 – 3 Jahre vorher (rote Linie, Mittelwert aus den Besatzmengen 2 und 3 Jahre vor dem Jahr des Flächenertrages).

Veränderungen in der Artengemeinschaft vor der „trophischen Erholung“ des Sees

Im Zusammenhang mit der Entwicklung eines Ansatzes zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen anhand der Fischfauna wurden Nachweise für 28 mindestens temporär vorkommende Arten

im Scharmützelsee im Zeitraum 1945 – 2002 recherchiert (Mehner et al. 2004). Gegenüber den modellierten Referenzartengemeinschaften waren 8 Arten neu hinzugekommen und 6 ursprünglich vorkommende Arten nicht mehr präsent. Daraus ergibt sich eine Änderungsrate (Species turnover rate) von 0,27, womit der Scharmützelsee im Durchschnitt der Veränderungsraten der bezüglich der Fischartengemeinschaften ähnlichsten norddeutschen Seen liegt (Brämick et al. 2008).

Entwicklung des Fischbestandes in der jüngeren Vergangenheit

Die in diesem Artikel thematisierten Veränderungen der Trophie des Scharmützelsees in der jüngeren Vergangenheit resultierten auch in Bemühungen zur Dokumentation erwarteter Verschiebungen in der Fischartengemeinschaft einschließlich der erhofften Re-etablierung von Coregonen. Zu diesem Zweck wurden standardisierte Beprobungen mit benthischen und pelagischen Multimaschen-Stellnetzen entsprechend DIN EN 14757:2005 bzw. EN 14757:2015 in den Jahren 2010, 2015, 2016, 2017 und 2018 durchgeführt. Die Fänge der benthischen Multimaschenstellnetze repräsentieren den Fischbestand des tiefen Litorals und des Profundals, während die Fänge der pelagische Multimaschenstellnetze Stichproben der Freiwasserfischgemeinschaft darstellen. Durchgeführt wurden die Befischungen im September 2010 sowie im Juni 2015 bis 2018.

Bei diesen Beprobungen wurden zwischen 13 und 16 Fischarten nachgewiesen (Tab. 1). Der Fischbestand des Litorals und Profundals wurde in diesem Zeitraum vom Barsch dominiert, sein Anteil variierte zwischen 56 und 75 % des Gesamtfanges mit den benthischen Stellnetzen. Auffällige Veränderungen in den Artenzusammensetzungen wurden in der Variabilität der Anteile von Ukelei und Kaulbarsch beobachtet. Darüber hinaus war eine Zunahme der gefangenen Dreistachligen Stichlinge zu beobachten. Die Dominanz des Barsches im Fang erstreckte sich auch auf die Bestandsbiomasse, wo auch die Cypriniden Blei, Güster, Plötze, Rotfeder und Ukelei hohe Anteile besaßen.

Die Fänge der pelagischen Multimaschenstellnetze wurden hauptsächlich von Ukelei dominiert, der Anteil dieser Art variierte zwischen 38 und 56 %. Weitere dominante Anteile an der Freiwasserfischgemeinschaft wurden von der Plötze gestellt, der Anteil des Dreistachligen Stichlings nahm ähnlich wie bei den benthischen Netzen zu. Coregonen bildeten 2015 mit 4 % Großer Maräne, 2016 mit 7 % Kleiner Maräne und 2017 mit 4 % Kleiner Maräne lediglich einen geringen Anteil an den Fängen im Freiwasser. Ihr Biomasseanteil war in den Untersuchungsjahren 2016 mit 11 % Kleiner Maräne und 2018 mit 4 % Großer Maräne am höchsten.

Aus dem Vergleich der Einheitsfänge konnten Entwicklungstrends der Fischbestände abgeleitet werden. Die numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge (Fische bzw. kg 100 m⁻² Stellnetzfläche) der benthischen Multimaschenstellnetze ließen auf einen in den vergangenen Untersuchungsjahren konstanten bzw. zunehmenden Fischbestand im tiefen Litoral und Profundal des Scharmützelsees schließen (Abb. 2 und 3). Im Freiwasser schwankten die Einheitsfänge stärker. Auffällig war hier der im Vergleich zu den anderen Untersuchungsjahren hohe numerische und biomassebezogenen Einheitsfang 2010, dessen mögliche Ursache jedoch im späteren Beprobungszeitpunkt im Jahresverlauf und damit in der Methodik lag.

Wie geht es den Maränen?

Trotz der 1989 eingestellten Besatzmaßnahmen wurde die Kleine Maräne in den Jahren 2016 und 2017 im Scharmützelsee nachgewiesen (Tab. 1). Für Gewässer mit Einschränkungen des hypolimnischen Lebensraumes (Rücker et al. 2020, dieser Band) sind geringe und in ihrer Ausprägung stark schwankende Bestände der Kleinen Maräne typisch. So konnten auch in den Untersuchungen des IfB nicht in allen Jahren Kleine Maränen gefangen werden. Die numerischen

Einheitsfänge der Art im Freiwasser betrugen in den Jahren 2016 und 2017 jeweils 3,9 und 5,6 Fische 100 m⁻² Netzfläche. Diese waren im Vergleich zu Einheitsfängen aus über 20 Brandenburgischen Gewässern mit Beständen dieser Art sehr niedrig und lassen auf einen entsprechend kleinen Bestand schließen. Eine fischereiliche Nutzung dürfte derzeit ökonomisch nicht tragfähig sein.

In allen Untersuchungsjahren nach Beginn der Besatzmaßnahmen 2013 konnten Große Maränen durch die Befischungen des IfB nachgewiesen werden (Tab. 1). Im Pelagial variierten die numerischen Einheitsfänge der Großen Maräne zwischen 0 und 7,2 Fischen 100 m⁻² Netzfläche. Im tiefen Litoral waren es 0,05 bis 0,23 Fische 100 m⁻² Netzfläche. Der Fang setzte sich fast ausschließlich aus Jungfischen aus dem Besatz im jeweiligen Jahr zusammen. Lediglich in einem Untersuchungsjahr wurden ältere Fische gefangen, die sehr wahrscheinlich der Altersklasse 1+ zugeordnet werden können. Größere Exemplare wurden als Beifang der Erwerbsfischerei dokumentiert.

Tab. 1. Fischartennachweise im Scharmützelsee in den Jahren 2010, 2015 bis 2018 unter Berücksichtigung aller angewendeten Methoden.

Fischarten	2010	2015	2016	2017	2018
Barsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	○	○	○	○	○
Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	○	○		○	○
Blei (<i>Abramis brama</i>)	○	○	○	○	○
Dreist. Stichling (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	○	○	○	○	○
Große Maräne (<i>Coregonus</i> spp.)		○	○	○	○
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	○	○	○		○
Güster (<i>Blicca bjoerkna</i>)	○	○	○	○	○
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	○				
Hybride (Cypriniden)	○		○	○	○
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	○	○	○	○	○
Kleine Maräne (<i>Coregonus albula</i>)			○	○	
Plötze (<i>Rutilus rutilus</i>)	○	○	○	○	○
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	○	○	○	○	○
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	○	○	○	○	○
Steinbeißer (<i>Cobitis taenia</i>)	○	○	○	○	○
Ukelei (<i>Alburnus alburnus</i>)	○	○	○	○	○
Wels (<i>Siluris glanis</i>)				○	
Zander (<i>Sander lucioperca</i>)	○		○	○	○
Σ Fischarten	15	13	15	16	15

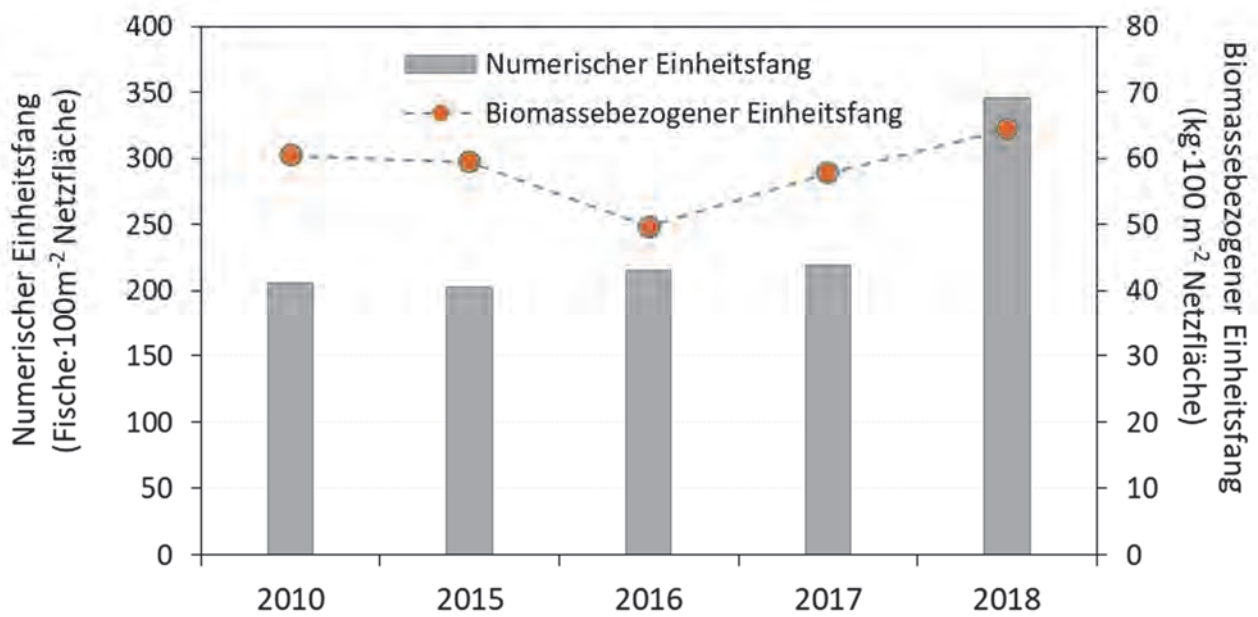


Abb. 2. Numerische und biomassebezogene Einheitsfänge der benthischen Multimaschenstellnetze für den Tiefenbereich bis 12 m der Befischungen in den Jahren 2010 (Brämick et al. 2011, Lewin 2014) und 2015 bis 2018.

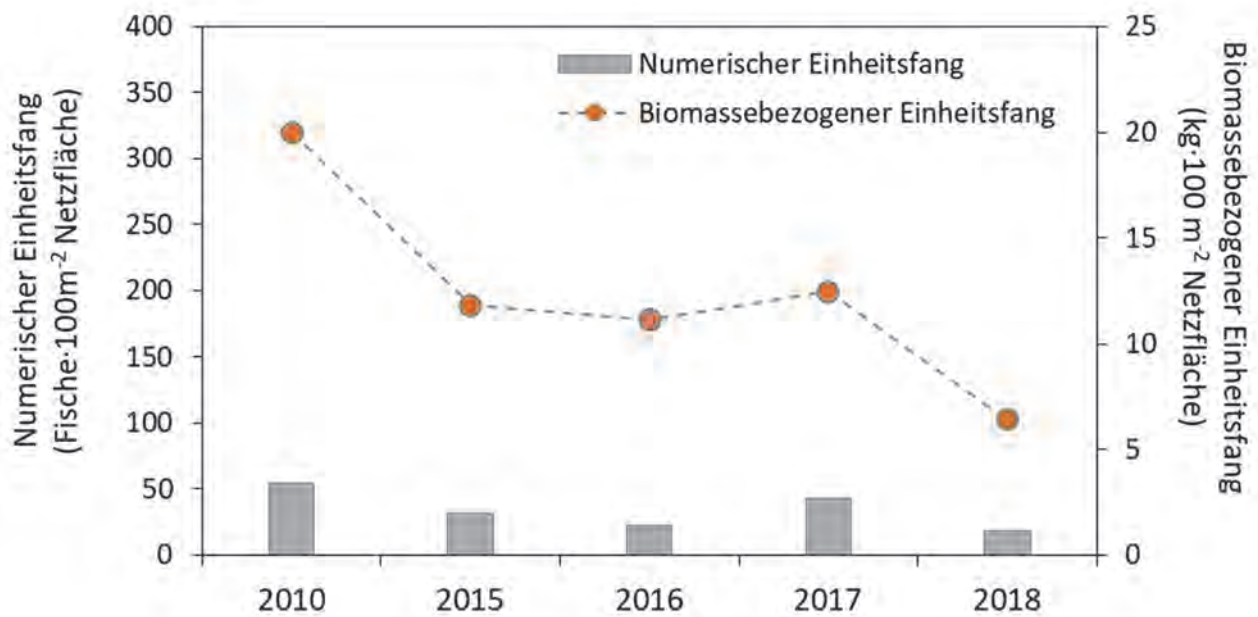


Abb. 3. Numerische und biomassebezogene Einheitsfänge der pelagischen Multimaschenstellnetze für den Tiefenbereich bis 12 m der Befischungen in den Jahren 2010 (Brämick et al. 2011, Lewin 2014) und 2015 bis 2018.

Diskussion

Kann die Wiedereinbürgerung der Großen Maräne im Scharmützelsee gelingen?

Die in den vergangenen Jahren nachgewiesene Fischartengemeinschaft entspricht hinsichtlich ihrer Artenvielfalt der von Eckmann (1995) erarbeiteten exponentiellen Arten-Areal-Beziehung. Nach Eckmann (1995) sollten in einem Gewässer der Größe des Scharmützelsees 15 Fischarten nachzuweisen sein. Die hier dargestellten jüngsten Untersuchungen dokumentierten 17 Fischarten.

In einer früheren Einschätzung zur Entwicklung der erwerbsfischereilich bedeutenden Fischarten im Scharmützelsee kommen Brämick et al. (2011) zu dem Schluss, dass bei anhaltend sauerstofffreiem Hypolimnion eine Förderung der Kleinen Maräne durch Besatz noch nicht angezeigt wäre. Dagegen könnten Große Maränen aufgrund ihrer etwas höheren Temperaturtoleranz und der Nahrungsaufnahme im Sublitoral ausreichende Gedeihbedingungen vorfinden. Die 2013 aufgenommenen Besatzmaßnahmen mit *C. maraena* haben bisher nicht zur Etablierung eines aus mehreren Altersklassen aufgebauten und sich selbst erhaltenden Bestandes geführt. Bei den im Juni der Untersuchungsjahre 2015 bis 2018 durchgeführten Befischungen, wurden meist lediglich Jungfische aus dem Frühjahrsbesatz des jeweiligen Jahres gefangen. Adulte Fische wurden ausschließlich als zufälliger Beifang in der Erwerbsfischerei nachgewiesen. Die in den dargestellten Fischbestandserfassungen eingesetzten standardisierten Fanggeräte (EN 14757:2015) sind größenselektiv (vgl. Prchalová et al. 2009), wodurch große Fische im Allgemeinen unterrepräsentiert werden. Aus diesem Grund kann ein Vorkommen adulter Exemplare nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Es ist davon auszugehen, dass die besetzten planktivoren Larven zunächst gute Lebens- und Wachstumsbedingungen vorfinden. Jedoch scheinen nur wenige Fische die Altersklassen 1+ und älter zu erreichen. Mögliche Gründe für den Verlust der Jungfische können die zögerlicher als 2013 erhofft eintretenden Ausweitungen des Lebens- und Ernährungsraumes während der Sommerstagnation darstellen (vgl. Rücker et al. 2020, dieser Band). Neben den nach wie vor dokumentierten anhaltenden hypolimnischen Sauerstoffdefiziten an sich, verringern diese auch die Nahrungsverfügbarkeit für die sich benthivoren ernährenden adulten Großen Maränen. Im Vergleich zu den Erhebungen von Wundsch aus dem Jahr 1935 (Wundsch 1940) mit einer Makrozoobenthosbiomasse von 19,4 g/m², wurden 2001 mit 4,5 g/m² (Ordóñez Alfaro 2001) und 2010 mit 2,6 g/m² (Brämick et al. 2011; Lewin 2014) ein deutlich geringeres Nahrungsangebot festgestellt.

Andererseits können auch hohe Verluste durch fischfressende Prädatoren wie zum Beispiel Raubfische und Vögel in Betracht gezogen werden. Gerade durch die Verknappung des Lebensraumes in den Sommermonaten könnten sich die Auswirkungen der Prädatoren auf den Fischbestand verstärken, weil den Fischen weniger Raum zum Vermeiden der Räuber zur Verfügung steht.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der Scharmützelsee ist der größte natürliche geschichtete See Brandenburgs und beherbergt einen artenreichen Fischbestand. Aufgrund starker Nährstoffeinträge und deren Folgen wurde eine Bewirtschaftung der Kleinen Maräne unrentabel und bereits vor über dreißig Jahren eingestellt. Basierend auf der jüngsten limnologischen Entwicklung des Sees erfolgten Bemühungen zur (Wieder)-Einbürgerung der Großen Maräne als Wirtschaftsfischart seit 2013. Basierend auf standardisierten Fischbestandserhebungen konnten Jungfische aus den Besatzmaßnahmen nachgewiesen werden. Mit den eingesetzten Fangern konnte bisher kein sich selbst erhaltender

Bestand der Großen Maräne belegt werden. Als mögliche Ursachen für den bisher nicht festgestellten Erfolg der Einbürgerung können die Selektivität der eingesetzten Fanggeräte, ein gegenüber historischen Aufzeichnungen geringeres benthisches Nahrungsangebot, Sauerstoffdefizite im Hypolimnion während der Sommerstagnation sowie eine erhöhte Prädation während der Lebensraumlimitierung aufgeführt werden. Der gezielte Einsatz erwerbsfischereilicher Fanggeräte auf die Große Maräne könnte weitere Hinweise auf einen Bestand adulter Großer Maränen geben. Darüber hinaus sollte sich eine weitere Verbesserung der limnologischen Eigenschaften des Gewässers positiv auf die Etablierung der Großen Maräne auswirken.

Danksagung

Herrn Oliver Kobelt und Herrn Uwe Grohmann von der Storkower Fischereigenossenschaft e.G. für die gute Kooperation und Bereitstellung von Ertrags- und Besatzstatistiken. Die Untersuchungen zur Fischfauna sowie zum Besitzerfolg mit der Großen Maräne wurden gefördert mit Mitteln aus der Fischereiabgabe des Landes Brandenburg.

Literatur

- Bauch, G. (1955): Norddeutsche fischereiliche Seentypen. Archiv für Hydrobiologie 22, 278-285.
- Brämick, U., Diekmann, M., Lemcke, R., Mehner, T. (2008): Assessing shifts in fish assemblages of German large lakes by literature data and commercial catch statistics. Fundamental and Applied Limnology. 171: 87-103.
- Brämick, U., Frenzel, R., Windheuser, J., Hannemann, N., Thürmer, C. (2011): Entwicklung der Fischfauna und der fischereilichen Bewirtschaftungsoptionen im Scharmützelsee im Zuge der Reoligotrophierung. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Potsdam.
- Coler, M. J. (1599): Von Fischen oder Fischereien. Das XVI. Buch Oeconomix. Verlag Paul Hellwig, Wittenberg. 131 S.
- Czerkies, P., Kordalski, K., Golas, T., Kryszinski, D., Luczynski, M. (2002): Oxygen requirements of whitefish and vendace (*Coregoninae*) embryos at final stages of their development. Aquaculture 211: 375-385.
- Dembinski, W., (1971): Vertical distribution of vendace *Coregonus albula* L. and other pelagic fish species in some Polish lakes. J. Fish Biol. 3: 341-357.
- DIN EN 14757:2005-11. Wasserbeschaffenheit - Probenahme von Fisch mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen; Deutsche Fassung EN 14757:2005
- DIN EN 14757:2015-08. Wasserbeschaffenheit - Probenahme von Fischen mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen; Deutsche Fassung EN 14757:2015.
- Eckmann, R. (1995): Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. Ecology of Freshwater Fish 4:62-69.
- Hamrin, S. F. (1986): Vertical distribution and habitat partitioning between different size classes of vendace, *Coregonus albula*, in thermally stratified lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, 1617-1625.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. 646 pp.
- Lewin, W.-C. (2014): Fischereiliche Bonitierung von Gewässern sowie Kartierung und Monitoring von Fischbeständen im Land Brandenburg. Ergebnisse der Fischbestandsuntersuchung des Scharmützel- und des Schwielochsees. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Potsdam.
- Mehner, T., Diekmann, M., Brämick, U., Lemcke, R. (2005): Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. Freshw. Biol. 50: 70-85.
- Mehner, T., Diekmann, M., Garcia, X.-F.; Brämick, U., Lemcke, R. (2004): Ökologische Bewertung von Seen anhand der Fischfauna. Berichte des IGB, Heft 21, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 202 S.
- Müller, H. (1952): Die produktionsbiologischen Verhältnisse märkischer Seen in der Umgebung Storkows. Zeitschrift für Fischerei: 96-244.
- Müller-Belecke, A., Kaufhold, S., Thürmer, C. (2013): Entwicklung einer praxistauglichen Methode zur Produktion der Großen Maräne in Aquakultur/Teichwirtschaften. www.ifb-potsdam.de. Projektbericht, 111 S.

- Ordóñez Alfaro, J. A. (2001): Distribution of makrozoobenthos in Lake Scharmützel. Bachelor-Abschlussarbeit. Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Cottbus. 41 Seiten.
- Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Mrkvička, T., Vašek, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Draščík, V., Křížek, J. (2009): Size selectivity of standardized multimesh gillnets in sampling coarse European species. *Fisheries Research*, 96: 51-57.
- Rücker, J., Nixdorf, B., Hühn, D., Henschke, I., Brämick, U., (2020): Kann die Re-Etablierung von Coregonenbeständen im Scharmützelsee gelingen? Teil 1: Trophie und Sauerstoffverhältnisse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Ergebnisse der Jahrestagung 2019 in Münster, Eigenverlag der DGL, Essen: dieser Band.
- Schreckenbach, K. (2002): Einfluss von Umwelt und Ernährung bei der Aufzucht und beim Besatz von Fischen. VDSF Schriftenreihe 4: 55-73.
- Skrzypczak, A., Mamcarz, A. (2006): Occurrence of vendace, *Coregonus albula* (L.), and its habitats in Northeastern Poland in 1951-1994. *Electron. J. Pol. Agric. Univ.* 9.
- Wundsch, H. H. (1940): Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen: VI. Die Entwicklung eines besonderen Seentypus (H₂S-Oscillatorien-Seen) im Fluss-Seengebiet der Spree und Havel, und seine Bedeutung für die fischereibiologischen Bedingungen in dieser Region. *Zeitschr. Fisch. Hilfsw.* 38: 443-658.

Integrated Modelling and Management of Water Resources: Nexus vs IWRM?

Stephan Hülsmann¹; Wolf M. Mooij²; Karsten Rinke³

¹ UNU-FLORES; ² Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW); ³ Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Magdeburg

The ecosystem perspective is considered as one essential element of integrated water resources management (IWRM), but has often been neglected in case studies. IWRM is currently (partly) replaced by the nexus concept, putting equal emphasis on interconnected resources. Again, ecosystems have been identified as a missing element in the current debate on nexus approaches towards resources management. Within earlier nexus assessments water resources management mainly focused on the allocation of water to different sectors and users, while water quality and ecosystem services were largely ignored. Existing aquatic ecosystem models are capable of quantifying a wide range of ecosystem services, but have thus far not been used in a nexus context. Recent developments in aquatic ecosystem modelling approaches provide opportunities to achieve the sought integration of ecosystem services in the nexus approach. Therefore, we here argue for a stronger role of aquatic ecosystem models in nexus assessments.

Welchen Nutzen haben Langzeitdaten für die Bewirtschaftung und den Schutz von Seen und Talsperren?

Michael Hupfer¹; Sylvia Jordan²; Robert Ladwig³; Antje Köhler⁴; Kathrin Jäschke⁵; Karsten Rinke⁶; Ingrid Chorus⁷

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei; ² Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB); ³ University of Wisconsin-Madison, USA; ⁴ Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin; ⁵ TU Dresden; ⁶ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ; Umweltbundesamt

Der Klimawandel hat in allen Regionen Deutschlands seit den 1980er Jahren zu einer signifikanten Erwärmung von Seen und Talsperren um 0,4 und 0,5 °C pro Dekade geführt. Es stellt sich drängender denn je die Frage, welche Folgen die Erwärmung und Extremereignisse wie der Hitzesommer 2018 für die Verfügbarkeit und Qualität von Wasserressourcen hat und welche Anpassungsstrategien in Zukunft ergriffen werden müssen. Die Reaktionen auf den Klimawandel sind sehr komplex und das Antwortverhalten von Seen und Talsperren hängt vom Einzugsgebiet, der geographischen Lage, der Morphologie, der Trophie sowie weiteren Merkmalen des Gewässers ab. Um die Wirkzusammenhänge besser zu verstehen und um Trendanalysen durchführen zu können, sind Langzeitdaten eine unverzichtbare Grundlage. Es gibt in Deutschland nur relativ wenige Seen und Talsperren, an denen bislang ein systematisches Monitoring durchgeführt wird, um die Klimaeffekte wissenschaftlich analysieren zu können. Eine großes ungenutztes Potential liegt jedoch in Daten, die sowohl in Forschungsprojekten als auch bei der Überwachung durch Behörden und Wasserversorger generiert werden. Führt man diese fragmentiert vorliegenden Daten in Datenbanken zusammen, ergeben sich neue Chancen, Trends und Wirkfaktoren erkennen zu können. Eine zweite Aufgabe besteht darin, die Messprogramme an die Fragestellungen des Klimawandels besser anzupassen. Mit Hilfe automatisch messender Systeme können Daten in der erforderlichen räumlichen und zeitlichen Auflösung gewonnen werden, um z. B. die Schichtungsdauer sowie das Auftreten und die Dauer von Ereignissen (z. B. Massenentwicklungen von Cyanobakterien) registrieren und mögliche Zusammenhänge erkennen zu können. An ausgewählten Seen ist ein umfangreicheres Klimafolgemonitoring mit einer Wetterstation direkt auf den Seen sinnvoll. Alternativ können Loggerketten oder Multiparameter-Sonden für kontinuierliche Messungen installiert werden. Ein Echtzeitmonitoring ermöglicht die Abwehr von Notlagen (Sauerstoffschwund im Tiefenwasser) oder eine gezielte Gütesteuerung, wie sie in Trinkwassertalsperren schon länger praktiziert wird. Auch hochauflösende Zeitreihen, die lediglich einen relativ kurzen Zeitraum von 2 bis 5 Jahren abdecken, sind für die Kalibrierung und Anwendung von Modellen sehr wichtig. Damit lässt sich die Entwicklung der Gewässer rekonstruieren, wenn keine oder nur lückenhafte Gewässerdaten vorliegen. Mit Hilfe von (regionalen) Klimaprojektionen kann auch die zukünftige Entwicklung eines Gewässers prognostiziert werden. Der Entwicklung von praxistauglichen Gewässermodellen mit hoher Vorhersagegüte sowie der Kopplung von Modellsystemen (Einzugsgebiet und Talsperre) kommt eine wachsende Bedeutung zu. Am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin wurden durch Kopplung eines hydrodynamischen 1 D Modell mit einem Gewässermodell Szenarien entwickelt, um den Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen unter den Bedingungen des Klimawandels zu quantifizieren.

Über die möglichen Ursachen des Characeenrückgangs in nordostdeutschen Seen – erste Ergebnisse aus dem E+E-Vorhaben “Chara-Seen”

Andreas Hussner

Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V.

In den natürlichen, kalkreichen Seen des nordostdeutschen Tieflands ist in den letzten Jahren und Jahrzehnten ein starker Rückgang der Characeenbestände beobachtet worden. Im Rahmen des E&E-Vorhabens “Reetablierung von Characeen-Grundrasen in natürlichen kalkreichen Seen Nordostdeutschlands” (Chara-Seen) sind in den Jahren 2017 und 2018 in über 60 Seen umfangreiche Untersuchungen zu den Ursachen des Rückgangs der Characeen durchgeführt worden. Im Rahmen des Vortrags sollen nun erste Ergebnisse aus diesem umfangreichen Untersuchungsprogramm vorgestellt werden.

Wie beeinflussen zeitliche und räumliche Messhäufigkeiten die Aussagekraft von Langzeitdaten am Beispiel des Klimawandels?

Kathrin Jäschke¹; Annetrin Wagner¹; Tilo Hegewald²; Hartmut Willmitzer³; Thomas Petzoldt¹; Thomas U. Berendonk¹; Lothar Paul⁴

¹ TU Dresden, Institut für Hydrobiologie; ² Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen;

³ Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V.; ⁴ TU Dresden, Ökologische Station Neunzehnhain

Im Rahmen der Studie „Klimawandel in Trinkwassertalsperren“ wurden physikalische, chemische und biologische Parametern hinsichtlich ihrer Trends und ihrer Wirkungszusammenhänge analysiert. Der Datensatz beinhaltete Monitoringdaten von Talsperrenbetreibern zu 42 Talsperren sowie die Langzeitstudie zur Talsperre Saidenbach (1975-2013) der Sächsischen Akademie Leipzig und der Ökologischen Station Neunzehnhain der TU Dresden. Vor der eigentlichen Datenauswertung wurden die Messreihen auf Plausibilität geprüft und mit Unterstützung von Mitarbeitern der Talsperrenbetriebe mit Metainformationen zu Mess- und Analysenmethoden, Wechsel von Methoden und Bearbeitern, Managementmaßnahmen und extremen Wetterereignisse ergänzt. Es fiel auf, dass die Datenqualität in Bezug auf Länge des Beobachtungszeitraums, räumliche und zeitliche Auflösung und Homogenität zwischen den verschiedenen Talsperren sehr unterschiedlich war. In diesem Zusammenhang muss erwähnt werden, dass die Talsperrenbetriebe die Daten nicht primär für wissenschaftliche, sondern für betriebliche Zwecke gewinnen: als Grundlage für die operative Talsperrenbewirtschaftung und für zur gesetzlich vorgeschriebenen laufenden Dokumentation der Wasserbeschaffenheit. Trotz einiger Einschränkungen sind diese Daten von sehr hohem Wert, da sie vielfach kontinuierlich und über lange Zeiträume und denselben Mitarbeitern erhoben wurden.

Bei der Auswertung der Daten wurde deutlich, dass bestimmte Symptome des Klimawandels nur dann zuverlässig bestimmt werden können, wenn die Zahl der Beobachtungsjahre und die zeitliche und räumliche Datendichte nicht zu gering sind. Dabei sind die Mindestanforderungen nicht für alle Wassergütevariablen und zu allen Zeiten des Jahres gleich. Sie hängen davon ab, inwieweit eine Variable direkt oder indirekt vom Klima beeinflusst wird und welche zeitlichen und räumlichen Skalen für sie charakteristisch sind. Durch sukzessives Ausdünnen und Verkürzen von vergleichsweise langen und dichten Datensätzen wird untersucht, wie sich dies auf Trends und auf die Erkennbarkeit saisonaler Muster und Eckdaten auswirkt (z. B. Beginn und Ende von Schichtungs- und Zirkulationsphasen, Charakterisierung der Phytoplanktonentwicklung usw.).

Der Vortrag soll zur Diskussion beitragen, welche Grunderfordernisse das Standgewässer-monitoring erfüllen muss, um Langzeitveränderungen infolge von Klimawandel, Einzugsgebietsbewirtschaftung und speziell bei Talsperren Auswirkungen einer geänderter Wassermengen- und Wassergütebewirtschaftung zu erkennen.

Summer drought conditions force river eutrophication and drive phytoplankton to phosphorus limitation

Norbert Kamjunge¹; Martina Baborowski; Michael Rode; Markus Weitere

¹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ

Eutrophication due to massive nutrient inputs is still a major problem of many large rivers. We investigated the basic conditions leading to nutrient limitation of phytoplankton in a eutrophic river. We performed six Lagrangian samplings in the lower part of the Middle Elbe at different hydrological conditions between 2007 and 2018 to test whether and how low discharge and high retention time will affect phytoplankton development and nutrient concentrations. Chlorophyll *a* concentrations were low at low discharge in autumn and at moderate discharge in summer and autumn. Concentrations of dissolved nutrients remained at high levels. In contrast, high rates of primary production led to high chlorophyll concentrations at low discharge in summer. Under these conditions, concentrations of silica and nitrate decreased and rates of nitrate assimilation were high. Soluble reactive phosphorus (SRP) was depleted and particulate phosphorus increased inversely. High molar C:P ratios of seston clearly indicated a phosphorus limitation of phytoplankton. Maximum chlorophyll concentration was negatively related to discharge and overall light availability. In conclusion, summer drought conditions enabled the development of high phytoplankton biomasses which reduced the export of dissolved nutrients to coastal zones.

Makrozoobenthoszönosen in wasserwirtschaftlich genutzten Fließgewässern im Harz. Ergebnisse aus Bestandsaufnahmen im Weltkulturerbe Oberharzer Wasserregal und im Einzugsbereich der Talsperren über einen Zeitraum von 25 Jahren

Helmut Kessler¹; Petra Sperlbaum²; Jörg Widera¹

¹ Kessler und Co. GmbH; ² Wasserfrosch Naturerlebnis

Bei Gutachten und Planungen im Auftrag der Harzwasserwerke GmbH (vormals Harzwasserwerke des Landes Niedersachsen) wurden für verschiedene wasserwirtschaftliche und gewässerökologische Fragestellungen von 1994 bis 2019 insgesamt 28 Fließgewässer im Westharz mit zusammen 67 Probestellen teils wiederkehrend untersucht. Alle Gewässer wurden bereits historisch, wie die Systeme des Oberharzer Wasserregals, oder aber rezent, durch Talsperren, kleine Wasserkraftanlagen oder sonstige wasserwirtschaftliche Nutzungen, beeinflusst. Gleichwohl findet sich in diesen meist wenig verunreinigten Gewässern eine artenreiche Biozönose mit vielen Arten der Roten Listen. Der Beitrag stellt die wesentlichen Erkenntnisse aus 25 Jahren zusammen.

Limnologie der Wasserkraft

Ralf Köhler

LfU Brandenburg

Untersuchungen bzw. Analysen limnologischer bzw. ökologischer Wirkungen von Wasserkraftanlagen (WKA) zeigen immer wieder, dass das Wissen darüber nur sehr lückenhaft ist.

Um diese Wissens-Lücken in einer Übersicht darzustellen und diskutieren zu können, Wege zum Schließen der Lücken zu finden und die daraus abzuleitenden Maßnahmen definieren und priorisieren zu können, wurden exemplarische Vorträge zum Thema „Limnologie der Wasserkraft“ für diese Session eingeladen, die auf dem nachfolgenden Workshop ausführlich diskutiert werden können.

Wissenslücken folgender Themen, für die Vorträge eingeladen waren, werden in diesem Vortrag kurz und ohne Anspruch auf Vollständigkeit quasi als Einstieg in das Thema „Limnologie der Wasserkraft“ sowie in die Session und den Workshop kurz dargestellt:

1. Nicht-Wirkungen lassen sich wissenschaftstheoretisch nicht vorhersagen
2. Limnologische Wirkungen der Wasserkraft allgemein
3. Limnologische Wirkungen von Dammbauten, Wehren und Dämmen
4. Limnologische Wirkungen im Rückstauraum
5. Rote Liste der Fische in Brandenburg
6. Wanderverhalten der heimischen Fischfauna
7. Problem der Erfassbarkeit kleiner Fische
8. Erheblichkeitsschwellen für die Schädigung von Fischpopulationen
9. Sublethale Schädigungen der Fisch-Fauna
10. Kumulative Wirkungen von Schädigungen durch und an Anlagen
11. Tabellen zu Wirkdaten und Wanderungsverhalten
12. Typen von Turbinen, Wasserrädern und Rechen und ihre ökologischen Wirkungen
13. Ökologische Durchgängigkeit für Jungfische und kleine Fische an WKA
14. Ökologische Durchgängigkeit für Sedimente, Totholz und Wirbellose an WKA
15. Lückströmungen
16. Anströmgeschwindigkeiten an Rechen
17. Bauweisen von Fischschutzeinrichtungen an Turbineneinlässen
18. Schwallbetrieb
19. Methanbildung in Stauhaltungen
20. Anforderungen an Wasserkraftanlagen aus limnologischer Sicht

21. Wie muss ein limnologisches Monitoring von WKA aussehen? Wie sieht die Praxis aus?
22. Welche Anforderungen sind an UVPs/FFH-Verträglichkeitsprüfungen von WKA zu stellen?
23. Wie sieht eine optimale Checkliste für die Prüfung von Anlagengenehmigungen aus?

Der an die Session anschließende Workshop soll Gelegenheit geben, gemeinsam und ausführlich den Wissensstand zusammenzufassen, Defizite herauszuarbeiten und Schlussfolgerungen für Forschung, Verwaltungshandeln und den Regelungsrahmen abzuleiten.

Greenhouse gas emissions from dry sediments of the Elbe River during the extreme drought in 2018

Matthias Koschorreck¹; Maren Staniek; Simon Kögler; Ulf Mallast²

¹ Helmholtz Centre for Environmental Research UFZ; ² Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ

Aquatic sediments which are exposed to the atmosphere at low water level are a recently discovered relevant source of greenhouse gases. Precise quantification of this source and up-scaling is difficult because of small scale heterogeneity of the habitats. We used a combination of point measurements and remote sensing to quantify carbon dioxide emissions from dry sediments in the Elbe floodplain during the millennium drought 2018.

First, we quantified greenhouse gas emissions from an experimental site at the Elbe River at Magdeburg. CO₂ fluxes ranged between -7 and 958 mmol m⁻² d⁻¹ in different habitats. Vegetated sites and brown sediment showed the highest emissions while light sediment had the lowest emissions. Methane emissions were small compared to CO₂ emissions. At the same time the river water was under-saturated with respect to CO₂ and thus, a CO₂ sink. We quantified the areal extend of the different sediment types from aerial images using a maximum likelihood classification. By combining areal information with sediment type specific fluxes we calculated a mean CO₂ flux of 42.3 mmol m⁻² d⁻¹ for our site.

Second, we derived a parametrisation of the CO₂ flux which can be used for upscaling. CO₂ emissions did not correlate with temperature, moisture, or sediment texture but with distance from the waterline. Classification of the sediment into less and more than 7 m distance from the water line was identified as a convenient proxy for upscaling.

Third, we applied the 7 m criterion to satellite images (Sentinel 2) to calculate the total CO₂ emissions from dry Elbe sediments in Germany during the extreme drought in 2018. We demonstrate that a combination of remote sensing and ground measurements can be used to quantify greenhouse gas emissions from spatially heterogeneous dry floodplain sediments. Our results show that the extreme drought in 2018 turned the Elbe River from a CO₂ sink into a CO₂ source.

Ausfälle der submersen Vegetation am Nordostufer des Suhrer Sees bei mit Metazachlor belastetem Zwischenabfluss und Ansätze für die ökotoxikologische Beurteilung des Risikos eines weiteren Rückgangs noch intakter Characeenbestände.

Christiane Krambeck

Betreuung Naturschutzgebiet „Suhrer See und Umgebung“, NABU Plön, christiane.krambeck@gmx.de

Keywords: lakes, charophytes, diaspores, herbicides, seepage, catchment scale, risk assessment

Einleitung

Die Verdrängung von Characeen durch Angiosperme in Seen Mittel- und Nordeuropas wird auf die höhere Empfindlichkeit von Characeen gegenüber Eutrophierung und Fischbestand zurückgeführt (Hilt et al 2018, Hussner 2019, Spieß & Waterstraat 2011). Ein Einfluss von Herbiziden wird bisher wegen der Verdünnung in Seen nicht in Betracht gezogen (Jarosch & Brunke 2018, Liess et al 2010). Die im Folgenden beschriebenen Vegetationsausfälle und Veränderungen zeigen jedoch, dass Herbizideinträge auch bei Seen einen anthropogenen Stressor und Risikofaktor darstellen können.

Untersuchungsgebiet

Der Suhrer See (Schleswig-Holstein, 54°09'00" N, 10°28'30" O) liegt in einer glazialen Sanderfläche und ist ein 25 m tiefer, kalkhaltiger Grundwassersee mit künstlichem, oberirdischem Zu- und Abfluss (Mauersberger 2002). Seefläche: 1,4 km² Land-Einzugsgebiet: 2,6 km².

Die Hauptbelastungen sind atmosphärische Deposition und Einträge aus einem landwirtschaftlichen Teileinzugsgebiet (Teil-EZG, 0,8 km²) im Nordosten (s. Abb.1). Sonstige Störungen sind gering (natürliche Ufer, keine fischereiliche Nutzung, Befahrensverbot, wenige Badestellen). Das Gebiet steht seit 2003 unter Naturschutz und ist Teil des FFH-Gebietes 1828-392. Nach Stühr et al. (EU-WRRL Makrophyten-Monitoring, Bericht 2019) kommt dem Suhrer See aus vegetationskundlicher Sicht landes- bis bundesweite Bedeutung zu (12 landes- bzw. 10 bundesweit gefährdete Taxa).

Methoden

Kartierung der submersen Vegetation

Nach Feststellung von Vegetationsausfällen im August 2017 in zwei Bereichen (Abb. 1a, b) wurde die Entwicklung der submersen Vegetation am Nordostufer (NO-Ufer) von Mai 2018 bis August 2019 kartiert. Dazu wurden alle 50 bis 70 m Stationen festgelegt, in 1,5 m und 3 m Tiefe jeweils Boien verankert und Transekte bis ins Flachwasser fotografiert, dazu uferparallel Änderungen zwischen den Transekten. Die Lage der Foto-Transekte wurde zum Vergleich an Stationen von WRRL- Übersichtskartierungen angepasst (Kartierplan für Teilstrecke s. Abb.2). In der weithin

weniger als 3 m tiefen Bucht im äußersten Nordosten (Bucht) war eine flächige Kartierung zweckmäßig. Die Befunde wurden protokolliert und ein Bildarchiv angelegt. Als Referenz für das Potential von Characeen-Beständen diente eine Kartierung von 1991 (Frenzel 1992, Abb.3).

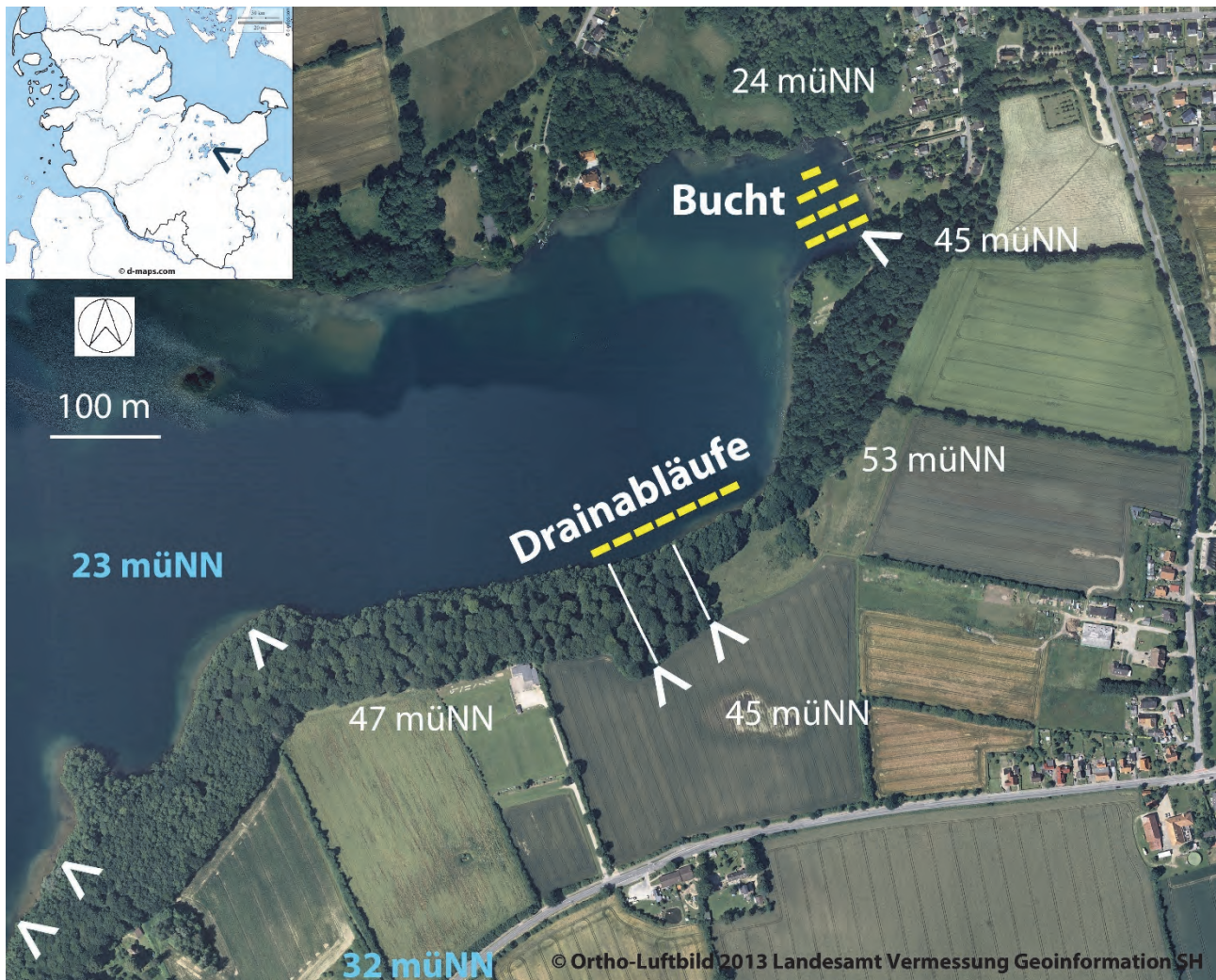


Abb. 1a: Ausfälle submerser Vegetation im August 2017 (gelb – gestrichelte Bereiche im Bild links) in Bucht und vor Drainabläufen am Nordostufer.

An oberirdisch sichtbaren Zuläufen zum See (>) gibt es außer zwei Drainabläufen von einem Acker mit einer Senke (45 m ü. NN, Bildmitte) nur ufernahe Sumpfquellen am Hangfuß (>).

Höhenangaben: weiß – Geländeoberfläche blau – Grundwassergleichen

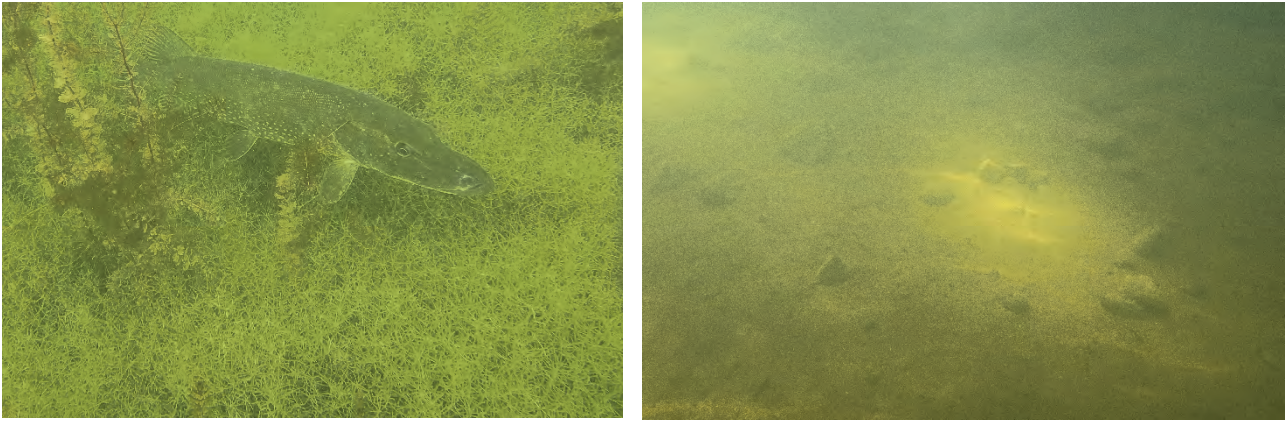


Abb. 1b: Die Unterwasser -Bilder zeigen das in früheren Sommern für die Bucht typische *Nitellopsidetum obtusae* und den im August 2017 kahlen Grund bei den Drainabläufen. links: Nitellopsidetum / Bucht in Sommern vor 2017; rechts: Vegetationsausfall vor Drainabläufen im August 2017

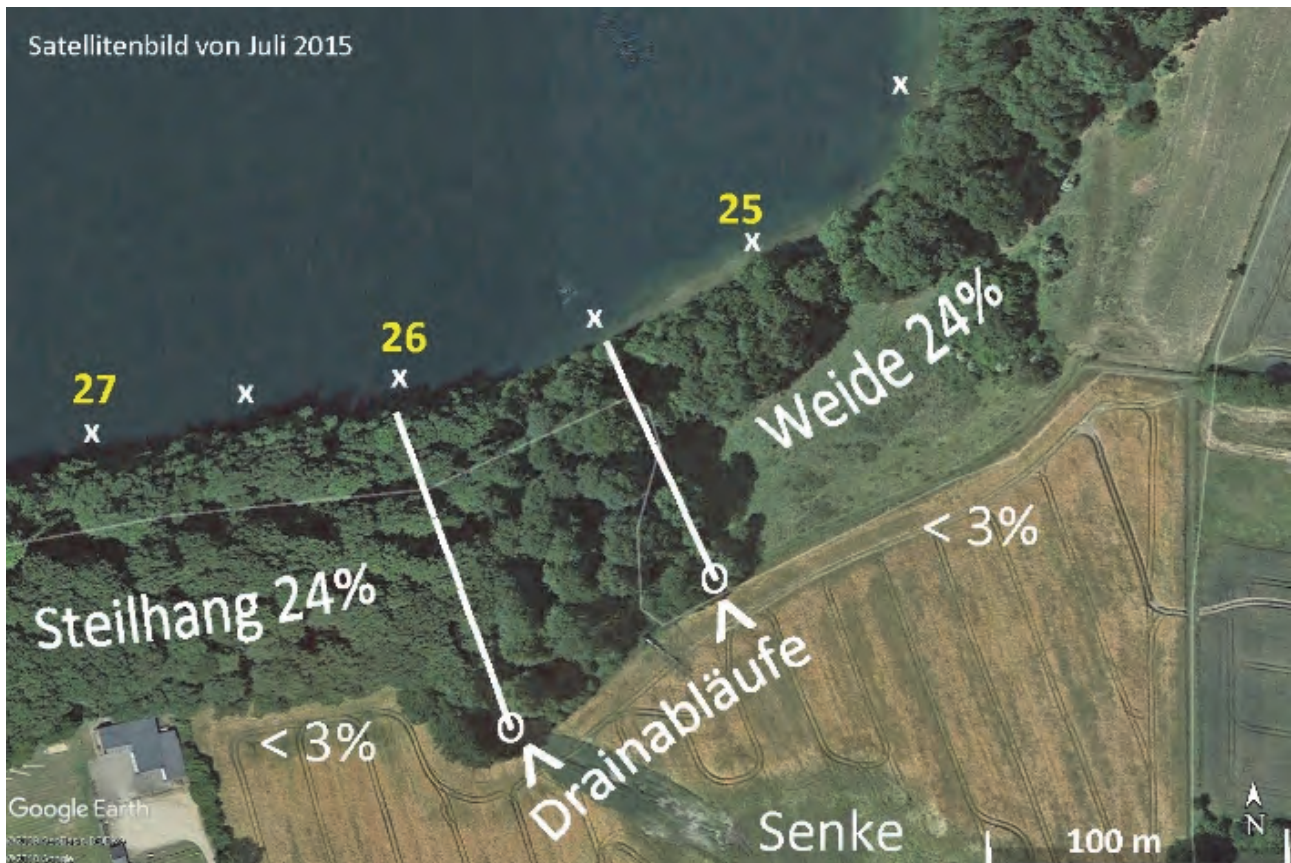


Abb. 2: Kartierplan für Teilstrecke am NO-Ufer. x (weiß): Foto-Transekte (0,3-3 m Tiefe); 25 -27 (gelb): Stationen von WRRL-Übersichtskartierung; % Geländeneigung

Ergebnisse

Entwicklung der submersen Vegetation bis 2018

Im August 2017 fiel im Rahmen der Betreuung des NSG durch den NABU Plön auf, dass in der Bucht nur noch am Nordufer submerse Vegetation zu finden war (Abb.1). Seit Beginn der fotografischen Dokumentation von Unterwasserbiota 2013 war sonst in jedem Sommer ein buchtweites Nitellopsidetum obtusae vorgefunden worden. Da es 2017 in anderen Teilen des Suhrer Sees keine vergleichbaren Vegetationsausfälle gab, lag in dem ungewöhnlich nassen Sommer ein Zusammenhang mit Einträgen aus dem landwirtschaftlichen Teileinzugsgebiet im Nordosten nahe. Im daraufhin im August 2017 inspizierten Umfeld der beiden Drainzuflüsse (Drains) bot der Grund ebenfalls ein kahles Bild (Abb.1 Bild rechts unten). Dabei erstreckte sich vor allem östlich davon, also vor der Viehweide (Weide) eine Sandmudde, die für Characeen eigentlich ideal wirkte. Frenzel (1992) notierte vor der Weide 1991 auch noch massenhaft *Chara* sp. und zwischen den Drains ein immerhin häufiges bis verbreitetes Vorkommen. Nur in einem Bereich südwestlich der Drains gab es schon 1991 keine Characeen, weil das Ufer unter Wasser da sehr steil abfällt (Abb.3).

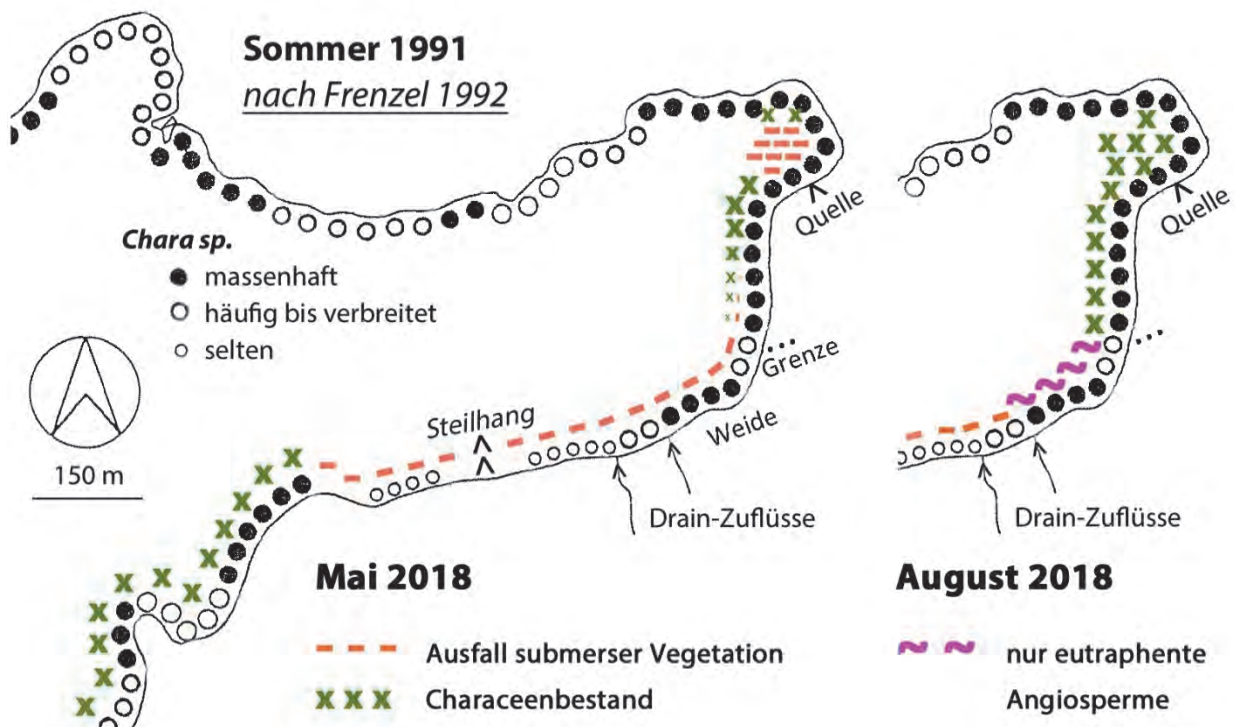


Abb. 3: Kartierung von Makrophyten am Nordostufer im Mai und August 2018 im Vergleich zur Verbreitung von *Chara* sp. im Sommer 1991 / Karte 2 aus Frenzel (1992)

2018 wurde die Entwicklung der Unterwasservegetation erstmalig zu Beginn der Vegetationsperiode untersucht und uferparallel kartiert (Abb.3 links). Im Mai 2018 fehlte submerse Vegetation im Umkreis von etwa 80 m um die Quelle in der Bucht und im Umkreis von etwa 150 m um die Drains am NO-Ufer. Dazwischen entwickelte sich am NO-Ufer südlich der Bucht ein für Mai normaler Characeen-Bestand mit *Spirogyrawatten*. Nach den ersten 60 m, also ab etwa der Hälfte der Strecke bis zur Grenze der Weide, nahmen die Bedeckungsgrade kontinuierlich und simultan ab, bis zu Vegetationsfreiheit 12 m nördlich der Grenze der Weide.

Im Sommer 2018 regenerierte sich bei extremer Trockenheit (Abb. 3 rechts) in der Bucht das *Nitellopsidetum obtusae* ab Ende Juni in mehr als 2 m Tiefe. Im flacheren Wasser entwickelten sich erst ab Ende Juli ausgedehnte Characeen-Bestände, vor den Gartengrundstücken am Ostufer der Bucht mit einem höheren Anteil an *Potamogeton* sp. und am Südufer übergehend in *Chara*-Wiesen auf einer Untiefe, die der Bucht zum offenen See hin vorgelagert ist. – In dem sich am NO-Ufer nach Süden anschließenden Characeen-Bestand fanden sich im August die für 3 m Tiefe bis zum Flachwasser jeweils typischen Arten und angiospermen Begleitarten (vgl. Stühr et al. 2019, Transekt 1). 12m nördlich der Viehweide folgte ein abrupter Übergang zu einer Massenentwicklung eutraphenter Angiospermer, die bis vor den Drain am Waldrand reichte. Zwischen den beiden Drains und südwestlich davon blieb der Grund auch im Sommer 2018 nahezu vegetationsfrei. Auch im August 2012 hatten Stühr et al. (2013) im Rahmen ihrer ersten Übersichtskartierung beim WRRL-Makrophytenmonitoring bei Station 26 schon Vegetationsfreiheit notiert.

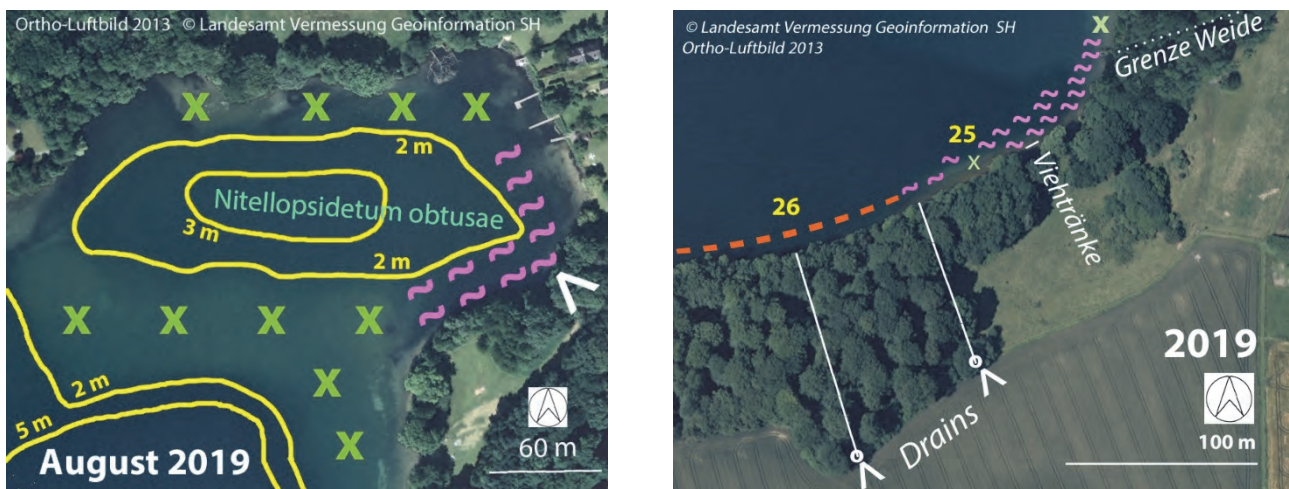


Abb. 4: Entwicklung der submersen Vegetation in der Bucht und im Umfeld der Drainabläufe 2019

X – *Chara* sp., Wellensymbole: eutraphente Angiosperme, **rot gestrichelt**: Vegetationsfreiheit
gelbe Zahlen: links: Tiefenlinien vor Drains; rechts: WRRL-Stationen

Entwicklung der submersen Vegetation 2019

In der Bucht entwickelte sich die submerse Vegetation 2019 zunächst ähnlich spät wie 2018, nur stellten sich nach normalen Regenfällen ab Ende Juli in weniger als 2 m Tiefe am Südufer der Bucht nur eutraphente Angiosperme ein (Abb.4 links) und keine Characeen mehr wie 2018 (vgl. Abb.3 rechts). Gleichzeitig gab es am Nordufer und auf der Bucht vorgelagerten Untiefe in weniger als 2m Tiefe in beiden Jahren dichte Characeenbestände.

Am NO-Ufer südlich der Bucht entwickelten sich ab Mai 2019 Characeen bis 12 m nördlich der Grenze der Viehweide, anders als im Mai 2018 (vgl. Abb 3 links) nun aber normal und gleichmäßig über die gesamte Strecke. Vor der Viehweide (Abb. 4 rechts) hatte sich der Massenbestand von *Elodea canadensis* vom Sommer 2018 in 2 bis 3 m Tiefe bis zum Frühjahr 2019 wintergrün gehalten. Im Flachwasser vor der Viehtränke herrschten Algenwatten und *Potamogeton pectinatus* vor. Südwestlich davon wurde der Bewuchs im Flachwasser lichter und war durchsetzt mit *P. x nitens* und stellenweise auch *Chara* sp., die im Laufe des Sommers aber von *Potamogeton pectinatus* überwuchert wurden. Die Stelle mit *Chara* sp. lag querab von der Station 25 der WRRL-Übersichtskartierung. Dort war im August 2012 in 2,4 m Tiefe noch *Chara globularis* mit Abundanz 2 notiert worden (Stühr et al. 2013). Demnach war der *Elodea*-Schwerpunkt vor der Viehweide ab 2018 neu (s. Stühr et al. 2019). Neben *Elodea* wuchsen weitere eutraphente Angiosperme durchgehend wie

2018 bis vor dem Drainablauf neben der Viehweide. Zwischen den Drainabläufen und westlich davon blieb der Grund weitgehend vegetationsfrei.

Beziehung zwischen Vegetations- und Abflussmustern

An Stellen mit Abfluss aus landwirtschaftlichen Teil-EZG und nur da reagierte die Vegetationsentwicklung deutlich auf das Niederschlagsregime, vor allem auf die Extreme von 2017 und 2018. Dass Characeen im trockenen Sommer 2018 nur an einer der vorher vegetationsfreien Stellen durch Angiosperme verdrängt wurden, und ein anschließender Uferabschnitt permanent vegetationsfrei blieb, wies auf Unterschiede lokaler Belastungen. Nach allgemein verfügbaren Daten lässt sich das relative Ausmaß des Abflusses von 2017 bis 2019 bis zu einem gewissen Grad abschätzen und unterschiedlichen Vegetationsmustern in den Teil-EZG zuordnen.

Die Summe der Niederschläge von April bis Juli (wetterkontor.de) lag 2017 bei 330 mm, 2018 bei 50 mm und 2019 bei durchschnittlichen 210 mm. In der Folge blieben die Pegelstände (www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/seen/seenalle.php) des Sees 2017 auch in den Sommermonaten hoch, die Pegelstandsganglinie reagierte innerhalb einer Woche auf Tagesniederschläge um 50 mm am 31. Juni und 5. Oktober, zeigte also jeweils hohen Zwischenabfluss an. Erst ab Mitte April 2018 nahmen die Pegelstände wieder ab, sanken im Verlauf des Sommers auf ein historisches Minimum und reagierten nicht mehr auf Niederschläge. Da erst ab März 2019 wieder durchschnittliche Niederschläge folgten, war in der extremen Trockenphase von Sommer 2018 bis zum zeitigen Frühjahr 2019 nur mit Basisabfluss zu rechnen. Eigene Abflussmessungen am östlichen Drainrohr lagen Ende 2018 und im Januar 2019 bei 0,1 l/sec, im Februar bei 0,3 und nach 30 mm Regen in der ersten Märzhälfte bei 0,5 l/sec. Im Verlauf von 2005 lagen neun Messungen des LLUR SH (Landesamt SH, Seendezernat, pers.Kom.) zwischen 0,5 und 4 l/sec. Zieht man von den Niederschlagsdaten für 2005 empirisch grob geschätzte Verdunstungswerte ab, müssten 2005 aus den etwa 0,8 km² des landwirtschaftlichen Teil-EZG insgesamt im Mittel ungefähr 5 l/sec abgeflossen sein, ein beträchtlicher Teil demnach unterirdisch neben den sichtbaren Zuläufen. Zwischenabfluss wird auch regelmäßig unterschätzt (Meinikmann 2016, Wagner et al. 2018). Aus dem Geländere relief des NO Ufers folgt auch ein insgesamt hoher hydraulischer Gradient. ALKO (1991) fand in 300 m Entfernung vom See Grundwassergleichen um 9 m über dem Seewasserspiegel (Abb.1) in sandig kiesigen Untergrund mit Linsen von Geschiebemergel.

Nach dem stetigen Vorkommen von Characeen am NO-Ufer südlich der Bucht ist in dem Bereich ein relativ geringer oder gering belasteter Zwischenabfluss zu postulieren. Nach Rosenberry et al (2015) können Makrophyten auch erste, qualitative Hinweise auf räumlich/zeitlich heterogene und damit immer schwierig zu quantifizierende Grundwasserflüsse geben. Tatsächlich liegen hier die seeseitigen Ränder der Äcker auf einer Höhe von 50 bis 53 m ü. NN und haben etwa 1 % Gefälle vom See weg, während die Ränder der Äcker oberhalb der Bereiche mit Vegetationsausfällen 47 (+- 2) m ü.NN hoch liegen und leicht zum See hin geneigt sind (nach google earth).

Zu den Drainabläufen führen Rohrleitungen aus Teichen des nächstgelegenen Dorfes bzw. Anwesens (s. Abb.1), in den westlichen dazu eine Drainage aus der nahen Senke. In beide Rohrleitungen münden nach Hinweisen Ortskundiger auch Drainagen von Feldern jenseits der Straße. Jedenfalls haben die beiden Drainabläufe verschiedene Teil-EZG. Das bisher bei jeder Inspektion gefundene Fehlen submerser Vegetation vor dem westlichen Drainablauf deutet auch auf eine nur an dieser Stelle auftretende, durchgehende Überschreitung von Belastungsgrenzen.

Oberflächenabschwemmung aus den sandigen Äckern war bei einer Geländeneigung von bis 3 m über 200-300 m (um 1 % Gefälle) und Anbau von Winterkulturen kaum zu erwarten. Nach Starkregen waren an den seeseitigen Rändern der Äcker auch keine Spuren von Oberflächenabschwemmung zu

finden. Nach den Kriterien der DVWK (1996) sind oberirdische Einträge von den Äckern demnach vernachlässigbar, anders als im Bereich des Steilhangs. Vor den Erosionsrinnen der Drainabläufe und unterhalb der Viehweide sind gelegentliche Einschwemmungen von Material aus dem Hang an Sandstränden von wenigen Dezimetern Breite und Metern Länge zu erkennen. Das von der Weide (24 % Hangneigung, 1 ha) abgeschwemmte Material dürfte nährstoffreich sein. Erpenbeck (1987) fand in Abschwemmungen von einer Umtriebsweide mit 17 % Hangneigung Konzentrationen von 0,3 - 3,9 mg/l P_{gesamt} und einen Flächenaustrag von 0,5 kg/ha/a.

Herbizid Ausbringung und Messwerte von Drain- und Seewasserproben

Bei Anbau von Wintergetreide und Winterraps wurden im Herbst im Voraufbau Glyphosat ausgebracht und im Nachaufbau Flufenacet und Metazachlor. Der Herbizideinsatz im Frühjahr wurde an den jeweiligen Aufbau angepasst. 4 ha um die Senke in dem Feld mit den Drainabläufen wurden seit 2019 ohne Herbizideinsatz bewirtschaftet (Vertragsnaturschutz, LLUR SH / IGS).

In Drainwasserproben von Oktober 2017 und Februar/März 2018 (UNB Kreis Plön/NABU) fanden sich bis 0,06 µg Glyphosat und 0,2 µg/l AMPA und 0,7-5,9 µg/l BH479-8, in Seewasser über den Sommer 2018 (LLUR SH) konstant um 0,1 µg/l BH479-8. Sedimentproben wurden im Frühjahr 2019 am NO-Ufer bei WRRL Station 24 und 25 genommen (UFZ / i.A. LLUR SH, in Arbeit).

Diskussion

Angesichts des lokalen Fehlens submerser Vegetation in dem extrem nassen Sommer 2017 ergab sich ein Anfangsverdacht auf einen Zusammenhang mit Herbizideinträgen aus dem landwirtschaftlichen Teil-EZG im Nordosten des Suhrer Sees. Nährstoffeinträge hätten, um submerse Vegetation zu unterdrücken statt sie zu fördern, Algen-Trübungen auslösen müssen, wie sie bei P_{gesamt} Konzentrationen um 0,02 mg/l nach Verdünnung mit Seewasser nicht auftraten. Alternative plausible Hypothesen fehlten. Um die Muster der beschriebenen Vegetationsausfälle z. B. mit Aktivitäten von Fischen zu erklären, hätten Annahmen über deren Verhalten getroffen werden müssen, die der Erfahrung widersprechen. Abgesehen davon bieten Sedimente nach Wühlschäden ein anders Bild. Auch Eintrübungen durch Abschwemmungen bei Starkregenereignissen waren zwar bei den Drainabläufen und an einer Stelle vor der Weide möglich, die Ausfälle waren aber weder um diese Stellen zentriert noch auf Starkregenphasen beschränkt. Außerdem fiel in der Bucht 2017 auch an Stellen ohne Zeichen von Einschwemmungen Vegetation aus. Bleibt die Frage, wie wahrscheinlich ein ursächlicher Zusammenhang mit Herbizideinträgen ist. Dafür spricht, dass Metazachlor und Flufenacet die Zellteilung von Pflanzen hemmen und damit die Entwicklung von Diasporen submerser Makrophyten stören können. Dazu ist allerdings voraus zu setzen, dass aktive Substanzen Ufersedimente zu kritischen Zeitpunkten in hinreichender Konzentration erreichen. Nach dem Stand des Wissens ist das denkbar.

Ulrich (2010) wiesen im Grundwasser unter drainierten Feldern Konzentrationen von Metazachlor und Flufenacet im Bereich von 0.1 µg/l nach. Willkommen et al. (2019) fanden für Flufenacet bei extremem Drain- und Zwischenabfluss über den Winter 2017/18 einen Flächenaustrag in der Größenordnung von 1 g/ha, im Winter davor eine Größenordnung weniger. Am Ostufer des Suhrer Sees versickert Zwischenabfluss tief im sandigen Untergrund unter den Feldern, ehe er im See ankommt. In der keimarmen Umgebung ist bei Temperaturen um 8 Grad mit monatelangen Halbwertszeiten zu rechnen. In anoxischem Milieu wie Grundwasser oder Sedimentgrenzschichten kann sich der biologische Abbau weiter verzögern (US EPA 1998). Ufersedimente sind dazu ein "Hot Spot" für komplexe, abiotische und biotische Prozesse, deren Untersuchung noch in den Anfängen

steckt (Krause et al. 2017, Schaper et al. 2018, Perillon et al. 2017). Z. B. nach Lewandowski et al. (2015) ist auch eine Anreicherung von mit Zwischenabfluss transportierten Stoffen möglich. Sediment-Prozesse könnten also die räumliche Begrenzung der Vegetationsausfälle um Eintragungsschwerpunkte erklären. Auch die Regeneration submerser Vegetation bei ausbleibendem Zwischenabfluss ließe sich mit einem Abklingen toxischer Effekte bei sommerlichen Temperaturen in der Sedimentoberschicht erklären.

Toxikologische Daten für die Wirkung von Zellteilungshemmern auf frühe Entwicklungsstadien von submersen Makrophyten fehlen (Datenlage z. B. für Metazachlor, siehe Vonk et al. 2013), und Keimlinge mit embryonalem Gewebe müssen auf Teilungshemmer empfindlicher reagieren als die gemeinhin getesteten ausgewachsenen Pflanzen mit relativ wenig meristematischem Gewebe. Hilfsweise wären Grenzwerte für das Risiko von Vegetationsausfällen also an der niedrigsten bekannten NOEC auszurichten (für Metazachlor leiten Vonk et al. (2013) für den Fall nach EFSA Standards eine ökologische Risikogrenze für Süßwasser-Biota von 0,02 µg/l ab). Nach Anlage 6 OGewV 2016 für Fließgewässer aufgestellte Umweltqualitätsnormen (z. B. JD-UQN für Metazachlor: 0,4 µg/l) unterschätzen ökologische Risiken im Vergleich zu Effekt-Monitoring generell um ein bis mehrere Größenordnungen (Beketov et al 2013, Lietz et al. 2016). Im Freiland ist auch von einer situationsbedingten "Kontext-Sensitivity" (Liess et al. 2010) auszugehen, die *per se* nicht normierbar ist.

Schon Fent (2003) legt dar, dass die Ökotoxizität im Freiland von multiplen abiotischen und biotischen Faktoren beeinflusst wird. In diesem grundlegenden Prinzip liegt ein möglicher Schlüssel zum Verständnis einer Reihe bislang rätselhafter Phänomene. Z. B. könnte die Verzögerung der Entwicklung submerser Vegetation in der Nordbucht etwas mit erhöhter Bioverfügbarkeit toxischer Stoffe bei dem grundlosen Laubmorast, also huminstoffreichen und sauren Sediment vor dem Südufer zu tun haben, zumal der Ca-Gehalt des Suhrer Sees nur bei 40 mg/l liegt, also an der unteren Grenze des für die vorkommenden Characeen optimalen Alkalinitätsbereichs (Blindow & van de Weyer 2016). Auch die gefundene Verdrängung von Characeen durch Angiosperme bei Belastungen unterhalb der Schwelle von kompletten Vegetationsausfällen ließe sich elegant auf erhöhte ökotoxikologische Empfindlichkeit in Gegenwart von robusteren, konkurrierenden Arten (Liess et al. 2013) zurückführen.

So gesehen fehlen toxikologische Daten zur Empfindlichkeit von Diasporen submerser Makrophyten nicht nur als ein letzter Baustein in der Indizienkette für den Kausalzusammenhang zwischen Herbizidbelastungen und Vegetationsausfällen, sondern wären auch zur Beurteilung des Risikos der Verdrängung empfindlicher Arten von zentraler Bedeutung. Bei der großen Bandbreite der Verbreitungs- und Überwinterungsstrategien von Diasporen (Garniel 2008) sind sehr verschiedene Effektkonzentrationen zu erwarten. Dafür spricht auch die Zonierung von Arten um lokale Belastungsschwerpunkte.

Aus den dargelegten Vegetationsentwicklungen am NO-Ufer des Suhrer Sees lassen sich soweit qualitative Aussagen über Risiken relativ zu Belastungen verschiedenen Ausmaßes ableiten, sowie multiple Effekte mit möglicher Risikoerhöhung.

Effekt	Risiko des Auftretens
Vegetationsausfälle	*nach Phasen mit hohem Zwischenabfluss im Sommer und Frühjahr • in Bucht am Südufer in 80 m Umkreis um Quelle • am NO-Ufer über 150 m nordöstlich von Drainabläufen * permanent: NO-Ufer, zwischen Drainabläufen u. 150 m südwestlich
Characeen-Verdrängung durch Angiosperme	* ohne extremen, sommerlichen Zwischenabfluss • am NO-Ufer, 150 m nordöstlich von Drainabläufen * bei mittlerem sommerlichem Zwischenabfluss • in Bucht nur im Flachwasser am Südufer
Multiple Effekte mit Risikoerhöhung	* bei hoher P-Belastung: NO-Ufer, Abschwemmung von Viehweide * bei steilem Uferabfall unter Wasser: NO-Ufer, südwestlich Drains * bei moorigem Sediment (Einfluss von PH und Huminstoffen auf Bioverfügbarkeit toxischer Stoffe und auf Alkalinität): in Bucht

Außerdem lassen sich Kriterien formulieren, nach denen bei entsprechenden Randbedingungen auch in anderen Seen mögliche Herbizideffekte geortet werden könnten:

- Anzeichen für mögliche Herbizid-Effekte:
- Vegetationsausfall, Vegetationsrückgang, Änderung des Artenspektrums
- räumliche Begrenzung um Eintragsstellen
- Auftreten in Eintragsphasen, dabei Abstufung je nach Intensität
- Bezug zur Verwendung von Herbiziden in zugehörigen Teil-EZG
- Fehlen alternativer, plausibler Hypothesen

Die Konzeption des WRRM-Makrophyten-Monitorings ist bisher auf Eutrophierung ausgerichtet und beschränkt sich auf Hochsommer-Erhebungen. Die Berechnung von ökologischen Zustandsklassen (ÖKZ) mittelt über Transekte, mit den Jahren wechselnde Niederschlagsregimes werden ausgeblendet. Bei differenzierter Betrachtung greifen die Kriterien für Herbizideinflüsse in manchen Fällen. Z. B. gibt es in den beiden Seen der ÖKZ 1 im Kreis Plön (Schluensee und Selenter See, Stühr et al. 2017, 2019)) entsprechende Abfälle von Bedeckungsgraden bei einzelnen potentiell belasteten Transekten in Jahren mit extremen Sommer-Niederschlägen. Bei Maisanbau in den zugehörigen Teil-EZG und Starkregen bis Ende Juni war dabei mit vorhergehender Oberflächenabschwemmung von Herbiziden wie Metolachlor und Terbutylazine zu rechnen (stören Längenwachstum bzw. Photosynthese). Bei Makrophytentiefengrenzen zwischen 4 und 11 m und Sichttiefen von nie unter 3 m (www.seentransparent.de) fiel Trübung in diesen Fällen als mögliche Ursache auch aus.

Beim Suhrer See notieren Stühr et al. (2019) ungeachtet des insgesamt als gut eingestuften ökologischen Zustandes eine "Verschlechterungstendenz bzw. fehlende Stabilität der ökologischen Verhältnisse". Als Defizite benennen sie Rückgänge bzw. langfristige Verluste besonders sensibler

Arten (*Chara rudis*, *Nitella flexilis/opaca*, *Chara tomentosa*), starke Stetigkeits- und Abundanzschwankungen lebensraumtypischer Arten und die Zunahme vegetationsfreier Bereiche. Eutrophierung fällt auch im Suhrer See als Ursache aus (seit 1991 schwanken die P_{gesamt} Konzentrationen bei Vollzirkulation ohne erkennbaren Trend auf dem niedrigen Niveau von 0,014-0,027 mg/l (LLUR SH)). Intakte Characeenbestände wie sie Frenzel (1991) noch in einem Transekt im Südwesten dokumentiert hat, finden sich heute nur noch im Norden. Dieses rätselhafte Nord-Südgefälle korrespondiert mit einer südwärts gerichteten Grundwasserströmung, lässt sich landbürtigen Belastungen nicht zuordnen und könnte allenfalls mit langfristigen Zunahmen der atmosphärischen Belastung zusammenhängen (Dubus et al. 2000, Stähler 1993).

Um solch negativen Entwicklungen etwas entgegenzusetzen, muss die Frage nach außer Eutrophierung möglichen kausalen Zusammenhängen gestellt werden. Dazu sind andere bekannte Einflussfaktoren (Blindow & van de Weyer 2016) und jüngst zusammengefasste "multiple faces of ecological existence" (Schubert et al 2018) neu in Betracht zu ziehen, ergänzt um die Facette möglicher Herbizid-Einflüsse. – Auch fehlen effiziente Gewässerschutzmaßnahmen für das bisher wenig beachtete Problem von Belastungen mit Zwischenabfluss. Bisher kann nur Vertragsnaturschutz zur Reduktion der Herbizidanwendung in kritischen Teil-EZG eingesetzt werden. Dieses Instrument ist an sich für den Artenschutz an Land konzipiert und müsste an die Anforderung des Artenschutzes in empfindlichen Seen angepasst, entwickelt und erprobt werden.

Da Herbizid-Effekte in Seen bisher noch nie in Betracht gezogen worden sind, hat sich die vorliegende Untersuchung unerwarteter Vegetationsausfälle *ad hoc* zu einem ersten Versuch eines gezielt an möglichen Herbizid-Effekten orientierten Monitorings in einem See entwickelt. Dabei ergaben sich Parallelen zur Risikobeurteilung bei Fließgewässern wie das Primat einer "catchment scale evaluation" und der Berücksichtigung multipler Einflüsse (Brunke & Jarosch 2019, Rasmussen et al. 2013, de Vries et al. 2019). Bei Seen greifen zwar andere Ökosystem-zusammenhänge (Jeppese et al. 1998, Lampert et al. 1989, Lampert & Sommer 1993, Schubert et al. 2018, Wetzel 1976). Abgesehen davon gelten weitere aus der 20jährigen Erfahrung mit Fließgewässern heraus aufgestellte Grundregeln (Liess et al 2019) auch für Seen. Bewährt hat sich, zur Einleitung von Maßnahmen "multiple lines of evidence" genügen zu lassen und sich abzeichnende Kausalzusammenhänge außerdem weiter zu untersuchen, weil negativen Entwicklungen einfach umso effizienter gegenzusteuern ist, je genauer man sie versteht.

Fazit

Der Indizienlage und dem Stand des Wissens nach besteht sehr wahrscheinlich ein kausaler Zusammenhang zwischen Herbizideinträgen und den Ausfällen submerser Vegetation, sowie der Verdrängung von Characeen durch Angiosperme bei unterschwelliger Belastung.

Vorläufig fehlen von daher für Seen und aus Naturschutzsicht insbesondere für Seen, die ansonsten gering belastet und in gutem bis sehr guten ökologischen Zustand sind (ÖKZ 1-2)

- eine systematische Monitoring-Routine für Herbizideffekte,
- eine realistische Bewertung von Risiken für empfindliche Arten und
- rechtliche und institutionelle Voraussetzungen zur Reduzierung von Herbizid-Einträgen mit Drain- und Zwischenabfluss aus kritischen Teil-EZG.

Dank

Ermutigend waren das breite Interesse und die Gesprächsbereitschaft vor Ort, ebenso wie das für das Thema "offene Ohr" und die Unterstützung auf Kreis- und Landesebene. Wissenschaftliche Impulse gaben Annick Garniel, Andreas Hussner und W. J. Junk, bei der Literaturbeschaffung half Iben Martinsen. Carsten, Fritz und Thomas (NABU Plön, Gebietsbetreuung NSG und Landesstelle Wasser) haben die Arbeit mit ihrem Sachverstand begleitet und das Manuskript redigiert. Mein Mann stand mir immer als erster Lektor und bei der Feldarbeit als Träger zur Seite.

Literatur

- ALKO GmbH Kiel (1991): Hydrogeolog. Gutachten, ehemal. Deponie Schneckenfeld. – Archiv Kreis Plön
- Beketov, M.A., Kefford, B. J., Schäfer, R. B., Liess, M. (2013): Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. – PNAS vol. 110, no. 27, 11039-11043 www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1305618110
- Blindow, I., van de Weyer, K. (2016): Ökologie der Characeen. – Kap.7 in: Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands. (Hrsg. Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands). – Springer Spektrum.
- Brunke, M., Jarosch, M. (2019): Beurteilung akuter und chronischer Risiken von Pestiziden sowie des Stoffhaushalts von Bächen im ländlichen Raum. - Hydrol. & Wasserbewirtsch., 63, (6), 313-331
- De Vries, J., Kraak, M.H.S, Verdonschot, R.C.M., Verdonschot, P. F.M. (2019): Quantifying cumulative stress acting on macroinvertebrate assemblages in lowland streams. – Sci Total Environ ; 694: 133630
- Dubus I.G., Hollis J.M., Brown, C.D. (2000): Pesticides in rainfall in Europe. – Environmental Pollution 110, p. 331-344 <https://pdfs.semanticscholar.org/ff65/e19730458a99e2bd63cd102b492c723564cc.pdf>
- DVWK (1996): Bodenerosion durch Wasser – Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. – DVWK Merkblätter 239. Bonn. 62 S.
- Erpenbeck, C.(1987): Über Stoffaustrag mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß von landwirtschaftlichen Flächen verschiedener Nutzungsweise – ein Beitrag zur Klärung der Gewässerbelastung in Mittelgebirgslagen. – Dissertation Justus-Liebig Universität Gießen. 201 Seiten
- Fent, K. (2003): Ökotoxikologie. – Thieme Verlag. 332 S.
- Frenzel, B. (1992): Die Ufer- und Makrophytenvegetation des Suhrer Sees. – Diplomarbeit CAU Kiel.
- Garniel, A. (2008): Wasserpflanzen der Fließgewässer und Gräben. Informationen zum Verständnis ihrer Lebensstrategien als Grundlage für Erhaltungs- und Fördermaßnahmen in Schleswig-Holstein und Hamburg. – Ber. Botan. Ver. Hamburg, Heft 24, 221 S.
- Hilt, S., Alirangues Nuñez, M. M., Bakker, E. S., Blindow, I., Davidson, T. A., et al. (2018): Response of Submerged Macrophyte Communities to External and Internal Restoration Measures in North Temperate Shallow Lakes. – Frontiers in plant science, vol.9, article 194, 24 pp
- Hussner, A. (2019): Das CharaSeen-Projekt: Von der Ursachenanalyse zur Planung und Umsetzung von Maßnahmen zur Reetablierung von Characeen in nordostdeutschen Seen. – LLUR-SH-Workshop "Nur noch kurz die Seen retten!?", Vortrag Flintbek, 18.6.2019, pdf-Version
- Jarosch, M., Brunke, M. (2018): Bericht zur chemischen Situation der Fließgewässer und Seen in Schleswig-Holstein. – LLUR SH. 95 S.
- Jeppese, E., Sondergaard, M., Christoffersen, K. (eds.) (1998): The structuring Role of submerged Macrophytes in Lakes. – Ecological Studies 131, Springer-Verlag New York
- Krause, S., Lewandowski, J., Grimm, N.B., Hannah, D.M., Pinay, G., McDonald, K., Mart, E. et al. (2017): Ecohydrological interfaces as hot spots of ecosystem processes. – Water Resour. Res. 53, 6359-6376
- Lampert, W., Fleckner, W., Pott, E., Schober, U., Störkel, K.-U. (1989): Herbicide effects on planktonic systems of different complexity. – Hydrobiologia, Vol. 188 (1), pp 415–424
- Lampert, W., Sommer, U. (1993): Limnoökologie. – Thieme. 440 S.
- Lewandowski, J., Meinikmann, K., Nützmann, G., Rosenberry, D. O. (2015): Groundwater – the disregarded component in lake water and nutrient budgets. Part 2: effects of groundwater on nutrients. – Hydrological Processes, Volume 29 (13), 2922-2955
- Liess M, Foit K, Becker A, Hassold E, Dolciotti I, Kattwinkel M, Duquesne S (2013): Culmination of low-dose pesticide effects. – Environmental Science & Technology, 47 (15), 8862-8868.
- Liess. M., Kattwinkel, M., Kaske, O., Beketov, M. A., Steincke, H., Scholz, M., Henle, K. (2010): Considering protected aquatic non-target species in the environmental risk assessment of plant protection products. – UBA Förderkennzeichen 36003045 https://www.ufz.de/index.php?de=20939&pub_id=10255

- Liess, M., Ratte, T., Ebke, P., Hollert, H. (2019): 20 years SETAC GLB: increasing realism of pesticide risk assessment. – Environm. Sciences Europe vol. 31, article number 13
- Lietz, J., Brunke, M., Obernolte, M. (LLUR) (2016): Die Bedeutung der Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern Schleswig-Holsteins für das Makrozoobenthos. – BWK-Lehrgang Mikroschadstoffe in Oberflächengewässern. (BWK_160412_05_Lietz.pdf)
- Mauersberger, R. (2002): Hydrologische Seentypen und ihre Kennzeichnung am Beispiel der Seenlandschaften Nordostdeutschlands. – Greifswalder Geographische Arbeiten, 26, 227-231
- Meinikmann, K. (2016): Groundwater-Surface Water Interactions in a Eutrophic Lake – Impacts of Lacustrine Groundwater Discharge on Water and Nutrient Budgets. – Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin. <https://edoc.hu-berlin.de/handle/18452/18874>
- Périllon, C., Pöschke, F., Lewandowski, J., Hupfer, M., Hilt, S. (2017): Stimulation of epiphyton growth by lacustrine groundwater discharge to an oligo-mesotrophic hard-water lake. – Freshwater Science 36(3): 555–570
- Rasmussen JJ, McKnight US, Loinaz MC, Thomsen NI, Olsson ME, Bjerg PL, Binning PJ, Kronvang, B. (2013): A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams. – Science of the Total Environment. 442, 420-431.
- Rosenberry, D.O., Lewandowski, J., Meinikmann, K., Nützmann, G. (2015): Groundwater – the disregarded component in lake water and nutrient budgets. – Part 1: effects of groundwater on hydrology. – Hydrolog. Processes, Vol 29 (13), p.2895-2921
- Schaper, J.-L., Seher, W., Nützmann, G., Putschew, A., Jekel, M., Lewandowski, J. (2018): The fate of polar trace organic compounds in the hyporheic zone. – Water Research 140, 158-166
- Schubert, H., Blindow, I., Bueno, N., Casanova, M.T., Pelechaty, M., Pukacz, A. (2018): Ecology of charophytes – permanent pioneers and ecosystem engineers. – Perspectives in Phycology 5 (1), 61-74
- Stähler, M. (1993): Niederschlagsmonitoring im Land Brandenburg. – Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 45 (2), S. 32-36
- Spieß, H.-J., Waterstraat, A. (2011): Ergebnisse des Monitorings (1998-2009) der submersen Makrophyten in ausgewählten Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns. - Artenschutzreport, Heft 27, S. 96-104
- Stuhr, J., van de Weyer, K. et. al. (2013, 2017, 2019): Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten für die WRRL- und FFH-Richtlinie in schleswig-holsteinischen Seen – u.a. Suhrer See, Schluensee, Selenter See <http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/seen/seenalle.php>
- Ulrich, U. (2010): Environmental behaviour of selected herbicides in a lowland catchment in Northern Germany; Relevance of inputs via surface runoff and drainage systems into surface water. - Dissertation CAU Kiel.
- US EPA (1998): Pesticide fact sheet. Flufenacet
- Vonk J.W., C.E. Smit, C.E., de Jong, F.M.W. (2013): Environmental risk limits for metazachlor in water. – RIVM Letter Report 601714024
- Wagner, P.D., Hörmann, G., Schmalz, B., Fohrer, N. (2018): Charakterisierung des Wasser- und Nährstoffhaushalts im ländlichen Tieflandeinzugsgebiet der Kielstau – Hydrologie & Wasserbewirtschaftung, 62, (3), 145-158
- Wetzel, R.G. (1976): Limnology. – W.B.Saunders Company. 743 p.
- Willkommen, S., Pfannerstill, M., Ulrich, U., Guse, B., Fohrer, N. (2019): How weather conditions and physico-chemical properties control the leaching of flufenacet, diflufenican, and pendimethalin in a tile-drained landscape. – Agricult. Ecosyst. & Environm., 278, 107-116

Genetische Vielfalt der Äsche (*Thymallus thymallus*) in Deutschland

Christoph Köbsch; Thomas Schiller; Thomas U. Berendonk; Sascha Krenek

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Die genetische Vielfalt von Fischpopulationen kann langfristig über deren Stabilität und Bestehen entscheiden. Informationen über die populationsgenetische Struktur und Diversität sind daher dringend gefordert, um zukünftig sinnvolle Bewirtschaftungs- und Schutzmaßnahmen durchführen zu können, ohne die Integrität und Funktionalität der Populationen zu beeinflussen.

In zwei von der deutschen Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung und der Bezirksregierung Düsseldorf beauftragten Studien zur Erfassung der genetischen Variabilität von Wildpopulationen der Äsche in Deutschland wurden in den Jahren 2016 bis 2019 ca. 1300 Äschen aus 36 Populationen der Flussgebietseinheiten (FGE) Donau, Elbe, Maas, Rhein und Weser analysiert. Im Auftrag der Bezirksregierung Düsseldorf wurden darüber hinaus 5 deutsche Zuchtpopulationen der Äsche untersucht. Dabei wurde ein nicht-invasives Verfahren mittels forensischer Abstriche zur DNA-Gewinnung für die Äsche etabliert und verwendet. Die Erfassung der genetischen Daten erfolgte mittels 12 Mikrosatelliten-Loci und 3 mitochondrialen Markern.

Die großräumige, überregionale Probenahme in 5 FGEs, als auch die Erfassung der genetischen Diversität auf kleinräumiger Skala (mehrere Populationen pro Fluss und FGE) ermöglichten dabei eine detaillierte Erfassung der Variabilität und Differenziertheit auf mehreren hierarchischen Ebenen (zwischen FGEs, zwischen Populationen innerhalb der FGEs, und innerhalb der Populationen). Die Ergebnisse der mitochondrialen DNA-Analyse zeigten dabei eine deutliche Abgrenzung genetischer Großgruppen der Äsche entlang der Grenzen der FGE. Die populationsgenetische Analyse mittels Mikrosatellitenmarker wies ebenfalls z. T. auf eine starke genetische Differenzierung der untersuchten Populationen hin.

Die Ergebnisse dieser Studie tragen dazu bei, genetisch eigenständige Populationen der Äsche als „evolutionäre Einheiten“ mit ihren regionalen, genetischen und phänotypischen Eigenheiten zu erhalten und langfristig im Bestand zu sichern. Dazu erfolgte in Hinblick auf die fischereiliche Bewirtschaftung und erforderliche Schutzmaßnahmen eine praxisorientierte Bewertung der genetischen Distanzen bzw. Verwandtschaften.

Der Silifizierungs-Wert (SiVa) – ein neuer Diatomeen-basierter Indikator für die Gewässertemperatur und seine Anwendung bei paläolimnologischen Untersuchungen zur Rekonstruktion der Entwicklung bayerischer Bergseen im Zuge des Klimawandels

Wolfgang Küfner¹; Stefan Ossyssek; Jürgen Geist; Uta Raeder

¹ Technische Universität München

Die Auswirkungen des Klimawandels in Seen festzustellen und zu quantifizieren ist gegenwärtig eine große Herausforderung der Limnologie. Aufgrund der Untersuchung rezenter Diatomeengemeinschaften und paläolimnologischer Auswertungen von Sedimentkernen aus Bergseen verschiedener Höhenstufen sowie auf Basis der vorhergesagten Temperaturentwicklung soll abgeleitet werden, wie sich die Bergseen im Zuge des Klimawandels entwickeln werden.

Kleine Stillgewässer sind allerdings oft von opportunistischen Arten dominiert, die breite Toleranzen hinsichtlich ihres Milieus besitzen. Daher eignen sich diese Organismen nur bedingt zur Rekonstruktion ehemaliger Umweltparameter auf der Basis von Transferfunktionen. Im Rahmen der Studie stellte sich jedoch heraus, dass die Diatomeengesellschaften von Bergseensedimenten je nach Seetemperatur und Höhenlage durch das Vorkommen unterschiedlicher Opportunisten geprägt sind. Es wurde deutlich, dass sich diese Arten wesentlich in der Silifizierung ihrer Valven unterscheiden. Daher wurde die Hypothese formuliert, dass sich die Erwärmung von Seen anhand der durchschnittlichen Silifizierung der Valven, bezeichnet als „Silicification Value“ (SiVa), detektieren lässt. Diese Hypothese wurde anhand einer Multi-Proxy-Analyse von 23 Sedimentkernen überprüft, bei der neben Diatomeen auch die subfossilen Pigmente und die stabilen Isotopen bestimmt wurden und eine Datierung des Alters der Sedimentschichten durchgeführt wurde. Der SiVa wurde für 41 Diatomeengesellschaften von Oberflächensedimenten berechnet, auf seine Abhängigkeit von Klimaparametern geprüft und seine beste Anwendungsmöglichkeit auf Sedimentkerne getestet, indem Spearman-Korrelationen, segmentierte Regressionen und Generalisierte Lineare Modelle (GLM) berechnet wurden. Der mittlere SiVa, kann zwischen 1 und 4 variieren, d. h. leicht bis sehr stark silifiziert. Bei den untersuchten Diatomeengesellschaften bewegte er sich zwischen 1.6 und 2.9 und korrelierte signifikant mit der mittleren August-Temperatur der Seeoberfläche. Basierend auf diesen 41 Wertepaaren, ermöglichte dieser Befund die Ableitung einer Gleichung zur Abschätzung der Oberflächentemperatur eines Sees im August. Um die Temperaturentwicklung der Bergseen zu rekonstruieren, wurde der mittlere SiVa der rezentesten Schichten mit dem älteren Schichten verglichen (Top-Bottom-Ansatz). Unter dem Aspekt des Klimawandels wurden Schichten der 1970er für den Vergleich ausgewählt, da in dieser Dekade die stärkste Erwärmung im Alpenraum begann. Die GLMs hoben hervor, dass sich nur benthische Diatomeen für die Rekonstruktion der Entwicklung der Wassertemperatur eignen, während planktische Diatomeen nicht herangezogen werden können. Die mittleren SiVas bezifferten die Erwärmung in den bayerischen Bergseen seit 1970 auf 0.1 bis 1°C, wobei die Erwärmung in den flachsten Seen am stärksten war. Das Forschungsprojekt wird durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) gefördert.

Ökologische Bewertung von Wasserkraftanlagen - Fischarten-, turbinen- und anlagenbezogene Schädigungs- und Mortalitätsraten

Gerry Lehmann, Ralf Köhler

Leibnitz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), LUA Brandenburg

Wasserkraft trägt zur Querverbauung der Fließgewässer in Deutschland und zur Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit bei. Derzeit deckt Wasserkraftnutzung in Deutschland mit ca. 20-25 TWh im Jahr nur etwa 4-5 % des Stromverbrauchs, wovon Kleinwasserkraftanlagen weniger als 10 % produzieren. Nicht nur Wasserkraftanlagen, sondern auch die erhebliche Verbauung von Ufern, für Industrie, Verkehr, Landwirtschaft und Siedlungen verändern die natürlichen fließgewässermorphologischen Eigenschaften und damit auch die Durchgängigkeit für wandernde Fische. Zum besseren Verständnis des Konflikts zwischen Energiegewinnung aus Wasserkraft und der durch sie entstehenden Schadwirkungen auf Fische u.a. sollen zwei Übersichts-Tabellen dienen:

Eine über die Mortalitäten und Schädigungen von Fischarten (in verschiedenen Entwicklungsstadien – soweit in der Literatur vorhanden) an Wasserkraftanlagen und deren Standorten sowie an den diversen Turbinentypen, die Andere über die Wanderzeiten und artenspezifisches Wanderverhalten der Fische.

In Deutschland und weltweit gibt es wissenschaftliche Arbeiten bezüglich der abwärts gerichteten Fischwanderungen durch Wasserkraftstandorte, zu den Fischschädigungen und -mortalitäten u.a., aber es gibt bis auf die in den Arbeiten individuell zusammengetragenen Daten keine umfassende Übersicht. Das gleiche gilt für die Wanderzeiten der Fische und das artenspezifische Wanderverhalten. Es soll deshalb eine Übersichtsgrundlage – in Form von zwei Tabellen – geschaffen werden. Damit soll künftig ein fischökologisch freundlicheres Handeln auf jeder Ebene (Behörden, Institute, Planungsinstanzen, Anlagenbetreiber usw.) gewährleistet und unterstützt werden. Dies soll mehr Transparenz schaffen, sodass beispielsweise große Mortalitätsratenschwankungen, die häufig auf unterschiedliche Untersuchungszeiträume zurückzuführen sind und somit falsch interpretiert werden können im besten Falle nicht mehr auftreten.

Es ist beabsichtigt, dass Ergebnisse künftiger, themenbezogene Forschungsarbeiten in die „Quasi-Standard“-Übersichtstabellen nachgetragen werden können, so dass deren ökologische Aussagekraft zunimmt.

Um die „ökologischen Wirkungen“ bei der Abwärtspassage durch Wasserkraftwerke und deren Standortfaktoren ermitteln zu können, wurden innerhalb dieser Arbeit, Arbeiten und Veröffentlichungen bezüglich ihrer „Wirkdaten“ studiert und anschließend weitestgehend einheitlich zusammengetragen. Diese Sammlung der „Wirkdaten“ soll anschließend mit dem Wanderverhalten der Fischgruppen abgeglichen werden, um daraus bessere Aussagen zu Schädigungs- und Mortalitätsraten und sich daraus ergebenden Fischschutzmaßnahmen, in Abhängigkeit von den Wasserkraftstandorteseigenschaften, treffen zu können. In Deutschland ist diese Form der Sammlung solcher „Wirkdaten“ noch nicht vereinheitlicht und durchgeführt worden.

Sinkverhalten von Mikroplastik in geschichteten See: Einfluss von Biofilm und Herbstzirkulation.

Rico Leiser¹; Ute Kuhlicke²; Thomas R. Neu²; Katrin Wendt-Potthoff²

¹ UFZ Helmholtz Centre for Environmental Research; ² Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Magdeburg

Biofilmbildung und die Anheftung von Makroorganismen („Biofouling“) können unter bestimmten Umständen die Dichte und Größe von Mikroplastikpartikeln verändern. Dies hat Auswirkungen auf das Transportverhalten der Partikel und kann die Retentionszeit in Gewässern erhöhen. In welchem Ausmaß diese Prozesse im Süßwasser stattfinden und damit zur Sedimentation von Mikroplastik beitragen ist bislang unbekannt. Um den Einfluss von Biofouling auf das Sinkverhalten von Mikroplastik in stratifizierten Süßwasserseen besser zu verstehen, wurden unterschiedliche Polymere (Polyethylenterephthalat, Polystyrol, Polyethylen) in verschiedenen Tiefen (Epilimnion, Metalimnion und Hypolimnion) der Talsperre Malter für 47 Tage exponiert. Die gemessene Zunahme des Biofilms sowie die Bindung von Metalloxiden waren nicht ausreichend, um einen Einfluss auf das Sinkverhalten der Polymere zu nehmen. Im Gegensatz dazu bildeten sich während der Herbstzirkulation Eisenoxide, welche mit Cyanobakterien, organischem Material und dem Polyethylen – Mikroplastik aggregierten. Die gebildeten Aggregate waren dichter als das umgebende Seewasser, sodass sie im Gegensatz zu den nicht aggregierten Polyethylen-Partikeln absanken. Dies spricht für eine Entfernung von Mikroplastik, welche spezifisch in geschichteten Seen auftritt und somit einen Sonderfall im aquatischen Bereich einnimmt

Fließgewässermetabolismus als funktioneller Indikator zur Bewertung von ökologischen Verbesserungen – eine Untersuchung an der Emscher-Versuchsstrecke

Christian Lieske¹; Caroline Winking²; Benjamin Kupilas³; Jens Haberkamp¹; Mario Sommerhäuser²

¹ FH Münster, Institut für Infrastruktur, Wasser, Ressourcen, Umwelt (IWARU), Corrensstraße 25, 48149 Münster, christian.lieske@fh-muenster.de; haberkamp@fh-muenster.de

² Emschergenossenschaft/Lippeverband, Abteilung Flussgebietsmanagement, Kronprinzenstraße 24, 45128 Essen, Winking.Caroline@eglv.de; Sommerhaeuser.Mario@eglv.de

³ WWU Münster, Institut für Landschaftsökologie (ILÖK), Heisenbergstraße 2, 48149 Münster, Benjamin.kupilas@uni-muenster.de

Keywords: Urbane Fließgewässer, Sauerstoffdefizit, mathematische Modelle, Wasserrahmenrichtlinie, Kläranlagenablauf

Einleitung

Eine wichtige Rolle nach der Umsetzung von Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung von Flüssen hat der Faktor Zeit. Mit dessen Voranschreiten wird, u.a. abhängig vom Wiederbesiedlungspotential und der Entwicklung der Gewässervegetation, eine Etablierung der gewässertypischen Biozönose und eine gute Gewässerbewertung erwartet. Leps, Sundermann, Tonkin, Lorenz, und Haase (2016) zeigen, dass durch falsche Maßnahmenwahl und die einseitige Fokussierung auf die Verbesserung der Habitatstrukturen bei gleichzeitiger Nicht-Verbesserung von stofflichen Belastungen im gesamten Einzugsgebiet dieser positive Bewertungserfolg jedoch häufig ausbleibt. Als Quellen von stofflichen Belastungen gelten neben den Abschlüssen aus Regen- und Mischwasserbewirtschaftungsanlagen vor allem Kläranlagen (KA), die als permanente Punktquelle die Gewässerentwicklung behindern können. Eine Bewertung anhand der nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) geforderten strukturellen Indikatoren wie den biologischen Qualitätskomponenten Fische, Makrophyten, Phytobenthos und Makrozoobenthos kann demnach den Erfolg einer Verbesserungsmaßnahme nicht immer widerspiegeln. Gerade für kostspielige Renaturierungsmaßnahmen hilft ein kurzfristiger, positiver Bewertungserfolg die Akzeptanz für solche Maßnahmen zu steigern. Dafür könnten neben den strukturellen Indikatoren funktionelle Indikatoren helfen, einen Renaturierungserfolg darzulegen.

Weitere Bewertungsmöglichkeit – der Fließgewässermetabolismus

Ob eine ökologische Verbesserung einen messbaren, positiven Effekt auf die Funktionsfähigkeit des Fließgewässers hat, lässt sich anhand des funktionellen Indikators - Fließgewässermetabolismus - prüfen. Colangelo (2007) und Kupilas et al. (2017) zeigten anhand von Metabolismusraten, dass diese durch eine ökologische Verbesserung positiv stimuliert werden. Körner (1997) zeigte wiederum anhand des Fließgewässermetabolismus, wie sich eine Kläranlage ohne geregelte Nitrifikations- und Denitrifikationsstufe nachteilig auf die unterhalb liegende Fließstrecke auswirkt. Diese Überlegungen regten dazu an, dass der funktionale Indikator für Untersuchungen in Abschnitten des urbanen Flusses

Emscher genutzt werden kann, bei dem die klassischen strukturellen Indikatoren nach WRRL ihre Aussagekraft noch einbüßen.

Charakteristik der Körne, der Emscher und der Emscher-Versuchsstrecke

Die Emscher ist ein ca. 83 km langes Fließgewässer, das mit seiner Quelle in Holzwickede bis zu seiner Mündung in den Rhein bei Dinslaken, durch den stark anthropogen geprägten Ballungsraum „Ruhrgebiet“ fließt. Der Fließgewässertyp wechselt bei Dortmund vom Typ 18 (löss-lehmgeprägter Tieflandbach) zum Typ 15 (sand- und lehmgeprägter Tieflandbach), ist jedoch durchgängig ein HMWB-Gewässer (Fallgruppen BoV und BmV). Seit dem Beginn der Industrialisierung und der zunehmenden Bevölkerungsdichte und Einleitung von industriellem und kommunalem Abwasser, wurde die Emscher u.a. aufgrund des Hochwasserschutzes stark ausgebaut, begradigt, teilweise eingedeicht, in Betonschalen verlegt und transportierte seither das Abwasser der Region, denn ein Bau unterirdischer Abwasserkanäle war damals aufgrund von Bergsenkungen nicht möglich.

Im Jahr 1992 startete das Großprojekt Emscher-Umbau, dass durch den Bau unterirdischer Abwasserkanäle parallel zu den Gewässern die Abwasserfreiheit und einen ökologischen Umbau des Emscher-Systems gewährleistet. Für die ersten 24 km der Emscher (von geplanten ca. 83 km) ist dies bereits umgesetzt, die ökologische Verbesserung (ÖV) ist abgeschlossen und das „gute“, stellenweise das „mäßige“ ökologische Potential nach EG-WRRL wurde hier für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos (MZB) erreicht.

Eine naturnahe, ökologische Verbesserung der Emscher selber ist größtenteils durch räumliche Restriktionen (Deiche, Böschungen, Straßen) und bestehende Nutzungsansprüche nur eingeschränkt möglich und stellt eine große Herausforderung dar (Winking et al. 2018). Noch 60 km des Hauptlaufs werden in den kommenden Jahren ökologisch verbessert. Um diese ca. 60 km lange restriktive Strecke dennoch optimal und mit möglichst hohen Entwicklungschancen zu verbessern wird aktuell in einer ca. 2 km langen Versuchsstrecke, im Bereich der KA Dortmund-Deusen, in 5 Abschnitten die wirksamste Bauweise für restriktive Streckenabschnitte gesucht (Winking et al. 2018).

Das durch Einleitung von organisch belastetem Abwasser entstehende polysaprobe bis mesosaprobe Milieu (Maniak 2010, Abb. 11.26.) führt auch in der Versuchsstrecke zu einem Sauerstoffdefizit, welches die Wiederansiedlung einer leitbildkonformen Biozönose in den neu angelegten Strukturen verhindert. Daneben führen zusätzliche Nährstoffeinträge aus dem Kläranlagenablauf zu einem Massenvorkommen an Makrophyten. Diese haben zwar einen positiven Einfluss auf die Gewässerchemie und dienen als Habitatstrukturen, sie verringern jedoch auch die Fließgeschwindigkeit. Letzteres führt zur Sedimentation von Feinsedimenten, welche das Interstitial kolmatieren und zum Verlust der ökologischen Funktionsfähigkeit führen (Zumbroich et al. 2018).

Die Körne ist ein 12,8 km langes Fließgewässer (Typ 18 und 15), welches in dieser Studie aufgrund seiner räumlichen Nähe, gleichen Umbaugeschichte, der vergleichbaren Situation unterhalb einer Kläranlage, die jedoch anders gefahren wird) und einem ähnlichen Grad an anthropogener Nutzung als Vergleichsgewässer herangezogen wird.

Metabolismusraten

Der Metabolismus (Stoffwechsel) eines Fließgewässers (FG) ist das Ergebnis vom Zusammenwirken biologischer und chemisch-physikalischer Prozesse. Die Metabolismusgrößen Bruttoprimärproduktion und Respiration integrieren die gesamte Aktivität des Ökosystems und umfassen den Auf- und Abbau von organischer Masse durch heterotrophe und autotrophe Organismen und somit auch die O₂-Produktion und den O₂-Verbrauch. Der Fließgewässermetabolismus (FGM) beschreibt mit seinen Metabolismusraten das Ökosystem Fließgewässer holistisch.

Der Aufbau bzw. die Bildung von Biomasse und der Umsatz photoautotropher Organismen wird über die Bruttoprimärproduktion (engl. = gross primary productivity (GPP)) bestimmt (Maniak 2010). Die Respiration (engl. = ecosystem respiration (ER)) beschreibt gegensätzlich den Abbau, also die Umwandlung org. C-Verbindungen zu anorganischen C-Verbindungen wie CO_2 und CH_4 . Wird von der Bruttoprimärproduktion die Respiration subtrahiert, ergibt sich als Ergebnis die Nettoökosystemproduktion (engl. = net ecosystem productivity (NEP)). Vom Betrag der NEP hängt ab, ob das Fließgewässer Kohlenstoff speichert (positive NEP = autotrophes FG, $\text{GPP} > \text{ER}$) oder abgibt (negative NEP = heterotrophes FG, $\text{GPP} < \text{ER}$) (Abbildung 1). Der weltweite jährliche CO_2 -Transport von Fließgewässern (ohne trockenfallende FG) in die Atmosphäre beträgt nach Raymond et al. (2013) $1,8 \pm 0,25 \text{ Pg C/a}$, womit Fließgewässer durch ihren heterotrophen Charakter als CO_2 Quelle gelten.

Verbunden mit der GPP wird Sauerstoff (O_2) gebildet, der dabei teilweise über die autotrophe Respiration (R_a) wieder verbraucht wird. Das überschüssige O_2 welches mit der Nettoprimärproduktion (NPP) ausgedrückt werden kann, geht ins Fließgewässer und steht dort für die heterotrophe Respiration (R_h), also dem Oxidationsbedarf von org. Materie, zur Verfügung. Der Gehalt über der Sättigungsgrenze gelangt in die Atmosphäre. In Fließgewässern zeigt der Sauerstoffgehalt im Tag-Nacht-Verlauf ein dynamisches und charakteristisches Verhalten, das von verschiedenen internen wie externen Prozessen bestimmt wird.

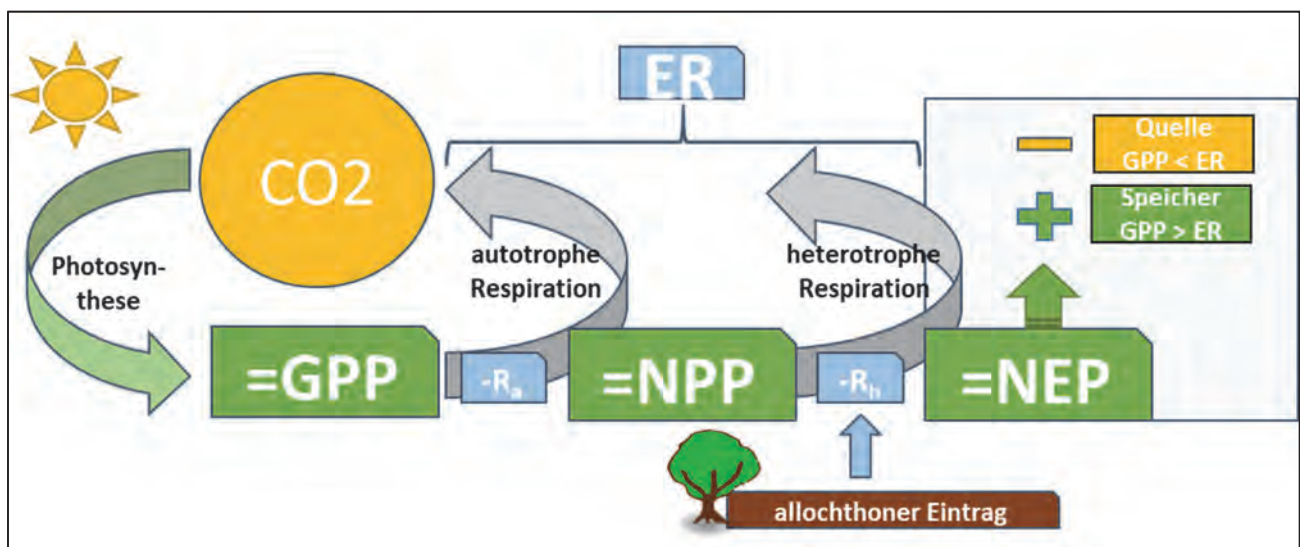


Abbildung 1: Schema des Kohlenstoff-metabolismus im Fließgewässer

Einflussfaktoren auf den Metabolismus

Die Metabolismusraten werden als biologische Prozesse direkt proportional von der Temperatur beeinflusst. Demars et al. (2011) zeigten, dass ER stärker von einem Temperaturanstieg profitiert als GPP. Eine gesteigerte ER führt dazu, dass aus dem Fließgewässer eine erhöhte Menge an CO_2 in die Atmosphäre abgegeben wird (Demars et al. 2011).

Die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) stellt den Wellenbereich von 300 bis 720 nm dar. Sie beschreibt den Strahlungsbereich, den Pflanzen für die Photosynthese nutzen. Umso größer die verfügbare Strahlung für die Pflanzen ist, desto weiter steigt die Bruttoprimärproduktion an, wobei sich bei sehr hohen Strahlungswerten eine maximale Bruttoprimärproduktion einstellt (Maniak 2010, Abb. 11.24.).

Phosphor gilt als essenzieller Nährstoff und als wachstumslimitierender Faktor für Makrophyten im Fließgewässerökosystem. Durch eine erhöhte Bereitstellung können Produzenten von Biomasse direkt profitieren, was sich in einer erhöhten Bruttoprimärproduktion zeigt.

Ziele der Studie

Hauptziel der vorliegenden Studie ist es den funktionalen Indikator FGM auf seine Anwendbarkeit als unterstützende Methode zur Bewertung von ökologischen Verbesserungen in Fließgewässern mit KA-Einfluss mittels aktueller Bestimmungsmethoden zu prüfen. Weitere Fragestellungen sind:

- Wie werden die Untersuchungsgewässer Emscher und Körne aus funktioneller Sicht bewertet?
- Welche Handlungsoptionen können die Situation für Organismen im FG verbessern?

Dazu erfolgt eine Darstellung der Interpretationsmöglichkeiten des FGM, im Hinblick auf sich verändernde Einflussfaktoren. Die zur Bestimmung der Metabolismusraten verwendeten Ansätze und Modelle werden erläutert. Außerdem werden anhand der bestimmten Metabolismusraten der Emscher-Versuchsstrecke und Körne saisonale und stoffliche Einflüsse diskutiert.

Material und Methoden

Messstellen an Emscher und Körne

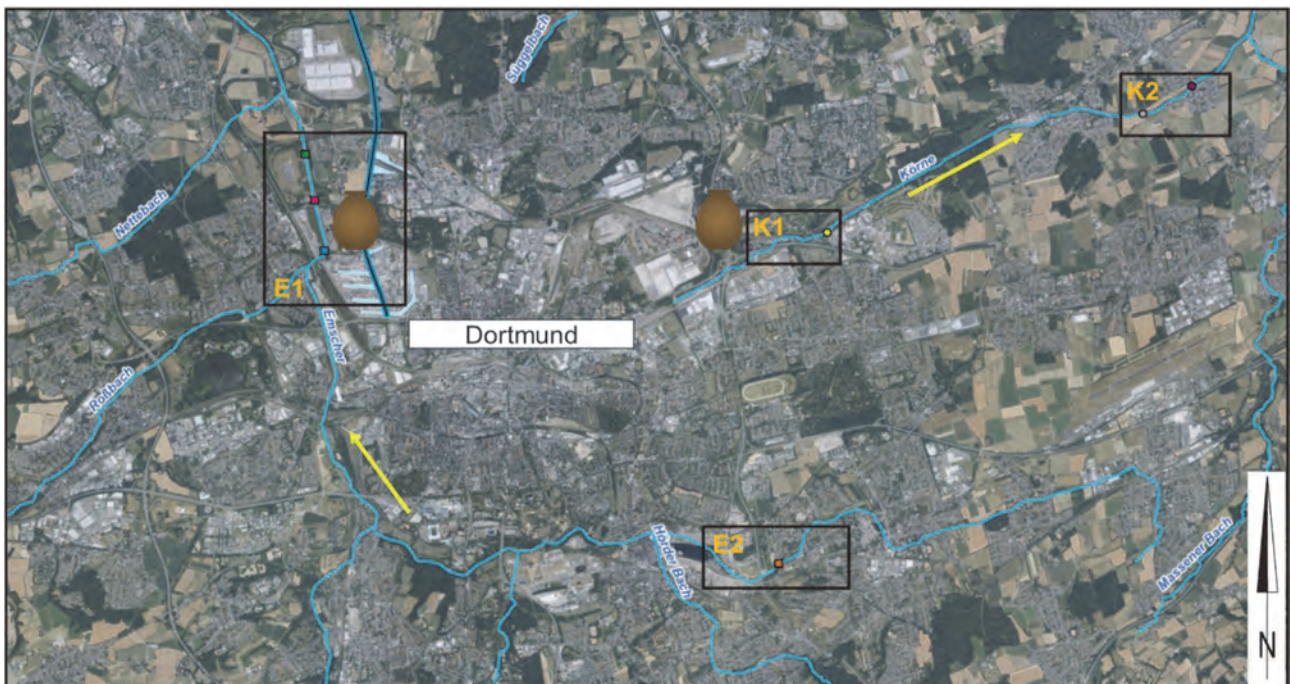


Abbildung 2: Untersuchungsgebiete und Messstellen (bunte Punkte) an der Emscher und Körne, Karte verändert nach (LANUV 2019), gelbe Pfeile = Fließrichtung der Gewässer

An beiden Gewässern liegen je zwei Untersuchungsgebiete vor (Abbildung 2). An der Emscher-Versuchsstrecke (E1) befinden sich Messstellen oberhalb sowie unterhalb der Kläranlage Dortmund-Deusen. Die KA Dortmund-Deusen stellt über das Jahr 75 - 90 % des Emscherabflusses an der Probestelle unterhalb der KA im Gebiet E1. Als Referenz ohne Kläranlageneinfluss wird die Messstelle oberhalb des Phönixsees (E2) genutzt (sie befindet sich ca. 13 km oh der KA). An der Körne liegt das eine Untersuchungsgebiet mit einer Messstelle ca. 1 km unterhalb der Kläranlage

Dortmund-Scharnhorst (K1). Die zweite Messstelle (K2) an der Körne liegt ca. 7 km unterhalb der KA. Oberhalb der KA befindet sich die Körne noch in Betonschalen, sodass hier keine Referenzprobestelle ohne KA-Einfluss eingerichtet werden konnte.

Messparameter, -geräte und -kampagnen

An den Messstellen der Emscher und Körne wurden innerhalb von 6 ca. einwöchigen Messkampagnen die Parameter Sauerstoff, Temperatur, pH und Leitfähigkeit mit kontinuierlich messenden Multiparametersonden des Typs EXO 1 von YSI Incorporated erfasst (Zeitschritte: 5 bzw. 10 Minuten). Die Sonden waren im Freiwasser der Hauptfließrinne positioniert („open water“ Methode). Im Untersuchungsgebiet E2 wurde 4 Monate lang kontinuierlich mit einem Messanhänger ein aus dem Fließgewässer gepumpter Teilstrom untersucht.

An der Körne wurde über die Jahre 2017 bis 2019 an insgesamt 71 Tagen (K1 + K2) während 5 Messkampagnen gemessen. An der Emscher (E1) wurden im gleichen Zeitraum an über 116 Tagen innerhalb von 7 Messkampagnen Daten erhoben. Davon an 23 Tagen parallel, direkt oberhalb und unterhalb der Kläranlage Dortmund-Deusen. Die Probestelle im Gebiet E2 mit dem Messanhänger war nur im Jahr 2018 aktiv und erfasste kontinuierlich über 120 Tage die Zielparameter.

Es wurden die Messdaten der Globalstrahlung (GS) in W/m^2 von der DWD-Wetterstation am Phönixsee genutzt. Die Umrechnung von GS in W/m^2 zu PAR in $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\text{s})$ erfolgte mit dem Faktor 2,17 nach Grace und Imberger (2006). Die GS-Daten lagen in 15 min Zeitschritten vor und wurden passend zu den Zeitschritten der Multiparametersonde interpoliert.

Modelle zur Bestimmung des Fließgewässermetabolismus

Die Modelle zur Berechnung des FGM basieren auf den Messdaten bezüglich des Sauerstoffgehalts (mg/L O_2), der Temperatur ($^{\circ}\text{C}$), dem Umgebungsdruck (bar) der PAR ($\mu\text{mol}/(\text{m}^2\text{s})$) und teilweise auf der physikalischen Wiederbelüftungsrate K ($\text{g}/(\text{m}^2\text{d O}_2)$).

Die untersuchten Modelle sind die Ein-Stations-Methode („one-station“ Methode) nach Demars et al. (2011) und das BASE-Modell von Grace et al. (2015). Für die Methode nach Demars et al. (2011) konnte nur die Excel basierte Variante in 1 h Zeitschritten untersucht werden. Für den ausführlicheren Ansatz mit der Open Source Software R fehlten Messwerte zur Durchflussmenge und Wiederbelüftungsrate. Das BASE-Modell hingegen ermittelt die Wiederbelüftungsrate basierend auf der „day-time regression“ nach Kosinski (1984) iterativ für jeden Messtag.

Die täglichen Metabolismusraten wurden mit dem „BAYesian Single-station Estimation“-Modell (BASE) mit der 3-Parameter Variante bestimmt. Die höchste Erfolgsrate bezüglich der Konvergenz des Modells, erzielt BASE, laut Grace et al. (2015), mit der 5-Parameter Variante (98 %) die jedoch eine längere Rechenzeit erfordert. Das Modell wurde mit 20.000 Iterationsschritten pro Messtag genutzt.

Interpretationsmöglichkeiten des Fließgewässermetabolismus

Die mit den Modellen bestimmten Metabolismusraten GPP und ER in $\text{g}/(\text{m}^2\text{d O}_2)$ können zur Untersuchung von kurz- und langfristigen Veränderungen im Fließgewässer und dessen Einzugsgebiet genutzt werden (s. Tab. 1). Die tabellarisch mit Autor aufgeführten Effekte lassen sich wie folgt deuten:

- Gesteigerte ER und verringerte GPP durch einen Kläranlagenablauf
- Erhöhte GPP und ER durch einen Anstieg der Wassertemperatur
- Verringerung von GPP und ER nach einem Hochwasser, anschließend erhöhte Resilienz bei der ER
- Keine deutliche Veränderung durch Niederschlagsereignisse bei GPP, aber Stimulation der ER durch allochthone Einträge
- Gesteigerte GPP und ER nach einer ökologischen Verbesserung

Tabelle 1: Stoffliche, hydraulische und morphologische Einflüsse und ihre Auswirkungen auf GPP und ER im Fließgewässer, mit „+“ für erhöhte Metabolismusrate, „-“ für verringerte Metabolismusrate und „/“ für keine eindeutige Veränderung

Einwirkung/ auf	Kläranlagen ablauf	Temperatur anstieg	Hochwasser; Resilienz	Regenereignis „pulses“	Ökologische Verbesserung
GPP	-	+	- ; -	/	+
ER	+	R _a :+, R _h :++	- ; +	+	+
Autor	Aristi et al. 2015	Demars et al. 2011, 2016	Qasem et al. 2019	Demars et al. 2019	Colangelo 2007, Kupilas 2017

Werden die beiden Metabolismusraten ins Verhältnis zueinander gesetzt, können Aussagen zum Längsverlauf eines Fließgewässers getroffen werden, entsprechend dem River Continuum Concept (RCC) von Vannote, Minshall und Cummins et al. (1980). Im RCC wird das sich vom Oberlauf zum Unterlauf verändernde GPP/ER-Verhältnis in einem natürlichen Fließgewässer beschrieben, das erst vom Oberlauf zum Mittellauf zunimmt und zum Unterlauf wieder abnimmt.

Aufgrund von diffusen und punktuellen Quellen im EZG, welche einen Einfluss auf die allochthonen Einträge haben, kann bei urbanen Fließgewässern von einer Abweichung vom RCC ausgegangen werden. Zur Bewertung des Metabolismus im Untersuchungsgebiet entstehen dann folgende Möglichkeiten:

- GPP/ER heterotropher oder autotropher Metabolismus = Kohlenstoffquelle oder -senke
- GPP/ER Abgleichen an naturnahem Zustand, derselben Größe und des gleichen FG-Typs

Ergebnisse

Sauerstoffgehalt in der Emscher-Versuchsstrecke (E1)

Der Sauerstoffgehalt in der Emscher-Versuchsstrecke, unterhalb der KA Dortmund-Deusen, liegt zum größten Teil unter dem Orientierungswert der OGewV 2016 von 7 mg/L O₂, der nicht unterschritten werden sollte (Abbildung 3). Das starke Makrophytenvorkommen, welches tagsüber für einen hohen biogenen Sauerstoffeintrag sorgen kann, führt zwar zu einem charakteristischen Anstieg, dieser reicht jedoch nicht aus um den Orientierungswert tagsüber langfristig zu erhalten. Im Gegensatz dazu fällt der Sauerstoffgehalt im Abschnitt direkt oberhalb der KA (*oh_KA_Juni_19*), nur nachts leicht unter den Orientierungswert der OGewV.

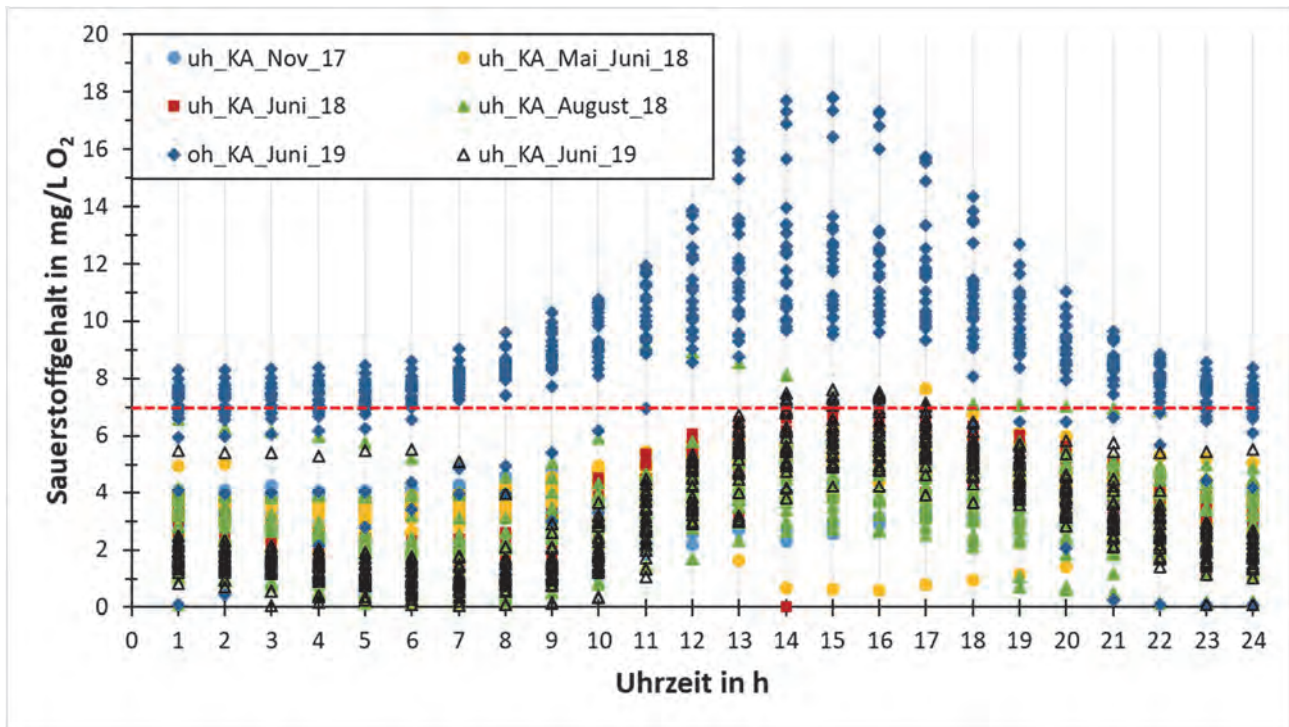


Abbildung 3: Verteilung des Sauerstoffgehalts zum Messzeitpunkt während der Messkampagnen, für alle Messkampagnen > 7 Messtage; rote gestrichelte Linie = 7 mg/L O₂ Orientierungswert der OGewV 2016

Metabolismusraten

Die täglichen mittleren Metabolismusraten wurden über die jeweilige Kampagnendauer (n-Tage) gemittelt und werden folgend genannt. Die Standardabweichungen werden ebenfalls vom Modell ausgegeben. Es wurden nur Ergebnisse verwendet, die durch die modellinterne Prüfung auf einen „convergence.check“ als „fine“ eingestuft wurden. In Abbildung 4 sind die Metabolismusraten als Boxplots für die Messkampagne im Juni 2019 oberhalb und unterhalb der KA Dortmund-Deusen und an den Körne-Messstellen K1 und K2 im April und Mai des Jahres 2018 dargestellt.

Die Bruttoprimärproduktion (GPP) in g/(m²d): O₂ reicht an der Emscher-Versuchsstrecke (E1) in den Jahren 2017 und 2018 von 3,2±0,1 im Herbst bis 11,3±0,2 im Sommer. Im Jahr 2019 beträgt die mittlere GPP im Sommer in E1 oberhalb der KA 17,5±0,5 und in E1 unterhalb der KA 13±0,4. Im Jahr 2018 ist die gemittelte GPP an der Körne mit 7,2±0,2 auf einem ähnlichen Niveau wie die gesamtgemittelte GPP von E1 mit 7,1±0,2 und E2 mit 7,4±0,2.

Die Ökosystem-Respiration (ER) in g/(m²d): O₂ befindet sich bei E1 in den Jahren 2017 und 2018 im Bereich von 26,2±1,4 bis 35,4±1,7. Im Emscher-Oberlauf (E2) liegt die ER niedriger, zwischen 12,3±0,4 bis 21,4±0,6. An beiden Probestellen liegt die niedrigste mittlere ER im August vor. Die über alle Probestellen an der Körne gemittelte ER liegt mit 14,3±0,5 niedriger als bei E2 mit 16,1±0,6 und in E1 unterhalb der KA mit 29,9±1,2.

Die Netto-Ökosystemproduktion (NEP) in g/(m²d) O₂ befindet sich bei beiden Gewässern an allen Probestellen im negativen Bereich, da die O₂-Zehrung (ER) stets größer als die Produktion (GPP) ist.

Das höchste **GPP/ER Verhältnis** (nicht grafisch dargestellt) ist bei E1 oberhalb der KA im Juni 2019 mit 0,90 und 2018 an der Körne im Unterlauf bei K2 mit 0,70. Das niedrigste Verhältnis mit 0,10 trat 2018 im Herbst und Winter bei E1 unterhalb der KA auf.

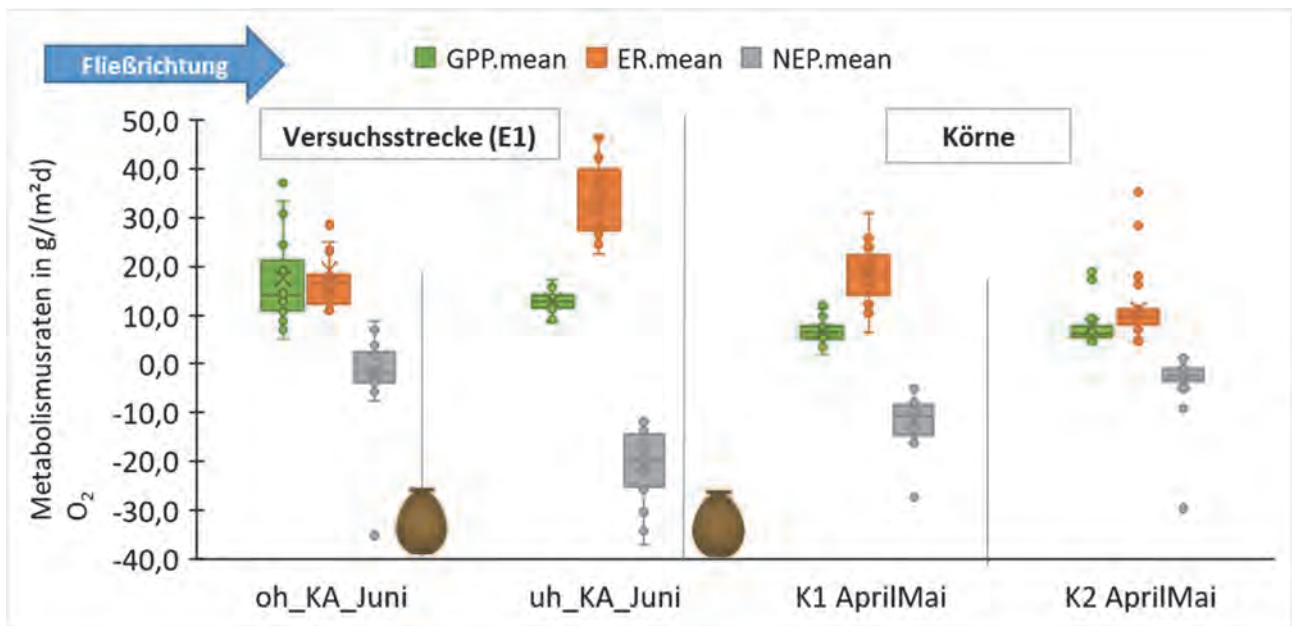


Abbildung 4: Boxplots der täglichen Metabolismusraten, für ausgewählte Messkampagnen an Probestellen der Emscher (E1) (E2 ist vergleichbar mit der Stelle oh_KA_Juni und wurde hier nicht dargestellt) und Körne (K1+K2), brauner Faulgasturm = Einleitung der KA

Diskussion

Durch die Einleitung der KA Dortmund-Deusen ist unterhalb dessen, in der Versuchsstrecke, die O₂-Produktion (GPP) verringert und die O₂-Zehrung (ER) deutlich erhöht, was zu einer deutlich negativeren Netto-Ökosystemproduktion (NEP) im Vergleich zu den anderen Messstellen führt. An der Körne befindet sich die Kläranlage unmittelbar oberhalb von K1. Im Verlauf von K1 zu K2 verändert sich die O₂-Produktion nicht über den Bereich der Standardabweichungen hinaus, die O₂-Zehrung reduziert sich jedoch im Fließverlauf. Dies führt bei K2 zu einer weniger negativen Netto-Ökosystemproduktion und somit zu einem erhöhten GPP/ER-Verhältnis, trotz stagnierender O₂-Produktion.

Die O₂-Zehrung profitiert in der Emscher-Versuchsstrecke übers ganze Jahr durch allochthone Einträge org. Materials aus der KA, was an den konstant erhöhten ER-Raten im Vergleich zum Oberlauf deutlich wird.

Ein Vergleich der Metabolismusraten zwischen beiden Fließgewässern zeigt bei der O₂-Produktion ein ähnliches Niveau. Die für die O₂-Produktion relevanten Einflussfaktoren liegen in gleichen Größenordnungen vor, was die räumliche Nähe widerspiegelt. Die O₂-Zehrung wiederum hat einen stärkeren Bezug zu Einträgen aus dem Einzugsgebiet. An der Emscher liegt die O₂-Zehrung im Oberlauf über dem Niveau der Körne. Für eine finale Aussage zur Verknüpfung von Fließgewässer und Einzugsgebiet an der Körne sind jedoch längere Betrachtungszeiträume erforderlich.

Die Auswertung der Standardabweichungen ergibt für GPP, ER, NEP und K an der Emscher mittlere Abweichungen von 4, 4, 2 und 5 % rückbezüglich. An der Körne betragen die prozentualen Standardabweichungen für GPP, ER, NEP und K jeweils 3, 4, -5 und 5 % rückbezüglich. Weitere Fehlerquellen in Bezug auf die Positionierung der Sonden sowie Strömungseinflüsse gilt es weiter zu betrachten.

Fazit

Der hohe Abflussanteil der Kläranlage Dortmund-Deusen von bis zu 90 % hat einen erkennbaren Einfluss auf den FGM. Das von Aristi et al. (2015) beschriebene Verhalten, zur Stimulanz von O₂-Zehrung und der Verringerung der O₂-Produktion des FGM konnte somit belegt werden. Das im KA-Ablauf nicht vollständig mit Sauerstoff gesättigte, gereinigte Abwasser kann nicht durch Verdünnung mit Sauerstoff-gesättigtem Flusswasser über den Orientierungswert der OGewV gelangen, sodass nun weitere technische Maßnahmen auf der Kläranlage zur Erhöhung des Sauerstoffgehalts getroffen werden müssen. Die positiven Effekte einer ökologischen Verbesserung konnten aufgrund von sich überlagernden Einflüssen der Gewässergüte nicht gezeigt werden. Hierfür sind Messungen vor Maßnahmenumsetzung und mit weiterer Distanz zu allochthonen Eintragsquellen von Vorteil. Die Interpretation und Einordnung der Metabolismusraten in Bezug auf andere Gewässer und damit eine Bewertung anhand des FGM bleibt offen, da in Deutschland noch kaum Messdaten und Forschungsergebnisse vorliegen, mit denen sich die Ergebnisse vergleichen ließen.

Die vier Untersuchungsgebiete können allerdings anhand der Ergebnisse als heterotrophe Fließgewässerabschnitte eingestuft werden. Ein Abgleich zum naturnahen Zustand des gleichen FG-Typs kann aufgrund mangelnder Grundlagendaten nicht erfolgen. Durch die mehrtägigen übers Jahr verteilten Messkampagnen ist zu erkennen, dass die Bruttoprimärproduktion bei geringerer Globalstrahlung wie erwartet sinkt. Die Steigerung der O₂-Produktion (GPP) bei E1 im Juni 2018 zum Juni 2019 kann nicht eindeutig auf die ökologische Verbesserung in der Versuchsstrecke bezogen werden. Hierfür fehlen Langzeituntersuchungen und eine Korrektur hinsichtlich der tatsächlich vorhandenen Globalstrahlung im Wasser.

Der FGM-Ansatz eignet sich durch die messtechnisch einfach umzusetzende Datenerfassung, die mittels R-Skript standardisierte, reproduzierbare Auswertung und eine Vielzahl an Interpretationsmöglichkeiten gut als hilfreiche Ergänzung zur Überwachung von Fließgewässern. Mögliche Anwendungsfälle sind neben der Unterstützung von Monitoringprogrammen, die explizite Prüfung von Niederschlagswasserbehandlungsanlagen und ihrer Effekte sowie ein verbessertes Fließgewässerverständnis hinsichtlich saisonaler und einzugsgebietsspezifischer Einflüsse. International wird die kontinuierliche Sauerstoffmessung an behördlichen Monitoringstellen bereits umgesetzt und der Zugriff kann jederzeit online erfolgen, wie z.B. über das WaterQualityPortal (USGS 2019). Dies bietet die Möglichkeit zum landesweiten Vergleich der verschiedenen FG-Typen wie es Applying et al (2018) für 356 amerikanische Flüsse durchgeführt haben. Im Gegensatz zu den USA und Japan (Gurung et al. 2019) erfolgte in Deutschland noch keine breite Anwendung der Methode. Die fortschreitende Verlässlichkeit und Verfügbarkeit von Sonden zusammen mit dem Angebot an validierten FGM-Modellen bietet hier ein großes Erkenntnispotential für Forschung und Praxis.

Danksagung

Dieser Beitrag ist ein Teil meiner Masterarbeit, die 2019 bei Emschergenossenschaft und Lippeverband (EGLV) an der FH und WWU Münster im Rahmen des kooperativen Masterstudiengangs Wasserwissenschaften angefertigt wurde. Sie wurde von Prof. Dr.-Ing Jens Haberkamp (FH) und Dr. Caroline Winking (EGLV) betreut.

Literatur

- Appling, A. P.; Read, J. S.; Winslow, L. A.; Arroita, M.; Bernhardt, E. S.; Griffiths, N. A. et al. (2018) The metabolic regimes of 356 rivers in the United States. *Scientific. Data* 5:180292.
- Aristi, I.; von Schiller, D.; Arroita, M.; Barceló, D.; Ponsati, L.; García-Galán, M. J. et al. (2015): Mixed effects of effluents from a wastewater treatment plant on river ecosystem metabolism: subsidy or stress? In: *Freshwater Biology* 60 (7), S. 1398–1410.
- Colangelo D. J. (2007) Response of river metabolism to restoration of flow in the Kissimmee River, Florida, U.S.A., *Freshwater Biology* 52, 459–470.
- Demars, B. O. L., Manson R.J.; Ólaffson, J. S.; Gíslason, G. M.; Gudmundsdottir, R.; Woodward, G. et al. (2011): Temperature and the metabolic balance of streams. In: *Freshwater Biology* 56 (6), S. 1106–1121.
- Demars, B. O. L.; Gíslason, G. M.; Ólaffson, J. S.; Manson R.J.; Friberg, N.; Hood, J. M. et al. (2016): Impact of warming on CO₂ emissions from streams countered by aquatic photosynthesis. In: *Nature Geoscience* 9 (10), S. 758–761.
- Demars, B. O. L. (2019): Hydrological pulses and burning of dissolved organic carbon by stream respiration. In: *Limnology and Oceanography* 64 (1), S. 406–421.
- Grace, M. R.; Imberger, S. J. (2006): Stream Metabolism: Performing & Inter-pretng Measurements. Water Studies Centre Monash University, Murray Darling Basin Commission and New South Wales Department of Environment and Climate Change.
- Grace, M. R.; Gilling, D. P.; Hladyz, S.; Caron, V.; Thompson, R. M.; Mac Nally, R. (2015): Fast processing of diel oxygen curves: Estimating stream metabolism with BASE (BAYesian Single-station Estimation). In: *Limnology and Oceanography. Methods* 13 (3), e10011.
- Gurung, A.; Iwata, T.; Nakano, D.; Urabe, J. (2019): River Metabolism along a Latitudinal Gradient across Japan and in a global scale. In: *Scientific Reports* 9:4932
- Körner, S. (1997): Nährstoff- und Sauerstoffbilanz eines hochbelasteten Klärwerksableiters unter besonderer Berücksichtigung der submersen Makrophyten. In: *Acta hydrochimica et hydrobiologica banner* 25 (25 // 1), S. 34–40.
- Kosinski, R. J. (1984): A comparison of the accuracy and precision of several open-water oxygen productivity techniques. In: *Hydrobiologia* 119 (2), S. 139–148.
- Kupilas, B.; Hering, D.; Lorenz, A. W.; Knuth, C.; Gücker, B. (2017b) Hydromorphological restoration stimulates river ecosystem metabolism, *Biogeosciences*, 14 (7), S. 1989–2002.
- LANUV (2019): ELWAS. Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung. Version 3.1.0.
- Leps, M.; Sundermann, A.; Tonkin, J. D.; Lorenz, A. W.; Haase, P. (2016): Time is no healer: increasing restoration age does not lead to improved benthic invertebrate communities in restored river reaches. In: *The Science of the total environment* 557-558, S. 722–732.
- Maniak, U. (2010): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Qasem, K.; Vitousek, S.; O'Connor, B.; Hoellein, T. (2019): The effect of floods on ecosystem metabolism in suburban streams. In: *Freshwater Science* 38 (2), S. 412–424.
- Raymond, P. A.; Hartmann, J.; Lauerwald, R.; Sobek, S.; McDonald, C.; Hoover, M. et al. (2013): Global carbon dioxide emissions from inland waters. In: *Nature* 503 (7476), S. 355–359.
- USGS (2019): WaterQualityWatch. Continuous Real-Time Water Quality of Surface Water in the United States. Hg. v. U.S. Department of the Interior.
- Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R.; Cushing, C. E. (1980): The River Continuum Concept. In: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37 (1), S. 130–137.
- Winking, C.; Lorenz, A. W.; Dacheneder, F.; Nienhaus, J.; Niemann, A.; Semrau, M. et al. (2018): Simulation der zukünftigen Emscher – Lernen von einer Versuchsstecke, Ergebnisse der Jahrestagung 2018 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), 243-251.

Algenperlen als Mittel zum Vergleich und zur Interkalibrierung von fluorometrischen Chlorophyll_a-Messungen

Detlev Lohse

bbe Moldaenke GmbH

In-vivo-Fluorometrie zur Überwachung von Mikroalgen und Cyanobakterien in Seen und Flüssen ist eine häufig verwendete Technik. Die fluorometrische Bestimmung von Chlorophyll_a ist empfindlich und durch geeignetes Anregungslicht leicht zugänglich. Fluorometer verschiedener Hersteller sind jedoch aufgrund unterschiedlicher optischer Ausführungen schwer vergleichbar. Eine gute Übereinstimmung oder Abstimmung ist jedoch für eine Bewertung in verschiedenen Bereichen erforderlich. Fluoreszenzfarbstoffe werden als Standards verwendet, können jedoch den Bereich der Anregung und Emission im Vergleich zu membranassoziierten Photosystemen vom Phytoplankton nicht abdecken. Mikroalgen aus Kulturen unterliegen während des Wachstums und Verfalls einem ständigen Wandel und können nicht direkt zur Standardisierung eingesetzt werden. Unter Verwendung von Alginat werden intakte Zellen von Mikroalgen eingebettet und bilden so die Algenperlen. Die Immobilisierung der kultivierten Algen hält die Zellen in einem metastabilen Zustand. Aus den Algenperlen lassen sich in einem einfachen Verfahren durch Auflösung Algensuspensionen mit definiertem Chlorophyllgehalt als Standards für Vergleiche und Interkalibrierung herstellen. Algenperlen mit der Grünalge *Chlorella vulgaris* erweisen sich für diesen Zweck als geeignet. Die Perlen sind homogen und länger als zwei Monate stabil. Der Gehalt an Chlorophyll_a sowie die maximale Quantenausbeute bleiben über die Zeit konstant. Die Verwendung der Algenperlen für fluorometrische Messungen von Chlorophyll wird zur besseren Vergleichbarkeit von Phytoplankton im Feld und Labor insbesondere bei Langzeituntersuchungen beitragen.

Pflanzenschutzmittel-Belastung kleiner Standgewässer Norddeutschlands

Stefan Lorenz¹; Matthias Stähler; Stephan Goltermann; Marlen Heinz

¹ Julius Kühn-Institut

Kleine Standgewässer sind verglichen mit anderen Gewässertypen der weltweit dominierende Gewässertyp. In Deutschland findet man besonders im norddeutschen Tiefland Mecklenburg-Vorpommerns eine hohe Anzahl und Dichte sogenannter Sölle (wassergefüllte Geländehohlformen ohne oberflächlichen Zu- oder Abfluss). Die Landschaft Mecklenburg-Vorpommerns ist gleichzeitig dominiert von intensiver landwirtschaftlicher Nutzung, weshalb viele Sölle auf landwirtschaftlichen Flächen liegen. Sölle sind daher oft auch Senken für Nähr- und Schadstoffe (z. B. Pflanzenschutzmittel (PSM)). Gleichzeitig stellen Sölle jedoch Hotspots der Biodiversität auf Landschaftsebene dar.

Während die Nährstoffdynamik in Söllen teilweise gut untersucht ist, gibt es kaum Informationen zur Belastung dieser Gewässer mit PSM. Daher wurden 2016 insgesamt 50 Sölle Mecklenburg-Vorpommerns auf die Belastung mit 104 PSM-Wirkstoffen untersucht. Dieselben Gewässer wurden 2017 und 2018 (25 Sölle je Jahr) nochmals auf ihre PSM-Belastung untersucht. Der Vortrag gibt einen Überblick über die gefundenen Wirkstoffspektren in den unterschiedlichen Jahren und zu den Überschreitungen regulatorisch akzeptabler Konzentrationen (RAK) in einzelnen Gewässern. 2016 wurden in Summe 27 Wirkstoffe detektiert, wobei 8 Wirkstoffe in mehr als der Hälfte der Gewässer nachgewiesen wurden. Es wurden 15 RAK-Überschreitungen in 9 Gewässern detektiert. Ein direkter Einfluss von Hangneigung, Pufferstreifenbreite, oder anderer Faktoren auf die Wirkstoff-kunde war nicht nachweisbar.

Characterisation of a receptor for red pigment-concentrating hormone in *Daphnia pulex*

Heather Marco¹; Heleen Verlinden²; Jozef van den Broeck²; Gerd Gäde¹

¹ University of Cape Town; ² KU Leuven

The Adipokinetic hormone (AKH)/Red pigment-concentrating hormone (RPCH) family of peptides are well-known neuropeptides of invertebrate animals. Members of this peptide family share primary sequence similarities and are generically named for the first identified biological functions in insects and decapod crustaceans, viz. mobilising lipids (metabolism) and pigment granule movement (epidermal blanching), respectively. AKH peptides and the AKH receptor have been elucidated from many insect species; the AKH receptor was characterised as a G protein-coupled receptor (GPCR), and the intracellular transduction pathways were investigated in many insects. Although RPCH has been sequenced from many decapod crustacean species, the RPCH receptor was only sequenced or characterised very recently in the shore crab.

From the whole genome of *Daphnia pulex* in 2010, we searched for orthologous genes for the RPCH peptide, as well as its GPCR. Information pointed to a putative mature RPCH octapeptide with the primary sequence of pGlu-Val-Asn-Phe-Ser-Thr-Ser-Trp amide (= Dappu-RPCH), which differs from the decapod RPCH in three positions (amino acids number 2, 6 and 7). We cloned the Dappu-RPCH preprohormone from a German colony of *D. pulex*; confirmed the amino acid substitutions, and demonstrated in an in vivo assay that this RPCH is not active in a decapod crustacean. The biological relevance of RPCH in *Daphnia pulex* is not known.

We further identified the putative GPCR for Dappu-RPCH from the genome, confirmed the sequence after amplification of cDNA templates using RACE, and found that the open reading frame encodes a protein of 451 amino acids with typically seven transmembrane domains. This provided us with the unique opportunity to gather information about the ligand binding and activation requirements of a crustacean GPCR. For this, the Dappu-RPCH receptor was expressed in a vertebrate cell line with a bioluminescence reporter system, and a selection of insect AKH peptides, as well as an alanine-substitution series of Dappu-RPCH peptide analogues at various concentrations were tested against the expressed receptor in an in vitro cellular assay. The dose-response data revealed that Dappu-RPCH binds efficiently to the Dappu-RPCH receptor (EC₅₀ in the nM range) and the selected insect AKHs also bind efficiently to the expressed crustacean receptor in the same dose range; differences in receptor binding and activation become visible, however, in the pM range. Additional information on the relative importance of each amino acid in the Dappu-RPCH peptide for receptor activation was obtained from cellular assays with the Ala-analogue series: we shall present evidence that amino acids in positions 1 to 5, and 8 of the ligand, as well as the C-terminal amidation of Dappu-RPCH are critical for activating the Dappu RPCH receptor.

Funding: NRF and UCT (HGM and GG); Alexander von Humboldt Foundation (HGM); FWO (HV); KU Leuven (HV and JvdB).

18 Jahre Makrozoobenthos Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg. - Und, was hat es gebracht?

Michael Marten

Johann-Sebastian-Bach-Str. 10, D-76297 Stutensee

Keywords: Biodiversität, Klimawandel, Fließgewässer, Zustandsbewertung, Variabilität, Insektensterben

Einleitung

Aufgrund der Erfahrungen mit dem SANDOZ-Schadensfall 1986, hinsichtlich des Fehlens grundlegender Biodiversitätsdaten für die Fließgewässer Baden-Württembergs, wurde im Jahr 1992 das Überwachungsprogramm Trendbiomonitoring (TBM) konzipiert und nach Probelaufen von der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) von 1995 als Dauerbeobachtung des Makrozoobenthos zum Aufzeigen schleichender Veränderungen betreut (Marten 1994, 2000, 2001a, 2004, 2006, Marten et al 1999). Von den ursprünglich im Überwachungskonzept zur Fließgewässerbeschaffenheit 1994 festgeschriebenen 100 Probestellen, die auch chemisch-physikalisch intensiv beprobt wurden, blieben im Zuge von Einsparmaßnahmen letztlich 30 Messstellen an 11 Fließgewässern übrig, bis Ende 2013 das Programm ganz eingestellt wurde. Das Messnetz diente der ökologischen Beweissicherung von zeitlichen Veränderungen der Biodiversität der Fließgewässer und unterschied sich damit grundsätzlich vom regional flächenbezogenen Ansatz der wasserwirtschaftlichen Überwachung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (LUBW 2011, 2014, Marten 2012). Ziele waren das Erkennen und Bewerten langfristiger schleichender Veränderungen aufgrund z. B. diffuser (z. B. atmogener) stofflicher Einträge, infolge gewässerbaulicher Korrekturen oder Klimaverschiebung, aber auch biologischer Einflüsse (Neobiota). Das Programm diente der Frühwarnung und als Vorsorge-Instrument auch zur Bereitstellung der Referenzdatenbasis für die Beurteilung der ökologischen Auswirkungen von Unfällen und Havarien (z. B. Fischsterben in der Jagst LUBW 2016, 2017); es fungierte als Verdichtungsmessnetz darüber hinaus der Qualitäts-Absicherung kampagneartiger Gewässerbewertungen (Marten 2001b, 2005, 2009).

Material und Methoden

30 Probestellen wurden mit der Zeitsammelmethode über 2 Stunden durchgehend 1995-2013 viermal je Jahr untersucht. Larven und Imagines des Makrozoobenthos wurden im Flussbett und am Ufer gesammelt und nach Stand der Literatur bestimmt. Näheres zur Lage der Probestellen etc. siehe LUBW (2011, 2014). Eine Untersuchung des Makrozoobenthos in Fließgewässern mit dieser Intensität und Dauer ist bundesweit einmalig. Dennoch umfasst die Messphase Trendbiomonitoring mit 19 Jahren für die gegebene Fragestellung einen sehr kurzen Zeitraum. Verlässliche Messungen der Temperatur liegen dagegen seit 1881 vom Deutschen Wetterdienst für Baden-Württemberg vor.

Ergebnisse und Diskussion

In der Zeit vor dem TBM, also von 1881-1994, lag die Durchschnittstemperatur bei 8,06 °C, während der Phase TBM 1995-2013 bei 8,95 °C, und in den 5 Jahren danach (2014-2018) bei 9,82 °C.

Um die Jahre 1936 und 1946 gab es einen kräftigen Ausbau des Klima-Messstationsnetzes (KL) in Baden-Württemberg. Um 2003 wurde die Anzahl auf fast die Hälfte reduziert. Durch Aufnahme einiger weiterer Stationen, kam es dann insgesamt zu einem starken Wechsel im KL-Stationsgefüge. Für den Zeitraum um 1987/88 ist ein Shift mit Anstieg der Lufttemperatur auf ein höheres Niveau beschrieben, und dies auch in verschiedenen limnischen Systemen Europas (North et al. 2013, IKS 2013). Die niedrigste Jahresmitteltemperatur in Baden-Württemberg wurde 1956 mit 6,7°C gemessen, die höchste 2018 mit 10,4 °C (Abb. 1).

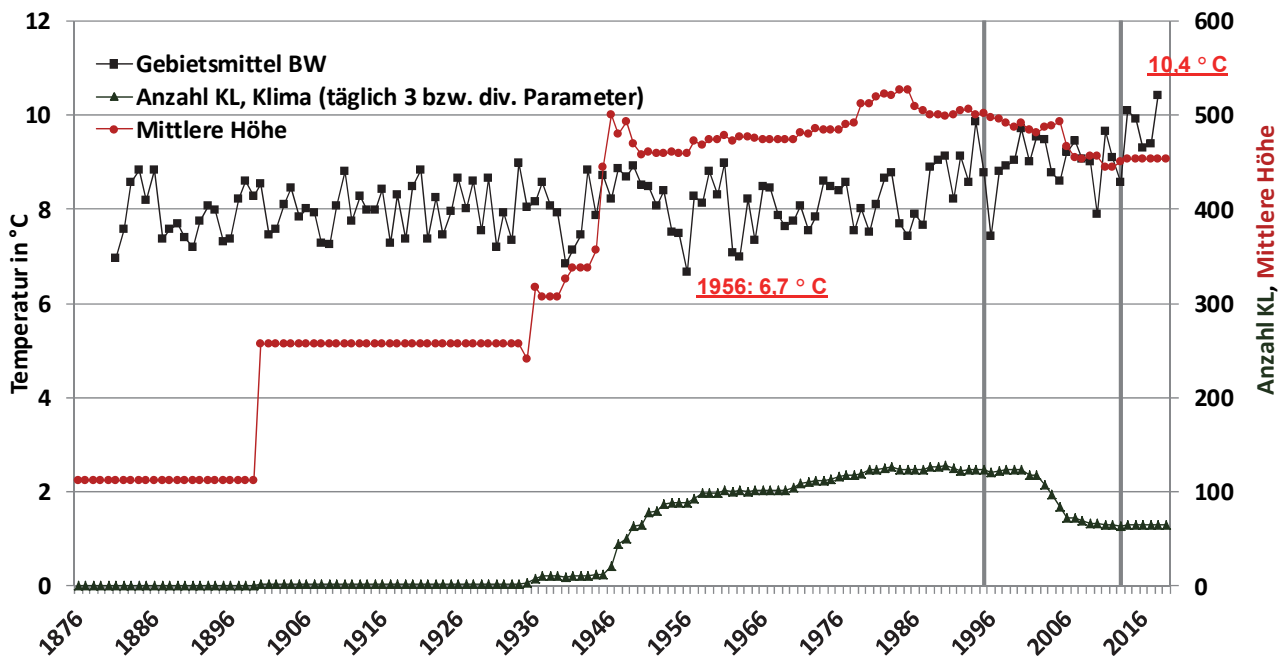


Abb. 1: Jahresmitteltemperaturen Baden-Württemberg, Anzahl Klimamessstationen (KL) des DWD und deren mittlere Höhenlage von 1876 (1) bis 2019 (65), Max. n 1990 (128) (DWD-online).

An den 30 Probestellen konnten bisher insgesamt 638 Makrozoobenthos-Arten nachgewiesen werden, wobei Oligochaeta (9) und Diptera (43) nur als „Saprobier“ berücksichtigt wurden, also unterrepräsentiert sind. Mehr als die Hälfte der Probestellen weisen 200 und mehr Arten auf, darunter auch etliche Rote Liste Arten und vor allem an Rhein und Neckar verschiedene Neozoa-Arten.

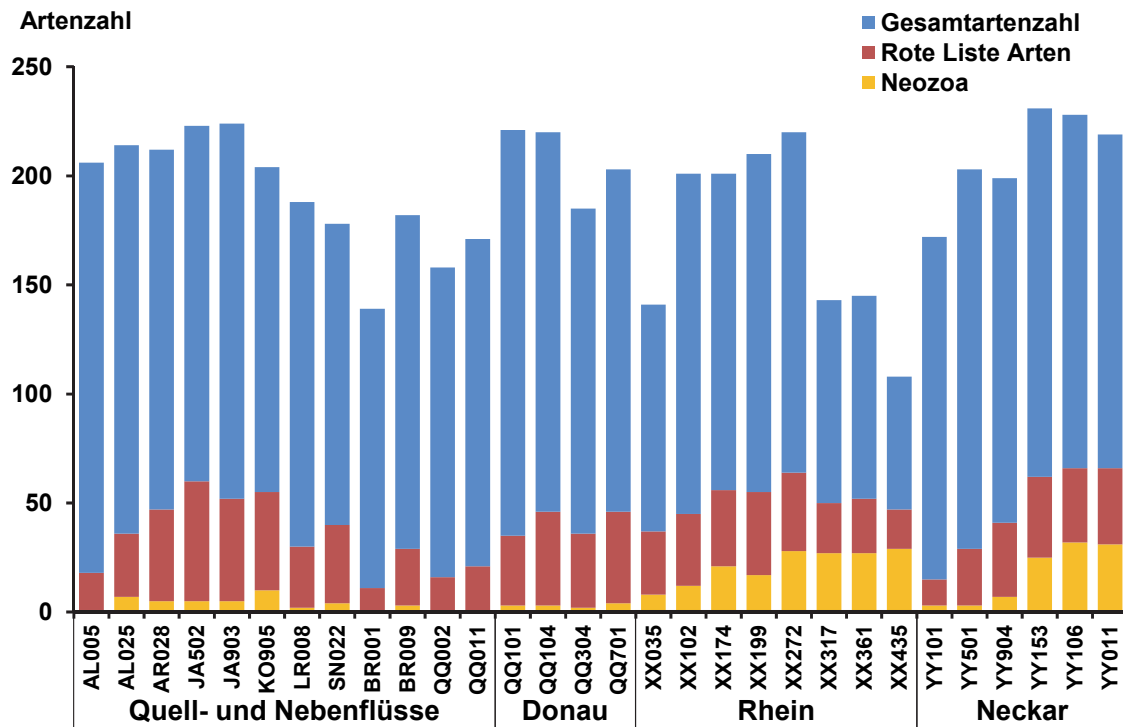


Abb. 2: Gesamtartenzahlen an 30 Probestellen des Trendbiomonitoring, mit Anteil Rote Liste Arten und Neozoa.

An einzelnen Probestellen zeigt die Artensummenkurve, dass bei viermaliger Beprobung pro Jahr nach drei Jahren gut zwei Drittel desjenigen Artenbestandes erfasst sind, der in der gesamten Untersuchungsperiode dort aufgefunden wurde (Abb.3).

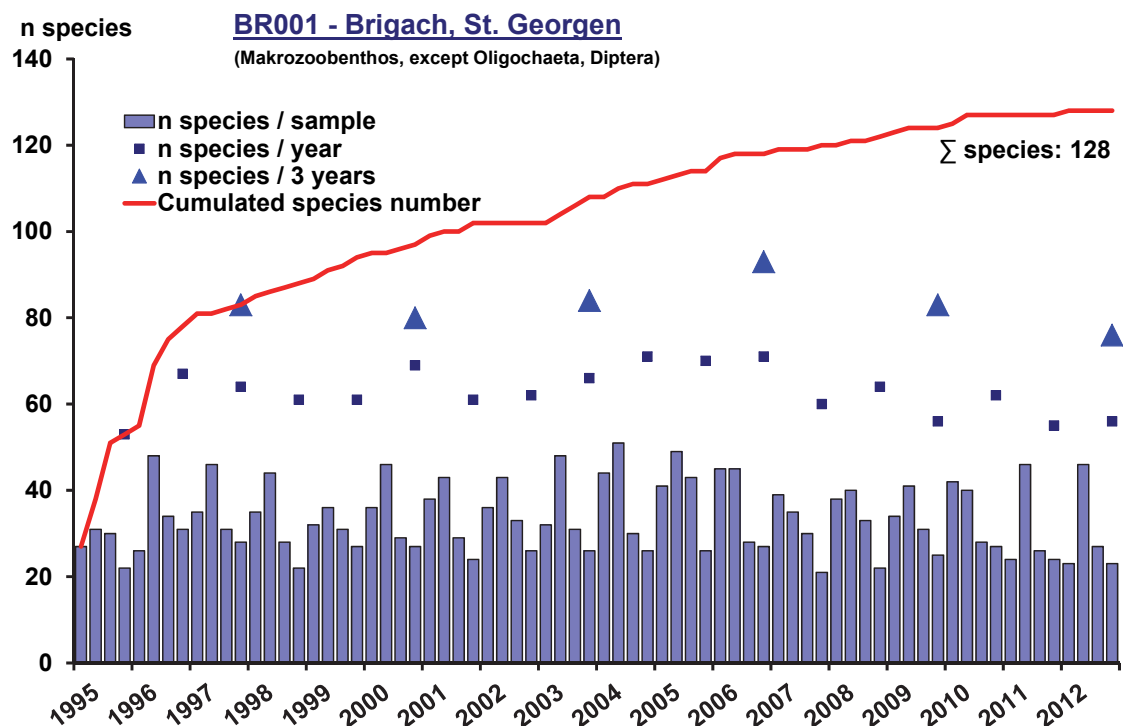


Abb. 3: Artenzahlen MZB terminweise, jahresweise, dreijahresweise und Artensummenkurve für die Zeitreihe Brigach bei St. Georgen.

Im Mittel der 30 Probestellen ist mit einer Untersuchung 18 % des Artenbestandes, nach 5 Jahren (20 Probenahmen) 50 %, und nach 8 Jahren (32 Probenahmen) 80 % der Artenvielfalt einer Probestelle im Vergleich zum Ergebnis der fast 20 jährigen Zeitreihe nachgewiesen (Abb. 4).

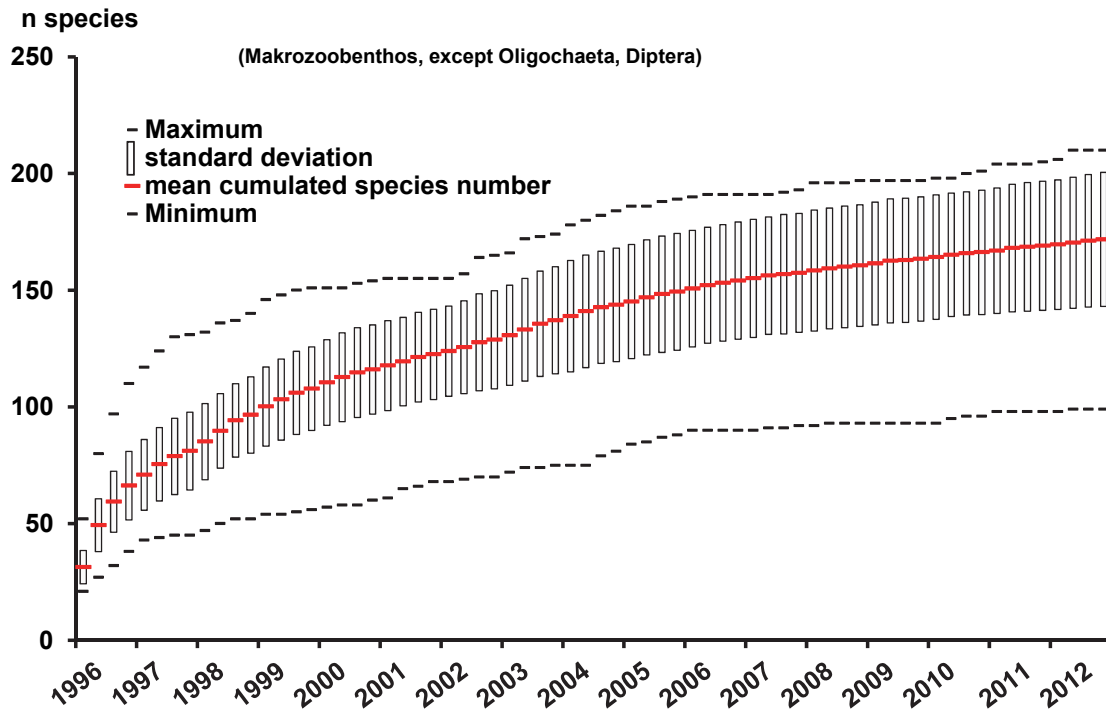


Abb. 4: Mittlere Artenzahlkurve MZB für die Zeitreihe über 30 Probestellen TBM.

Es hat sich somit gezeigt, dass auch mit dieser, im Vergleich zu der für die Untersuchungskampagnen nach WRRL verwendeten, recht gründlichen Erfassungsmethode (Marten 2005), ein halbwegs umfassendes Bild der Artenvielfalt eines Gewässers nur mit hinreichendem Aufwand über mehrere Jahre gelingt. Dies hängt auch mit den verschiedenen Lebenszyklen und dem dadurch bedingten, begrenzten Auftreten bestimmbarer Stadien zu einzelnen Jahreszeiten zusammen.

Klimawandel mit Erhöhung der Wassertemperatur als Folge der Lufttemperaturentwicklung (IKSR 2013) müsste grundsätzlich alle Probestellen in ihrer Biodiversitätsentwicklung betreffen. Die in der Zeitreihe zunächst zunehmende Artenzahl, nimmt seit etwa 2005 an diesen meist großen und mittelgroßen Fließgewässern tatsächlich leicht ab und korrespondiert somit gut mit der Entwicklung der Jahresmitteltemperaturen im 5-Jahres running mean (Abb. 5).

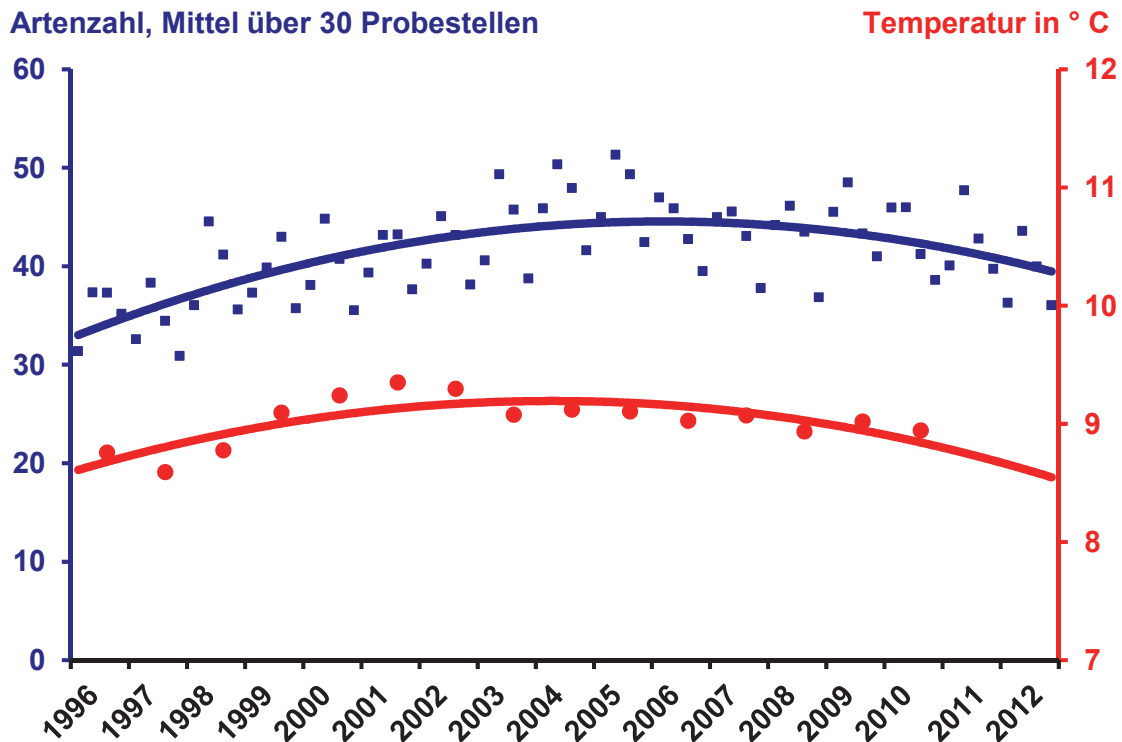


Abb. 5: Mittlere Artenzahlen aus 30 Probestellen je Untersuchungstermin (blau) im Vergleich zum 5-Jahres running mean der Jahresmitteltemperaturen Baden-Württembergs über den Einzeljahres-Zeitraum 1994-2012 (rot).

Der Klimawandel kann die Lebensmöglichkeit insbesondere für kaltstenotherme einheimische Arten verschlechtern und den Zustrom neuer Tierarten fördern, die sich wiederum als Nahrungskonkurrenten und Prädatoren nachteilig auswirken. Höhere Lufttemperaturen wirken auch auf die uferlebenden Stadien der Wasserinsekten ein und beeinflussen über höhere Wassertemperaturen ebenfalls weitere physikalische und chemische Parameter in ihrer Wirkung auf die Gewässerfauna. Alle Parameter können Veränderungen der Biodiversität begründen.

Mit Hilfe der biologischen Indikation wurde versucht weiteren Aufschluss über die Einflussgrößen zu erhalten. Die TBM-Probestellen wurden 1995 in nur mäßig organisch belasteten Gewässer-Abschnitten eingerichtet (mindestens damalige Güteklasse II, vergleichbar Qualitätsklasse 2 für Modul Saprobie nach WRRL/PERLODES). Die Bewertung der Befunde mit ASTERICS (Ver. 3.3.1) zeigt, dass dies auch heute noch gegeben ist. Für alle Probestellen wurden in der Zeitreihe 1995 - 2012 überwiegend gute bis sehr gute Verhältnisse biologisch indiziert. Veränderungen dieser Saprobie-Bewertung in der Zeitreihe sind nicht signifikant.

Die Allgemeinen Degradation (AD) nach WRRL, bewertet biologisch vorwiegend den gewässermorphologischen Zustand im Sinne der Abweichung von der Naturnähe. Die AD bestimmt nach dem worst case Prinzip an den TBM Messstellen meist auch die Ökologische Zustandsklasse. Bewegt sich diese an den Nebenflüssen überwiegend im grünen Bereich, so werden die Rhein- und Neckar-Probestellen, in der Zeitreihe zunehmend mit Qualitätsklasse unbefriedigend und schlecht ausgewiesen. Die Verschlechterung der ökologischen Verhältnisse der meisten Probestellen zeigt der Trendindex zusammenfassend über die Zeitreihe an (TI, Marten 2006).

Für die zunehmend schlechtere Einstufung ist das Aufkommen der Neozoa verantwortlich, die verfahrensabhängig je nach Flusstyp als stark negativer Einfluss bewertet werden. In kiesgeprägten Strömen (Flusstyp 10, unterer Neckar und Rhein) sind Neozoa nur mäßig negativ gewertet. Werden

auch der Rhein und die unterste Neckar-Probestelle als Gewässertyp 9.2, Große Flüsse des Mittelgebirges, eingestuft, wird der Einfluss der Neozoa besonders deutlich, wie in Abb. 6 dargestellt.

Jahr/ PS Typ	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	TI	
Quell- und Nebenflüsse	AL005 5,1	2 2 2 2	2 2 3 2	2 2 2 2	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 1 2	1 1 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	-10,7
	AL025 9	4 4 4 4	3 3 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	3 3 4 4	2 3 3 3	2 3 4 4	3 3 4 4	3 3 4 4	2 3 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	3 5 4 4	38,5	
	AR028 3,2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	11,4	
	JA502 9,2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 3 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 3 2 2	2 2 2 2	19,2	
	JA903 9,2	2 2 3 3	2 2 2 4	2 2 4 3	2 2 3 2	2 2 3 3	2 2 3 3	2 2 2 2	2 2 3 3	2 2 3 3	2 2 3 3	2 2 3 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 3	2 3 3 3	2 3 3 3	7,2
	KO905 9,2	5 3 4 4	3 4 3 3	2 3 4 3	2 2 3 3	3 2 3 3	2 2 3 3	3 2 3 3	2 3 4 4	3 3 4 4	3 3 3 3	2 3 3 4	2 3 3 3	2 2 2 3	2 2 3 3	2 2 2 3	2 3 3 3	3 3 4 4	-2,9
	LR008 9,1	1 1 1 1	1 1 1 2	1 2 2 2	1 2 1 2	1 1 1 2	1 1 1 2	1 1 1 2	1 1 2 1	1 2 2 2	2 2 2 3	1 2 1 1	1 1 1 2	1 1 1 2	1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 2 2	2 2 2 2	17,0
	SN022 3,2	3 3 3 4	2 3 2 3	2 3 3 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 3 2	2 2 2 3	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	-32,6
	BR001 5	1 2 2 2	2 1 2 2	1 2 2 2	2 1 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	1 1 2 2	1 1 2 2	1 2 2 2	1 1 2 2	1 1 2 1	1 2 2 2	2 1 1 2	1 1 2 1	1 1 1 2	1 2 2 2	2 2 2 2	-8,9
	BR009 9	3 3 4 5	3 4 4 4	4 3 4 4	3 3 4 5	3 3 4 4	3 3 5 5	2 2 4 3	4 3 5 5	5 3 5 5	4 4 5 4	3 4 5 4	4 4 4 5	4 3 4 5	3 4 4 5	5 3 3 4	3 3 4 5	4 3 3 5	33,0
QQ002 5	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	1 1 2 2	1 2 2 2	1 2 2 2	1 1 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 1 2 2	1 1 2 2	1 1 2 2	1 1 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	2 1 2 2	0,5	
QQ011 9	1 1 2 2	1 2 2 2	1 2 2 2	1 2 2 2	1 2 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	1 1 2 2	1 2 2 2	1 2 2 1	2 2 2 2	1 2 2 1	1 2 2 1	2 2 2 2	2 2 2 1	1 2 2 2	1 2 2 2	19,8	
Donau	QQ101 9,1	2 3 3 4	2 2 3 4	2 2 3 3	2 2 2 2	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 3	3 3 3 3	3 2 3 3	2 2 2 2	2 2 3 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	3 3 2 2	-18,3
	QQ104 9,1	3 2 4 3	2 3 3 3	2 2 3 3	2 2 2 2	2 2 3 2	2 2 2 2	2 2 3 3	2 2 3 3	3 3 4 3	2 3 3 3	3 3 3 3	2 2 4 3	2 3 3 3	2 3 4 3	3 3 3 4	3 3 3 3	3 3 3 3	52,7
	QQ304 9,2	2 3 2 2	2 2 2 3	2 2 3 3	2 2 2 2	3 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 3	2 2 3 3	3 2 3 3	2 2 3 2	2 2 3 2	2 2 3 2	2 2 3 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 2	1,1
	QQ701 9,2	2 2 2 2	1 2 2 2	1 2 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 3	1 2 2 3	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 2	2 2 2 2	33,2
Rhein	XX035 9,2	4 4 3 4	4 4 3 3	4 4 4 4	3 3 4 3	2 3 3 3	3 3 3 3	3 3 4 4	3 3 3 3	5 4 4 4	3 3 4 4	3 3 4 3	3 4 3 4	3 3 3 3	4 4 3 4	4 4 3 4	3 3 4 4	4 3 2 3	11,8
	XX102 9,2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 3	2 2 3 3	2 3 3 3	2 2 2 3	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 2 3	2 2 3 3	2 3 3 4	2 3 2 4	63,5
	XX174 9,2	2 3 3 3	3 4 4 4	3 4 4 4	2 3 3 3	3 3 4 4	3 3 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	4 3 5 4	4 4 4 4	3 4 5 5	4 4 4 5	3 4 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	4 4 4 4	3 4 4 4	67,6
	XX198 9,2	2 2 3 4	3 3 4 3	2 2 4 4	2 3 3 3	3 3 3 3	3 4 4 4	4 4 4 4	4 4 4 4	4 4 4 5	4 4 4 5	5 4 5 5	5 4 5 5	3 5 5 5	4 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	187,6
	XX272 9,2	4 5 4 4	5 5 5 5	4 4 5 5	4 5 5 4	4 4 4 4	4 4 4 4	4 4 4 4	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	69,4
	XX318 9,2	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	28,6
	XX361 9,2	5 4 4 5	4 5 5 5	4 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	48,9
	XX435 9,2	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	28,6
Neckar	YY101 6	3 2 3 3	2 2 3 3	2 2 3 4	2 3 3 3	3 3 3 3	2 2 3 3	2 2 3 3	2 3 3 3	3 3 3 4	3 3 3 4	3 3 3 3	4 4 4 4	4 3 3 4	3 3 3 3	2 3 4 3	2 3 3 4	3 3 4 4	81,3
	YY501 9,2	2 2 3 2	2 2 2 3	2 2 3 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 3	2 2 3 3	2 3 3 2	2 2 3 2	2 2 3 2	2 2 3 2	2 2 2 2	2 3 3 3	2 2 3 3	35,1
	YY904 9,2	4 3 4 4	4 4 4 4	2 2 3 3	2 2 2 4	2 2 3 3	2 2 3 3	2 2 3 3	2 2 3 2	2 2 3 3	2 2 3 3	2 2 2 3	2 2 2 3	2 2 3 2	2 2 2 3	2 2 3 2	2 3 3 3	3 3 3 3	-30,9
	YY153 9,2	5 4 4 5	4 4 4 4	4 4 4 4	4 4 4 4	5 4 5 5	4 4 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	5 5 5 4	4 4 4 4	3 4 4 4	4 4 4 4	3 3 4 4	3 3 4 4	4 3 4 5	3 5 5 5	4 4 5 5	26,1
	YY106 9,2	5 5 5 3	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	26,6
	YY011 9,2	4 4 5 5	3 4 4 5	4 4 5 5	4 4 5 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	76,0
Mean:																			29,3

Abb. 6: Die Ökologische Zustandsklasse nach WRRL für die Zeitreihe der 30 Dauerbeobachtungsstellen TBM. Die Probestellen am Rhein und die unterste Neckar Probestelle (YY011) sind abweichend von der regulären Einstufung mit Gewässertyp 9.2 bewertet, um den Einfluss der Neozoa zu verdeutlichen. Der Trendindex (TI) in der letzten Spalte, weist Verbesserung (blau) oder Verschlechterung (rot) der biologischen Indikation jeder Probestelle über die Zeitachse aus.

Die Erwärmung der Fließgewässer führt entlang des thermischen Gradienten (zunehmende Wassertemperatur mit Quellentfernung) zu einer Aufwärtswanderung der Gewässerorganismen (Marten 2011, LUBW 2014). Der Anteil Bacharten an der Gesamtbiozönose der 10 quellnahesten Probestellen TBM verhält sich umgekehrt proportional zur Temperaturentwicklung (Abb. 7, im Vergleich zu Abb. 5, Temperatur). Dagegen nehmen die Flussarten an diesen Probestellen weiter kontinuierlich und signifikant zu ($p = 0.001$, Abb. 7).

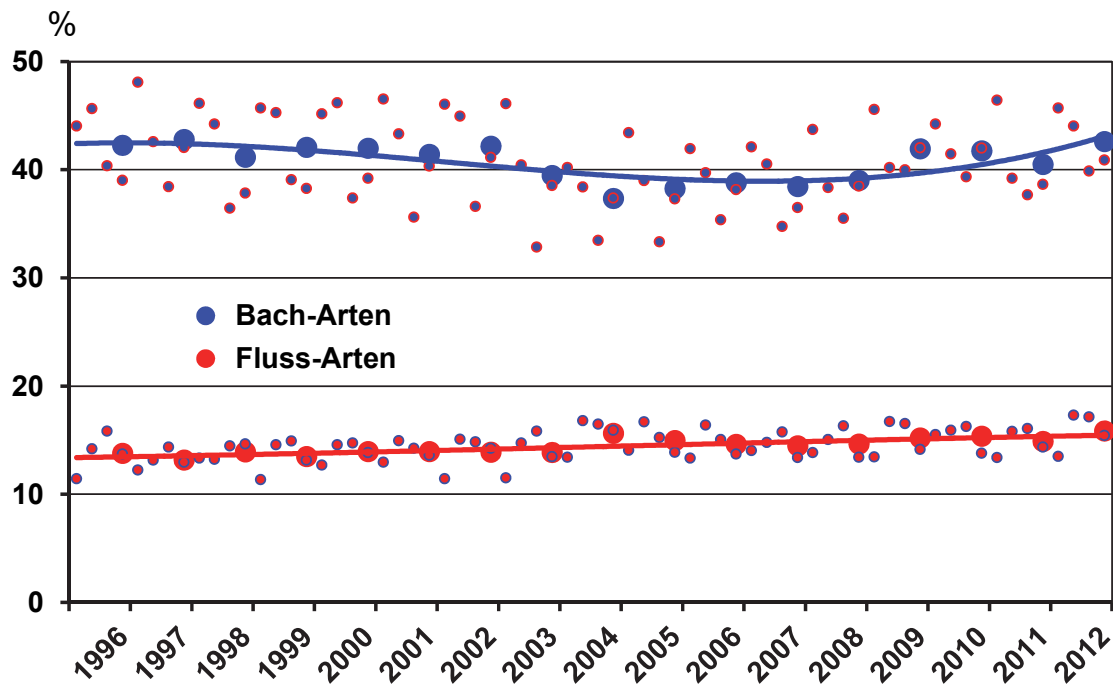


Abb. 7: Entwicklung der Prozentanteile von Bach- (obere Kurve) und Fluss-Arten (untere Kurve) an den 10 bachähnlichsten der Dauerbeobachtungs-Messstellen in Baden-Württemberg. Einzelwert (4 Proben/Jahr, kleine Punkte) und Jahresmittelwerte (große Punkte).

Zur weiteren Analyse der Einnischung der Fließgewässer-Lebensgemeinschaft entlang des Bach-Fluss-Gradienten und der Auswirkungen von Temperaturänderungen wurden zwei Indices, der Zonierungs-Index Z8 (Marten 2009) und der Temperature Preference Index TPI4 (Marten 2010) aufgestellt, und damit drei verschiedene Probestellen-Kollektive ausgewertet. Das Vordringen der Flusslebensgemeinschaft an den 10 bachtypischsten Messstellen, und auch im Mittel über alle 30 Dauerbeobachtungsstellen, scheint seit 2005 beendet (Quadrat, Rhomben, Abb. 8). Die zwei am wenigsten thermisch belasteten Messstellen an Breg und Brigach zeigen sogar eine zurückweichende Flusslebensgemeinschaft an (Punkte, Abb. 8). Beim Zonierungs-Index sind 90 % der Fließgewässer-Organismen hinsichtlich ihres Vorkommens in den Flusszonen Quelle, Bach, Fluss, eingestuft.

Beim Temperature Preference Index TPI4 liegen bislang nur für 26 % der mit dem TBM nachgewiesenen Tierarten Zuordnungen unmittelbar zu bestimmten Temperatur-Präferenzbereichen vor (für die EPT-Arten). Der Index im Mittel der 30 Dauerbeobachtungsstellen und im zehner Bachmittel (Abb. 9) verhält sich in der Zeitreihe analog zur Temperaturentwicklung (Abb. 5) und zum Zonierungsindex (Abb. 8), mit stagnierenden Werten zum Ende der Untersuchungsperiode. Allerdings steigt an den durch mögliche thermische Einleitungen am wenigsten belasteten Bächen Breg und Brigach der TPI4 auch zum Ende hin an, höhere Temperaturen indizierend (Abb. 9), konträr zum Zonierungs-Index (Abb. 8).

Z_8 (1- 8)

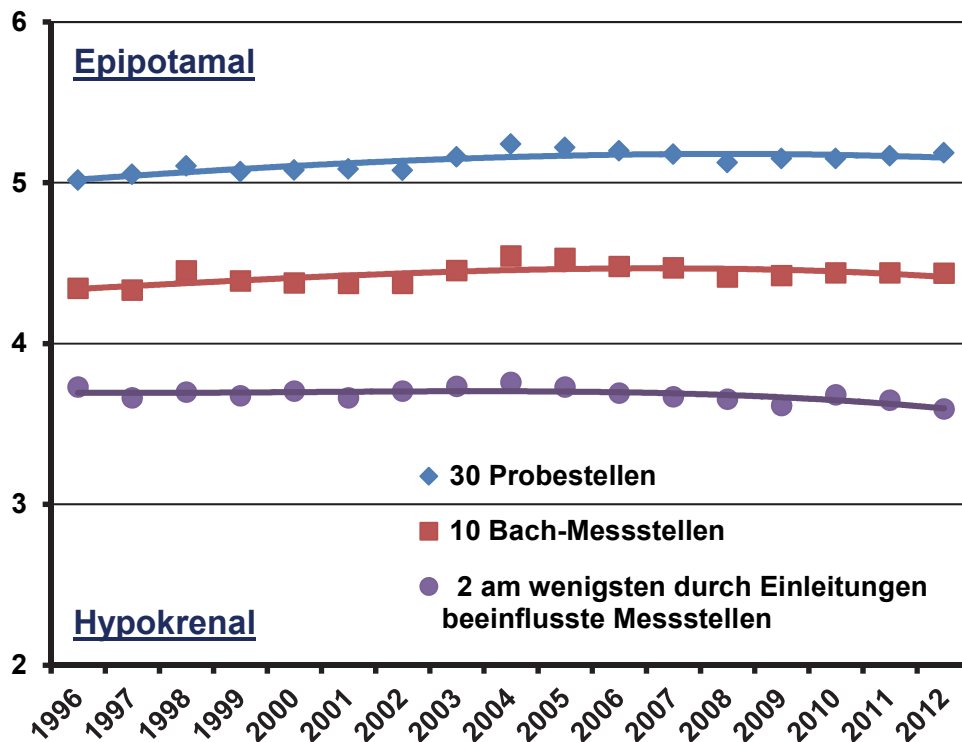


Abb. 8: Der Zonierungs-Index Z_8 berechnet als Jahresmittelwerte über 4 Sammeltermine für verschiedene Probestellen-Kollektive.

TPI_4 (1- 4)

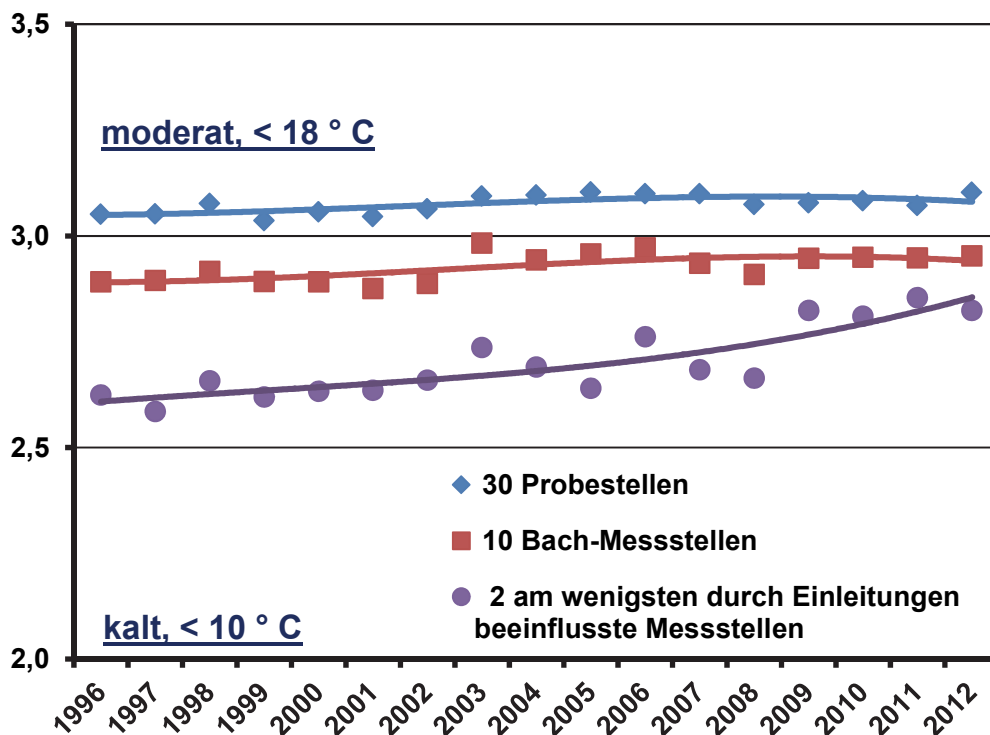


Abb. 9: Der Temperature Preference Index TPI_4 berechnet als Jahresmittelwerte über 4 Sammeltermine für verschiedene Probestellen-Kollektive.

Die als Maß für den Klimawandel betrachteten Änderungen der lokalen Lufttemperaturen sind im Beobachtungszeitraum vergleichsweise gering (Abb. 10). Trends sind in der Kürze der Zeitperiode bedingt durch die Fluktuationen der Jahresmittel von Jahr zu Jahr nicht signifikant auszumachen. Der Temperaturunterschied im linearen Trend der Jahresmitteltemperaturen seit dem sprunghaften Anstieg 1987/88 bis 2012, liegt bei + 0,26 °C in 25 Jahren. Die Schwankungsbreite der Jahresmittel beträgt im gleichen Zeitraum 2,46 °C (Minimum 1996 7,41 °C, Maximum 1994 9,87 °C).

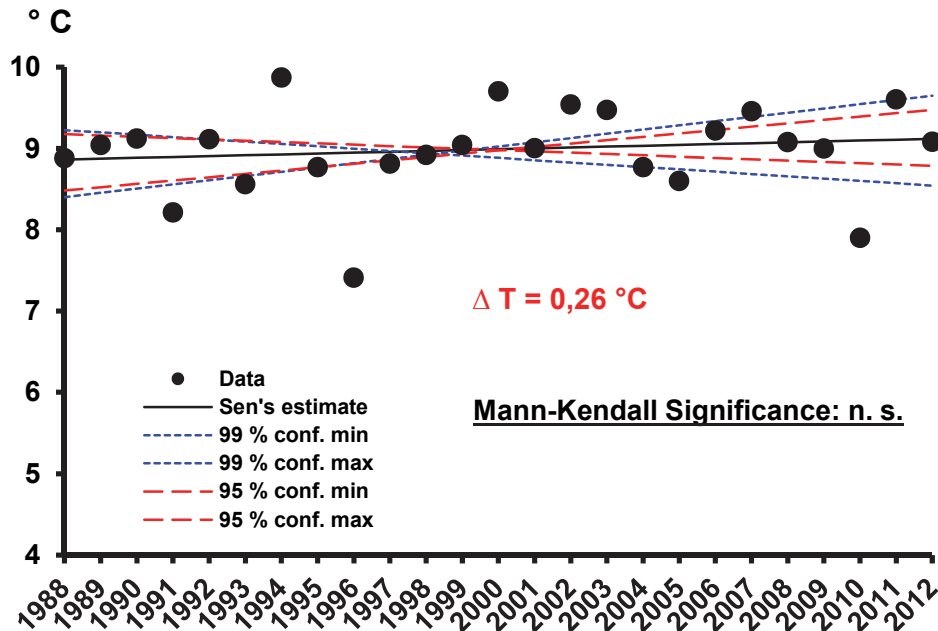


Abb. 10: Entwicklung der Jahresmitteltemperaturen in Baden-Württemberg (Gebietsmittel, DWD) seit dem Temperatur Sprung 1987/1988 bis zum Ende der Untersuchungsperiode.

Biozönotische Auswirkungen in baden-württembergischen Fließgewässern aufgrund klimatischer Einflüsse sind vor dem Hintergrund der Überprägung durch andere, siedlungsbedingte Belastungen, derzeit eher als gering einzuschätzen. Z. B. sind im Neckar unterhalb des Kraftwerkes Obrigheim die Temperaturen Einstellung des Leistungsbetriebes in 2005 um 2,4 °C zurückgegangen (LUBW 2011). Diese Situation kann sich jedoch im Zuge des erwarteten weiteren Lufttemperaturanstiegs (LUBW 2013) grundlegend ändern.

Welche Konsequenzen kann die aktuelle „Warmphase“ ab 2014 für Fließgewässer-Tiere haben?

In Abb. 11 werden das Gebietsmittel B.-W. und exemplarisch auch für sieben einzelne Klima-Messstationen des DWD, die aktuellen Verläufe der Jahresmitteltemperaturen in der Zeitreihe dargestellt. Rechtsrandig ist die prozentuale Abweichung des Mittels der letzten 5 warmen Jahre 2014-2018 von der kühleren Periode bis zum Regime Shift 1987/1988 indiziert. Die Abbildung zeigt deutlich, dass je höher die Messstelle gelegen (Höhenangabe siehe Legende Abb. 11), desto höher der prozentuale Anstieg der Jahresmitteltemperatur, mit der Folge, dass die den Organismen für ihre Entwicklung zur Verfügung stehende Wärmesumme in ehemals kalten Gebieten vergleichsweise stark ansteigt, obwohl es absolut betrachtet „nur“ 2 °C mehr sind.

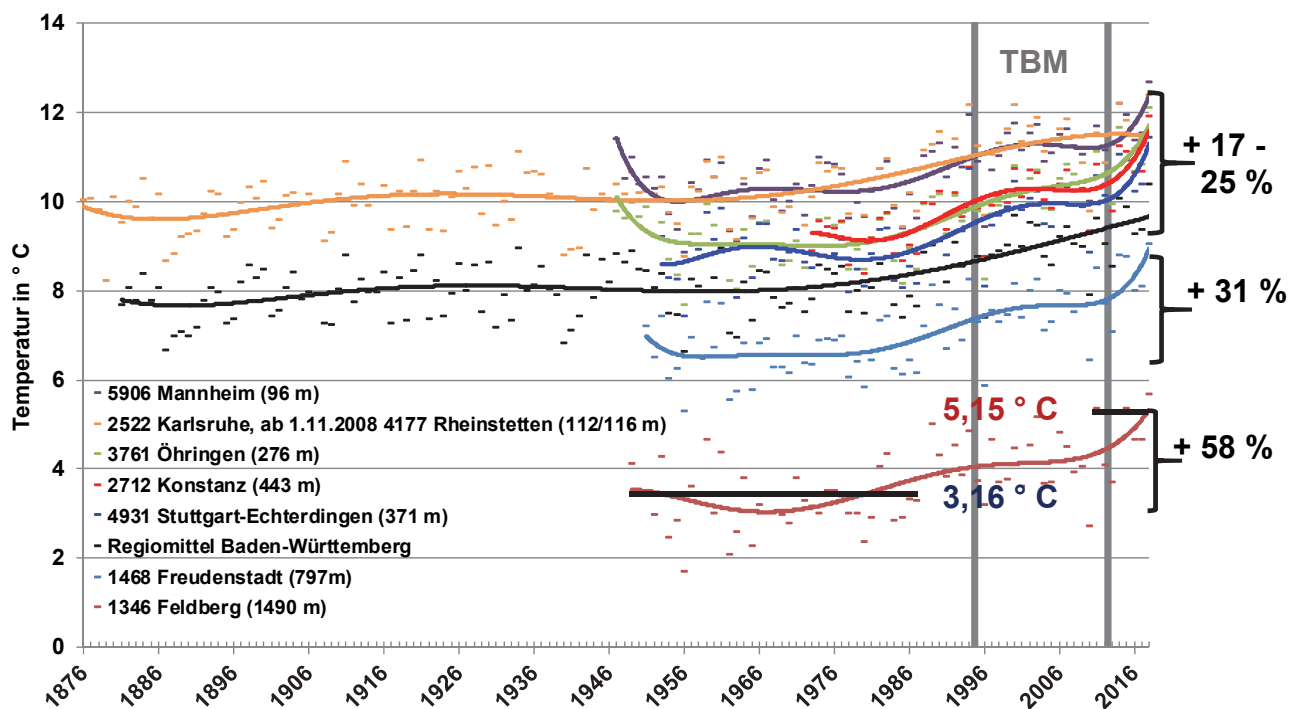


Abb. 11: Jahres-Temperaturmittel in Baden-Württemberg und an 7 Einzelstationen, 1876-2018. Die TBM Periode ist mit grauen Balken markiert.

Was bedeutet die aktuelle Temperatur Erhöhung vor allem für sensible, kaltstenotherme Bachorganismen? Nach Marten (1990) lässt die Temperaturabhängigkeit der Embryonalentwicklung z. B. der Steinfliege *Protonemura meyeri* (Pictet, 1841) (Foto) mit einer Exponentialfunktion $Y = 283,7 T^{-1,01}$ beschreiben. Die T-Abhängigkeit der Larvalentwicklung



gehört einer linearen Funktion (Marten 1987). Mit diesen Funktionen wurden die Entwicklungszeiten für die Art unter den früheren und den aktuellen Temperaturen kalkuliert und die Differenz für die relativ gesehen stärkste Temperaturerhöhung am Feldberg wie folgt ausgewiesen: Die Embryonalentwicklung benötigt bei + 58 % Wärme am Feldberg nur noch 54 statt bisher 86 Tage. Die Larvalentwicklung der Art beschleunigt sich entsprechend auf 287 statt bisher 453 Tage. Zusammen ergeben sich für die aquatische Phase von *Protonemura meyeri* 341 statt 536 Tage Entwicklungszeit. Dies hätte zum Effekt, dass die Art, eingerechnet vier Wochen Imaginal-Phase, zur Begattung und Eiablage, jetzt am Feldberg ihren einjährigen Lebenszyklus vollenden kann. Andererseits käme die Art in ihrem bisherigen epirithralen Lebensraum höchstwahrscheinlich in Schwierigkeiten, da der Lebenszyklus in weniger als einem Jahr beendet wäre. Die Entwicklung wäre aber noch nicht so schnell, dass diese Steinfliege zwei Generationen pro Jahr schaffen würde. Folge wäre eine laufende Verschiebung des Lebenszyklus im Jahresverlauf, unter Aufgabe sämtlicher, eventuell gegebener bisheriger Vorteile der Einnischung, z. B. hinsichtlich Nahrungsangebot und Prädatorendruck.

Welche weiteren Gefahren lauern, Insektensterben?

Rund 80 % der wirbellosen Tiere (Makrozoobenthos) im naturnahen Fließgewässer sind Insekten. Nach Hallmann et al. (2017) hat die Biomasse fliegender Insekten in Schutzgebieten über 27 Jahre zu mehr als 75 % abgenommen. Artenbestimmungen des hier lediglich gewogenen Materials wurden für diese Abschätzung nicht vorgenommen. Da die insgesamt 63 Messstellen auf deren Ergebnisse sich diese These stützt, vielfach in Gewässernähe liegen (Inspektion via Google Earth nach den angegebenen Koordinaten), wurden die TBM-Daten und jene des Breitenbachs (Marten 2012, Wagner 2011) auch auf diese Fragestellung eines möglichen Insektenrückgangs hin ausgewertet.

Im Rahmen des Trendbiomonitorings wurde halbquantitativ gearbeitet, die Abundanz-Erhebung erfolgte durch Schätzung in sieben Abundanzklassen. Abb. 12 zeigt, exemplarisch für viele Probestellen, den daraus ermittelten Anteil Insekten-Abundanz am kleinen Brigach-Bach, in der Zeitreihe nur geringfügig abnehmend. Die Säulen zeigen die große Variabilität der aus Insekten- und Nicht-Insekten-Abundanz resultierenden Gesamtabundanz jeder Beprobung.

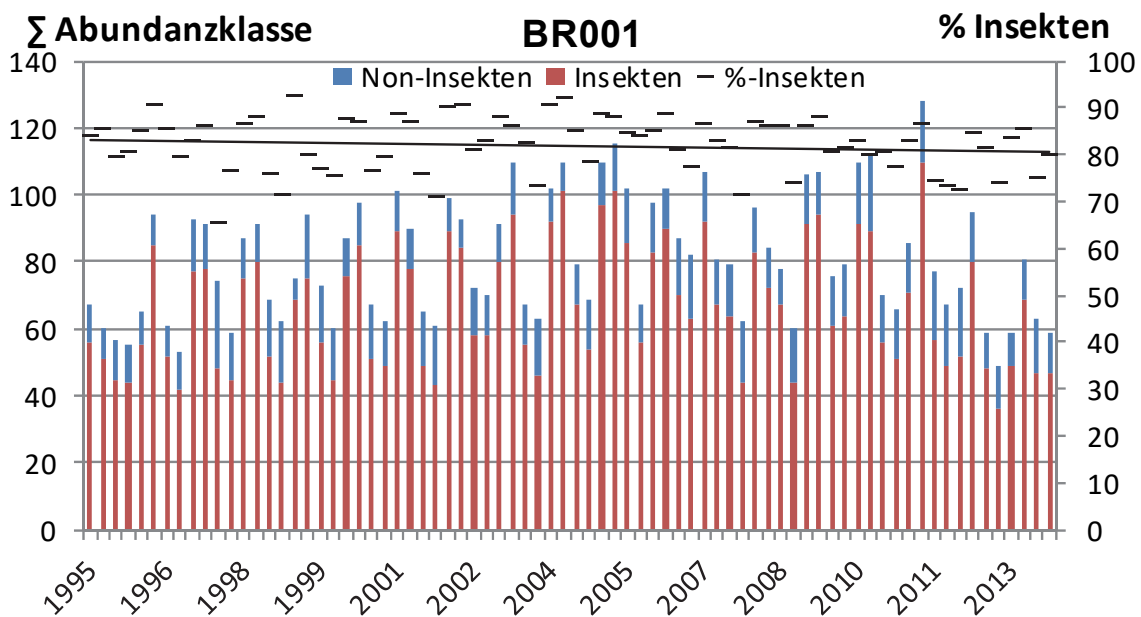


Abb. 12: Abundanz-Entwicklung Insekten und anderer Wirbelloser, Brigach oh. St. Georgen (BR001).

An großen Flüssen wie dem Rhein ist der Insekten-Anteil gering und wie in Abb. 13 für den Rhein bei Karlsruhe gezeigt, oft rückläufig. Die stark expansiven neozoischen Crustacea und Mollusca nehmen inzwischen breiten Raum ein.

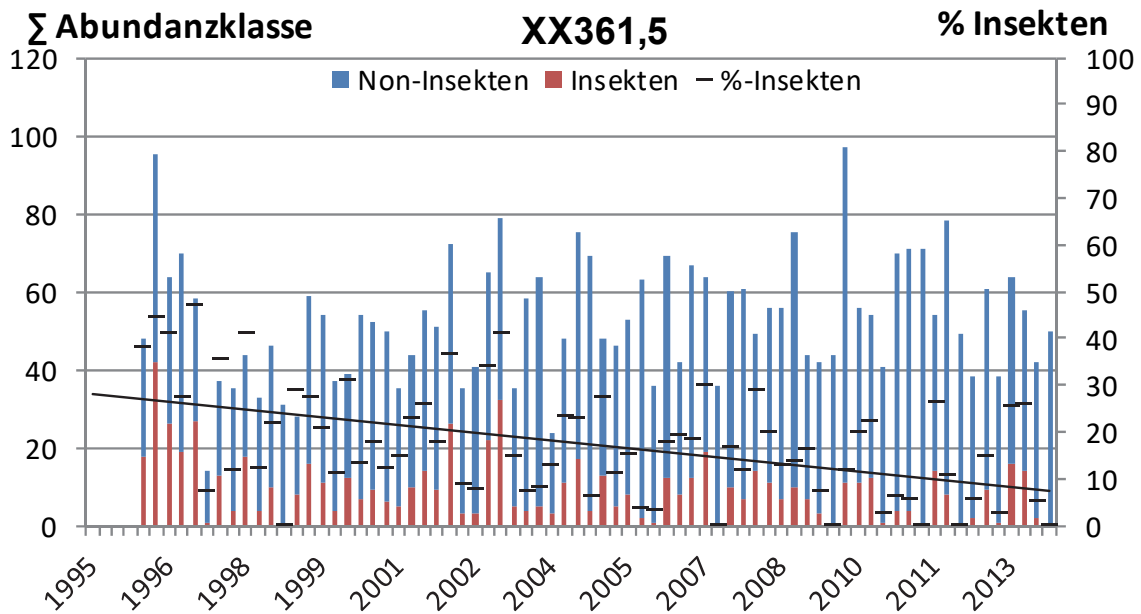


Abb. 13: Abundanz-Entwicklung Insekten und anderer Wirbelloser, Rhein bei Karlsruhe (XX361,5).

Abb. 14 zeigt diesen Zusammenhang: Diejenigen Probestellen mit den größten Verlusten bei der Insekten-Abundanz sind gleichzeitig diejenigen mit großem Neozoa-Reichtum, wie die Probestellen an Rhein (XX...) und Neckar (YY...).

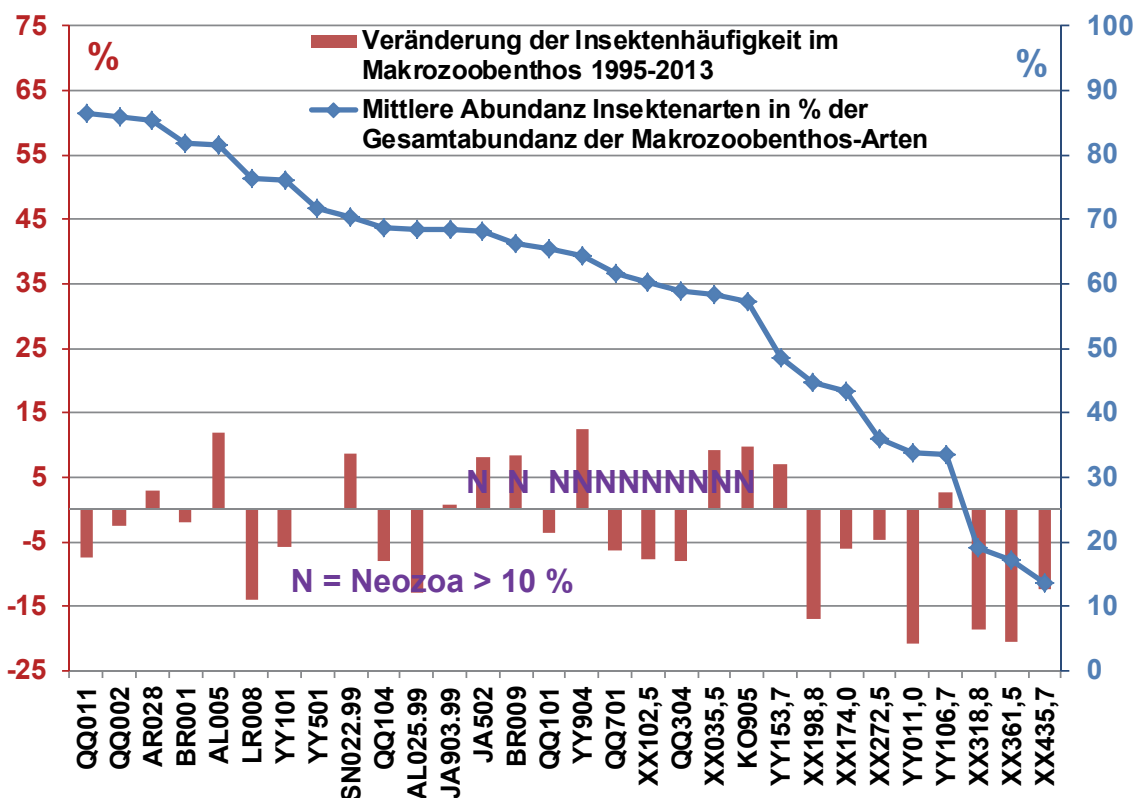


Abb. 14: Mittlere Insekten-Abundanz und Veränderung der Insektenhäufigkeit an 30 Dauerbeobachtungsstellen TBM.

An den weitgehend Neozoa freien Probestellen halten sich zunehmende und abnehmende Tendenz der Insekten-Abundanz über die Messstellen in etwa die Waage, eine zufälligen Entwicklung?

Am Breitenbach wurden vom Max-Planck-Institut für Limnologie in Schlitz seit 1969 quantitative Emergenz-Untersuchungen durchgeführt. Emergence Trap 2 (T2) weist mit 37 Jahren, bis 2005, die längste Datenreihe auf. Die mit dieser Falle ermittelte jährliche Artenzahl entwickelt sich leicht progressiv, die entsprechende Gesamt-Individuenzahl erkennbar degressiv (Abb. 15). Eine Einbuße der Individuendichte muss demnach nicht zwangsläufig einen Rückgang der Biodiversität bedeuten.

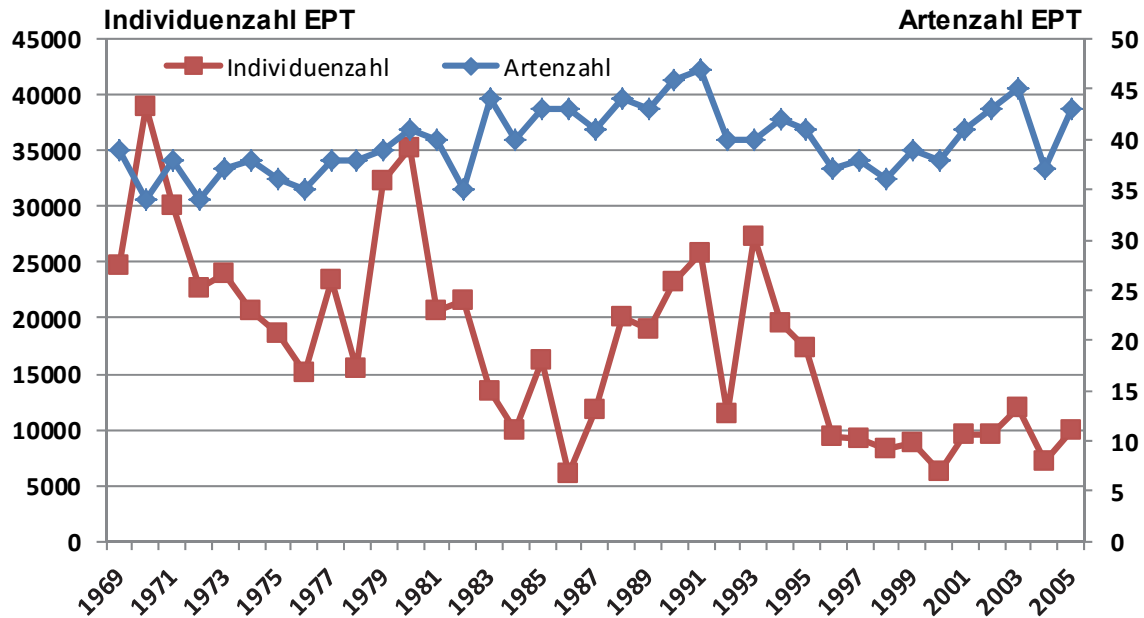


Abb. 15: Jahres-Arten- und –Individuenzahlen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT) gemessen in Trap 2 am Breitenbach bei Schlitz.

Die Schlitzer Datenreihe ist die längste kontinuierlich erhobene Aufsammlung von Wasserinsekten in Deutschland und stellt zusammen mit den regelmäßigen TBM-Daten die beste Vergleichsbasis für ein mögliches Insektensterben im aquatischen Bereich. Beide Ansätze unterscheiden sich in ihrer Konsistenz wesentlich von der von Hallmann et al. (2017) aufgestellten Zeitreihe. Diese setzt sich aus 63 Probestellen zusammen, überwiegend aus dem Rheinland. 37 Probestellen wurden nur einmalig untersucht, mehrheitlich zum Ende der Zeitreihe. 5 Probestellen davon liegen in Brandenburg (und am Beginn der Zeitreihe, Abb. 16).

Darüber hinaus deckt keiner der 26 mehrfach beprobten Standorte den Gesamtzeitraum der betrachteten 27 Jahre ab (Abb. 17).

Ob auch die Gewässernähe, mit viele Stellen am Rhein und Neozoa-Einfluss, mitverantwortlich für den postulierten Rückgang der Insektenbiomasse sein kann, lässt sich ohne taxonomische Aufarbeitung des Materials nicht sagen.

Schlussfolgerung

Es scheint dringend angezeigt, die grundlegenden Untersuchungen Trendbiomonitoring weiterzuführen, um die Auswirkungen des Klimawandels auf Gewässerbiozönosen zu erfassen und Datengrundlagen zur Beurteilung neu auftretender Themen, wie jetzt „das Insektensterben“, zu schaffen.

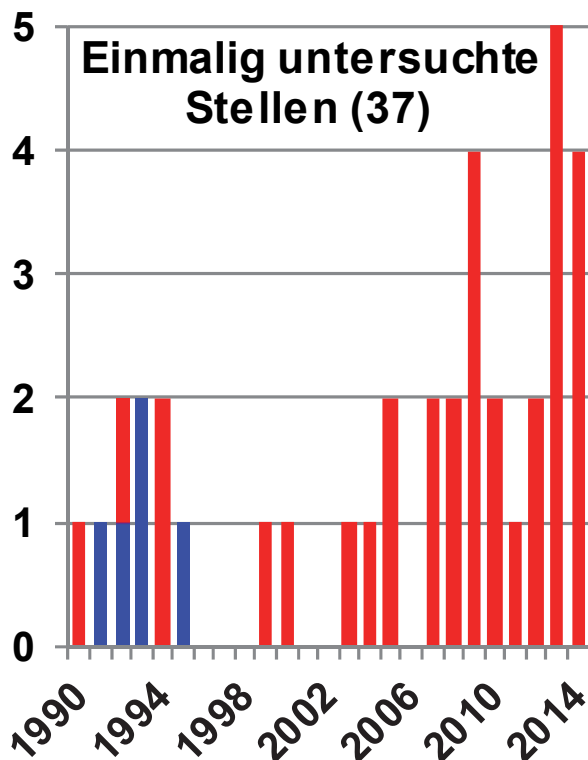


Abb. 16: Verteilung der 37 einmalig untersuchten Probestellen nach Hallmann et al. (l. c.) über die Zeitachse. Rot Rheinland, blau Brandenburg.

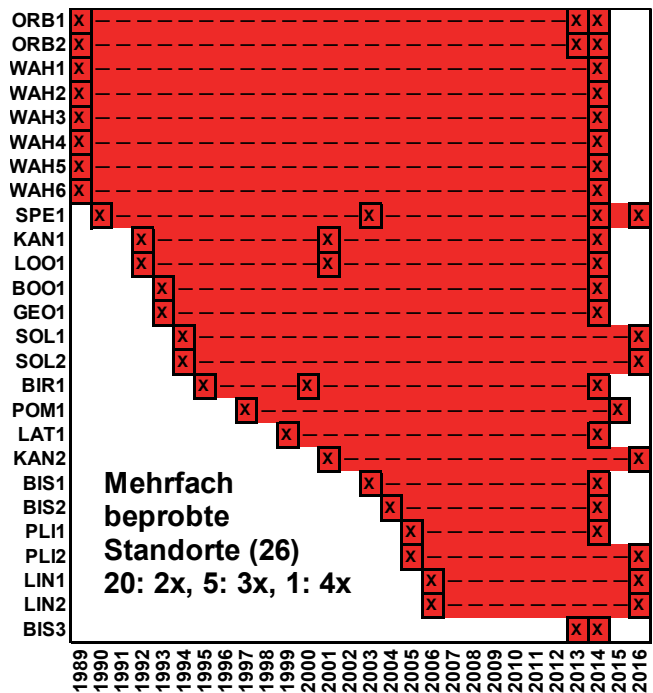


Abb. 17: Zeitliche Verteilung der Mehrfachstandorte nach Hallmann et al. (2017).

Literatur

- Hallmann, C. A.; Sorg, M.; Jongejans, E.; Siepel, H.; Hofland, N.; Schwan, H.; Stenmans, W.; Müller, A.; Sumser, H.; Hören, T.; Goulson, D. & de Kroon, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas, PLoS ONE 12 (10): <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- IKSR (2013): Darstellung der Entwicklung der Rheinwassertemperaturen auf der Basis validierter Temperaturmessungen von 1978 bis 2011. – Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR), Koblenz: 28 S.
- LUBW 2011: Trendbiomonitoring – Biozönotisches Langzeit-Monitoring in Fließgewässern Baden-Württembergs. – <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/content/101750/U64-M331.pdf>: 95 S.
- LUBW (2013): Zukünftige Klimaentwicklung in Baden-Württemberg – Perspektiven aus regionalen Klimamodellen. – <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/229984/> : 162 S.
- LUBW (2014): Entwicklung der Biozönose wirbelloser Tiere in Fließgewässern Baden-Württembergs – Kurzfassung der Ergebnisse 1996 bis 2012. – https://fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/110318/U64_M331-J12.pdf : 14 S.
- LUBW (2016): Fischsterben in der Jagst - Vorläufige Abschätzung der ökologischen Auswirkungen des Großbrandes in der Lobenhausener Mühle - Stand Januar 2016. – LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, LAZBW Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg, Regierungspräsidium Stuttgart, 76 S.
- LUBW (2017): Ökologische Auswirkungen des Großbrandes in der Lobenhausener Mühle auf die Jagst - Abschlussbericht. – LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, LAZBW Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg, Regierungspräsidium Stuttgart, 48 S.

- Marten, M. (1987): Labor- und Freilanduntersuchungen zur Autökologie von Protonemura-Arten (Insecta, Plecoptera) unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses der Temperatur auf die Embryonal- und Larvalentwicklung. – Dissertation Universität Kassel: 162 S.
- Marten, M. (1990): Interspecific variation in temperature dependence of egg development of five congeneric stonefly species (Protonemura Kempny 1898, Plecoptera). – *Hydrobiologia* 199: 157-171.
- Marten, M. (1994): Langzeitbiomonitoring in Fließgewässern Baden-Württembergs. Ökologische Beweissicherung zur Beschreibung der Auswirkung diffuser Belastungen unter besonderer Berücksichtigung des Makrozoobenthos - Methodologische Betrachtungen. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1994, Band II, Kaltenmeier Söhne, Krefeld 1995: 518-522.
- Marten, M. (2000): Untersuchungen an Fließgewässern – Trend-Biomonitoring zur Erfassung von Langzeitwirkungen von Gewässerbelastungen. – Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg & Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), *Umweltdaten 2000*: 211-213.
- Marten, M. (2001a): Environmental monitoring in Baden-Württemberg with special reference to biocoenotic trendmonitoring of Macrozoobenthos in rivers and methodical requirements for evaluation of long-term biocoenotic changes. – *Aquatic Ecology* 35: 159-171.
- Marten, M. (2001b): Qualitätssicherung bei der Vergabe und Durchführung gewässerbiologischer Freilandarbeiten in Baden-Württemberg. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 2001, Kaltenmeier Söhne, Krefeld 2002: 847-851.
- Marten, M. (2004): Biologische Veränderungen im Rhein – Ergebnisse des Trendbiomonitorings 1995-2002. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), LfU Karlsruhe: 45 S. Kurzfassung in: *Naturschutz-Info* 3/2004, Fachdienst Naturschutz der LfU B.-W (Hrsg.): 27-28.
- Marten, M. (2005): Bewertung von Makrozoobenthos-Befunden aus unterschiedlichen Aufsammlerverfahren mit dem AQEM European Stream Assessment Programm. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 2005, Weißensee Verlag, Berlin 2006: 420-424.
- Marten, M. (2006): 10 Jahre Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg – Ergebnisse biologischer Langzeituntersuchungen in Fließgewässern. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 2006, Eigenverlag der DGL, Werder 2007: 358-362.
- Marten, M. (2009): Diversität und Variabilität des Makrozoobenthos und der indizierten ökologischen Bewertung am Beispiel langjähriger Untersuchungen in Fließgewässern Baden-Württembergs. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010: 245-250.
- Marten, M. (2010): Makrozoobenthos und Klimawandel – reichen unsere Monitoringsysteme aus? – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011: 375-380.
- Marten, M. (2012): Gewässerökologisches Klimawandel-Monitoring in Baden-Württemberg. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013: 267-272.
- Marten, M., W. Hackbarth & C. - J. Otto (1999): Neue Eintags- und Steinfliegenfunde aus Baden-Württemberg und Stand der derzeitigen Erfassung im Rahmen der biologischen Umweltbeobachtung an Fließgewässern. – *Lauterbornia*, H. 37: 63-86.
- North, R. P., D. M. Livingstone, R. E. Hari, O. Köster, P. Niederhauser & R. Kipfer (2013): The physical impact of the late 1980s climate regime shift on Swiss rivers and lakes. – *Inland Waters* 3: 341-350.
- Wagner, R., J. Marxsen, P. Zwick & E. J. Cox (2011): Central European Stream Ecosystems – The Long Term Study of the Breitenbach. – Wiley-VCH, Weinheim: 672 p.

Management des invasiven Kalikokrebses: von lokalen Umsetzungen zu regionalen Maßnahmen

Andreas Martens; Alexander Herrmann; Andreas Stephan

Institut für Biologie, PH Karlsruhe

Der Kalikokrebs *Faxonius immunis* ist ein invasiver Flusskrebs im Rheinsystem mit drei bemerkenswerten Eigenschaften: er baut Röhren im Gewässergrund, er geht über Land und er hat ein großes Fortpflanzungspotenzial. Eine solche Art zurückzudrängen ist eine Herausforderung.

Zuerst soll über den Fortschritt der wissenschaftlich begleiteten Managementmaßnahmen berichtet werden, die an Kleingewässern in Rheinstetten, Gaggenau und Sinzheim stattfinden. Die Maßnahmen umfassen (1) möglichst vollständiger Fang der Krebse in einem Kleingewässer, (2) Kieseinbringung in das meist lehmige Gewässer um den Röhrenbau einzuschränken und eine (3) Barriere zur Vermeidung der Wiederbesiedlung durch Flusskrebse bei Durchlässigkeit für Amphibien.

Dann soll die Entwicklung und Umsetzung regionaler Managementkonzepte im Vordergrund stehen: (1) Die Suche nach tatsächlichen Verbreitungsgrenzen und wirksamen Barrieren, (2) die Suche nach den Ausbreitungszentren und die Eindämmung von deren lokalem Populationsüberschuss, insbesondere in Gräben. Die (3) wirksame Öffentlichkeitsarbeit auf Ebenen wie allgemeine Pressearbeit, Hochwasserschutz, Naturschutz, Fischerei, Gemeinden, Verbände sowie (3) die zukünftig stärkere Berücksichtigung des Themas Flusskrebse/ invasive Flusskrebse bei der Fischerprüfung/dem Angelschein.

Welche Faktoren bestimmen die Fischgemeinschaften in Europäischen Seen? Modellbasierte Varianzzerlegung geographischer, abiotischer und biotischer Effekte

Thomas Mehner¹; Sandra Brucet²

¹ Leibniz-Inst. f. Gewässerökologie & Binnenfischerei, Berlin; ² Central University of Catalonia, Vic, Spain & ICREA, Barcelona, Spain

Die Formierung lokaler Organismengemeinschaften ergibt sich aus dem Zusammenspiel von geographischer Lage und Konnektivität, abiotischen Faktoren des Habitats und den Interaktionen zwischen Populationen. Der Beitrag der biotischen Interaktionen zur Struktur von Gemeinschaften lässt sich oft nicht von den Einflüssen abiotischer und räumlicher Prädiktoren trennen, da die meisten großräumigen Analysen statistische Ansätze benutzen, die auf Ähnlichkeitsmaßen zwischen Gemeinschaften beruhen. Modellbasierte Ansätze, welche die Anwesenheit oder Abundanz einzelner Arten direkt auf die verschiedenen Faktoren zurückführen, sind bisher kaum verbreitet. Wir analysierten die Fischgemeinschaften in nahezu 2000 Europäischen Seen mit Hilfe von multivariaten Bayes Ordinations- und Regressionsverfahren. Wir unterschieden Präsenz, Biomasse und mittlere Größe von ca. 30 weit verbreiteten Arten. Unsere Analysen zeigen, dass die geographische Lage im selben Einzugsgebiet einen erheblichen Einfluss auf die Präsenz der Arten hat. Darüber hinaus sind maximale Temperatur, Seetiefe und Produktivität wichtige Prädiktoren für die Zusammensetzung der Fischgemeinschaften. Die durch die Modelle nicht erklärte (residuale) Varianz lässt vermuten, dass biotische Interaktionen wie Räuber-Beute Beziehungen oder Konkurrenz die Biomasse und mittlere Größe der dominanten Fischarten erheblich regulieren. Unterschiede in tropischer Ebene und Masse der Artenpaare korrelierten mit der modellbasierten Stärke der Interaktionen. Unser modellbasierter Vergleich Europäischer Seen unterstreicht daher, dass Interaktionen in lokalen Gemeinschaften erheblich zur Struktur der Gemeinschaften beitragen.

Einfluss von Plastik auf die Nahrungsqualität von Biofilmen für die Süßwasserschnecke *Physa fontinalis*

Diana Michler-Kozma; Friederike Gabel

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Der jährliche Gebrauch von Plastikprodukten steigt global an und große Mengen des entstehenden Kunststoffmülls gelangen über verschiedene Wege in unsere Umwelt. In Binnengewässern stellt dies eine potenzielle Gefahr für die aquatische Fauna dar. Besonders dichtere Stoffe wie Polyethylenterephthalat (PET) sinken schnell ab und können sich am Gewässergrund akkumulieren. Auf dem Plastik wachsende Biofilme können außerdem die Sedimentation auch von weniger dichten Materialien begünstigen und der Benthosfauna zugänglich machen. Noch ist weitgehend unbekannt welche Auswirkungen diese mit Biofilm bewachsenen Plastikpartikel auf höhere trophische Ebenen haben, doch erste Studien konnten bereits Hinweise auf eine veränderte Zusammensetzung der Biofilme und deren Nahrungsqualität geben.

In weiteren Fütterungsexperimenten sollte nun untersucht werden, inwieweit die Struktur und Qualität der Biofilme auf Plastikpartikeln Einfluss auf die Nahrungsqualität für aquatische Weidegänger hat. In den Rieselfeldern bei Münster wurden drei Plastiktypen (PS, PE und PET) sowie Glas als Substrat für die Entwicklung eines natürlichen Biofilms ausgebracht und nach drei Wochen den Versuchstieren zur Beweidung angeboten. Die Süßwasserlungenschnecke *Physa fontinalis* ernährt sich als Weidegänger von Algen und Bakterien. Die Tiere wurden aus Aquarienzucht erworben und jeweils sechs Wochen lang ausschließlich mit dem Biofilm eines Substrattyps gefüttert. Während dieser Zeit wurden die Mortalitätsrate, die Länge des Gehäuses sowie das Gewicht und die Fortpflanzung dokumentiert.

Die Versuche wurden jeweils im Februar und März sowie im Mai und Juni durchgeführt, um eventuelle saisonale Einflüsse auf den Biofilmbewuchs identifizieren zu können. Die Daten des ersten Versuchs zeigen eine signifikante Verringerung des Schneckenwachstums unter Einsatz von PET, während die ersten Ergebnisse des Frühsommers bisher auf keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppen hindeuten.

Somit kann Biofilm, der auf Plastik wächst, eine schlechtere Nahrungsgrundlage für benthische Weidegänger darstellen. Dies ist allerdings vom Plastiktyp abhängig und kann saisonalen Schwankungen unterliegen.

Do microplastics affect population growth rates of different nematode species?

Marie-Theres Müller¹; Hendrik Füser¹; Sebastian Höss²; Walter Traunspurger¹

¹ Fakultät für Biologie, Universität Bielefeld; ² Ecossa

Keywords: meiofauna, polystyrene, beads, population growth, food web

Apart from global warming, microplastic pollution is currently one of the biggest environmental concerns. Since plastic debris is not biodegradable, it accumulates, rather than decomposes in the environment. Secondary microplastics are a result of the breakdown of larger plastic items caused by weathering via mechanical action, oxidative weathering or biological degradation. Microplastics (< 5 mm) that have been generated in this way and sedimented by biofouling processes, are much more bioavailable to low trophic fauna. In fine sediments, nematodes account for the major share of abundance (up to 90 of meiobenthic organisms and are considered to have an important position in benthic food webs by connecting lower (bacteria) and higher trophic levels (e.g. macrofauna, fish). Single-species toxicity tests with the nematode *Caenorhabditis elegans* already revealed dose-dependent inhibitory effects of microplastic on their reproduction. Therefore, the investigation of impacts of microscopic particles on the population growth for nematodes should be part of an environmental risk assessment of microplastics.

The aim of this study is to assess the uptake and impacts of lowly (103 beads ml⁻¹) and highly (107 beads ml⁻¹) concentrated polystyrene (PS) beads of 1.0 µm in diameter on the population growth rates of different nematode species (e.g., *C. elegans*, *Pristionchus pacificus*, *Plectus aquatilis*, *Panagrolaimus thienemanni*) exposed in a semi-fluid medium.

Uptake of 1.0 µm PS beads varied considerably between the various nematode species, whereas *C. elegans* showed the highest numbers of beads in the intestine and *P. thienemanni* hardly ingested any PS beads. The population growth rate (PGR) of fast-growing species (*C. elegans* and *P. pacificus*) were negatively affected, while the PGR of some slowly growing species (e.g., *P. aquatilis*) were stimulated by the PS beads at environmentally relevant concentrations. This might have impacts on the benthic food web where nematodes occupy key positions.

Auswirkungen stofflicher Belastungen auf die Fließgewässer im Einzugsgebiet der Nidda – Ergebnisse aus dem BMBF-Projekt NiddaMan

Jörg Oehlmann; Denise Brettschneider; Andrea Dombrowski; Katharina Heye; Matthias Oetken; Ulrike Schulte-Oehlmann

Goethe-Universität Frankfurt am Main

Das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung von 2015 bis 2018 geförderte Projekt NiddaMan (Förderkennzeichen: 02WRM1367) untersuchte am Beispiel des Einzugsgebiet der Nidda unter anderem die Ursachen, warum die weit überwiegende Zahl der Gewässer die Zielvorgabe des zumindest guten ökologischen Zustands der EU-Wasserrahmenrichtlinie nicht erfüllen. Besonderes Augenmerk lag dabei auf stofflichen Belastungen zählen.

Um deren Bedeutung im Konzert der multiplen Stressoren zu analysieren, wurden zunächst das Expositionsniveau (Target- und Non-Target-Analytik, Modellierung) und die Auswirkungen stofflicher Belastungen auf Organismen und Lebensgemeinschaften mit einer Kombination Effektbasierter Verfahren (In-vitro-Assays, aktives Monitoring im Freiland, laborbasierte In-vivo-Tests) erfasst und dabei Abwassereinleitungen aus Kläranlagen und Mischwasserentlastungen als dominierende Stressoren identifiziert.

Darauf aufbauend wurden wasserwirtschaftliche Maßnahmen hinsichtlich ihrer Effizienz analysiert und bewertet, von denen zwei beispielhaft in der Präsentation vorgestellt werden. Im ersten Fall konnte am Beispiel des Vorher-Nachher-Vergleichs der Schließung einer Kläranlage (Größenklasse 2) gezeigt werden, dass nach dem Wegfall der Abwassereinleitung im zuvor als Vorfluter dienenden Gewässer innerhalb weniger Monate die negativen biologischen Effekte auf allen Integrationsebenen (von der suborganismischen bis zur Gemeinschaftsebene) zurückgingen und das Niveau der unbelasteten Referenzzustands erreichten. Im zweiten Fall ging es darum, stoffliche Belastungen als eine mögliche Ursache für den auch nach umfangreichen hydromorphologischen Renaturierungen oft weiterhin bestehenden defizitären ökologischen Zustand am Beispiel von zwei Modellrenaturierungen im Einzugsgebiet der Nidda zu untersuchen. Dabei zeigte sich, dass in den renaturierten Bereichen die von stofflichen Belastungen ausgehenden Effekte deutlich zunehmen. Dieser Anstieg der Effekte ist wahrscheinlich die Folge der erhöhten Strömungsdiversität in den renaturierten Abschnitten, so dass dort eine verstärkte Ablagerung von belasteten Sedimenten und Schwebstoffen auftritt.

Um den Erfolg von hydromorphologischen Renaturierungen langfristig abzusichern, muss daher der Eintrag von Feinpartikeln und Schadstoffen, vor allem von feinpartikulär gebundenen Stoffen, reduziert werden und mit den Renaturierungsmaßnahmen Hand in Hand gehen, um einen guten ökologischen Zustand der Gewässer zu erreichen. Auch sollte die stoffliche Belastung der Gewässer durch eine effizientere Abwasserreinigung (z. B. 4. Reinigungsstufe) und geeignete Maßnahmen an Mischwasserentlastungen reduziert werden.

Functional and structural recovery of stream biofilms at the habitat scale is based on the individual disturbance history

Anna Oprei¹; José Schreckinger¹; Tatiana Kholiavko¹; Aline Frossard²; Michael Mutz¹; Ute Risse-Buhl³

¹ BTU Cottbus-Senftenberg; ² WSL Eidg. Forschungsanstalt; ³ Helmholtzzentrum für Umweltforschung - UFZ

The metabolic activity and composition of benthic communities in sandy streams has been shown to be altered by habitat disturbances such as flow intermittency (e.g. at banks or bars) or sediment mobility (e.g. periodically shifting ripples). Transitions between disturbed (dry and shifting) and undisturbed conditions (wet and resting) are frequent in space and time. Although the recovery of microbial communities following these disturbances has been reported on a short-term scale (hours to days), little is known about the long-term effects (weeks to months). This includes a possible effect of the season in which recovery occurs. We investigated the dynamics of microbial community respiration (CR), gross primary production (GPP) and microbial community composition of disturbed and undisturbed sandy habitats over a period of seven months. We exposed formerly dried and shifted sediments in mesh bags on the river bed of Spree river and compared their metabolic activity (CR and GPP) and microbial abundances with sediments that were wet and resting (undisturbed control). Real-time detection PCR (qPCR) was performed using a 16S primer (bacteria) and an ITS primer (fungi), respectively, to get estimates for microbial abundance. High pressure liquid chromatography was used to quantify Chl a. We observed an increase in CR during short-term recovery. Formerly dried sediments increased from 15 % CR (relative to the undisturbed control) at the beginning of recovery to 54 % within 4 days, whereas previously shifted sediments showed a less pronounced increase from 43 % to 56 %. After six weeks, CR of formerly dried sediments was still lower than that of the undisturbed control (75 % relative to the control). However, CR of formerly shifted sediments was similar to the undisturbed control (90 % relative to the control). All sediments were showing similar seasonal dynamics. GPP recovered slower than CR and reached 38 % (dried) and 50 % (shifted) compared to the undisturbed control within six weeks. Bacterial and fungal abundances in formerly dried sediments remained lower compared to the undisturbed control throughout the recovery period, whereas microbial abundance in formerly shifted sediments was comparable to the undisturbed control. Chl a of formerly dried and shifted sediments aligned with that of undisturbed sediments within six weeks. Our results show a long-term ecological memory of microbial communities to past habitat disturbance. The intensity of this memory varies with type of disturbance and is presumably related to the intensity of disturbance. Hence, knowledge about the pattern and timing of former habitat disturbance is essential to understand the spatio-temporal heterogeneity of stream biogeochemistry.

Unterschiede in der Kontrolle des Zeitpunktes der Phytoplankton-Frühjahrsblüte in Seen in Europa

Enzo Gronchi¹; Klaus Jöhnk²; Dietmar Straile¹; Sebastian Diehl³; Frank Peeters⁴

¹ Universität Konstanz; ² CSIRO Land and Water; ³ Umeå University; ⁴ Limnologisches Institut, Universität Konstanz

Die jährliche Planktonsukzession in Seen setzt mit dem Phytoplanktonwachstum im Frühling ein. Der Zeitpunkt, wann die Frühlingsblüte von Phytoplankton in Seen beginnt, ist somit für die gesamte Entwicklung des Seeökosystems von entscheidender Bedeutung. Gestützt auf numerische Modellierung untersuchen wir, welche Faktoren in verschiedenen Regionen in Europa den größten Einfluss auf den Beginn der Phytoplanktonblüte haben. Dabei unterscheiden wir zwischen Seen unterschiedlicher Tiefe und mit unterschiedlicher Lichtattenuation des Wassers. Wir nehmen an, dass Phytoplankton im Frühling lichtlimitiert ist und Wachstum erst bei Überschreiten einer kritischen Lichtintensität beginnt. Von Süden nach Norden, und bei gleichen Breitengraden in Bergregionen und in Regionen mit kontinentalerem Klima, setzt die Frühlingsblüte typischerweise später ein. In klaren flachen Seen ist für den Beginn des Phytoplanktonwachstums die Dauer der Eisbedeckung und in trüben flachen Seen die saisonale Zunahme der Lichtintensität ausschlaggebend. In tiefen Seen dagegen ist vor allem der Zeitpunkt der Reduktion der vertikalen Mischung mit dem Einsetzen der Stratifizierung ausschlaggebend.

Lebendige Gewässer als Ziel: die Angebote der Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (NUA) im Themenbereich Gewässerschutz

Eva Pier

Umwelt-, Gewässer- und Bodenschutz Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (NUA)

Die Natur- und Umweltschutz Akademie NRW (NUA) mit Sitz in Recklinghausen bietet jährlich ca. 300 Fortbildungsveranstaltungen für Multiplikatorinnen und Multiplikatoren in Natur- und Umweltthemen und in der Bildung für Nachhaltige Entwicklung (BNE). Dazu gehören auch Veranstaltungen im Rahmen des NRW-Landesprogramms „Lebendige Gewässer“, die dazu beitragen sollen, über die Artenvielfalt in den Gewässern zu informieren, die Akzeptanz für Renaturierungsmaßnahmen zu steigern, den Erfahrungsaustausch und die Vernetzung der beteiligten Akteure in der Maßnahmenumsetzung zu fördern als auch pädagogische Kräfte in der schulischen und außerschulischen Umweltbildung thematisch-fachlich zu qualifizieren. Neben den Veranstaltungen verleiht die NUA die Wanderausstellung „Lebendige Gewässer in NRW“ an Kommunen und Kreise und bietet Publikationen zur Fortbildung an.

Der Vortrag schenkt einen Einblick, welche Angebote die NUA als behördliche Einrichtung in einem einzigartigen Kooperationsmodell mit den vier anerkannten Naturschutzverbänden in NRW zusammen mit zahlreichen Kooperationspartnern schafft, um die erfolgreiche Zielerreichung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu unterstützen. Dazu gehören u.a. die Einsätze des Umweltbusses LUMBRICUS an Schulen zur Fließgewässerökologie sowie die ganztägigen Exkursionsveranstaltungen an renaturierte Fließgewässerabschnitte für Fachleute aus dem Gewässerschutz.

Zusammensetzung der benthischen Arten und ökologischer Status als Reaktion auf eine verbesserte Wasserqualität in Nebenflüssen des Rheins

Mariya Poryazova¹; Carmen Gallas²; Daniela Lud³

¹ Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft, Hochschule Rhein-Waal; ² Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft; ³ Hochschule Rhein-Waal

Der Niederrhein hat eine mehr als 100-jährige Geschichte im Kohlebergbau. Bis 2013 wurde salzhaltiges Wasser, das aus den untertägigen Bergbauaktivitäten resultiert, in die Fossa Eugenia und damit in den Rheinberger Altrhein eingeleitet. Die Entwicklung der lokalen Makrozoobenthosgemeinschaft im Hinblick auf die Änderung des Salzgehalts wird bewertet. Die von der LINEG in den Vegetationsperioden 2011-2018 gesammelten Monitoring-Daten werden mit Proben, die in der Winterperiode 2018/19 entnommen wurden, kombiniert. Für die Datenerfassung werden zwei Probenverfahren verwendet – das AQEM-Verfahren und ein Verfahren unter Verwendung einer mit Kieselsteinen gefüllten Substratbox, die von den Gewässerorganismen besiedelt werden und in bestimmten Zeitintervallen ausgelesen werden. Bei der Auswertung der beiden Methoden wird anhand der taxonomischen Gruppen deutlich, dass die meisten in den Substratkästen vorhandenen Organismen zum Subphylum Crustacea zählen. Die Verwendung nur der Substratboxen führt demnach zu einer Überschätzung der Gammariden, während die Verwendung nur der AQEM-Methode zu einer Unterschätzung führt. Der große Unterschied in den Ergebnissen der beiden verschiedenen Probenahmeverfahren zeigt, dass beide Methoden Vor- und Nachteile aufweisen. Eine mögliche Lösung für dieses Problem könnte die Entwicklung eines kombinierten Probenahmeverfahrens sein. Außerdem konnte bestätigt werden, dass beide Probenahmemethoden am besten während der Vegetationsperiode angewendet werden sollten, da die Probenahme während der Wintermonate keine zufriedenstellenden Ergebnisse liefert. Außerdem kann die Verwendung des AQEM-Verfahrens in Zeiten, in denen eine saisonale Trennung beobachtet wird, dazu beitragen, zusätzliche Taxa zu identifizieren.

Was wissen wir über die Wirkungen von Wasserkraftwerken auf den Zustand der Flüsse in Deutschland?

Martin Pusch¹; Gerry Lehmann²

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB); ² Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Im Zuge der Entwicklung erneuerbarer Energien wird auch die Nutzung des verbleibenden Wasserkraftpotenzials in Deutschland über das EEG finanziell gefördert. Neben Erneuerungen alter Wasserkraftwerke werden neue Wasserkraftwerke überwiegend an kleinen Flüssen gebaut, die zumeist nur eine geringe Leistung haben. Diese Projekte werden auf örtlicher Basis entschieden, ohne einerseits die Auswirkungen auf das jeweilige Flusssystem zu betrachten, oder andererseits den Nutzen der Elektrizitätserzeugung gegen die Schäden abzuwägen.

Obwohl offiziell erkannt wurde, dass die Flüsse Deutschlands den Guten Ökologischen Zustand überwiegend wegen hydromorphologische Belastungen verfehlen, wird bisher das Vorhandensein bzw. der Zubau von Wasserkraftwerken nicht als Belastungsfaktor untersucht.

Daher ist dieser Zubau an Wasserkraftwerken derzeit auch kaum durch übergeordnete Planungen des Gewässerschutzes untersetzt, z. B. durch Priorisierungen von Flusssystemen, noch ist er mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie abgestimmt. Voraussetzung dafür wäre das Vorhandensein einheitlicher und geprüfter Datenbanken, die auf Landes- und Bundesebene aber überraschenderweise nur teilweise und unvollständig existieren.

Der Vortrag zeigt einerseits, welche Schwierigkeiten mit der Sammlung von Daten zu Querbauwerken und Wasserkraftwerken verbunden sind, und andererseits, welche Chancen die integrierte Auswertung solcher gewässerbezogener Daten bietet.

Mögliche Ursachen extremer *E. coli* Grenzwertüberschreitungen an EU Badestellen des Elbeästuars

Jessica Ramm; Anne Mazick

Landkreis Cuxhaven

Generell wird die Badegewässerqualität im Landkreis Cuxhaven als ausgezeichnet eingestuft. Dies basiert auf jahrelangen Fäkalkeim-Messungen während der Badesaison nach EG-Badegewässerrichtlinie. Allerdings erzielten im Frühjahr 2018 elf von 24 EU-Badestellen des Landkreises Cuxhaven in der Saisonvorprobe erstmals extrem erhöhte Werte des Indikatorparameters *E. coli*, welche im Messbereich eines Kläranlagen-Ablaufes lagen (>34660 KBE/100 ml). Zeitgleich zeigten die Landkreise Friesland, Wilhelmshaven und Nordhorn geringfügige Überschreitungen der Grenzwerte für *E. coli* im Mai. Intestinale Enterokokken lagen hingegen im Normalbereich. Die durch das Niedersächsische Landesgesundheitsamt (NLGA) ermittelten Werte waren bis auf eine Badestelle in anschließenden Nachproben unauffällig. Laut dem NLGA waren bereits im Jahr 2015 die Küsten-Landkreise Wittmund, Friesland und Aurich ebenfalls von Überschreitungen betroffen gewesen, aber nicht in diesem hohen Ausmaß. Die Hochmeldung der Badegewässerproben der Badesaison 2018 nach Nds BadegewVO führt nach Auswertung der Daten der letzten fünf Jahre an fünf EU Badestellen des LK Cuxhaven zu einer erheblichen Verschlechterung der Badegewässerqualität. Diese Herabstufung ist auf die deutliche, punktuelle Fäkalkeimbelastung in der Saisonvorprobe zurückzuführen. Eine Verunreinigung dieses Ausmaßes war weder in den Proben der vorangegangenen Jahre noch in den anschließenden Beprobungen 2018 oder bislang in 2019 wieder aufgetreten.

Um die Belastungsursache herauszufinden und die gute Badegewässerqualität zu erhalten, wurde eine Task Force mit Vertretern des Gesundheitsamtes, der Unteren Wasserbehörde, des NLGA, des NLWKN, Vertretern des Landvolkes und der Landwirtschaftskammer gegründet und Untersuchungen eingeleitet. Mögliche zu benennende Faktoren sind beispielsweise die Wetterbedingungen – ein vergleichsweise warmer April 2018, Starkregenereignisse vor der Probennahme, aber auch diffuse Einträge durch dezentrale Abwasseranlagen und dem stark anthropogen beeinflussten Binnenland, vermehrte Gülleausbringung bedingt durch den Güllestau im regnerischen Herbst – Winter 2017/2018 und einem darauffolgenden Dürresommer 2018.

Im zweiwöchigen Rhythmus der EU-Badegewässerproben wurden an vier Terminen Juli - September 2018 jeweils Wassermischproben (aus Oberflächenwasser in 0-0,5 m Wassertiefe) an vier betroffenen EU Badestellen und den zugehörigen Sielen gezogen und auf allgemein physikalisch-chemische Parameter und Fäkalkeime untersucht.

Die Messungen zeigten keine Korrelation zwischen den allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern und der Mikrobiologie an den Messstellen, sowie Nährstoffe / Mikrobiologie der Siele und angrenzenden Badestellen. Lediglich am Siel Spieka-Neufeld korrelierte eine erhöhte Gesamt-N-Konzentration mit erhöhten *E. coli* Werten. Im Frühjahr 2019 wurde mit Beginn der Badesaison eine erneute Beprobung an zwei betroffenen EU Badestellen sowie deren Vorflutern in den Einzugsgebieten durchgeführt.

Klein- und großskalige genetische Untersuchung von Groppe- Populationen (*Cottus gobio*) in Sachsen

Luise Richter¹; Clemens Kuhnitzsch¹; Susanne Worischka¹; Thomas Berendonk¹; Sascha Krensek²

¹ TU Dresden, Institut für Hydrobiologie; ² UFZ - Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH

Obwohl die Groppe (*Cottus gobio*) über weite Teile Mitteleuropas verbreitet ist, gehört sie als FFH-Art zu den bedrohten Fischarten. Die Groppe gilt als ortstreu und wandert nur sehr wenig, weshalb vor allem stark isolierte Populationen durch anthropogene Einflüsse zu verschwinden drohen. Da die Art nicht von fischereiwirtschaftlichem Interesse ist, blieben die Populationen von Besatzmaßnahmen unbeeinflusst und wurden bereits häufig zur Untersuchung fragmentierter Gewässersysteme oder postglazialer Wiederbesiedlungsprozesse herangezogen. Dabei wurden sowohl auf klein- als auch auf großskaligem Raum teilweise starke genetische Unterschiede zwischen den Populationen nachgewiesen, wobei typischerweise Populationen aus Flussoberläufen eine geringere genetische Diversität aufwiesen und dementsprechend stärker gefährdet sein könnten.

Das Projekt MoBI-aqua beschäftigt sich mit aquatischen invasiven Neozoen in der sächsisch-tschechischen Grenzregion, in der die Schwarzmundgrundel als direkter Konkurrent der Groppe eine zusätzliche neue Bedrohung darstellt. Mit dem Ziel, die Verbreitung von *Cottus gobio* und ihren Gefährdungsstatus in Sachsen besser einschätzen zu können, sowie gegebenenfalls genetisch eigenständige Populationen zu identifizieren, wurden insgesamt 30 Populationen aus sechs Flusssystemen des sächsischen Elbe-Einzugsgebiets sowie eine Population aus der tschechischen Moldau und eine Population aus dem Oder-Neiße-Einzugsgebiet untersucht. Dabei wurden einige Gewässer entlang des Flusslaufs mit nur wenigen Kilometern Abstand zueinander beprobt, um zusätzlich zum Vergleich der einzelnen Flusssysteme auch Aussagen über die genetische Diversität und Differenzierung zwischen Populationen des Ober- und Unterlaufs treffen zu können. Unter Einbeziehung von Sequenzdaten früherer Studien zeigen erste Ergebnisse aus den Analysen der mitochondrialen DNA, dass ein „Elbe-Haplotyp“ in weiten Teilen der Flussunterläufe verbreitet ist und zwischen diesen Unterläufen und den Oberläufen signifikante Differenzierungen auftreten. Weiterhin besteht in manchen Flussoberläufen, wie erwartet, eine geringere genetische Diversität als in den Unterläufen. Trotz der potentiellen Verdriftung einiger Individuen nach Hochwasserereignissen und einer scheinbaren Wiederausbreitung, sind in den letzten Jahren einige Groppepopulationen verschwunden. Durch die sich derzeit in der Elbe und den Unterläufen einiger Zuflüsse ausbreitende Schwarzmundgrundel, könnten die Groppepopulationen in den Flussunterläufen weiter schwinden. Dadurch würde ein Austausch mit Populationen in den Flussoberläufen minimiert und die genetische Diversität der im Oberlauf lebenden Populationen eventuell durch erhöhte Inzucht und genetische Drift weiter reduziert. Eine mögliche Folge dessen wäre eine verringerte Fitness und Anpassungsfähigkeit dieser Populationen an sich verändernde Umweltbedingungen.

Spatial and temporal heterogeneity of nitrogen uptake in gravel bed streams

Ute Risse-Buhl¹; Christine Anlanger¹; Christian Noss²; Andreas Lorke²; Daniel von Schiller³; Markus Weitere¹

¹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ; ² Universität Koblenz-Landau, Campus Landau;

³ University of the Basque Country (UPV/EHU)

In headwater streams, nitrogen (N) is effectively removed from the water column and taken up by autotrophic and heterotrophic organisms. Most of this biologic activity is associated to biofilms growing on mineral surfaces (i.e., streambed sediments of different grain sizes) and organic matter (i.e., wood, leaves or fine benthic organic matter). The distribution of these compartments is affected by the stream hydromorphology such as the characteristic riffle – pool sequence in gravel bed streams. Riffles are fast flowing habitats dominated by coarse substrata, whereas pools are slow flowing habitats with higher water depth where fine gravel, sand and organic debris accumulate. Moreover, background nutrient concentration and season are expected to affect community composition and, in turn, its activity regarding N uptake. To investigate the role of spatial and temporal heterogeneity on N uptake, we performed whole-reach ¹⁵N-labelled ammonium injections in two mountainous streams differing in background nutrient concentration during two seasons (summer and spring). Uptake rates and stocks of six compartments, namely epilithon, bryophytes, roots, fine benthic organic matter (FBOM), leaf and wood biofilms, were estimated. Standing stocks in both streams and seasons were dominated by FBOM, whereas epilithon made up less than 5%. Despite the low epilithon stock, N uptake by epilithon made up 75% of whole-reach N uptake in spring. Leaf litter, wood and fine benthic organic matter (FBOM) contributed to the same proportion of whole-reach N uptake in summer. This seasonal pattern was characteristic for both streams. Uptake rates in riffles were 1.3 to 2.6 times higher than in pools for both streams and seasons. Our data suggest that epilithon is important for N uptake in gravel bed streams especially in spring. Contrasting uptake rates in riffles and pools suggest habitat configuration to be an important driver of N uptake and retention in streams.

Analyse von nicht-linearen Dynamiken in Ein-Art Systemen

Tobias Romankiewicz; Johannes Werner; Hartmut Arndt

Universität zu Köln, Institut für Zoologie

Die hohe Biodiversität von Plankton, bei gleichzeitig geringer Diversität limitierender Umweltbedingen, stellt ein Paradoxon dar. Organismen sind sowohl von Umgebungsfaktoren, als auch von intrinsischen Populationsstrukturen abhängig. Dies führt zu Populationsdynamiken welche ein nicht-lineares Verhalten aufweisen können. So kann die Population eine gedämpfte Oszillation aufweisen, wodurch sich die Abundanz der Umweltkapazität annähert oder stabile Grenzzyklen bei denen die Abundanz ständig um die Umweltkapazität fluktuiert. Sie kann allerdings auch irreguläre Schwankungen aufweisen, welche durch deterministisches Chaos hervorgerufen werden können. Theoretische Arbeiten weisen darauf hin, dass diese nicht-linearen Prozesse einen entscheidenden Faktor für die hohe Biodiversität darstellen könnten. Bisher gibt es allerdings nur wenige experimentelle Belege hierfür.

Verursacht ein von invasiven Arten eingeschleppter Parasit das Aussterben der mitteleuropäischen Form von *Theodoxus fluviatilis*?

Louisa Rothmeier¹; Burkard Watermann²; Andreas Martens¹; Karsten Grabow¹; René Gergs³

¹ Pädagogische Hochschule Karlsruhe; ² LimnoMar Labor für limnische und marine Forschung; ³ Umweltbundesamt

Die Gemeine Kahnschnecke *Theodoxus fluviatilis* ist in Mitteleuropa weit verbreitet. In Deutschland kam sie ursprünglich in allen großen Flusssystemen vor, zeigt mittlerweile jedoch einen negativen Entwicklungstrend. Aus dem Rhein verschwand sie im Jahr 1995 aus bisher ungeklärten Gründen. Im Jahr 2006 wurde *T. fluviatilis* im Bereich von rund 20 Rhein-Kilometern um Mainz wieder nachgewiesen. Aufgrund der Schalenzeichnung, die sich von derjenigen der Anfang der 90er Jahre im Oberrhein vorkommenden *T. fluviatilis* stark unterscheidet, sind genetische Analysen der nun auch im Rhein bei Karlsruhe nachgewiesenen Form durchgeführt worden: Die seit 2006 wieder im Rhein vorkommenden Individuen gehören phylogenetisch zur Art *T. fluviatilis*, jedoch sind diese einer in der Donau vorkommenden Form der Art zuzuordnen. Es wird angenommen, dass die Donaupform von *T. fluviatilis* durch Schiffsverkehr über den Main-Donau-Kanal in den Rhein transportiert wurde. Aktuell sind Populationen dieser Form im Rhein in Ausbreitung begriffen, während sich die ursprünglich im Rhein heimische, sog. mitteleuropäische Form, lediglich noch in kleineren, nicht schiffbaren Zuflüssen findet. Im Zuge einer Untersuchung zu den unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen der beiden Formen von *T. fluviatilis* wurden im August und September 2018 jeweils sieben Standorte der Tiere hinsichtlich abiotischer und biologischer Parameter miteinander verglichen. Eine histologische Untersuchung gesammelter Individuen ergab im Falle der mitteleuropäischen Form von *T. fluviatilis* teilweise sehr hohe Infektionsraten (8 - 90 %) mit dem parasitischen Trematoden *Bucephalus polymorphus*, was akute Organschädigungen der Tiere zur Folge hat, während Individuen der Donaupform geringe Parasitierungsraten (2 - 8 %) und keine durch *B. polymorphus* hervorgerufenen Organschäden aufwiesen. *B. polymorphus* ist ein parasitischer digener Trematode, dessen Lebenszyklus zwei Zwischenwirte und einen Endwirt beinhaltet. Als erster Zwischenwirt ist bisher nur die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* bekannt, jedoch wird die Möglichkeit anderer Muschelarten als Zwischenwirte für *B. polymorphus* diskutiert. Zweiter Zwischenwirt und Endwirt können eine Vielzahl an Fischarten sein, hier wird vor allem die Schwarzmundgrundel *Neogobius melanostomus* als Wirt hervorgehoben. Das Vorkommen von *B. polymorphus* wird als eng an das von *D. polymorpha* und *N. melanostomus* gebunden beschrieben, was die Vermutung nahelegt, dass der Parasit durch die Ausbreitung dieser beiden invasiven pontokaspischen Arten ins Rheinsystem gelangte. Da zudem eine Infektion der Schnecke *T. fluviatilis* mit dem Parasiten vor dieser Arbeit noch nicht beschrieben wurde liegt die Vermutung nahe, dass *B. polymorphus* eine Rolle hinsichtlich des Aussterbens der mitteleuropäischen Form von *T. fluviatilis* spielen könnte.

Problem Schwefelwasserstoff. Erfolg mittels Störungsregime!?

Tilman Rott

terre nouvelle - Büro für angewandte Ökologie Dresden, Schlüterstr. 29; info@terre-nouvelle.de

Keywords: Urbanes Flachgewässer, H₂S, Makrophytensukzession, selektives Seemanagement, Sedimentmineralisierung, Systemstörung

Einleitung

Im Jahr 1935 entstand in Ingolstadt a. d. Donau beim Kiesabbau der 13 ha große Auwaldsee mit einer Gewässertiefe von durchschnittlich 1,5 m und maximal 3 m. Wie die meisten urbanen Seen der Region speist sich der Auwaldsee aus dem ersten Grundwasseraquifer. Das CaCO₃-reiche Grundwasser hat bezüglich des TP mesotrophen bis eutrophen Status. Mit der Inbetriebnahme der Staustufe Vohburg (1992) stieg der Seespiegel innerhalb von Monaten um über 1 m an, um bis 2019 um weitere 0,3 m anzuschwellen. Zeitgleich wurde der Grundwasserstrom nach Osten parallel zur Donau abgelenkt. Infolgedessen stagnierten Grundwasser und Bodenkörper, verlängerte sich die Wasseraustauschzeit, weshalb das Sauerstoffpotenzial ab-, das Nährstoffangebot und der Salzgehalt zunahmen. Diese Umweltbedingungen benachteiligten *Chara intermedia* gegenüber *Potamogeton pectinatus*, so dass die Art bis 1999 über 80% des Seegrundes dominierte (Seifert 1998). Im Laufe der Zeit lagerten sich Hunderte von Tonnen Biomasse am Grund ab, wodurch sich ein anaerobes Milieu etablierte, das durch Bildung von Schwefelwasserstoff (H₂S) die Gesundheit der Menschen gefährdete.

Maßnahmen zur Seetherapie

Anfang 1999 genehmigte die Stadt Ingolstadt die Sanierung des Sees. Ziel war und ist es, die H₂S-Konzentration flächendeckend zu minimieren. Daher wurde im selben Jahr ein Membranschlauch-Belüfter in Betrieb genommen und eine Teilentkrautung mittels Mähbalkenboot durchgeführt. Nachdem sich das Belüftungssystem nach einigen Jahren als technisch zu anfällig erwies und zudem die H₂S-Konzentration sowie die Biomasse von *P. pectinatus* anstiegen, wurde die Belüftung eingestellt. Stattdessen wurde der Einsatz des Mähbootes ungerichtet ausgeweitet, bis im Jahr 2004 ein Fischsterben die Einführung der Mahdkontrolle erzwang und so eine gezielte Auswahl der zu mähenden Flächen ermöglichte. Parallel wurden Varianten des Stoffaustrages geprüft, woraufhin 2009 ein Ablaufbauwerk seinen Betrieb aufnahm. Ab 2011 wurde die Ökosystemsteuerung mittels Vollernter und Schleppsense weiter optimiert.

Material und Methoden

Feldmessung, Probenahme und Wasseranalyse wurden gem. LAWA 2004 bzw. dessen Vorläufer durchgeführt. Zwischen 1999 und 2001 generierte terre nouvelle im Auftrag des WWA Ingolstadts (Rott 1999-2001) die Basiswerte bezüglich Trophie, Makrophyten (z. B. Tab.1; P-Gehalt von *P. pectinatus*), Biomasseverteilung und -struktur sowie Sedimentkennwerte. Das Sediment wurde im Rahmen der Makrophytenaufnahme mittels Stechproben an mehreren Stellen bestimmt (BAG 1994 ff.).

Tab. 1: Kennwerte der Biomasse (Analyse: Labor WWA Ingolstadt im Jahr 2001. Anteil von *P. pectinatus* am Schnittgut ca. 95%)

	Frischgewicht	Lufttrocknung	Trockensubstanz	Glühverlust	Gesamtphosphor	
Probestelle	kg/m ²	kg/m ²	kg/m ²	%	mgTP/kgTS	mgTP/m ²
PS 1	2,700	1,075	0,462	57,05	994	459,48
PS 2	2,350	0,856	0,290	80,77	707	205,28
PS 3	8,000	2,882	1,040			
PS 4	1,250	0,333	0,128			

Zur Entnahme des Porenwassers diente ein Bohrgestänge mit perforierter Spitze und Unterdruckpumpe. Entnahmeort war die grundwasserfreie Probestelle SE (siehe Abb.9 u. 10). Die Aufnahme der Makrophyten erfolgte nach der Transektmethode mittels Pressluftflaschen. Eine Auswahl der Literatur zur Bestimmung der Makrophyten wird am Ende aufgelistet.

Die Mahdtechnik bestand aus Mähbalkenboot, Vollernter (2 t Pflanzenbunker) und Schleppsense (Doppelsense mit > 4 m Arbeitsbreite). Der selektive Einsatz des Mähbootes erfolgte in Abhängigkeit folgender Parameter: Mindestbiomasse, Durchströmbarkeit von Ost nach West, Dominanz von *P. pectinatus* und vertikaler Zirkulation. Die Schleppsense kam zur Anwendung, wo Massenentwicklung von *P. pectinatus* und/oder H₂S auftraten. Ihr Einsatz verfolgte den Zweck, ähnlich der Flutwirkung der Donau, Flächen zur Wiederbesiedlung zu schaffen.

Ergebnisse

Die Belastung des Gewässers wird anhand der Abbildungen 1 und 2 beispielhaft dargestellt. Demnach stieg die elektrische Leitfähigkeit von 1999 von etwa 1000 µS/cm bis 2006 auf bis zu 1500 µS/cm an, um dann allmählich auf Ausgangsniveau abzusinken. Die Befunde korrespondierten mit den Werten des Grundwasserzustroms in hohem Maße, so dass sich der See in einen grundwasserbeeinflussten West- und einen Ostteil (inkl. Zentrum) differenzieren lässt.

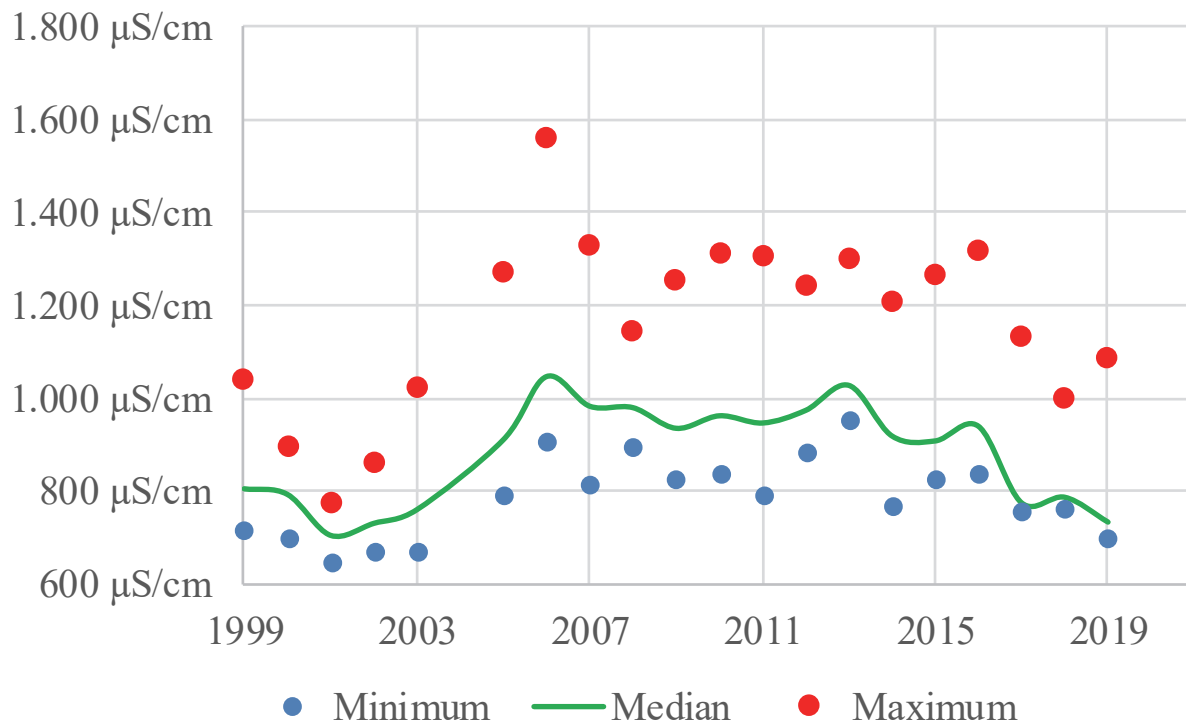


Abb. 1: Elektrische Leitfähigkeit im Freiwasser seit 1999 (N=360)

Die Biomasse (Nassgewicht; Abb.2) der Pflanzenbestände setzte sich bis 2007 zu über 90% aus *P. pectinatus* zusammen (MI: 4,5), während *C. intermedia* auf Restbestände beschränkt war. Ab 2007 wandelten sich die Einschichtbestände durch Rückwanderung von *C. intermedia* u.a. Arten zu Mehrschichtbeständen. Bis zum Jahr 2019 konnten weitere 14 Arten dokumentiert werden, so dass der Artenaspekt zurzeit bis zu 19 Arten umfasst. Z. B. breitete sich *Nitellopsis obtusa* unterhalb 2,5 m Tiefe im Ostteil aus, während *Chara hispida* seit dem Jahr 2017 in *C. intermedia*-Beständen in 1,5 bis 2,5 m an Fläche gewinnt. *Hottonia palustris* und *Hippuris vulgaris* wurden am beschatteten Südufer des Westteils bis in 2 m Tiefe dokumentiert. Zudem siedelten *Utricularia vulgaris* *agg. vulgaris* und *U. vulgaris* *agg. australis* räumlich nebeneinander im gesamten See. Gleiches trifft auf *Myriophyllum spicatum* und *M. verticillatum* zu, die allerdings eher Nester bildeten. Tendenziell ist eine Zunahme von *M. verticillatum* zu verzeichnen, während *U. vulgaris* *agg. vulgaris* in den letzten Jahren nicht mehr nachzuweisen war.

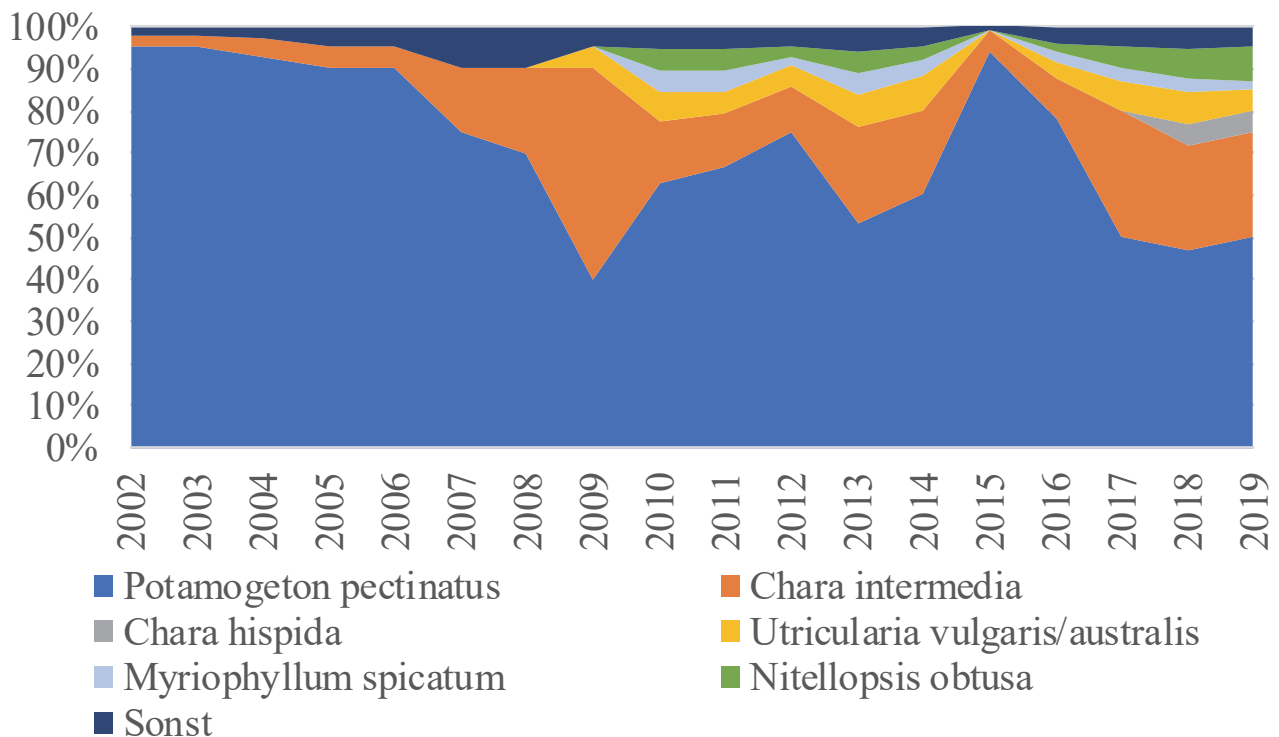


Abb. 2: Relativer Vergleich der Biomasse im Zentrum (Tiefe: 2-3 m)

Die beschriebene Dynamik (Abb.2) wird in Abbildung 3 durch Werte belegt. Der Höhepunkt der Biomasseentwicklung bei *P. pectinatus* war 2003 erreicht. Grundsätzliche Änderungen zeigten sich ab 2007 durch massive Abnahme der Biomasse bei gleichzeitigem Anstieg der Entnahmemenge und Minimierung des im See verbleibenden Schnittgutes. Bis 2019 konnten dem See ca. 1336 t Biomasse (Nassgewicht) und ca. 127 kg Phosphor entzogen werden (Ausgangswerte: Tab.1). Das Erntegut wurde zur Gewinnung von Erde kompostiert.

Die Änderung des Pflanzenbestandes führte ab 2009 zu einer Erhöhung der Maximalwerte bei BSB₅, wogegen die Befunde von Phosphor und Stickstoff im Freiwasser geringe Änderungen aufwiesen. Das Augenmerk richtete sich aufgrund der Ergebnisse der Porenwasseruntersuchung zwischen 1999 und 2009 an der Probestelle SE auf das Sediment. Abbildung 4 bildet die TP-Konzentration ab, die von maximal 300 µgTP/l 1999 auf ca. 30 µgTP/l 2003 sank, um bis 2010 auf über 1000 µgTP/l anzusteigen, ohne dass eine signifikante Zunahme der TP-Konzentration im Freiwasser zu beobachten war. Im weiteren Verlauf des Projektes wurden die Sedimententwicklung im Seezentrum fotodokumentarisch festgehalten sowie das Grundwasser untersucht.

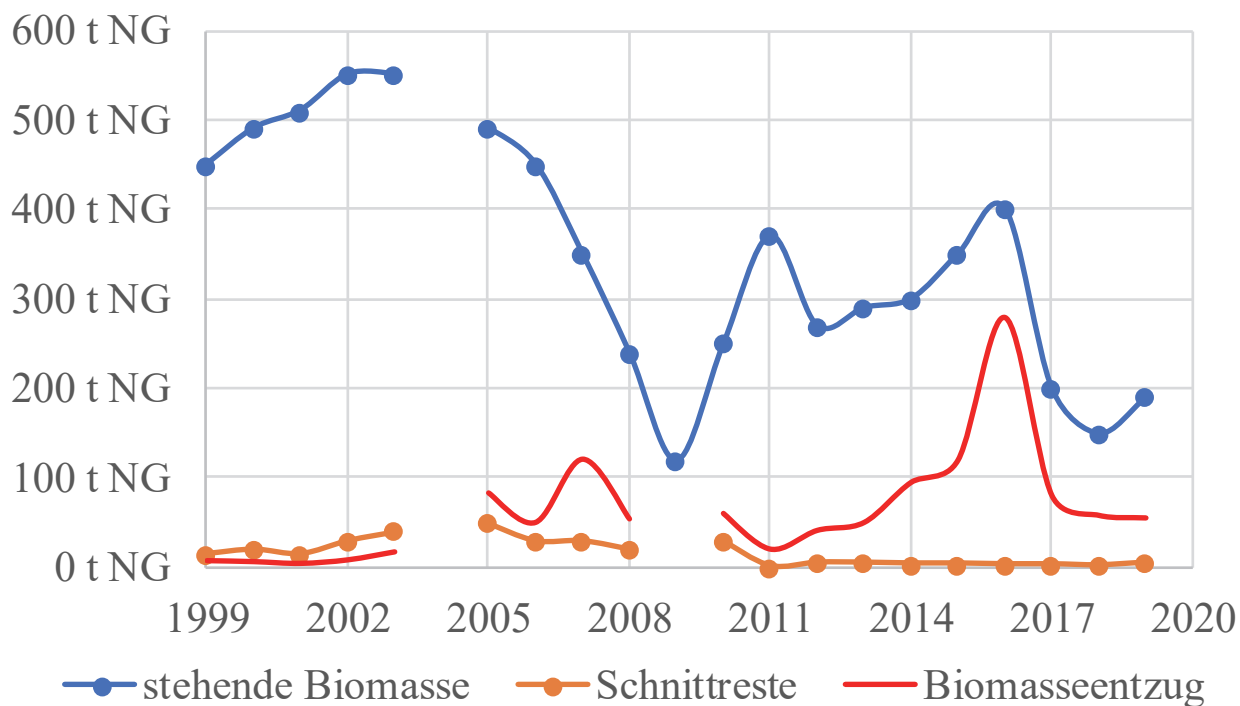


Abb. 3: Kennwerte der Mähaktionen

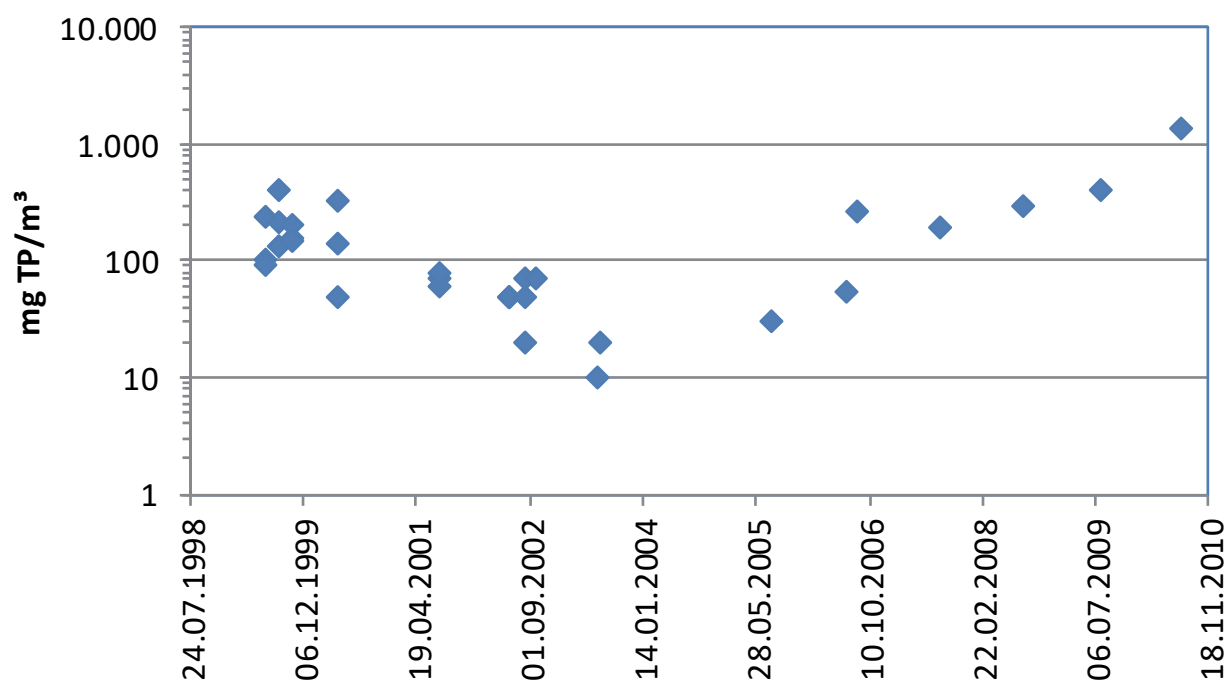


Abb. 4: Gesamtphosphor TP im Porenwasser der Probestelle SE (N=32)

Im Jahr 2002 befand sich im Zentrum des Ostteils eine ca. 0,5 m mächtige, dunkle Schlammschicht (Abb.5 linkes Foto). Bis 2011 verringerte sich die Schicht auf ca. 0,2 m, wobei die Farbe von hellgrau bis braun aerobe Verhältnisse widerspiegelte (Abb.5 mittiges Foto). Nachfolgend setzte sich der Prozess fort, infolgedessen das Sediment 2018 nur noch eine 0,02 bis 0,05 m dicke Schicht bildete, die farblich von Weiß bis Ockerbraun variierte (Abb.5 rechtes Foto).



Abb. 5: Das Sediment im Zentrum. Fotoreihe: Links 2002; Mitte 2011; rechts: 2018

Der TP-Gehalt des Grundwassers im Zu- und Abstrom wird in Abbildung 6 dargestellt. Die TP-Befunde des Abstroms liegen i.a. über den Befunden des Zustroms. Im Jahr 2019 erreichte die Konzentration im Zustrom bis zu 30 $\mu\text{gTP/l}$, im Abstrom maximal 290 $\mu\text{gTP/l}$. Ähnliche Phänomene liegen für andere Parameter wie Eisen, Ammonium vor, wogegen an Sulfat im Zustrom ca. 66 mg/l, im Abstrom ca. 4 mg/l nachgewiesen wurden.

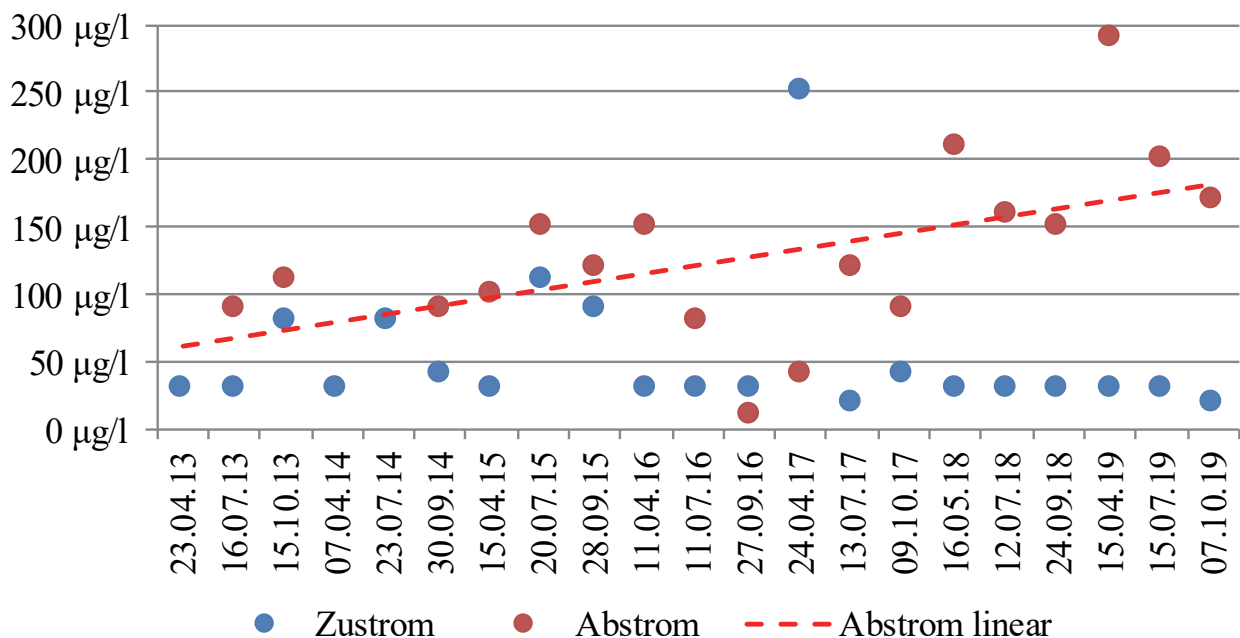


Abb. 6: Gesamtphosphor TP im Grundwasser (N=48)

Die H₂S-Konzentration (Abb.7) mit einem Maximum von über 13 mg/l nahm seit 1999 nicht signifikant ab. Die räumliche Verteilung vermittelt ein anderes Bild. In Abbildung 9 und 10 werden die Entwicklungen der ständig durch H₂S gefährdeten Flächen gegenübergestellt. Im Jahr 1999 betrug deren Fläche ca. 35000 m², im Jahr 2019 ca. 5000 m².

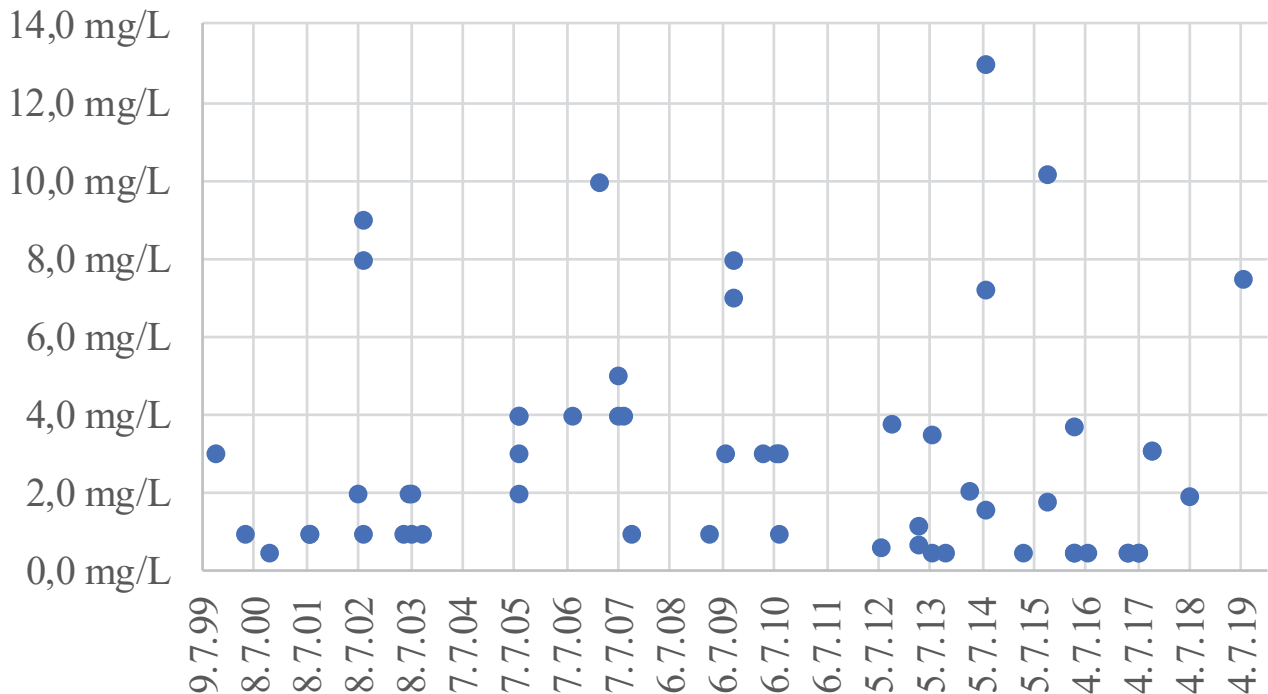
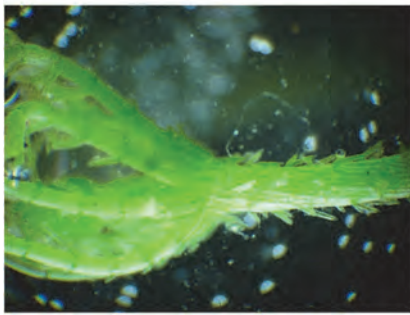


Abb. 7: H₂S-Konzentrationen seit 1999 ohne Verortung

Neben der Verkleinerung der H₂S-Flächen spielte der Mahdzeitpunkt (i.d.R. Juli) für die Entwicklung der Makrophytenbestände eine Rolle. *Utricularia* sp. reagierte i.d.R. als Erste mit der Bildung von blütentragenden Trieben, die noch im August die Wasseroberfläche durchstießen. Eine rasche Reaktion zeigten auch die Armleuchteralgen, die sich auf gemähten Flächen ausbreiteten. Zuletzt erholte sich *P. pectinatus* vom Schnitt durch Bildung neuer Seitentriebe bzw. der Entwicklung von Sprösslingen im September. Da die Produktion der Makrophyten aufgrund milderer Winter fort dauert, bildete *P. pectinatus* bereits im April die Oberschicht der Bestände. In der Mittelschicht standen *Myriophyllum spicatum* und *U. australis*, während in der Unterschicht *C. intermedia*, *C. hispida* oder in größeren Tiefen *N. obtusa* ausharrte, bis die Beweidung mittels „Mähkuh“ einen neuen Prozess in Gang brachte.

Die H₂S-Flächen im Westteil reagierten nach dem Einsatz der Schleppsense in Abhängigkeit vom Grundwasser. Bei direktem Einfluss, also bei Quellnähe, verstärkt sich zwar die Besiedlung, endet zumeist aber mit der Dominanz benthischer Cyanobakterien.

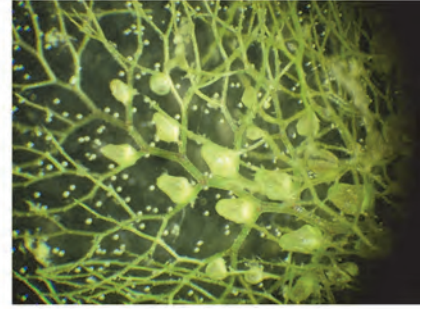
Bei gesensten Zonen ohne direkten Grundwasserzustrom ist die Dominanz benthischer Cyanobakterien möglich, verläuft aber unstet. Häufig befreien sich *C. intermedia* und *P. pectinatus* durch Längenwachstum aus der Bedrohungslage. Bestände von *C. intermedia* entwickelten Wuchshöhen von 1,2 m. Die Gegenbewegung setzt i.a. bei Extremtemperaturen mit der Bildung von H₂S ein.



Chara hispida



Chara intermedia



Utricularia australis

Abb. 8: Fotoreihe 2018 (Aufnahme: Fr. Breitenstein)

Diskussion

Erfolg durch Störungsregime!? Dieser etwas provokante Satz im Titel wird bejaht, da sich die H₂S-Problematik gemäß Sanierungsziel im Ostteil des Gewässers fundamental entspannt hat. Ebenso zeigen Rück- und Neubesiedlung von Arten, dass sich zerstörte Nischen regenerieren konnten (Abb.9, Abb.10). Die Mineralisierung des Sedimentes im Zentrum des Sees ist dafür ein weiterer sichtbarer Ausdruck. Dass diese Dynamik kaum Veränderungen der Nährstoffsituation im Freiwasser zeitigte, wird dem Ablaufbauwerk, der konsequenten Stoffentnahme (Mähboot) und dem Stofftransport des Grundwassers zugeschrieben.

Aufgrund der dargestellten Dynamik im Grundwasser und bei den Makrophyten wird für die kommenden Jahre eine neue Arbeitshypothese formuliert: Der Auwaldsee hat sich vom Nährstoffspeicher zur Nährstoffquelle gewandelt und befindet sich in einer Phase der Reoligotrophierung. Der Pflanzenbestand dürfte sich entsprechend weiterentwickeln, sofern das neue dynamische Gleichgewicht die Makrophyten weiterhin gegenüber dem Phytoplankton bevorteilt und so längerfristig ein direkter Einfluss auf die Entwicklung von H₂S genommen werden kann.

Ob das entstandene System Herausforderungen wie fortwährendem Pegelanstieg und steigender Lufttemperatur gewachsen ist, werden zukünftige Untersuchungen zeigen müssen, doch die Flexibilität des selektiven Seemanagements macht Hoffnung. Das Ökosystem wird heute durch ein Weidesystem bestimmt, dass wie das Ablaufbauwerk systemische Stoffverluste ermöglicht. Die Beweidung („Mähkuh“) wird als systemimmanente, die Katastrophenflut (Schleppsense) als externe Störung angesehen. Eine ähnliche Dynamik beschrieb Remmert (1988), der das Klimaxstadium des Forstes behandelte, hinsichtlich der hierarchischen Wirkung von Störungen (Katastrophen) aber eine vergleichbare Verjüngung beschrieb. Im Falle des Auwaldsees wurde die Dominanz von *Potamogeton pectinatus* zum Klimaxstadium (Remmert 1985) erhoben, welches mittels Störungen immer wieder zu verjüngen ist. Ergänzend zu Remmerts Konzept sind das Gap-System (Clearly et al. 1978) sowie das Patch-Dynamic-System (Levin et al. 1993) zu nennen.

Mittlerweile zeitigt das selektive Seemanagement (Störungsregime) bei richtiger Anwendung der Technik auch in anderen Seen Erfolg. Ein Verbot des Schleppsenseinsatz durch staatliche Stellen verweigert der Praxis daher eine Eingriffsmöglichkeit bei der Verringerung von H₂S wie auch im Artenschutz (Remmert 1991), ohne im Gegenzug praktikablen Ersatz anzubieten.

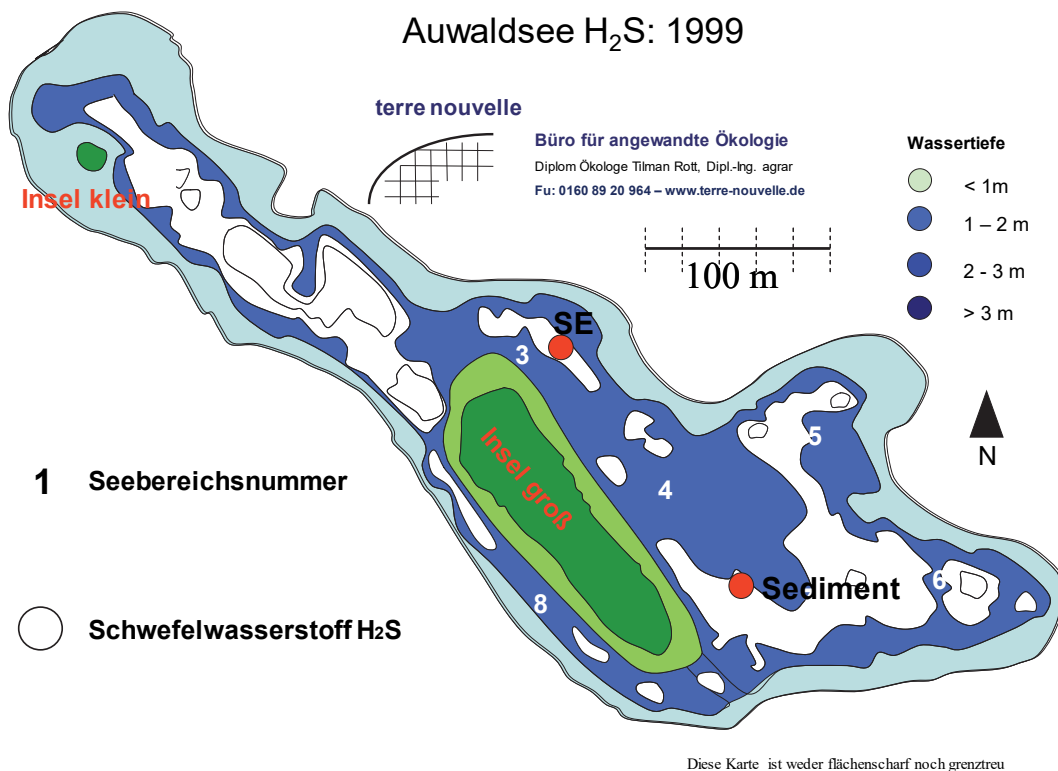


Abb. 9: Karte 1 - H₂S-Flächen im Jahr 1999

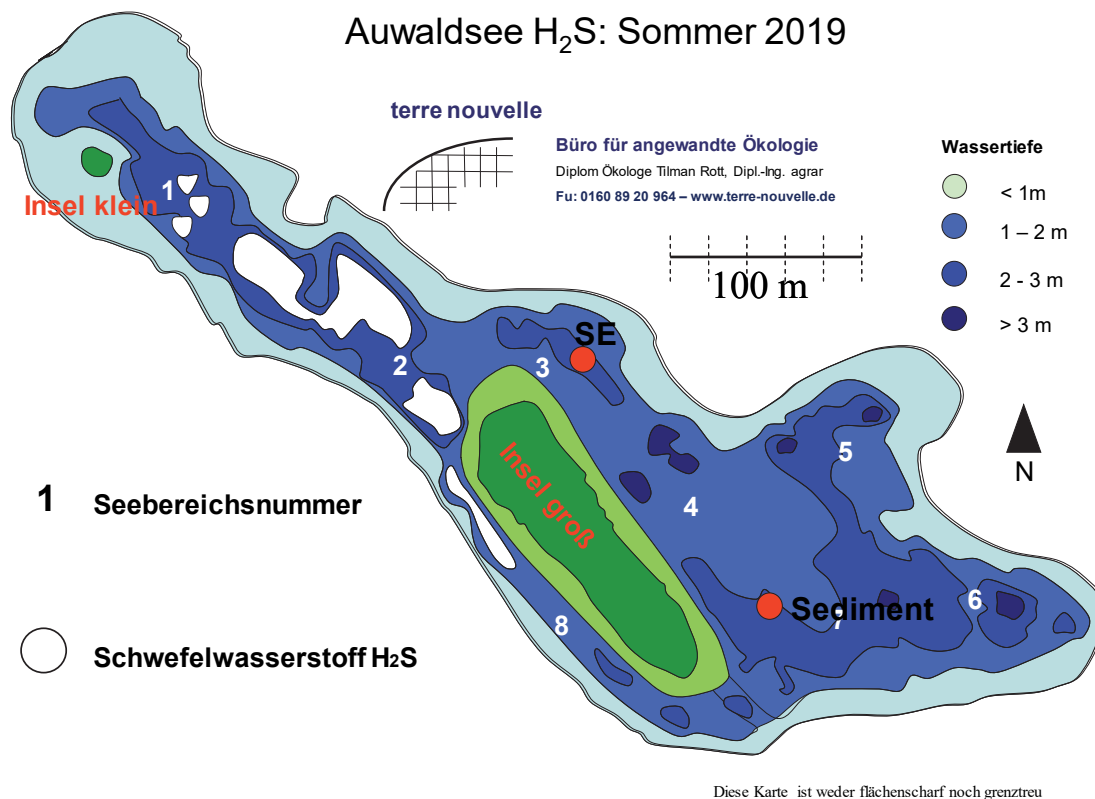


Abb. 10: Karte 2 - H₂S-Flächen im Jahr 1999

Danksagung

In diesem Rahmen möchte ich mich für zwanzig Jahre konstruktiver Zusammenarbeit bei der Leiterin des Umweltamtes Ingolstadt Frau Müller und ihren Mitarbeitern Herrn Steingärtner, Frau Schöpke und Herrn Reisinger bedanken. Ebenso gilt mein Dank dem WWA Ingolstadt Region 10 Bayern, insbesondere Herrn Prof. Dr. Kügel, Frau Schmidt, Frau Dohmke, Frau Breitenstein sowie Frau Dr. Wallbrunn-Poll und ihrem Laborteam. At last but not at least bedanke ich mich bei Herrn Arauner von den Kommunalbetrieben Ingolstadt für die lange kollegiale Zusammenarbeit und seine profunden Beiträge zum Grundwasser herzlich.

Literatur

- BGA Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover. 1994 bis 2005.
- Cleary, B.D.; Greaves, R.D.; Hermann, R.K. (1978): Regenerating Oregon's Forests. Oregon State Univ. Exten. Serv., Corvallis OR. S. 287.
- Levin, S. A., T. M. Powell, J. H. Steele; Hrsg. (1993). Patch Dynamics. Springer-Verlag, Berlin.
- Pickett, Steward T.A.; White, P.S. (1985). The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press.
- Remmert, H. (1985): Was geschieht im Klimax-Stadium? Naturwissenschaften 72: 505–512.
- Remmert, H. (1988): Gleichgewicht durch Katastrophen. In: Das Gleichgewicht in der Natur. Schering AG, Aus Forschung und Medizin: 3. Jhr., Heft 1 März 1988.
- Remmert, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz - eine Übersicht. In: Laufener Seminarbeiträge. 5/1991, S. 5–15
- Rott, T. (1999-2001): Untersuchungen des Auwaldsees. Im Auftrag des Wasserwirtschaftsamtes Ingolstadt Region 10 Bayern.
- Seifert, K. (1998): Donaustufe Vohburg. Beweissicherung Auwaldsee 1997/1998. Im Auftrag der Bayernwerk Wasserkraft AG. Landshut.

Literaturauswahl zur Bestimmung der Makrophyten

- Krause, W. (1997): Charales (Charophyceae). In Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd.18. Hrsg. V. H.Ertl; G. Gärtner; H. Heynig, D. Mollenhauer. Gustav Fischer Verlag Jena, 1997.
- Weyer, K. van de; Schmidt C. (2011): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten in Deutschland. Fachbeiträge des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Heft Nr. 119. Bd. 1: Bestimmungsschlüssel.
- Weyer, K. van de; Schmidt C. (2011): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten in Deutschland. Fachbeiträge des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Heft Nr. 120. Bd. 2: Abbildungen.

Kann die Re-Etablierung von Coregonenbeständen im Scharmützelsee gelingen? Teil 1: Trophie und Sauerstoffverhältnisse

Jacqueline Rücker ¹, Brigitte Nixdorf ¹, Daniel Hühn ², Ingo Henschke ¹, Uwe Brämick ²

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, nixdorf@b-tu.de, henschke@b-tu.de, j.ruecker@b-tu.de

² Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow (IfB), Im Königswald 2, 14469 Potsdam
daniel.huehn@ifb-potsdam.de, uwe.braemick@ifb-potsdam.de

Keywords: Langzeitdaten, Trophie, Sauerstoff, Maränen, dimiktischer See, Einzugsgebietssanierung

Einleitung

Der Scharmützelsee ist der größte geschichtete See Brandenburgs. Erste limnologische Untersuchungen von Wundsch (1940) belegen im Spätsommer 1934 noch Sauerstoff bis zum Grund und ausgedehnte Characeen-Wiesen. Doch bereits 15 Jahre später hatten sich die Bedingungen verschlechtert. Müller (1952) fand im September 1949 ein sauerstofffreies Hypolimnion unterhalb von 15 m vor und wies erstmals Schwefelwasserstoffbildung nach. Grüneberg et al. (2011) rekonstruierten die Belastungsgeschichte des Sees. Nach ihrer Einschätzung erreichte die Eutrophierung ihren Höhepunkt zu Beginn der 1990er Jahre. In dieser Phase (1993) begann das intensive Langzeitmonitoring des Lehrstuhls Gewässerschutz. Seine Ergebnisse mündeten bislang in wissenschaftlichen Studien zur Trophieentwicklung (Nixdorf et al. 2003, Grüneberg et al. 2011, Rücker et al. 2019), zur Wiederbesiedlung mit Makrophyten (Hilt et al. 2010), der Makrozoobenthosbesiedlung (Pätzig et al. 2015) oder zur Rolle der Eisbedeckung (Hampton et al. 2017) und gingen in die Entwicklung von Methoden zur Seenbewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ein.

Mit diesem Beitrag möchten wir demonstrieren, dass die Langzeitdaten des Scharmützelsees auch zur Beantwortung der Frage dienen können, ob der ehemals mesotrophe See wieder Lebensraum für die Große Maräne (*Coregonus* spp.) und die Kleine Maräne (*Coregonus albula*) werden kann. Müller (1952) hatte den Scharmützelsee als Maränen-Aal-Hecht-See typisiert. Gemäß den bis 1953 zurückreichenden Dokumentationen der Fischfänge wurde die Kleine Maräne bis 1988 in teils größeren Biomassen gefangen, danach wurde ihre Bewirtschaftung aufgrund ungünstiger Lebensbedingungen und abnehmender Fangergebnisse eingestellt (s. Teil 2 dieses Beitrages; Hühn et al. 2020).

Im ersten Teil dieses Beitrages wird die Langzeitentwicklung der trophischen Verhältnisse des Scharmützelsees dargestellt. Hierbei steht die Analyse der Bedingungen im Hypolimnion im Mittelpunkt, da sie für den Erfolg einer Wiederansiedlung von sauerstoffempfindlichen Fischarten, die kaltes Tiefenwasser bevorzugen, entscheidend sind. Dazu werden a) die hypolimnischen Sauerstoffdefizite anhand der sommerlichen Zehrungswerte sowie die Tiefe der Sauerstofftoleranzgrenze von Coregonen ($\geq 3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) und die Tiefe des H_2S -Vorkommens analysiert. b) werden aus diesen Werten Sauerstoffzehrungsraten kalkuliert, die eine hypolimnische

Sauerstoffversorgung bis zum Ende der Sommerstagnation erlauben. Damit würde der See auch wieder frei von H_2S und den Gegebenheiten der 1930er Jahre entsprechen.

Des Weiteren wird der Vorteil der Einbeziehung von Respirationsraten als unterstützendes Element und vor allem zur funktionalen Bewertung von Seen nach WRRL dargestellt, um der Komplexität der aquatischen Ökosysteme besser Rechnung zu tragen.

Untersuchungsgebiet

Der Scharmützelsee ist ein eiszeitlich entstandener Rinnensee, der etwa 10 km lang und etwa 1,2 km breit ist (Grüneberg et al. 2011). Die tiefste Stelle (maximale Tiefe (z_{max}) 29,5 m) liegt im Südbecken des Sees, das von Mai bis Oktober stabil thermisch geschichtet ist. Das Südbecken umfasst ein Volumen (V) von etwa 100,9 Mio m^3 (8,6 km^2 Fläche (A)). Nach Norden hin schließt sich, durch eine unterseeische Schwelle getrennt, das kleinere, nur temporär geschichtete Mittelbecken an (V: 11,7 Mio m^3 , A: 2 km^2 , z_{max} : 10 m). Ganz im Norden liegt die polymiktische Saarower Bucht (V: 7,5 Mio m^3 , A: 1,4 km^2 , z_{max} : 6 m), die durch eine Insel und eine Halbinsel vom Rest des Sees abgetrennt ist (Christen et al. 2007). Die mittlere Tiefe des gesamten Sees beträgt 8,9 m. Das Einzugsgebiet ist mit 127 km^2 im Verhältnis zum Seevolumen klein, weshalb der Scharmützelsee als Typ 13 für die Bewertung gemäß WRRL klassifiziert wird. Die theoretische Wasseraufenthaltszeit beträgt im Mittel 10,3 Jahre (Spanne: 7,4 - 15,8 a; 1994 - 2018; Rücker et al. 2019), wobei der See zu 88 % durch Grundwasser gespeist wird (Grüneberg et al. 2011).

Methoden

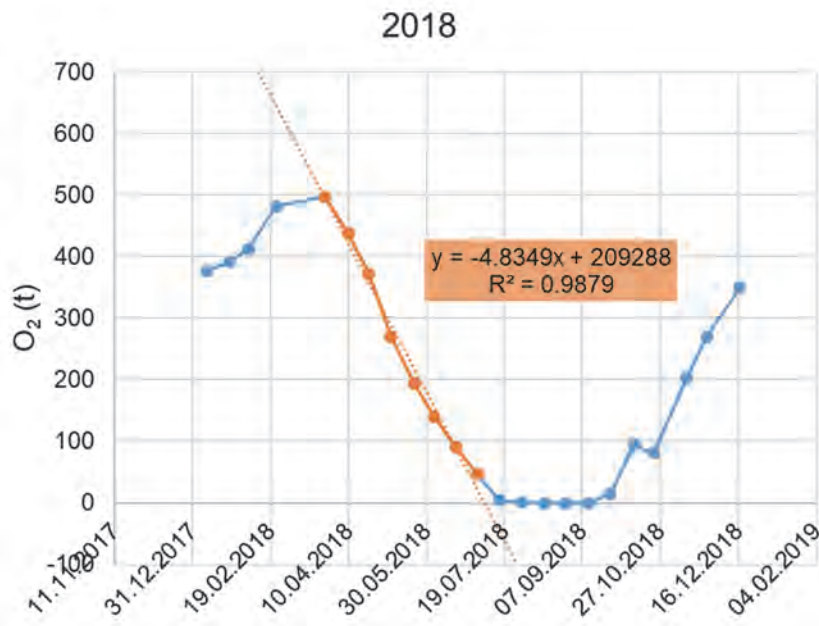
Bestimmung der Trophie-Parameter

Der See wird seit Juli 1993 etwa 14tägig durch den Lehrstuhl Gewässerschutz untersucht. Dazu wurden jeweils an den tiefsten Stellen der drei Seebecken (im Südbecken zusätzlich an einer weiteren Stelle) Vertikalprofile (etwa 0,5 m Abstand) von Temperatur, Sauerstoff (Konzentration und Sättigung), pH, Redoxpotenzial, Leitfähigkeit, Trübung mit verschiedenen Multiparametersonden der Firma HYDROLAB (Austin, TX, USA) sowie der Chlorophyllfluoreszenz mit Sonden der Firmen Haardt, ab 2007 von bbe Moldeanke, Kiel, aufgenommen und die Sichttiefe gemessen. Chemische Analysen von Wasserproben (v.a. Gesamtphosphor (TP), Gesamtstickstoff (TN), gelöste Nährstoffe (SRP, NO_3 , NH_4 , SiO_2) sowie Chlorophyll- und Phytoplanktonanalysen wurden mindestens monatlich an der tiefsten Stelle des Sees nach Standardmethoden durchgeführt (siehe Grüneberg et al. 2011, Rücker et al. 2019). Dabei wurden volumengewichtete Mischproben (1-m-Stufen) des Epilimnions während der thermischen Stagnation bzw. der gesamten Wassersäule während der Zirkulationsphasen untersucht. In Kampagnen wurden auch Wasserproben aus diskreten Tiefenstufen chemisch analysiert, v.a. im Spätsommer zur Bestimmung der Nährstoff- und H_2S -Akkumulation im Hypolimnion. Die Bewertung der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton gemäß WRRL erfolgte nach Mischke et al. (2017), der Trophie-Index wurde nach der Methode der LAWA (2014) berechnet.

Bestimmung der Sauerstoff- und H₂S-Entwicklung, des Sauerstoffdefizits und der Zehrungsraten im Hypolimnion

Die funktionale Antwort des Seeökosystems auf Veränderungen der Trophie wurde mit folgenden Methoden zur Ermittlung der hypolimnischen Sauerstoffdynamik im Scharmützelsee quantifiziert:

1. Kalkulation von a) Tiefen mit einer Sauerstoffkonzentration von $\geq 3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, die als Toleranzgrenze für Kleine Maränen angegeben wird (z.B. Czerkies; vgl. Teil 2, Hühn et al. 2020) und b) der hypolimnischen Sauerstoffzehrung (Community Respiration, R_{com}) aus den Vertikalprofilen der Sauerstoffkonzentrationen. Zur Speicherung und Analyse der Messdaten wurde das Programm Microsoft® Access genutzt. Die Sauerstoffzehrungsrate (R_{com}) wurde als negativer Anstieg des volumengewichteten Sauerstoffinhalts des Hypolimnions (10 - 28 m Wassertiefe) für die Phase mit linearer Abnahme im Frühjahr bestimmt (Abb. 1) und als volumen- bzw. -flächenbezogene Zehrungsrate für das Hypolimnion umgerechnet.
2. Die Grenze der hypolimnischen Schwefelwasserstoffausbreitung wurde aus den Vertikalprofilen des Redoxpotenzials ermittelt. Durch langjährige Routineuntersuchungen in geschichteten Seen und Vergleichen mit photometrischen Bestimmungen der H₂S-Konzentration (z.B. Kleeberg 1997, 2003, Lippert et al. 2004) wurde festgestellt, dass sich die Grenze der hypolimnischen H₂S-Ausdehnung im sauerstofffreien Hypolimnion dort befindet, wo der steilste Abfall des Redoxpotenzials mit der Tiefe zu messen ist (Übergang zu negativen Werten). Da die Empfindlichkeit der Sensoren bei mehreren Messungen am selben Tag nachlässt (Vergiftung durch H₂S), ist die absolute Höhe der Messwerte beeinträchtigt. Die Tiefe mit der höchsten Änderung des Redoxpotenzials ist jedoch ein robustes Maß für das Vorhandensein von H₂S und lässt sich mit geringerem Aufwand als durch chemische Analysen ermitteln.
3. Der Anoxische Faktor (AF) nach Nürnberg (1997) bezeichnet die Anzahl der Tage innerhalb eines Jahres oder einer Saison, an denen eine Sedimentfläche, die der Seeoberfläche entspricht, anoxisch ist. Dabei wird Anoxie als Sauerstoffkonzentration $< 1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ definiert und beschreibt eher den Zustand der Hypoxie, wird aber in Anlehnung an Nürnberg (1997) als Anoxie bezeichnet. Für die Ermittlung der Tiefe anoxischen Zone wurden die Messwerte der Sauerstoffkonzentrationen auf 0,5-m-Abstände normiert (Mittelwertbildung), fehlende Werte ggf. linear interpoliert. Die entstandene Matrix (auch für die Berechnung des O₂-Inhalts verwendet; Punkt 1.) wurde auf die kritische O₂-Konzentration untersucht und der Zeitraum der Anoxie (t_i in Tagen) mit der Fläche der entsprechenden Tiefenlamelle (a_i in m²) multipliziert. Die Summe der Perioden und entsprechenden anoxischen Seeflächen wird durch die Seefläche geteilt (A_o) (Formel 1). Die Kalkulation von AF stellt eine „Normierung“ der Sauerstoffzehrung in Abhängigkeit von morphometrischen Parametern dar und erlaubt somit eine Vergleichbarkeit der hypolimnischen Sauerstoffzehrung für verschiedene ökologische Betrachtungen (z. B. Nährstofffrachten, Fischerträge; Nürnberg (1984)) unabhängig von der Größe und Tiefe und Gestalt von geschichteten Seen.



$$AF = \frac{\sum_{i=1}^n t_i \cdot a_i}{A_o} \quad (1)$$

Abb. 1: Kalkulation der hypolimnischen Sauerstoffzehrungsrate (R_{com}) aus der volumengewichteten Sauerstoffmasse in 10 bis 28 m Tiefe mittels linearer Regression ermittelt; Beispiel für das Jahr 2018 im Scharmützelsee.

Ergebnisse

1. Trophische Langzeitentwicklung des Scharmützelsees

Wie die meisten Seen Mitteleuropas hat auch der Scharmützelsee eine anthropogen bedingte Beschleunigung der Eutrophierung erfahren, die vor allem durch eine Zunahme der Bevölkerung und des Tourismus sowie die Intensivierung der Landwirtschaft im Umfeld des Sees ausgelöst wurde. Grüneberg et al. (2011) haben die Belastungsgeschichte des Sees rekonstruiert und unterscheiden vier Belastungsphasen (Abb. 2), die durch einen unterschiedlichen Grad der Abweichung vom stationären Zustand (steady state) gekennzeichnet sind. Im stationären Zustand, der u.a. die Voraussetzung für die Anwendbarkeit von Einboxmodellen zur Vorhersage der Konzentration (P_{Lake}) und der Retention von Phosphor in Seen ist (z.B. Vollenweider 1976) stehen die Zu- und Abflussbelastung sowie die P-Retention als seeinterner Prozess im Gleichgewicht (Sas 1989).

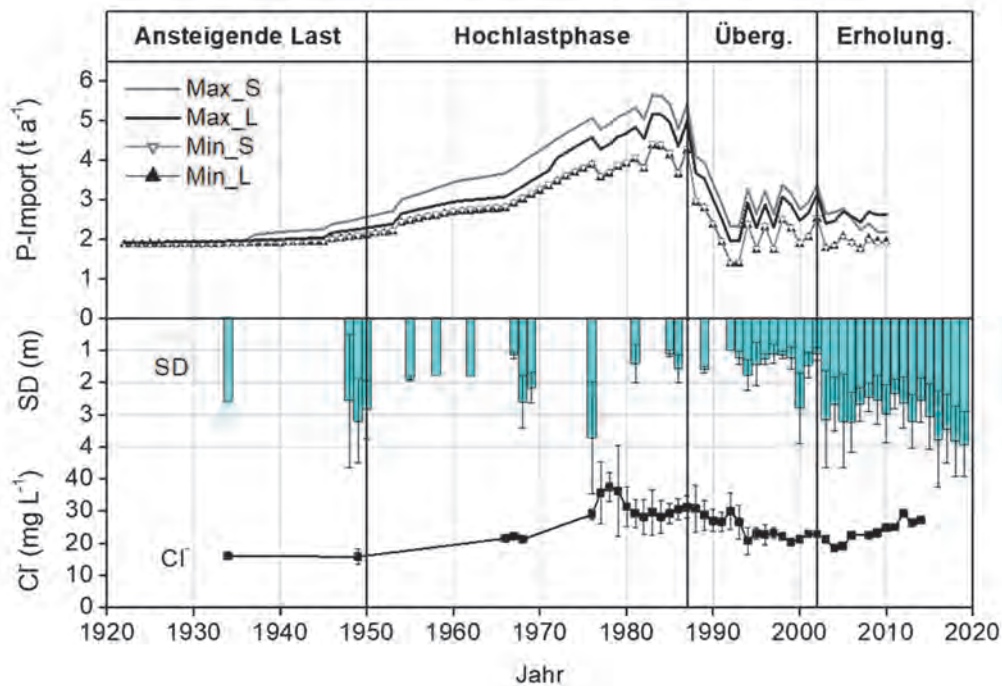


Abb. 2: P-Import in den Scharmützelsee (oben) aus Punkt- und diffusen Quellen berechnet als maximale (Max) und minimale (Min) Szenarien mit kurzer (S) oder langer (L) Verzögerung des P-Transportes im Boden (aktualisiert nach Grüneberg et al. (2011)). Vegetationsmittel (April – Oktober) der Sichttiefe (SD) (Mitte) und Jahresmittel der Chloridkonzentrationen (unten), jeweils mit Standardabweichung.

Im Folgenden werden die Belastungsphasen des Scharmützelsees nach Grüneberg et al. (2011) (vgl. Abb. 2) kurz erläutert:

~1920 - 1949: Phase ansteigender Belastung gekennzeichnet durch eine geringe Abweichung vom stationären Zustand infolge von ansteigenden Phosphoreinträgen, die mit einer langsamen, aber deutlich wahrnehmbaren Verschlechterung der Wasserqualität einherging. Die wenigen vorhandenen limnologischen Daten lassen eine Trophie auf mesotrophem Niveau vermuten.

~1950 - 1987: Hochlastphase mit einer deutlichen Abweichung vom Gleichgewichtszustand infolge weiter ansteigender Nährstoffeinträge, die vor allem auf die direkte Einleitung von unzureichend geklärten kommunalen Abwässern (darunter auch Krankenhausabwässer) zurückzuführen sind. Die Wasserqualität verschlechterte sich deutlich bis zum eutrophen Zustand, was sich u.a. in einer Verringerung der Sichttiefe widerspiegelte. Die Chloridkonzentration als Marker der anthropogenen Belastung stieg ebenfalls (Abb. 2).

1988 - 2002: Übergangsphase. Die Sanierung des Einzugsgebietes, insbesondere die Beseitigung von Punktquellen (z.B. Inbetriebnahme einer Ringkanalisation und Anschluss der Haushalte an die zentrale Abwasserentsorgung) führte zu einer abrupten Lastsenkung. Trotz langsam abnehmender Phosphorkonzentrationen verharrte die Phytoplanktonbiomasse auf hocheutrophen Niveau (Abb. 3). Diese Phase war durch die größte Abweichung vom stationären Zustand gekennzeichnet.

2003 - 2009: Erholungsphase mit geringer Abweichung vom stationären Zustand infolge von stabilen, relativ geringen P-Einträgen. Die Trophie hat sich seit 2003 auf einem leicht eutrophen bis mesotrophem Niveau stabilisiert. Trotz der deutlichen Verbesserungen wird der ökologische Zustand des Sees gemäß WRRL nur als mäßig bewertet. Das gilt sowohl für die Biokomponente Phytoplankton (Abb. 3) als auch für die submersen Makrophyten (Rücker et al. 2019).

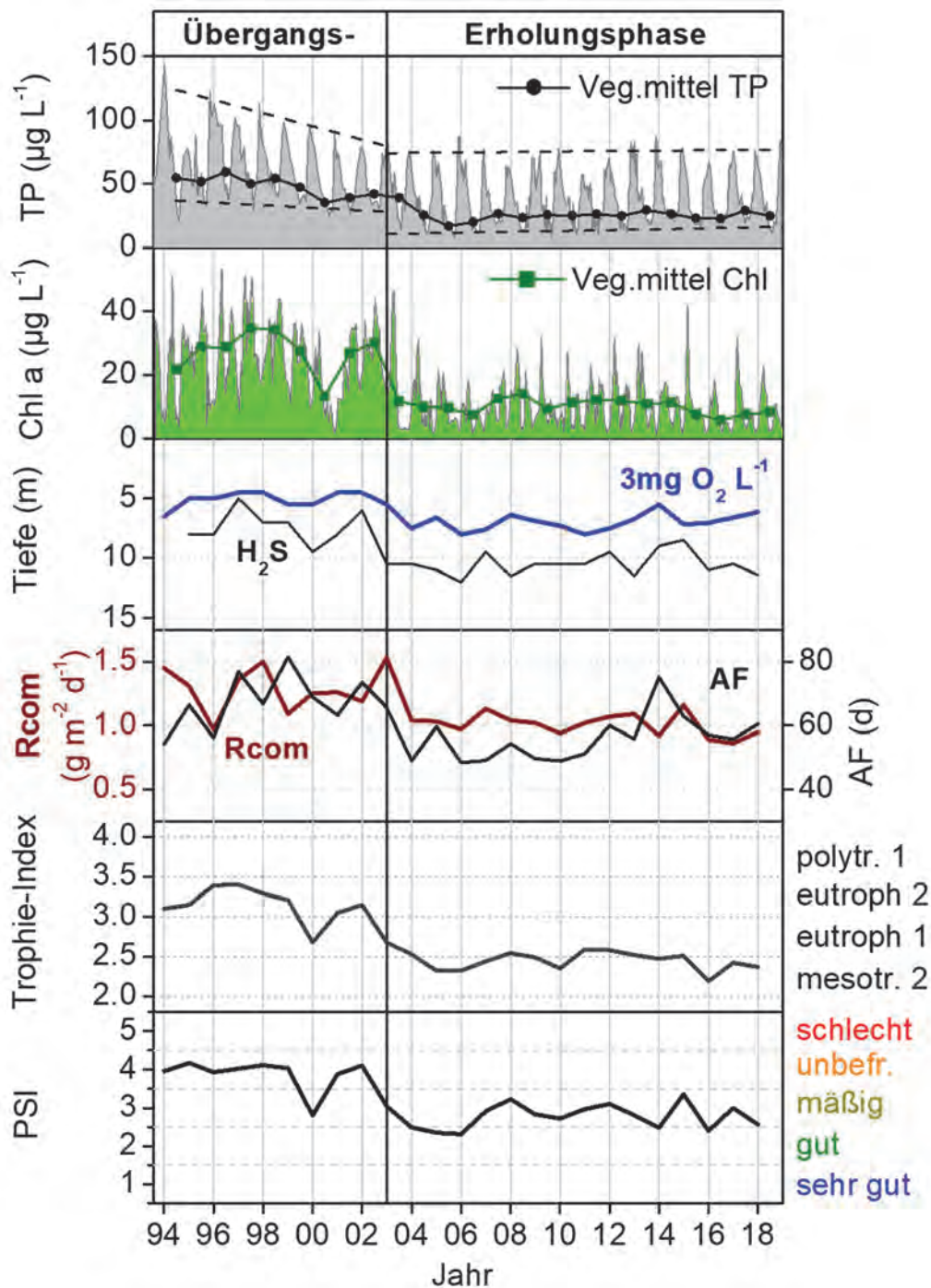


Abb. 3: Konzentration von Gesamtphosphor (TP) und Chlorophyll a (Chl) sowie die jeweiligen Vegetationsmittel (Apr. – Okt.) im oberen, durchmischten Teil der Wassersäule. Jahresmaxima der Tiefe mit einer Sauerstoffkonzentration von $\geq 3 \text{ mg L}^{-1}$ bzw. Schwefelwasserstoff (H_2S). Anoxic Factor (AF; Nürnberg 1997) und hypolimnische Sauerstoffzehrungsrate (Rcom) sowie LAWA-Trophie-Index und Phyto-See-Index für den Scharmützelsee 1994 – 2018.

Durch die Einzugsgebietssanierung verringerten sich die P-Einträge von $3,3 \text{ t a}^{-1}$ bzw. $0,27 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ in der Übergangsphase (1993 - 2003) auf gegenwärtig $1,9 \text{ t a}^{-1}$ bzw. $0,16 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (2004 - 2018), was jedoch immer noch über der kritischen Flächenbelastung von $1,6 \text{ t a}^{-1}$ bzw. $0,14 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ liegt (Rücker et al. 2019). Es dominieren diffuse Nährstoffeinträge, wobei die atmosphärische Deposition über 40 % der P-Einträge ausmacht und rund 13 % über das Grundwasser eingetragen werden. Beim

Stickstoff überwiegen diffuse Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen (55 %; P nur 28 %) (Rücker et al. 2019). Grüneberg et al. (2011) zeigten, dass die hypolimnische P-Akkumulation ab 2004 zwar im Vergleich zu früheren Jahren zurückgegangen war. Die unveränderte Höhe der TP-Konzentrationspitzen am Ende der herbstlichen Vollzirkulation (Abb. 3) zeigt jedoch, dass die interne Last nach wie vor hoch ist.

Auf die abrupte Lastsenkung reagierte der See mit einer zeitlichen Verzögerung von etwa 16 Jahren mit einer sprunghaften Abnahme der Phytoplanktonbiomasse (Chlorophyll, Abb. 3). Anstelle der sommerlichen Cyanobakteriendominanz (überwiegend feinfädige Arten der Gattungen *Pseudanabaena*, *Limnithrix* und *Aphanizomenon*) prägt nun ein ausgedehntes Klarwasserstadium im Frühsommer den Jahresgang der Phytoplanktonentwicklung. Der zeitliche Verlauf und die Biomasse der Frühjahrsblüte blieben hingegen unverändert (Abb. 4). Die nur mäßige Bewertung des Phytoplanktons nach WRRL ist nicht zuletzt auf die immer noch zu hohe Biomasse von Cyanobakterien zurückzuführen, die sich überwiegend aus *Dolichospermum*- und *Aphanizomenon*-Arten zusammensetzt. Die Verringerung der Phytoplanktonbiomasse führte zu einer Vergrößerung der Sichttiefe (Abb. 2) und einer Verbesserung der Unterwasserlichtbedingungen, in deren Folge sich die maximale Besiedlungstiefe der submersen Makrophyten auf über 4 m und die makrophytenbewachsene Fläche von <10 % auf 24 % erhöht hat (Hilt et al. 2010). Die Artenzahl stieg von 6 (1994) auf gegenwärtig 21.

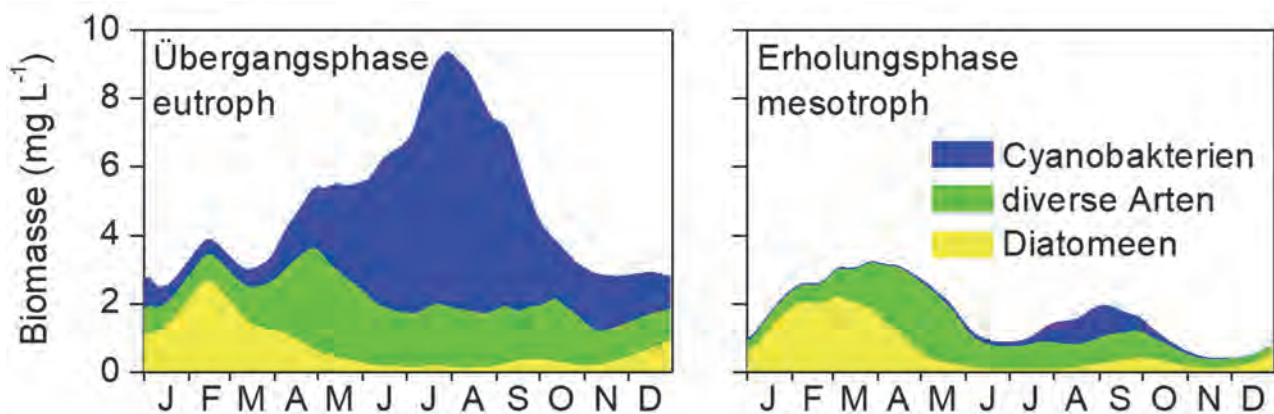


Abb. 4: Mittlere Jahresgänge der Biomasse von Cyanobakterien, Diatomeen sowie sonstigen Phytoplanktern zusammengefasst für die eutrophen Jahre 1993 – 2002 (ohne 2000) bzw. die mesotrophen Jahre 2003 – 2018.

2. Sauerstoffverhältnisse und Schwefelwasserstoffentwicklung im Hypolimnion

Im Unterschied zu den Trophieparametern liegen die Werte aller im Folgenden betrachteten Parameter des Sauerstoffhaushaltes (Tiefe ≥ 3 mg O₂ L⁻¹, Rcom, AF) 2003 in der Größenordnung der Werte der Übergangsphase (Abb. 3). Die Ursache liegt in der extrem hohen Frühjahrsblüte im Jahr 2003, die nach ihrem Zusammenbruch eine entsprechend hohe O₂-Zehrung im Hypolimnion verursachte (Grüneberg et al. 2011). Daher wurden für diese Parameter die Jahre 1994 - 2003 für die Übergangsphase und 2004 - 2018 für die Erholungsphase zusammengefasst. Die Ausbreitung von Schwefelwasserstoff lag 2003 jedoch schon auf dem Niveau der Erholungsphase (Abb. 3). Hier könnte die deutlich geringere Intensität der sommerlichen Phytoplanktonentwicklung einen Einfluss ausgeübt haben.

Der Tiefenbereich, in dem die Sauerstoffkonzentrationen über ≥ 3 mg O₂ L⁻¹ liegen (Toleranzgrenze für *Coregonus albula*) vergrößerte sich von im Mittel 5,1 m (Spanne: 4,5 - 6,5 m) in der

Übergangsphase (1994 - 2003) auf 7 m (5,5 - 8 m) in der Erholungsphase (2004 - 2018) (Abb. 3). Die maximale Ausbreitungstiefe von Schwefelwasserstoff verringerte sich im Zeitraum 1994 - 2002 von 7,3 m (5 - 9,5 m) auf 10,5 m (8,5 - 12 m) in den Jahren 2003 - 2018 (Abb. 3). Damit vergrößerte sich der Lebensraum für Coregonen und andere sauerstoffliebende Organismen um mindestens 2 m.

Die Sauerstoffzehrungsrate für das Hypolimnion (10 - 28 m) verringerte sich von $0,2 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ($0,15 - 0,23 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$) in den Jahren 1994 - 2003 auf $0,15 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ($0,13 - 0,18 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$) 2004 - 2018 bzw. als flächenbezogene Raten von $1,3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($1,0 - 1,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) auf $1,0 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($0,9 - 1,2 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (Abb. 3). Diese Werte liegen etwas niedriger als die Community Respiration (R_{com}), die in einem Messprogramm 1995 für Seen unterschiedlicher Trophie im Scharmützelseegebiet ermittelt wurde (Nixdorf & Deneke 1997). Bei diesem Vergleich ist zu beachten, dass die Ergebnisse von 1995 zum einen aus einer Phase sehr hoher Trophie stammen und zum anderen eher ein Potenzial für die Sauerstoffzehrung darstellen, weil alle Proben zu Beginn der Dunkelinkubation für die Respirationsmessung mit Sauerstoff gesättigt und bei (höherer) Epilimniontemperatur gemessen wurden.

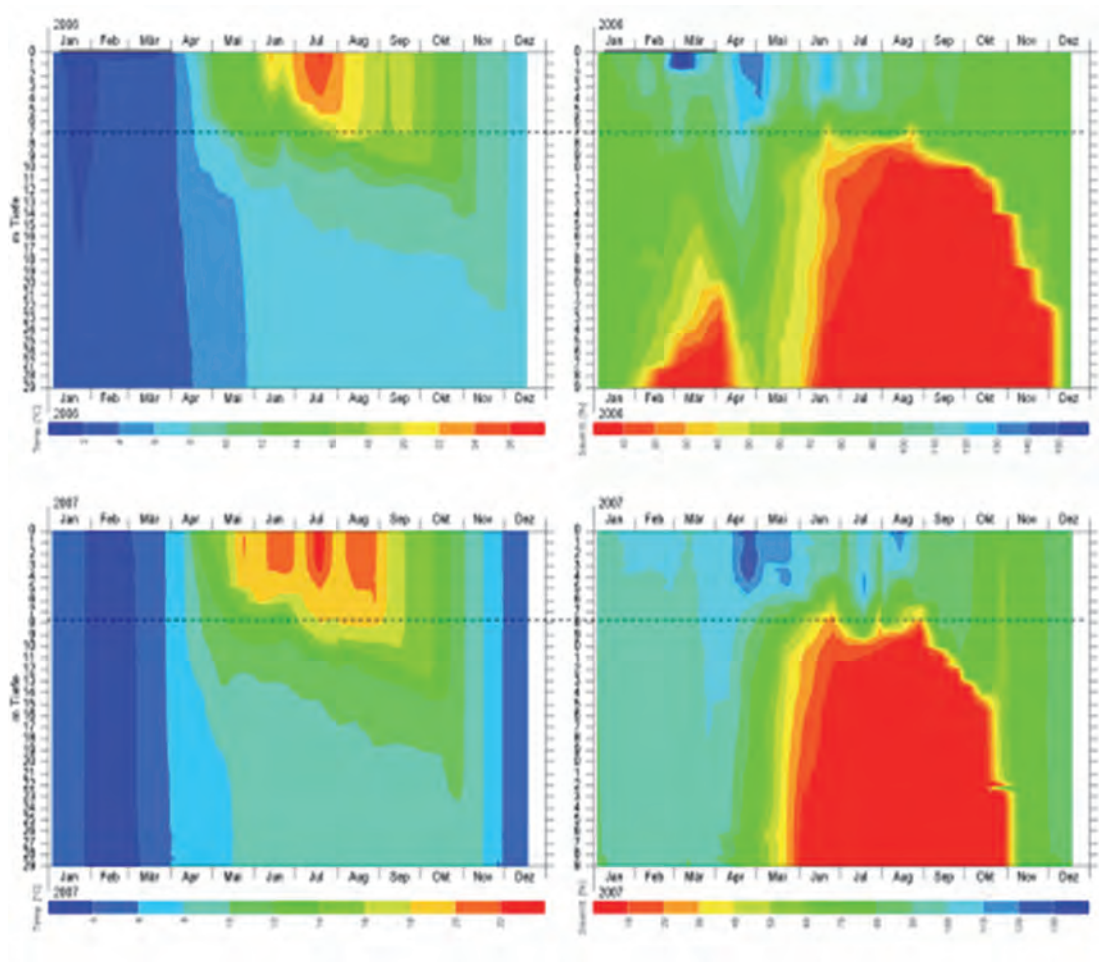


Abb. 5: Zeitliche und räumliche Verteilungsmuster der Temperatur und Sauerstoffsättigung im Scharmützelsee für zwei verschiedene meteorologische Jahre (2006 und 2007).

In Abbildung 5 sind Isoplethen der Wassertemperatur (links) und der Sauerstoffsättigung (rechts) für zwei ausgewählte Jahre dargestellt. Im Jahr 2006 (oben) gab es eine langdauernde Eisbedeckung von

Januar bis März, in deren Folge es zu einer starken Sauerstoffzehrung in der Tiefe kam. Im Gegensatz dazu war der Winter 2007 mild, sodass der See monomiktisch und die Wassersäule bis März sauerstoffgesättigt war.

Diskussion

Kann der Zustand der 1930er Jahre (Wundsch 1934) erreicht werden - H₂S-freies Hypolimnion?

Der Scharmützelsee hat sich durch die Sanierung des Einzugsgebietes vom eutrophen, Cyanobakterien-dominierten See nach 2003 zu einem mesotrophen See entwickelt. Die Erholungsphase für den Scharmützelsee ist länger als erwartet (Grüneberg et al. 2011) mit relativ konstanten Raten des Stoffumsatzes und des Nährstoffrecyclings. Bislang sind sowohl die Zielwerte (TP, TN) als auch die Phytoplanktonindizes für den guten ökologischen Zustand noch nicht erreicht (Rücker et al. 2019). Die Ergebnisse zur hypolimnischen Sauerstoffzehrung belegen zwar, dass mit abnehmender Trophie die Sauerstoffzehrung gesunken ist; sie sind aber immer noch zu hoch. Setzt man den Zustand, den Wundsch (1940) für das Jahr 1934 beschrieben hat, als Mindestreferenzzustand an, würde sich für den Scharmützelsee ein H₂S-freies Hypolimnion mit Spuren von Sauerstoff über Grund ergeben. Die derzeitige hypoxische Zone unterhalb von 6 - 8 m Wassertiefe und die Ausdehnung der H₂S-Entwicklung auf ca. 10 m Tiefe sind weit entfernt von diesem Zustand.

Nach wie vor bildet sich H₂S im Spätsommer im Scharmützelsee. Aufgrund der abnehmenden Trophie hat der Scharmützelsee zurzeit als mesotropher See eine bessere Durchlichtung und euphotische Zonen bis in das Hypolimnion, die das Aufkommen von photoautotrophen Schwefelbakterien (z.B. *Pelochromatium roseum*) intensivieren. Diese, nach Reynolds (1997) zum Phytoplankton zählende Organismengruppe, wird als Biokomponente bei der WRRL-Bewertung nicht berücksichtigt. Es bilden sich aber relativ hohe Biomassen, die beim Absterben wieder zusätzlich Sauerstoff zehren. Diese Zehrung wird zwar erst in den Herbst- und Wintermonaten relevant, sollte aber in das Produktions- und Abbauverhalten dieser Seetypen einbezogen werden. Das gleiche gilt für die phytoplanktische Frühjahrsentwicklung. Die Höhe und der Zeitpunkt der Frühjahrsblüte bestimmen die Intensität der hypolimnischen Sauerstoffzehrung im Sommer. Abschätzungen für den Scharmützelsee haben ergeben, dass die R_{com} um 50% reduziert werden müsste, um die Sauerstoffverhältnisse nach Wundsch (1940) zu erreichen. Unter Annahme einer linearen Beziehung zwischen Primärproduktion und R_{com} würde das mindestens eine Halbierung der Biomasse des Frühjahrsplanktons erfordern. Die Analyse der Phytoplanktonbiomassen zeigt jedoch, dass die Höhe Biomasse im Frühjahr unverändert ist. Die Verringerung der Trophie hat in erster Linie zu einer Abnahme der sommerlichen Cyanobakterienblüten geführt (Abb. 4). Eine verringerte Frühjahrsblüte ist jedoch unwahrscheinlich, solange die freigesetzte und hypolimnisch akkumulierte P-Menge nach der Herbstvollzirkulation derart hohe Frühjahrsstartkonzentrationen von TP bewirken kann. Außerdem ist der Einfluss klimatisch bedingter Faktoren und ihre Änderung auf Prozesse im See und im Einzugsgebiet außerordentlich schwer vorherzusagen.

Die Erreichung des Zieles „Guter ökologischer Zustand“ stellt sich somit als Gordischer Knoten dar: Die seit Jahrzehnten favorisierte Variante der Sanierung des Einzugsgebietes dauert deutlich länger als aus trophischen Modellen vorgesagt wird. Neben den lang anhaltenden internen P-Freisetzungen spielen hier die Änderungen im P-, Fe- und S-Haushalt eine entscheidende Rolle. Restaurierungen, d.h. seeinterne Maßnahmen wie Belüftung, hypolimnische P-Entfernung durch Fällung oder Abpumpen usw., könnten den Erholungsprozess beschleunigen. Sie bedürfen intensiver limnologischer Planung und Begleitung.

Die WRRL hat weitreichende und komplexe Ansätze für die Verbesserung unserer aquatischen Umwelt entwickelt. Deshalb bleibt als erstes Ziel für den Scharmützelsee, die externen und internen Nährstoffeinträge zu reduzieren. Daneben haben Poikane et al. (2019) gefordert, mehr Aufmerksamkeit auf die Einbeziehung unterstützender Elemente und Funktionen der aquatischen Ökosysteme zu legen. Hierfür bietet der Ansatz dieser Studie sehr gute Voraussetzungen: Die Ermittlung der Rcom hat wesentliche Vorteile im Vergleich zur Primärproduktion als Schlüsselprozess zur Charakterisierung von Trophieänderungen und ihren Folgen im Ökosystem:

- a) sie ist durch eine geringe Kurzzeitvariabilität gekennzeichnet,
- b) leicht zu messen und auf ökosystemarer Basis gut vergleichbar
- c) reflektiert die Intensität der Primärproduktion (OECD 1982).

Zusammenfassung

1. Die Erholungsphase des Sees ist länger als erwartet mit relativ konstanten Raten des Stoffumsatzes und des Nährstoffrecyclings, insbesondere der hohen internen P-Last.
2. Die Sauerstoffzehrungsrate (Rcom) ist gesunken, aber immer noch zu hoch und weit entfernt von einem H₂S-freien Zustand mit Sauerstoffversorgung bis zum Grund.
3. Um eine Wasserqualität wie in den 1930er Jahren zu erreichen, müsste die hypolimnische Sauerstoffzehrung um 50% sinken.
4. Die Höhe der Frühjahrsblüte bestimmt Intensität der hypolimnischen Sauerstoffzehrung. Frühjahrsmaxima finden bei der WRRL-Bewertung keine Berücksichtigung.
5. Der Rückgang der Trophie verbesserte das Unterwasser-Lichtklima im Scharmützelsee und förderte somit im H₂S-reichen Hypolimnion die Entwicklung von photoautotrophen Schwefelbakterien. Diese zusätzliche Biomasse wird bei der WRRL-Bewertung ebenfalls nicht berücksichtigt.
6. Solange die trophischen Zielwerte (TP, TN) für den guten ökologischen Zustand noch nicht erreicht sind und die interne P-Last eine hohe Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons fördert, wird die Erholungsphase mit mäßigen trophischen Bewertungen andauern.
7. Die hypolimnische Sauerstoffzehrung bzw. der Anoxische Faktor sind gute Ansätze zu einem verbesserten Verständnis der Funktionalität von Seen und für die Bewertung nach WRRL. Sie sollten in die Bewertung von geschichteten Seen einbezogen werden ebenso wie die Primärproduzenten des Frühjahrsphytoplanktons und die photoautotrophen Schwefelbakterien.

Danksagung

Den Mitarbeitern des Lehrstuhles für Gewässerschutz sei herzlich gedankt für die Mitarbeit bei der Erhebung der Daten. Besonderer Dank gilt Frau Gudrun Lippert und Frau Ute Abel für die sorgfältigen Analysen im Labor. Für die Phytoplanktonanalysen danken wir vor allem Frau Annette Tworeck vom LBH Hoehn, Freiburg. Die Langzeitdaten wurden im Rahmen mehrerer Forschungsprojekte erhoben; Förderung durch das BMBF: NITROLIMIT I und II (FKZ: 033L041A und 0033W015AN), NOSTOTOX (0330792 B) und die German-Israeli Water cooperation (02WT0985), CYLIN gefördert durch das KWB Berlin (mit finanzieller Unterstützung von Veolia Waters, BWB), Förderung durch die DFG: AZ NI347/5-1. Seit 2015 werden die Untersuchungen auf

dem Scharmützelsee mit dem Forschungskatamaran „KLIMAKAT“ durchgeführt, einem Forschungsgroßgerät, das durch die DFG und das Land Brandenburg finanziert wurde (INST 263/76-1 FUGG).

Literatur

- Christen, T., Rücker, J., Nixdorf, B. (2007): Zur Repräsentativität von Probenahmen und Bewertung in morphologisch komplexen Gewässern - Fallbeispiel Scharmützelsee. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder, 308-312.
- Grüneberg, B., Rücker, J., Nixdorf, B., Behrendt, H. (2011): Dilemma of Non-Steady State in Lakes - Development and Predictability of In-Lake P Concentration in Dimictic Lake Scharmützelsee (Germany) after Abrupt Load Reduction. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 96 (5): 599-621.
- Hampton, S.E., Galloway, A.W.E., Powers, S.M., et al. (2017): Ecology under lake ice. *Ecology Letters* 20: 98-111. doi:10.1111/ele.12699.
- Hilt, S., Henschke, I., Rücker, J., Nixdorf, B. (2010): Can submerged macrophytes influence turbidity and trophic state in deep lakes? Suggestions from a case study. *J. Environm. Qual.* 39: 725-733.
- Hühn, D., Brämick, U., Nixdorf, B., Rücker, J. (2020): Kann die Re-Etablierung von Coregonenbeständen im Scharmützelsee gelingen? Teil 2: Fischereiliche Aspekte. Ergebnisse der Jahrestagung 2019 in Münster, Eigenverlag der DGL, Essen: dieser Band.
- Kleeberg, A. (1997): Interactions between benthic phosphorus release and sulfur cycling in Lake Scharmützelsee (Germany). *Water, Air, and Soil Pollution* 99: 391-399.
- Kleeberg, A. (2003): Re-assessment of Wundsch's (1940) 'H₂S-Oscillatoria-Lake' type using the eutrophic Lake Scharmützel (Brandenburg, NE Germany) as an example. *Hydrobiologia* 501 (1-3): 1-5.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer; Ed.; Kulturbuchverlag: Berlin, Germany.
- Lippert, G., Herold, I., Heckemann, H.J., Stadler, B. (2004): Methodenvergleich zur Sulfidbestimmung in Gewässern sowie Untersuchungen zur Haltbarkeit konservierter Proben und Matrixeinflüssen. In: J. Rücker & B. Nixdorf (Hrsg.) *Gewässerreport Nr. 8. BTUC-AR 3/2004*. S. 119-132.
- Mischke, U., Riedmüller U., Hoehn E., Nixdorf, B. (2017): Handbuch Phyto-See-Index - Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall". Stand Dezember 2017. 79 S.
- Müller, H. (1952): Die produktionsbiologischen Verhältnisse märkischer Seen in der Umgebung Storkows. *Zeitschrift für Fischerei*: 96-244.
- Nixdorf, B., Deneke, R. (1997): Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343: 269-284.
- Nixdorf, B., Mischke, U., Rücker, J. (2003): Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes - an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. *Hydrobiologia* 502: 111-121.
- Nürnberg G.K. (1997): Coping with Water Quality Problems due to Hypolimnetic Anoxia in Central Ontario Lakes. *Water Quality Research Journal* 32 (2): 391-405. <https://doi.org/10.2166/wqrj.1997.025>
- Nürnberg, G.K. (1984): The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia. *Limnol. Oceanogr.* 29, 111-124.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1982): *Eutrophication of Waters – Monitoring, assessment and control*. OECD, Paris.
- Pätzig, M., Grüneberg, B., Brauns, M. (2015): Water depth but not season mediates the effects of human lakeshore modification on littoral macroinvertebrates in a large lowland lake. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 186 (4): 311-321(11).
- Poikane, S., Phillips, G., Birk, S., Free, G., Kelly, M. G., Wilby, N.J. (2019): Deriving nutrient criteria to support 'good' ecological status in European lakes: An empirically based approach to linking ecology and management. *Science of the Total Environment*, Volume 650, Part 2, pp. 2074-2084.
- Reynolds, C. (1997): *Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory*. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany. 371 pp.
- Rücker, J., Nixdorf, B., Quiel, K., Grüneberg, B. (2019): North German Lowland Lakes Miss Ecological Water Quality Standards - A Lake Type Specific Analysis. *Water*, 11, 2547. doi:10.3390/w11122547
- Sas, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, Experiences, Extrapolations. *Academia Richarz, Sankt Augustin, Germany*, 497 pp.

- Vollenweider, R.A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia* 33: 53-83.
- Wundsch, H.H. (1940): Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen: VI. Die Entwicklung eines besonderen Seentypus (H_2S -Oscillatorien-Seen) im Fluss-Seengebiet der Spree und Havel, und seine Bedeutung für die fischereibiologischen Bedingungen in dieser Region. *Zeitschr. Fisch. Hilfsw.* 38: 443-658.

Reproduktion des Grundwasseramphipoden *Niphargus aquilex* in Labor und Freiland

Nora K. Rütz¹; Susanne I. Schmidt²; Jürgen Marxsen¹

¹ Institut für Tierökologie, Justus Liebig Universität; ² Institute of Hydrobiology, Biology Centre of the Academy of Science of the Czech Republic

In den letzten Jahrzehnten ist das Grundwasser, unter anderem durch chemische Belastungen und steigende Nutzungsansprüche als Trink- und Brauchwasser, zunehmenden Stressoren ausgesetzt. Auch die im Grundwasser lebende Fauna ist von vielen Auswirkungen betroffen. Im Gegensatz zu aquatischen Oberflächenverwandten ist über die Lebensweise und Reproduktion der Grundwasserarten wenig bekannt. Insbesondere im Hinblick auf experimentelle Untersuchungen (z. B. für ökotoxikologische Fragestellungen) ist eine genaue Kenntnis der Vermehrungsstrategien der zu untersuchenden Organismen jedoch unumgänglich. Weiterhin erfordert der experimentelle Einsatz von Organismen eine kontrollierte Hälterung und Nachzucht im Labor. Somit wird sichergestellt, dass die Versuchsorganismen alle die gleichen Grundvoraussetzungen (z. B. Ernährungszustand, Temperatur, Wasserqualität) haben und die Entnahme von bestimmten Organismenstadien (z. B. adulte Tiere, Juvenile) oder Geschlechtern möglich ist.

Die Grundwasserorganismen unterscheiden sich, aufgrund spezieller Anpassungen an ihren Lebensraum, nicht nur morphologisch sondern auch physiologisch stark von Oberflächenarten. So erreichen sie beispielweise häufig deutlich längere Lebensspannen bei geringen Reproduktionsraten. Genaue Kenntnisse über die Reproduktionsmechanismen fehlen jedoch für die meisten Grundwasserarten. Weiterhin ist eine Nachzucht im Labor bei den meisten Grundwasserorganismen bislang nicht erfolgreich, unter anderem aufgrund fehlender Kenntnisse über deren autökologischen Ansprüche.

Um die Voraussetzungen und Möglichkeiten einer Zucht von Grundwasserorganismen zu testen, wurde der Grundwasseramphipode *Niphargus aquilex* auf seine Eignung zur Hälterung sowie seine Reproduktionsraten hin überprüft. Dafür wurden im ersten Schritt die Grundvoraussetzungen für eine erfolgreiche Langzeithälterung ermittelt. Weiterhin wurden sowohl gravide Weibchen aus dem Freiland untersucht, als auch mehrere Zuchtansätze im Labor angesetzt. Die Ergebnisse geben einen ersten Aufschluss über die Möglichkeiten größerer Zuchtansätze von *N. aquilex* in einem Laborsystem und bilden die Basis für weiterführende experimentelle Untersuchungen an Grundwasseramphipoden.

Die Ausbreitung von *Echinogammarus berilloni* am Mittleren Oberrhein

Doris Christine Sahm; Andreas Martens

¹ Pädagogische Hochschule Karlsruhe

Echinogammarus berilloni wurde in Baden-Württemberg das erste Mal 1968 im Pfinzkanal bei Philippsburg nachgewiesen. Seitdem breitet die Art sich in den Seitengewässern des Oberrheins immer weiter aus und verdrängt an manchen Stellen *Gammarus pulex* und *G. roeselii*. Aktuelle Untersuchungen zeigen im Vergleich zu intensiven Erfassungen aus den Jahren 2008 und 2016 eine Ausbreitungstendenz Richtung Schwarzwald sowie Bestandsschwankungen in Nähe des Rheins.

Um das Ausbreitungspotenzial abschätzen zu können, wurden 2019 die rechtsrheinischen Zuflüsse und die zahlreichen, sich untereinander verbindenden Kanäle und Gräben zwischen Achern und Rußheim an 99 Probestellen untersucht. Dabei wurden neben der Ampipodenzusammensetzung, basierend auf einer gesammelten Probenahme verschiedener relevanter Habitats, die Verteilung der Amphipodenarten auf Mikrohabitate erfasst. Zusätzlich wurden Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert gemessen und eine Nährstoffanalyse der Gewässer durchgeführt. Daneben wurden Sediment-, Tiefen- und Breitendiversität aufgenommen, sowie die Verteilung der Mikrohabitate geschätzt.

Das bisher auffälligste Ergebnis ist, dass am Oberrhein nicht die erwartete Präferenz für Bereiche mit aquatischen Makrophyten besteht. *E. berilloni* kann hier auch auf Hartsubstraten dominieren.

HDX Monitoring Wupper: Fischschutz und Wanderungen potamodromer und diadromer Arten an fünf Wasserkraftanlagen

Nicole Scheifhacken¹, Britta Wöllecke²

¹ Obere Fischereibehörde, Bezirksregierung Düsseldorf, Cecilienallee 2, 40408 Düsseldorf, Nicole.Scheifhacken@brd.nrw.de, ² Obere Wasserbehörde, Bezirksregierung Düsseldorf, Cecilienallee 2, 40408 Düsseldorf, Britta.Woellecke@brd.nrw.de

Keywords: HDX Monitoring, Wupper, diadrome (Lachssmolts, Blankaale) und potamodrome Zielarten

Einleitung

Die Wupper ist in NRW ein Zielartengewässer für die Wiederansiedlung und den Erhalt von diadrom wandernden Arten wie Lachs (*Salmo salar*) und Aal (*Anguilla anguilla*) (2. Bewirtschaftungsplan WRRL, MULNV 2009). Die Notwendigkeit der ungehinderten Migration von Fischen in Fließgewässern ist in verschiedenen europäischen, nationalen und länderspezifischen Rechtsgrundlagen geregelt (z. B. EU-WRRL, EU-Aalschutzverordnung, FFH-Richtlinie sowie den Bund- und Länder-Gesetzgebungen im Wasser-, Fischerei- und Naturschutzrecht. In den Lachs- und Aal Zielartengewässern des Landes NRW gelten für den Schutz abwandernder Fische erhöhte Anforderungen an Anlagen zur Wasserentnahme oder an Wasserkraftanlagen (WKA), als in den übrigen Gewässern (MUNLV 2009, LFischG § 40 in Verbindung mit LFischVo §13). Die untere Wupper ist zudem in weiten Teilen als NATURA 2000 Gebiet (DE-4808-301, Untere Wupper Solingen bis Leverkusen, 556 ha) gesichert. Die Schutzziele umfassen verschiedene aquatische Zielarten (Flussneunaugen (*Lampetra fluviatilis*), Bachneunaugen (*Lampetra lampetra*), Groppe (*Cottus gobio*) als auch gewässertypische Lebensräume (LRT 3260, Fließgewässer mit Unterwasservegetation, prioritärer Lebensraum 91E0 Erlen-Eschen und Weichholz Auewälder). Eine Verlängerung des befristeten Wasserrechts für die WKA Auer Kotten im Rahmen eines Planfeststellungsverfahrens 2009 konnte daher nur mit umfassenden baulichen Verbesserungen zum Fischschutz und zur Durchwanderbarkeit der Fischwege erfolgen (Stadt Solingen 2009). Die wesentlichsten Eckpunkte dabei waren:

1. Installation eines 12 mm horizontalen Rechens vor der Turbine
2. Errichtung von sohlen- und oberflächennaher Bypässe am Rechen
3. Bau eines Schlitzpasses am Krafthaus
4. Anlage eines Raugerinne-Beckenpass am Ausleitungswehr
5. Durchführung eines fischökologischen Monitorings zur Überprüfung der Wirksamkeit der Fischschutzeinrichtungen und Akzeptanz der verschiedenen Wanderkorridore für alle wandernden Fische (potamodrome, diadrome Arten der Wupper) und Neunaugen.

Die Umbaumaßnahmen am WKA Standort waren bis 2012 auf Basis des Planfeststellungsbeschlusses von 2009 fertiggestellt worden. Das Funktionsmonitoring wurde in zwei Phasen durchgeführt. In der ersten Projektphase 2013/2014 lag der Fokus auf den Fischschutz und dem Abwanderverhalten und -erfolg von Lachssmolts (Smolts), Blankaalen (Aale). In einer zweiten Projektphase (2015-2018) wurde das Wanderverhalten von potamodromen Arten, Neunaugen und Lachssmolts und Blankaalen an fünf weiteren Querbauwerken mit WKA Nutzung untersucht (Abb. 1).

Die ausführlichen **Abschlussberichte** der beiden Projektphasen stehen als pdf-Datei auf der Homepage der **Bezirksregierung Düsseldorf** unter der Rubrik Wasserrahmenrichtlinie und Gewässerentwicklung zur Verfügung: <https://www.brd.nrw.de/umweltschutz/Wasserrahmenrichtlinie-und-Gewaesserentwicklung/index.jsp>

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Wupper (EZG: 813 km², 118 Fließ-km, Abfluss Kenndaten Pegel Glüder: MHQ 126 m³/s, MQ: 14,7 m³/s, MNQ: 5,09 m³/s) entwässert den nordwestlichen Teil des Rheinischen Schiefergebirges und mündet bei Leverkusen in den Rhein (Dumont & Bauerfeind 2006).

Das fischökologische Monitoring beschränkte sich auf die Mittlere und Untere Wupper zwischen der Wuppertalsperre und der Mündung in dem Rhein (ca. 74 Fließ-km) (Abb. 1). Hier befinden sich insgesamt 14 Wehrstandorte von denen fünf Wasserkraftanlagen (WKA) in dem Projekt mit HDX-Antennen versehen wurden (Abb. 1). Die WKA Reuschenberger Mühle, liegt 4 km stromauf der Mündung, gefolgt von Wipper Kotten (15 km stromauf, Holzwasserrad Museumsschleiferei). Alle anderen Wehrstandorte im Wuppertaler Stadtgebiet, die nicht mit HDX-Antenne versehen sind, sind Wehre ohne Wasserkraftnutzung. Sie dienen der Wasserentnahme von Firmen und verfügen über eine Fischaufstiegsanlage (FAA).

Die fünf, mit HDX-Anntennen versehenen WKAn, erstrecken sich über ca. 65 Fließ-km. Es sind die WKA Auer Kotten (Fließ-km 21), Glüder (synonym Neuenkotten) (Fließ-km 25), Schaltkotten (Fließ-km 31), Buchenhofen (Fließ-km 40) und Beyenburger Stausee (Fließ-km 65) (Abb 1). Die ersten drei genannten WKA Standorte sind Ausleitungskraftwerke mit unterschiedlich langen Ober- und Untergräben. Nur der Auer Kotten besitzt ein Fischweg am Krafthaus (Schlitzpass) und am Wehr (Raugerinnebeckenpass). Alle anderen Standorte haben nur eine FAA am Wehr in Raugerinne Bauweise. Die Wehre Buchenhofen und der Beyenburger Stausee liegen im Hauptschluss. Auch diese beiden Anlagen haben einen Raugerinnebeckenpass als Fischweg.

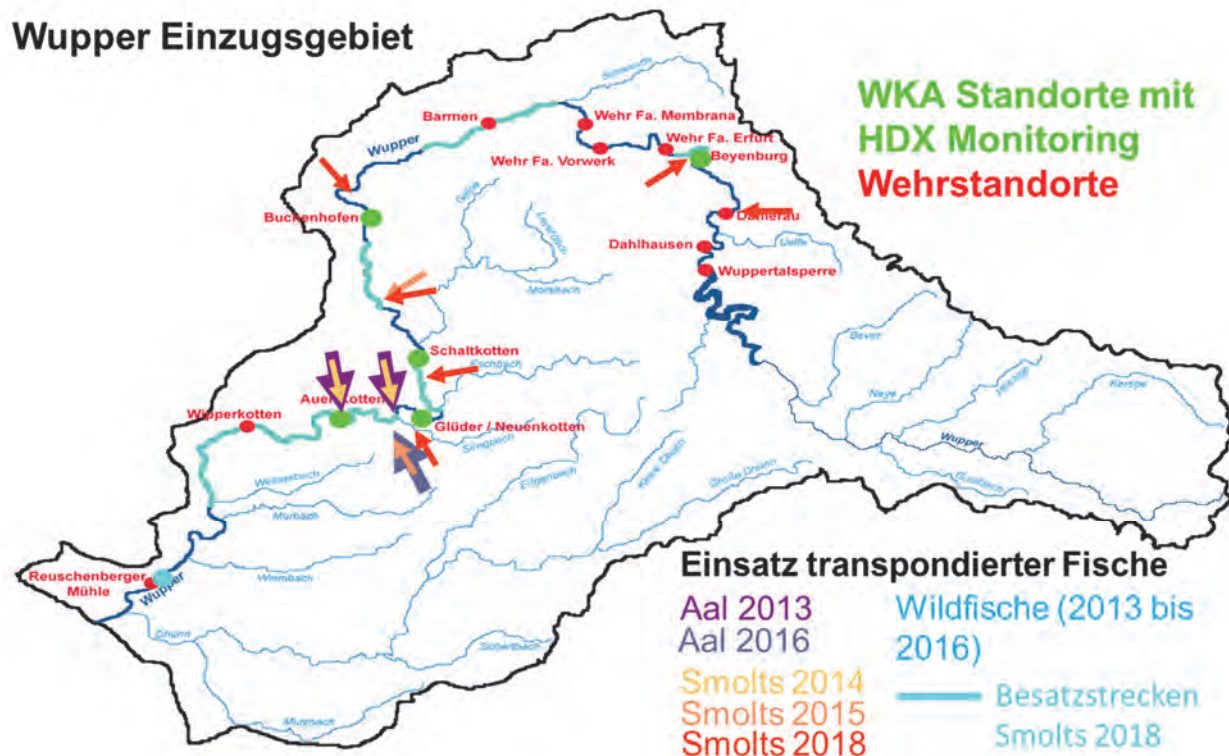


Abb. 1: Wupper Einzugsgebiet mit Lage der Wehrstandorte (rote Punkte alle Standorte inkl. WKA, grüne Punkte, Standorte mit HDX-Monitoring) und Darstellung der Untersuchungsjahre (2013-2018) in den zwei Projektphasen (markierte Wildfische, (Lachs)-Smolts, (Blank)-Aale.

Markierung und Besatz der Fischarten

Die Lachssmolts (ab TL 13,5 cm) wurden mit HDX-Transpondern der Größe 23 x 3,9 mm markiert. Sie sind Nachkommen von Lachsrückkehrern (2013-2016), die im Wanderfischprogramm NRW (WFP) (Anlage Albaum LANUV FB 26) aufgezogen wurden. Im Jahr 2014 wurden 1.000 Individuen im Obergraben der WKA Auer Kotten und 3 km oberhalb der WKA ausgesetzt. Im Jahr 2015 wurden 500 Individuen 3 km oberhalb der WKA Auer Kotten und im Bereich Wuppertal-Kohlfurt oberhalb der WKA Schalkkotten ausgesetzt (Abb. 1). Für 2017 bis 2018 standen keine Lachssmolts des WFP zur Verfügung. Daher wurden im Frühjahr 2018 2.000 Lachssmolts des Danmarks Center for Vildlaks (DCV) verwendet und an sechs Besatzstellen zwischen dem Unterwasser Glüder (Wupper-km 25) bis nach Dahlerau (Wupper-km 70) oberhalb vom Beyenburger Stausee besetzt. Es wurden jeweils 250 Tiere ober- und unterhalb einer WKA eingesetzt und die Abwanderquote redetiert, um die kumulativen Verluste durch unterschiedliche geschützte WKAn untersuchen zu können (Abb. 1).

Zur Untersuchung der Abwanderung von Blankaalen in der Wupper wurden dem Land NRW insgesamt 564 Aale für das Monitoring zur Verfügung gestellt. Diese sind aus der Aalschutzinitiative Rheinland-Pfalz in der Mosel während eines „Abfischungs- & Transport“-Projekts gefangen worden (<http://www.wasser.rlp.de/servlet/is/7832/>). In den Jahren 2013 wurden 264 und 2016 295 Individuen in der Wupper ausgesetzt.

Die Wildfische wurden in mehreren Befischungskampagnen mit Elektrofanggeräten jeweils ober- und unterhalb eines WKA Standortes entnommen, unmittelbar mit einem HDX Transponder markiert (Gesamtstrecke 31,4 km) und nach kurzer Akklimatisierungsphase wieder am Standort ausgesetzt. Insgesamt wurden 3.088 überwiegend potamodrome Wildfische gefangen. Einzelne Aale sowie Lachs- und Meerforellenrückkehrer oder Flussneunaugen konnten ebenfalls markiert werden. Zur

Markierung der Fische wurde ein separates Arbeitsboot mitgeführt. Die Tiere wurden tierschutzgerecht narkotisiert und die HDX-Transponder eingeführt. In der Erholungsphase wurden die Fische in eine separate und belüftete Aufwachwanne überführt und nur vollständig vitale Tiere in die Wupper zurückgesetzt.

Die tierschutzrechtliche Genehmigung (TierSchG 2013) für die Markierung der Wildfische, Lachssmolts und Aale sind vor Projektbeginn von der in NRW zuständigen Genehmigungsbehörde (LANUV FB 84) erteilt worden. Die Genehmigungen zur Elektrofischerei von geschützten und anderen Wildfischarten sind durch die zuständigen Fischereibehörden (uFB, oFB) erteilt worden.

HDX-Technologie

Die HDX-Transpondertechnik wird seit den 1990er Jahren weltweit zur Erforschung des Wanderverhaltens von Fischen eingesetzt.

Es wurden „**Half-Duplex**“-Transponder (kurz: **HDX**) verwendet (Längen 23 mm, 32 mm, Durchmesser 3,9 mm). Zur Registrierung und Aktivierung der passiven Transponder sind Antennen inkl. Zubehör erforderlich (Transformator zur Energieversorgung der Antennenanlage, Lesegeräte einer jeden Antenne, PC zur Steuerung und Datenaufzeichnung, Schaltschrank). Da die zulässige Kabellänge zwischen einem Tuner und seinem Lesegerät begrenzt ist, mussten am Auer Kotten und Schaltkotten sowohl an der WKA und am Ausleitungswehr separate Schaltschränke aufgestellt werden. An allen anderen Standorten genügte ein Schaltschrank.

Es wurden **zwei Antennentypen** verwendet:

1. Bei „**schwimm durch**“-**Antennen** durchschwimmen die Fische einen festen Rahmen aus Kunststoff oder Holz (z. B. an Fischwegen).
2. „**Schwimm drüber**“-**Antennen** können an breiten, flach überströmten Fließstrecken am Gewässergrund installiert werden (Wassertiefe limitierend, anfällig bei erhöhten Abflüssen).

Ergebnisse

Technisches Monitoring

Die Lesequote der „schwimm durch“ HDX-Rahmenantennen lag zwischen 91 bis 100 %. Für Seilantennen waren die Lesequoten mit 64 % bis 92 % etwas geringer. Eine Lesequote von max. 70 % konnte für die „schwimm drüber“ Antennen ermittelt werden.

Über die gesamte Projektlaufzeit haben die 31 HDX-Antennen im Wuppersystem relativ zuverlässig gearbeitet. An ca. 15 % der insgesamt 37.323 Betriebstage aller HDX-Standorte zusammengenommen konnten jedoch keine Fische detektiert werden. Die Störungen traten i.d.R. nach Hochwässern auf. Hier sind v.a., die weniger robusten Kabel- und Strickleiterantennen beschädigt worden. Zudem verursachten Stromabschaltungen der Kraftwerke bei Wartungs- und Umbauarbeiten Datenlücken.

Während der Laufzeit (31.10.2013 bis 10.07.2018) wurden insgesamt 196.773 Leseereignisse aufgezeichnet (um den Faktor 10 bereinigt und wegen Mehrfachlesungen reduziert). Die Redetektionen lassen sich 2.747 Individuen zuordnen.

Wanderbewegungen diadromer Arten

Insgesamt konnten 1.662 Lachssmolts redetektiert werden (Frühjahr 2014 68 %, 2015 66 %, Fischschutz Auer Kotten WKA, 2018 kummulative Effekte von fünf WKA'n 33 % s. Tab. 1). Die

Abwanderung erfolgte jeweils innerhalb weniger Wochen nach dem Aussetzen und überwiegend im Schwarmverband (zeitgleiche Passagen mehrerer Individuen). Bei einem angepassten Öffnungsmodus des Spülschützes stieg die Anzahl stromabwärtiger Passagen von Lachssmolts deutlich.

Bei der Untersuchung der kumulativen Effekte mehrfach ungeschützter WKA'n konnten nur 6 % der Smolts aus Dahlerau am Auer Kotten redetektiert werden (Tab. 1). Etwa 20 % bzw. 30 % der Smolts konnten aus den Besatzpunkten Beyenburg bis Wuppertal am Auer Kotten nachgewiesen werden. Die Redetektrationsraten an den Aussatzpunkten Kohlfurth, Müngsten und Glüder bis Auer Kotten liegen zwischen 38 % bis 47 % (Tab. 1). Insgesamt konnten etwa ein Drittel aller besetzten Lachssmolts am Auer Kotten redetektiert werden.

Es wurden 483 abwanderwillige Aale redetektiert (Herbst 2013 84 %, 2016 87 %). Es konnten einige „Blank“aal Individuen erst nach längeren Aufenthaltszeiten in der Wupper als abwandernde Individuen redetektiert werden.

Tab. 1: Redetektrationsraten Lachssmolts 2018 je Besatzstelle (Wupper Fließ-km)

Redetektrations- rate [%]	Dahlerau (km 70)	Beyenburg (km 64,5)	Wuppertal (km 43,5)	Kohlfurth (km 36,5)	Müngstener Brücke (km 31,5)	Glüder (km 25)	Auer Kotten (km 22)
2014						68,5	67,7
2015				43,6		88,0	
2018	10,3	24,3	32,6	43,6	48,3	39,7	

Wanderbewegung potamodromer Arten

Insgesamt sind 602 Wildfische redetektiert worden (ca. 20 %). Für die sechs häufigsten markierten Wildfischarten (Barbe (*Barbus barbus*), Nase (*Chondrostoma nasus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*) liegt die Redetektrationsquote zwischen 33 % und 38 %, für Bachforelle (*Salmo trutta forma fario*) und Äsche (*Thymallus thymallus*) bei etwa 12 % und für Döbel (*Squalius cephalus*) bei 5 %.

Es konnten ganzjährige Wanderbewegungen um die Wehrstandorte für die potamodromen Wildfische nachgewiesen werden. Der Schwerpunkt der Aktivitäten zeigte sich an der WKA Auer Kotten (Abb. 2, 3). Artspezifisch wurden erhöhte Aktivitäten in einzelnen Monaten dokumentiert (Frühjahr: Nase, Barbe, Äsche, Herbst: Bachforelle). Die geringsten Wanderbewegungen fanden im Januar statt. Es sind an den untersuchten Querbauwerksstandorten zu allen Jahreszeiten in beiden Richtungen Wanderbewegungen einzelner Arten nachgewiesen worden.

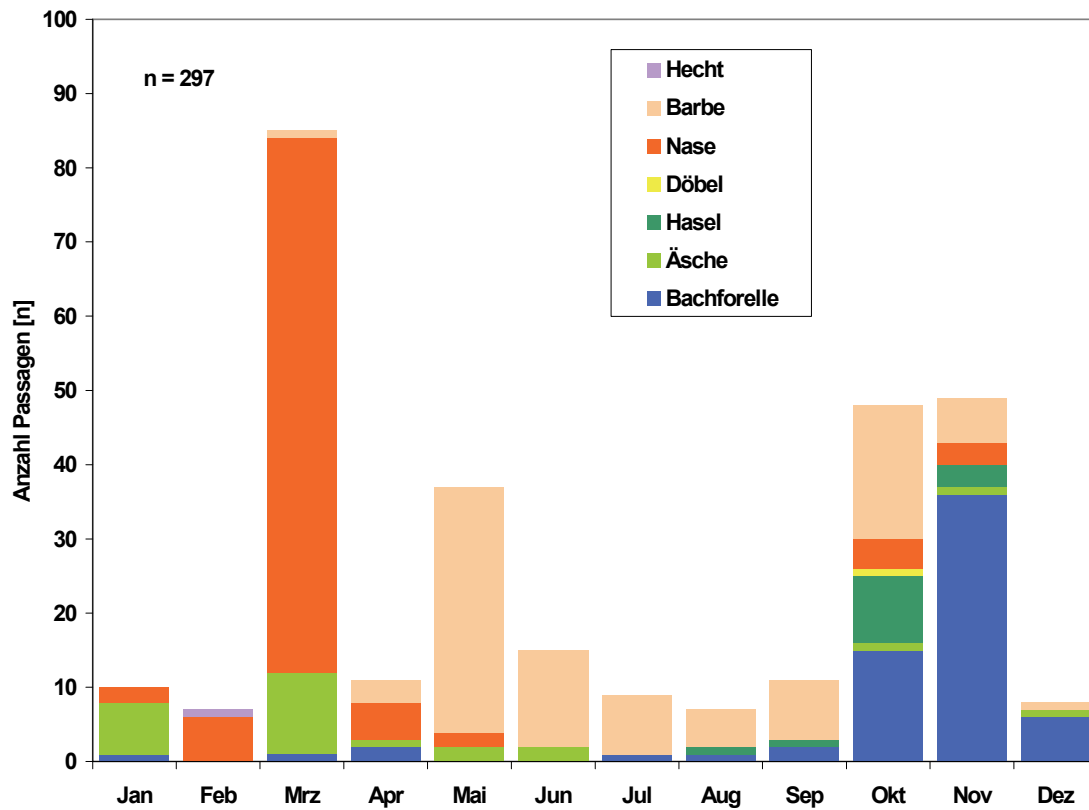


Abb. 2: Jahresdynamik der aufwandernden diadromen und potamodromen Wildfische in der Wupper (WKA Auerkotten).

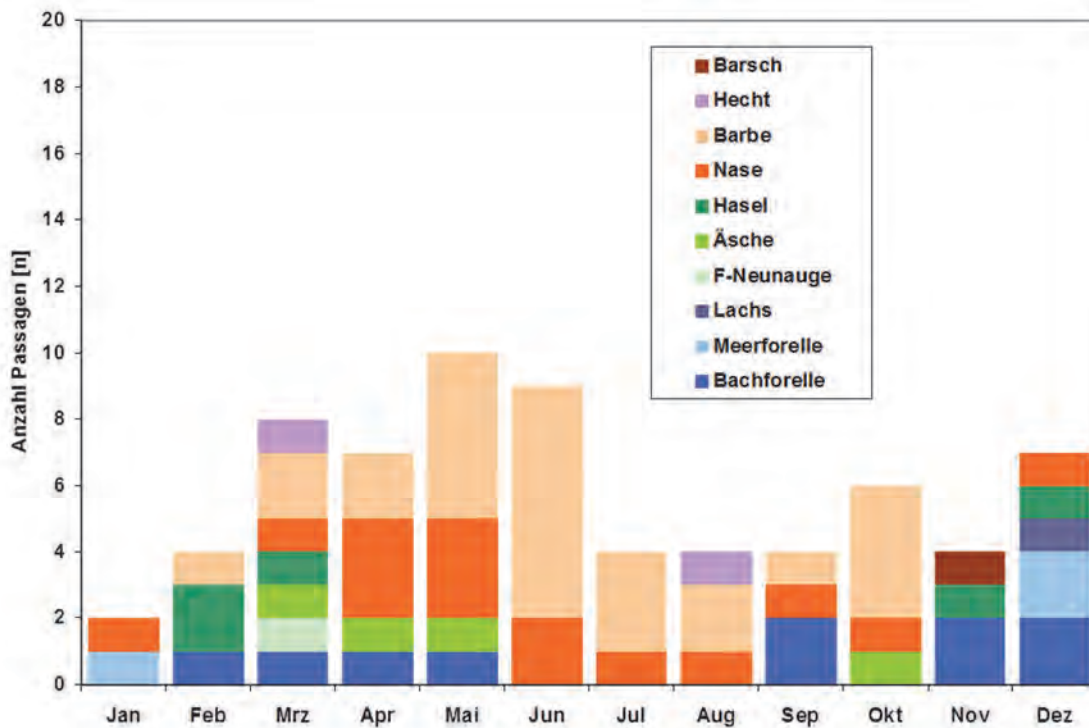


Abb. 3: Jahresdynamik der abwandernden diadromen und potamodromen Wildfische in der Wupper (WKA Auerkotten).

Es wurde eine ausgeprägte Tagesdynamik der Wanderbewegungen der Wildfische (v.a. Potamodrome) dokumentiert. Etwa 83 % der stromabwärts gerichteten Passagen fanden während der Dämmerung und in der Nacht statt (zwischen 17 Uhr und 9 Uhr morgens). Etwa 17 % der Individuen, überwiegend Nasen, wurden jedoch tagsüber, Smolts und Aale sind dagegen überwiegend in den Nachtstunden redetektiert worden.

Insgesamt wurden 68 % der Aufstiegsbewegungen zwischen den Dämmerungsphasen und in der Nacht und nur 32 % bei Tageslicht registriert. Die Aufwanderungen über die Fischwege fanden bei den Bachforellen und Äschen in beiden Tageshälften statt, der Aufstieg der Barben dagegen überwiegend in den Nachtstunden.

Diskussion

Der Fischschutz (12 mm Horizontalrechen) am Auer Kotten konnte für die untersuchten Arten und Altersklassen im Untersuchungszeitraum nachgewiesen werden. Allerdings konnten aus methodischen Gründen nicht alle Altersklassen und Zielarten vollumfänglich untersucht werden. Die Wanderbewegungen unterscheiden sich artspezifisch in der Nutzung, Auffindbarkeit und Passierbarkeit der vorhandenen Fischwege sowohl für die untersuchten diadromen als auch für potamodromen Arten. Am Standort Auer Kotten waren der Spülschutz im Leerschuss und Schlitzpass die wichtigsten Abwanderwege, während die vorhandenen Bypasssysteme anfällig für Verklausung waren und hier v.a. der oberflächennahe Bypass genutzt wurde (Aal, Smolts). Es finden zu allen Jahreszeiten und Tageszeiten Wanderungen bei den potamodromen Arten statt. Schwerpunkte der Wanderzeiten umfassen die Dämmerungs- und Nachtphasen sowie die Laichzeiten. Die Unterscheidung zwischen „Kurz- und Mitteldistanzwanderfischen“ ist daher nur bedingt anwendbar auf die detektierten Wanderbewegungen in der Wupper. In beiden Kategorien befanden Aal, Äsche, Bachforelle, Barbe, Barsch, Nase, Hasel, Döbel und Nase. Auch bei den diadromen Arten Flussneunauge, Meerforelle und Lachs wurden zügige nach stromauf- sowie stromabwärts gerichtete Bewegungen registriert. Einige Individuen verharren über mehrere Tage an einer Station.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen die Notwendigkeit der ganzjährigen Durchgängigkeit der Fischwege an WKA und Wehrstandorten am Beispiel der WKA Auer Kotten (alle Fischwege mit HDX Antennen ausgestattet). Durch ein angepasstes Management am Spülschutz des Leerschusses konnte hier auch die Abwanderrate für Aale deutlich verbessert werden.

Die Wanderbewegungen der potamodromen Arten konnten mittels HDX Methodik v.a. im Umfeld der Wehrstandorte detektiert werden.

Danksagung

Wir danken dem Umweltministerium des Landes NRW (MULNV, Ref. IV-6) für die Finanzierung und inhaltliche Unterstützung des Projekts. Besonderer Dank gilt dem Team vom Institut für angewandte Ökologie (IfÖ) für die Projekt Durchführung. Ebenso danken wir allen Mitgliedern der projektbegleitenden Arbeitsgruppe (MUNLV Ref. IV-6, III-3, LANUV FB 26, BR'n Köln, Düsseldorf, Dez. 54, 51) für Ihre konstruktive fachliche Unterstützung. Für die Bereitstellung der Lachssmolts und Blankaal danken wir den Mitarbeitenden des LANUV FB 26, dem Dänischen Wildlachszentrum und der Aalschutzinitiative in Rheinland-Pfalz.

Literatur

- Dumont, U. & C. Bauernfeind (2006): Herstellung der Durchgängigkeit am Kraftwerk Widdert / Machbarkeitsstudie. Aachen (Ingenieurbüro Floecksmühle), im Auftrag der Kraftwerk Widdert GbR.
- Dumont, U., P. Anderer & U. Schwevers (2005): Handbuch Querbauwerke. - Düsseldorf (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und ländlichen Raum NRW), 212 S.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.) (2014): DWA-Merkblatt M 509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke: Bemessung, Gestaltung, Qualitätssicherung. - Hennef, 334 S.
- Engler, O. & B. Adam (2014): HDX-Monitoring Wupper - Untersuchung der Wanderung von Fischen (Untersuchungszeitraum vom 31. Oktober 2013 bis 31. Mai 2014), 89 S. (<http://www.brd.nrw.de/-umweltschutz/wasserrahmenrichtlinie/HDX-Monitoring-Wupper-2013-14.pdf>)
- MUNLV (2009): Durchgängigkeit der Gewässer an Querbauwerken und Wasserkraftanlagen. - Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucher-schutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, Runderlass vom 26.01.2009.
- Schwevers, U., O. Engler & B. Adam (2017): HDX-Monitoring Wupper II: 2. Zwischenbericht der Untersuchung der Wanderung von Fischen. - Im Auftrag der Bezirksregierung Düsseldorf, Dezernat 54 Wasserwirtschaft, 106 S. (unveröffentlicht)
- Stadt Solingen (2009): Planfeststellungsbeschluss vom 01. 07. 2009 zur Maßnahme „Betrieb der Wasserkraftanlage Auer Kotten in Solingen-Widdert einschließlich der zugehörigen technischen Einrichtungen“ des Antragstellers Kraftwerk Widdert GbR.

Does size matter? Comparison of protozoan communities in seven rivers of different size and their influence on (pathogenic) bacteria

Anja Scherwaß¹; Alexandra Schönle²; Alexandra Jeuck³; Eike Lücknerath¹; Bianca Hennings²; Patrick Heidbüchel⁴; Hartmut Arndt¹

¹ Universität zu Köln, Biozentrum; ² Universität zu Köln, Biozentrum; ³ Universität zu Köln;

⁴ Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf

In many rivers in Germany, pathogenic bacteria as well as viruses increase due to the release of waste water treatment plants and/or as a consequence of inflow of mixed water during heavy rainfall events. Therefore, methods are needed to remove these organisms efficiently. Here, beside mechanical methods to remove bacteria, grazing by protists can play an important role. In the talk we will present results of a study in seven rivers in Germany (Rhine/Ruhr/Mosel; Havel/Spree, Isar/Ilz), where the main components of the microbial web, heterotrophic flagellates and ciliates, as well as metazooplankton and phytoplankton were analyzed in early summer. We estimated the food consumption of organisms of the microbial loop and the removal of (pathogenic) bacteria on the basis of size related metabolic activity. Moreover, we carried out field experiments on retention effects of biofilm-associated protozoa. The results of the study pointed to an important role of protozoans as a major source of loss of bacteria and viruses in river plankton. However, their influence changes between the different rivers mostly caused by differences in river morphology, which will be discussed in the talk.

Ganzheitliches Vorgehen bei der Auswilderung nachgezüchteter Flussperlmuscheln (*Margaritifera margaritifera*) – von den Genen bis zum Gewässereinzugsgebietsmanagement

Thomas Schiller¹; Felix Grunicke; Sascha Krennek²; Jana Schneider; Annekatrin Wagner; Thomas Berendonk

¹ Technische Universität Dresden; ² Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

Auf Grund des massiven Rückgangs der vom Aussterben bedrohten Flussperlmuschel wird im Sächsischen Vogtland seit fast 20 Jahren eine halbnatürliche Nachzucht durchgeführt. Für die Auswilderung der nachgezüchteten Muscheln ist eine detaillierte Analyse der Eignung der zukünftigen Habitate eine Grundvoraussetzung. Neben den Habitateigenschaften existieren jedoch eine Vielzahl weiterer Faktoren, die für den Erfolg oder Misserfolg von Auswilderungen entscheidend sein können. So kann z. B. der rechtlich festgelegte Status von Auswilderungsgewässern als Naturschutz- bzw. FFH-Gebiete den langfristigen Erfolg der Etablierung ausgewilderter Muscheln maßgeblich beeinflussen.

Im aktuellen Verbundprojekt ArKoNaVera werden Konzepte für den Erhalt der Flussperlmuschel sowie für deren langfristige Etablierung erarbeitet. Neben der Gewässer- und Habitateignung spielen dabei auch die genetische Identität der nachgezüchteten Muscheln im Vergleich zu den Altmuscheln sowie die aktuelle Wirtsfischbestandssituation eine Rolle. Im diesem Zusammenhang wird ein Konzept des „Halbnatürlichen Populationsverbunds“ diskutiert, welches die Unpassierbarkeit vieler Gewässerabschnitte für mit Muschelglochidien infizierte Bachforellen berücksichtigt. Des Weiteren stellt sich die Frage, ob die oft genetisch verarmten Restpopulationen mit Individuen aus genetisch nahestehenden Nachzuchtpopulationen gestützt werden sollten. Dem positiven Effekt der Erhöhung der genetischen Diversität und der damit möglicherweise verbundenen besseren Anpassungsfähigkeit bei sich ändernden Umweltbedingungen steht jedoch die Gefahr der Überprägung bzw. des Verlustes genetischer Eigenschaften der lokal adaptierten autochthonen Population gegenüber.

Bei der Analyse sieben potentieller Auswilderungsgewässer im sächsischen Vogtland wurde auf verschiedenen Ebenen an einer Entscheidungsfindung gearbeitet. Neben der Untersuchung der Wasser-, Sediment- und Habitateigenschaften wurde eine mehrjährige Bioindikation mit Muscheln unterschiedlicher Altersstufen in verschiedenen Habitaten durchgeführt. Zur Berücksichtigung der Effekte des Klimawandels auf die potentiellen Auswilderungsgewässer wurden meteorologische Langzeitdaten im Zusammenhang mit Austrocknungsereignissen der Gewässer analysiert und für Prognosen herangezogen. Für zwei der Gewässer zeigte sich dabei eine zunehmende Austrocknungstendenz, weshalb diese Bäche für die Auswilderung nicht geeignet sind. Schlussendlich wurden drei der sieben Bäche auf Grundlage der Untersuchungsergebnisse als Auswilderungsgewässer favorisiert. Der Vergleich der genetischen Identität der Ursprungspopulation mit den Nachzuchtindividuen ergab, dass es in der Nachzucht zu keiner Verringerung der genetischen Diversität kam. Der Grad der Differenzierung der Populationen der Flussperlmuscheln im sächsischen Vogtland aus dem Einzugsgebiet der Saale bzw. der Weißen Elster ist hingegen so hoch, dass von einem „Halbnatürlichen Populationsverbundes“ in diesem Fall abzusehen ist.

Die Invertebratenfauna in Biberdämmen – Besiedlungsstrukturen eines Multihabitatkomplexes

Sara Schloemer; Daniel Hering; Armin Lorenz

¹ Universität Duisburg-Essen

Durch den Bau von Dämmen prägt und verändert der Europäische Biber (*Castor fiber*) speziell kleine Fließgewässer und ihre Auen. Die Biber diversifizieren dabei Erscheinungsbild und Umweltbedingungen in den von Ihnen besiedelten Gewässerabschnitten. Typisch ist hierbei eine Verzweigung des Gerinne-Netzwerks, eine Erhöhung des Grundwasserstands und der Grenzflächen zwischen verschiedenen Lebensräumen durch den Wasseraufstau (Biberteiche). Ein Biberdamm selbst ist eine dreidimensionale Struktur aus organischem Material, mit einem hohen Holzanteil und großer innerer Oberfläche. Die Zwischenräume innerhalb des Dammes sind für Organismen gut erreichbar. Der Wissensstand über den Einfluss von Biberdämmen auf die Artengemeinschaft des Makrozoobenthos von Fließgewässerökosystemen ist vergleichsweise gering. Das Makrozoobenthos innerhalb von Biberdämmen wurde bisher nur von Clifford et al. (1993) und Rolaufts et al. (2001) untersucht. In Hinblick auf die weitere Ausbreitung des Bibers in Deutschland ist die Verbesserung und Ergänzung des aktuellen Wissensstands unerlässlich. Um Biberdämme systematisch zu untersuchen haben wir neun verschiedene Bereiche eines Biberdamms definiert und jeden Bereich mit einem speziell dafür entwickelten Unterwassersauger beprobt. Mit dieser Methode wurden acht aktive und acht aufgegebene Biberdämme im Frühjahr 2018 in der Nordeifel (Nordrhein-Westfalen) untersucht. Die resultierenden Makrozoobenthosproben wurden auf Artniveau bestimmt und mit dem jeweiligen spezifischen Dammhabitat in Beziehung gesetzt. Die Ergebnisse dieser Studie werden auf der Tagung vorgestellt.

Querbauwerke und ihre ökologischen Auswirkungen auf das aquatische Ökosystem

Daniel Schmidt

team ferox GmbH, Dresden

In der Regel ist die Nutzung der Wasserkraft zur Energieerzeugung mit einem Aufstau des Gewässers am jeweiligen Standort verbunden, damit eine ausreichende Fallhöhe für die Turbinen erzeugt werden kann. Vielfach sollen auch bereits vorhandene Querbauwerke einer energetischen Nutzung zugeführt werden, die ursprünglich aus anderen Gründen (Schifffahrt, Landschaftswasserhaushalt etc.) errichtet wurden.

Durch den Aufstau eines Fließgewässers ergeben sich Beeinträchtigungen auf den verschiedensten Ebenen. Die Querbauwerke können vor allem die Tiefen-, Strömungs- und Strukturdiversität beeinträchtigen, was wiederum unmittelbare Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung haben kann. Aufgrund des staubedingten Potamalisierungseffektes und der teilweise massiven Feinsedimentablagerungen innerhalb der Stauräume und der daraus resultierenden inneren und äußeren Kolmation des hyporheischen Interstitials gehen wertvolle Kieslaichplätze und Lebensräume für rheophile Arten verloren. Unterhalb der Querbauwerke ist meistens ein entsprechendes Geschiebedefizit zu verzeichnen. Die Folge sind völlig veränderte, nicht dem Gewässertyp entsprechende ökologische Gilden bei den Fischen sowie innerhalb der Makroinvertebratenzönose.

Der Vortrag stellt anhand von Beispielen aus Österreich und Deutschland die teilweise erheblichen Auswirkungen von Querbauwerken an kleinen und mittleren Fließgewässern dar und versucht ökologische Auswirkungen von Querbauwerken vorhandenen bzw. geplanten Wasserkraftanlagen zuzuordnen, sie zu relativieren und zu bewerten.

Ist das Puzzle gelöst? Vergleichende populationsgenetische Analyse von *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) von lokal zu regional und Rekonstruktion der Invasionsrouten

Alexander Schmidt-Drewello; Elisabeth Irmgard Meyer

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Die Etablierung von Neozoen in nicht heimischen Lebensräumen ist mittlerweile Normalität, mit oft nicht absehbaren komplexen Auswirkungen auf die Ökosysteme und in möglicher Folge einer Egalisierung von bis dato charakteristischen Biozönosen. Wir untersuchen die Verbreitung und die Gründe für diese am Beispiel des Amphipoden *Echinogammarus berilloni*, eingewandert aus Südwesteuropa und heimisch in den in den Atlantik entwässernden Flüssen Frankreichs und Spaniens. Die Art hat sich in BeNeLux und Deutschland etabliert, wo sie erstmals 1924 in einem Zufluss der unteren Lippe nachgewiesen wurde.

Die starken räumlichen und zeitlichen Effekte auf die Populationsgenetik des Invadors an der nördlichsten Ausbreitungsfront, einem Karstgebiet, der Paderborner Hochfläche, wurden bereits vorgestellt. Es konnte aufgezeigt werden, dass die Tiere im Oberlauf Anzeichen eines Gründereffektes - mit einer reduzierten Allelzahl und Inzucht - aufwiesen und dass der sommertrockene Mittellauf der Alme zu einer signifikanten genetischen Distanz zwischen Ober- und Unterlauf führte. Über eine Zeit von 9 Jahren kam es zu einer Verstärkung dieses Effektes. Eine besondere Stellung der Oberlaufpopulationen der Alme nehmen die Tiere der Invasionsspitze ein. Diese distanzieren sich genetisch von allen anderen Tieren.

Die Frage der Invasionsroute, also über welche Einzugsgebiete *E. berilloni* dort hingelangte, konnte bislang nicht abschließend geklärt werden. Mit einem nun erweiterten Datensatz und neuen Analysen ergibt sich ein klareres Bild. Mögliche neue Invasionsrouten können aufgezeigt werden, zudem wurden auch weitere zeitliche Vergleiche der Einzugsgebiete Ruhr und Maas zwischen den Jahren 2011 und 2017 ausgewertet. Hier zeigten sich zum Teil überraschende Ergebnisse.

Erlebensraum Lippeaue – Grüne Infrastruktur an der Lippe in Hamm

Oliver Schmidt-Formann

Stadt Hamm, Umweltamt

Die Lippe ist der größte Wasserlauf in der Stadt Hamm und verläuft auf etwa 30 Flusskilometern in Ost-West-Richtung durch das Stadtgebiet. Im innenstadtnahen Bereich ist die Lippeaue heute schwach entwickelt und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie als Aufenthaltsfläche für die Bürgerinnen und Bürger wenig attraktiv. Durch gezielte wasserbauliche und naturschutzfachliche Maßnahmen sollen der Lippe und ihrer Aue ihr natürlicher Charakter wieder gegeben werden. Es sollen wieder vielgestaltige autotypische Lebensräume für Tiere und Pflanzen entstehen. Darüber hinaus soll die Lippeaue wieder mehr in das Bewusstsein der Bürgerinnen und Bürger rücken. Dies wird beispielsweise durch die Anlage eines parkähnlichen Bereichs an der Lippe, dem Auenpark, realisiert. Neben weiteren Teilprojekten werden auch öffentliche Flächen für das „urbane Gärtnern“ zur Verfügung gestellt. Die Förderung erfolgt auf Basis des Projektauftrags „Grüne Infrastruktur“ des Landes Nordrhein-Westfalen. Insgesamt wurden zur Projektumsetzung 36,7 Mio. Euro in Aussicht gestellt. Davon werden voraussichtlich 29,4 Mio. Euro durch die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) getragen. 7,3 Mio. Euro sollen aus Mitteln des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) und des Landes Nordrhein-Westfalen sowie als Eigenanteilen der Stadt Hamm in das Projekt fließen. Projektträger sind die Stadt Hamm und der Lippeverband. Das Projekt hat im Jahr 2017 begonnen und wird im Jahr 2022 beendet. Die Maßnahmen dienen nicht nur der gesetzlich vorgegebenen ökologischen Verbesserung der Lippe. Durch die gezielte Entwicklung von Auenflächen in Freiräumen entstehen Flächen, in die Hochwasser kontrolliert abfließen kann. So könnten langfristig Hochwasserspitzen in regelmäßig betroffenen Bereichen abgemildert werden. Zudem wird behutsam der Freizeit- und Erholungswert in der Aue gesteigert. Neue Fuß- und Radwegeverbindungen führen durch die Aue. Lehrpfade und Aussichtspunkte machen die Natur "erlebbar". In einem zentralen Bereich wird mit der Rückverlegung des Deiches die Überflutungsfläche für den Fluss vergrößert. Hier entstehen feuchte Wiesen, Blänken und Flutmulden – alles was eine artenreiche Tier- und Pflanzenwelt benötigt. Ein als „Auenpark“ bezeichneter, innenstadtnaher Teilbereich wird zu einer naturnahe Freizeitfläche. Hier wird eine durch naturschonende Landwirtschaft bewirtschaftete Grünlandfläche von ca. 13 ha Größe mit Blänken und Stillgewässern angelegt. Sie soll aber ebenso zur Erholung oder für Freizeitaktivitäten wie beispielsweise Bouldern oder Disc-Golf genutzt werden können. Am Lippeufer im Bereich des Auenparks soll eine naturnahe Liegefläche am Wasser entstehen. Dazu wird das im Untergrund anstehende sandige Bodenmaterial offen gelegt. In einer weiteren, heute bereits naturnahen Teilfläche, werden Fluss und Aue wieder eine Einheit. Ein ehemaliger Lippe-Altarm wird als Flutmulde wieder an den Fluss angebunden. Der dadurch erhöhte Wasserstand in der Aue ermöglicht die Entstehung eines Auwaldes. In einem Urbanen Garten kann auf ausgewiesenen Flächen nach Herzenslust gemeinschaftlich gegärtnert werden. Hierbei spielt nicht nur der Anbau von Gemüse zur Selbstversorgung eine Rolle, sondern auch der Austausch von Bürgerinnen und Bürgern untereinander. Das stärkt das Gemeinschaftsgefühl und die Hobbygärtner können mit- und

voneinander lernen. An unterfahrbaren Beeten können auch Menschen, die auf einen Rollstuhl angewiesen sind, ihre Pflanzen pflegen.

Von Schneckensex im Einmachglas, Östrogenen, Bisphenol-A & Co bis zu giftigen Kippen – Modellexperimente zu Schadstoffen im Wasserkreislauf für die Umweltbildung

Wolfgang Schmitz

Pädagogische Hochschule Karlsruhe

Ein weltweites Umweltproblem, das von der Öffentlichkeit bislang wenig wahrgenommen wird, stellen Arzneimittelrückstände und weitere Spurenstoffe im Wasser dar. Zahlreiche Wirkstoffe können in allen Gewässern nachgewiesen werden. Aus häuslichen Abwässern gelangen diese Stoffe sowie Metabolite über Kläranlagen in die Umwelt. Dazu zählen auch zahlreiche hormonell aktive Substanzen, wie das zur Empfängnisverhütung hergestellte 17 β -Ethinylestradiol. Schon ab einer Konzentration von 0,1 ng/L kann es schon zu einer Verweiblichung männlicher Fische kommen. Hormonell aktiv und problematisch ist in dieser Hinsicht auch das Bisphenol-A aus Thermodruckpapieren (Kassenzetteln). Aber auch Antivirenmittel, künstliche Süßstoffe und Nikotin (aus Zigarettenkippen) findet man im urbanen Wasserkreislauf.

Im Vortrag werden Modellexperimente vorgestellt, die einerseits den Einfluss o. g. Substanzen auf Organismen anschaulich darstellen, andererseits Möglichkeiten aufzeigen, wie derartige Substanzen durch eine weitergehende oxidative Abwasserreinigung entfernt werden können.

Flussperlmuscheln als Bioindikatoren: Analyse geeigneter Auswilderungshabitate im Sächsischen Vogtland

Jana Schneider; Annetkatrin Wagner; Thomas Schiller; Felix Grunicke; Daniel Linke; Thomas Berendonk

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Während die Flussperlmuschel (FPM) *Margaritifera margaritifera* (L.) im 19. Jh. in Sachsen noch weit verbreitet war, existieren heute nur noch wenige Restvorkommen im Vogtland. Anthropogene Einflüsse wie die intensive Perlenfischerei, aber auch die zunehmende Verschlechterung ihrer Habitate, aufgrund steigender Belastungen aus der Landwirtschaft und die beginnende hydromorphologische Degradation der Gewässer, ließen die FPM-Bestände drastisch einbrechen. Seit Beginn des 21. Jh. existieren jedoch intensive Schutzbemühungen zur Stabilisierung der Restbestände, indem die halbnatürliche Nachzucht von FPM in der Region etabliert wurde. Grundlegende Maßnahmen zur Verringerung punktueller und diffuser Stoffeinträge aus den Einzugsgebieten wurden gleichfalls umgesetzt. Basierend auf den aktuellen Untersuchungen, sind auch die Altersstruktur sowie die Abundanz der Wirtsfische in allen potentiellen Auswilderungsgewässern als geeignet anzusehen. Trotzdem gelang es bisher nicht, selbst reproduzierende FPM-Populationen im Vogtland zu etablieren.

Im Rahmen des Verbundprojektes ArKoNaVera werden neue Schutzkonzepte entwickelt, um nachgezüchtete FPM in geeignete Habitate auszuwildern und perspektivisch den Zielzustand sich selbst reproduzierender Populationen zu erreichen. Die Aktivitäten schließen die Sicherung der genetischen Diversität und die Identifizierung bzw. Schaffung geeigneter, stabiler Auswilderungshabitate ein. Für den langfristigen Erhalt von Muschelvorkommen konzentriert sich das Projekt nicht ausschließlich auf bestandsstützende Maßnahmen (einschl. Muschelzucht), sondern engagiert sich auch für den Habitaterhalt bzw. die Habitatsanierung der verbliebenen, adulten FPM. Ihr Überleben ist äußerst bedeutsam, da sie das Reproduktionspotential und den Genpool bilden.

FPM sind aufgrund ihres komplexen Lebenszyklus (3-facher Habitatwechsel), ihrer Habitatansprüche und Langlebigkeit (80-200 Jahre) hervorragende Bioindikatoren. Nachgezüchtete, juvenile FPM werden deshalb zum aktiven Biomonitoring in unterschiedlichen Gewässern und Habitaten genutzt, um Informationen über die Eignung als Auswilderungshabitat zu erhalten. Für die Umsetzung stehen nachgezüchtete FPM unterschiedlicher Altersklassen und genetischer Linien zur Verfügung. Die Bioindikationstests wurden sowohl mit postparasitären als auch semiadulten Muscheln in der fließenden Welle und im hyporheischen Interstitial durchgeführt. Zur Beurteilung optimaler Habitatanforderungen wurden Überlebens- und Wachstumsraten der FPM in unterschiedlichen Lebensstadien über einen 3-jährigen Zeitraum bestimmt. Unterstützend erfolgten umfassende Analysen physikalischer, chemischer, biologischer und hydrologischer Parameter. Die Ergebnisse zeigen, dass eine gute Wasserqualität nicht unbedingt mit dem Überleben oder dem Wachstum der Muscheln korrelieren. Vielmehr gibt es auch innerhalb eines Gewässers signifikante Unterschiede bezüglich des Überlebens und Wachstums zwischen den unterschiedlichen Lebensphasen der FPM.

Virtual Rhine – Der Rhein als virtuelle Realität in der Lehramtsausbildung

Maik Schössow; Manuel Wagener; Florian Genz; Hartmut Arndt; André Bresges

Universität zu Köln

Moderne Lehre kommt meistens nicht mehr ohne den Einsatz digitaler Medien aus. Zahlreiche digitale Werkzeuge, wie z. B. 3D-Drucker und Tablet-Computer, sind in der universitären und schulischen Ausbildung keine Neuheiten mehr. Auch wenn sie dort meist nicht in der Breite zur Anwendung kommen, so gibt es doch zahlreiche etablierte Lehr-Lernformate, in denen derartige Geräte zum Status Quo innovativer, kreativer und erfolgreicher Lehre geworden sind. Virtuelle Realitäten (VR) sind den meisten Menschen – wenn überhaupt – aus der Computerspiele-Szene bekannt. Eine VR ist eine digitalisierte Darstellung einer realitätsnahen und im Idealfall auch interaktiven Umgebung. Die sinnvolle Nutzung von VR in Unterrichtseinheiten steckt jedoch noch in den Kinderschuhen.

Im Rahmen des Vortrags wird die Erstellung, Implementierung und Optimierung einer VR für die universitäre Lehre mit Exportmöglichkeiten in die Schulen hinein vorgestellt. Als Beispiel dient dafür der sogenannte Virtual Rhine, eine möglichst realitätsnahe Darstellung des Rheins bei Köln. Ausgehend von der Ökologischen Rheinstation der Universität zu Köln wird in dieser VR den Nutzer*innen die Möglichkeit gegeben, selbst die Rolle eines Fisches zu übernehmen und den Fluss zu erkunden. Als Schwerpunkte werden u.a. die korrekte Simulation von Strömungen sowie das Abwägen zwischen Realität und „Spielerlebnis“ vorgestellt

Local adaptation to photoperiod and the endogenous clock in *Daphnia*

Anke Schwarzenberger¹; Alexander Wacker²

¹ Limnologisches Institut, Universität Konstanz; ² Universität Greifswald, Zoologisches Institut & Museum

We recently could show that *Daphnia* possess an active endogenous clock that is used to adjust to day-time dependent environmental changes. We further found that a Middle-European *Daphnia* clone shows a higher and longer lasting expression of clock genes in longer nights than in short nights suggesting that the clock is necessary for seasonal adaptation to different photoperiods. Because organisms from the equator experience long nights and no seasonal changes, whereas polar organisms experience extremely short nights in summer and *Daphnia* occurs ubiquitous, we hypothesized local adaption in expression of clock genes. Specifically, *Daphnia* clones originating from a range of latitudes and therefore from regions that differ in photoperiod should show local adaptation of the clock. Therefore, we compared different physiological responses, i.e. clock gene expression, melatonin concentrations and activity of a melatonin synthesizing enzyme of *D. magna* clones originating from different latitudes.

Clones that do not experience seasonal changes in their natural environment and that are adapted to shorter or longer nights should not be able to adjust their physiological responses to unfamiliar photoperiods. Therefore, we expect negative correlations between latitude and physiological responses demonstrating local adaptation to clone-specific photoperiods.

Einsichten in das Abwanderverhalten von Blankaalen

Ulrich Schwevers

Institut für angewandte Ökologie, Kirtorf-Wahlen

Die Bestände des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) sind im Verlauf der vergangenen Jahrzehnte so stark zurückgegangen, dass diese katadrome Art inzwischen als vom Aussterben bedroht gilt und die Europäische Union im Jahr 2007 eine spezielle Verordnung mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands dieser Fischart in den Binnengewässern erlassen hat.

Ein wesentlicher Gefährdungsfaktor ist die Mortalität abwandernder Blankaale bei der Passage von Turbinen in Wasserkraftwerken. Einerseits ist nämlich die Schädigungsrate beim Aal allein aufgrund der Körpergröße der abwandernden Laichtiere wesentlich größer als bei den meisten anderen Fischarten und andererseits kumulieren sich die Verluste an sämtlichen Wasserkraftstandorten, die Aale auf ihrer Wanderung ins Meer passieren müssen.

Um einen wirksamen Schutz der Aale realisieren zu können, sind möglichst genaue Kenntnisse über das Abwanderverhalten dieser Art erforderlich. Deshalb wurden in den Jahren 2014 und 2015 im Main 500 Aale mit akustischen Telemetriesendern individuell markiert, um ihre Bewegungsmuster und Abwanderverhalten im Bereich der mit Wasserkraftwerken ausgestatteten Staustufen Mühlheim und Offenbach über einen vollständigen Jahresgang zeit- und ortsgenau zu dokumentieren. Die erhobenen Daten lassen Rückschlüsse auf die Zeitgeber der Abwanderung zu, geben Auskunft über die Jahres- und zirkadiane Rhythmik abwanderwilliger Aale. Darüber hinaus wurde ermittelt, welche Passagerouten die abwandernden Exemplare im Bereich der Stauanlagen mit Wasserkraftnutzung wählen und welche Rolle dabei der Aufteilung des Abflusses zwischen Wasserkraftwerk und Wehr zukommt. Schließlich wurden die Daten dazu genutzt, das an den beiden Wasserkraftwerken praktizierte aalschützende Betriebsmanagement zu optimieren.

Indirect effects of water browning on life history and biochemical composition of *Daphnia* mediated by changes in food characteristics

Erik Sperfeld¹; Laetitia Minguéz²; Stella Berger³; Jens Nejstgaard³; Mark Gessner³

¹ Universität Koblenz-Landau; ² Université de Lorraine - CNRS;

³ Leibnitz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Browning of fresh waters by dissolved organic carbon derived from terrestrial sources (tDOC) can have large effects on aquatic ecosystems. However, there is limited experimental evidence about direct and indirect effects of browning on zooplankton in complex field settings. We used a combination of a large-scale enclosure experiment and laboratory incubations to test how prolonged browning affects life-history traits and the biochemical composition of *Daphnia longispina*, and whether these effects are reversible. Daphnids and water were collected from an enclosure facility located in the deep clear-water lake Stechlin, where the natural plankton community had been exposed to browning for 10 weeks or developed in clear-water (control) conditions. Daphnid survival and reproduction measured in the laboratory were related to seston characteristics and the biochemical tissue composition of daphnids. Daphnid abundance was much lower in the brown than in the clear enclosure. Surprisingly, however, daphnids kept in the laboratory on water from the brown enclosure showed elevated DNA and RNA contents, better survival, and produced more offspring than daphnids kept in clear enclosure water. This outcome was related to higher seston quantity and quality in brown compared to clear water, assessed by particulate organic carbon concentration, particle abundance of different size fractions, and cryptomonad abundance. Moreover, daphnids transferred from clear to brown water or vice versa adjusted their RNA, DNA, and protein levels to similar levels as individuals previously exposed to the respective recipient environment, indicating immediate and reversible browning effects on metabolic performance. These results demonstrate the importance of conducting experiments in complex natural settings that capture both indirect effects (community responses) and direct effects (organismal responses) for assessing stressor impacts on aquatic organisms and ecosystems.

Belastung eines Kleingewässers durch Kläranlageneinleitung und Straßenabfluss.

Sarah Stevens; Delia Hof; Matthias Oetken; Ulrike Schulte-Oehlmann; Jörg Oehlmann

Goethe Universität Frankfurt a.M.

Nur 6,7 % der deutschen Gewässer erreichen derzeit den in der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderten guten ökologischen Status. Ein entscheidender Grund für den defizitären Zustand aquatischer Ökosysteme liegt in der chemischen Belastung der Gewässer. Kläranlagen tragen durch ihre konstante Einleitung maßgeblich zur Verschmutzung von Gewässern bei. Mit der Erweiterung der konventionellen Technik durch eine vierte Reinigungsstufe kann der Eintrag von Mikroschadstoffen (Pharmaka, Pestizide, Industriechemikalien etc.) deutlich reduziert werden.

Neben geklärtem Abwasser kann bei Regenereignissen auch unbehandelter Straßenablauf, der u. a. Reifenabrieb enthält, in die aquatischen Ökosysteme gelangen. Um eine Verbesserung des chemischen Gewässerzustands zu erreichen, ist es wichtig, den Beitrag dieser verschiedenen Eintragsquellen an der chemischen Belastung und den daraus resultierenden biologischen Auswirkungen in aquatischen Ökosystemen zu identifizieren, um letztlich geeignete Maßnahmen für die Zielerreichung des guten ökologischen Status der Gewässer treffen zu können.

Konkret wurden im hessischen Ried, das ein wichtiges Trinkwassergewinnungsgebiet für die Metropolregion Frankfurt darstellt, Medikamentenrückstände im Grundwasser nachgewiesen, wobei als Eintragsquelle Kläranlagen identifiziert werden konnten. In der vorliegenden Studie werden ökotoxikologische Effekte durch die Einleitung der Kläranlage Bickenbach (32.000 EW) und den Straßenabflusses einer Autobahn auf ein kleines Fließgewässer untersucht. Das aufbereitete Abwasser der Kläranlage und der unbehandelte Straßenabfluss gelangen oberhalb eines Trinkwassergewinnungsgebietes in das Gewässer. Die Kläranlage Bickenbach soll als erste hessische Anlage mit einer vierten Reinigungsstufe ausgestattet werden. In dieser Studie wird die Belastung des Gewässers vor der Aufrüstung der Kläranlage untersucht. Mithilfe von In-vitro-Assays wurden die Basistoxizität, das mutagene Potential, endokrine und dioxinähnliche Effekte im Kläranlagenabfluss, im Autobahnabfluss und im Gewässer selbst erfasst. Als Eintragsquelle von östrogenaktiven Substanzen konnte die Kläranlage identifiziert werden. Die Basistoxizität wurde durch den Straßenabfluss signifikant erhöht. Außerdem konnte ein mutagenes Potential im Straßenabfluss nachgewiesen werden. Diese Ergebnisse unterstreichen, dass neben den Abläufen von Kläranlagen auch weitere Faktoren für die Gewässerqualität relevant sein können und eine entsprechende Behandlung erfordern, wie hier am Beispiel des Straßenabflusses einer vielbefahrenen Autobahn gezeigt.

Migration potamodromer Fische in der Lippe - Erfasst mittels akustischer Telemetrie

Svenja Storm¹; Marc Schmidt²

¹ Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.; ² LFV Hydroakustik GmbH

Die Durchgängigkeit von Fließgewässern ist Grundlage für die ungehinderte Migration von Fischen. Im Vergleich zu anderen Flusssystemen profitiert die Lippe von relativ wenigen Querbauwerken und Wasserkraftanlagen. Insbesondere die ersten 80 Kilometer von der Mündung in den Rhein sind durchgängig. Stromauf gelegener Querbauwerke verfügen meist über Fischaufstiegsanlagen unterschiedlichen Alters und unterschiedlicher Bauweise. Die Migration potamodromer Fischarten wurde mittels Besenderung adulter Individuen mit akustischen Tags und einem Netz aus Empfängerstationen entlang der Lippe von der Rheinmündung bis zum Wehr Stockum über einen Zeitraum von zwei Jahren erfasst.

„Ökologische Überraschungen“ – Unerwartete Dominanzwechsel im Bodensee auf drei trophischen Ebenen trotz relativ stabiler Umweltbedingungen

*Dietmar Straile¹; Alexander Brinker²; Reiner Eckmann¹; Harald Hetzenauer³;
Dominik Martin-Creuzburg¹; Frank Peeters¹; Petra Teiber-Siessegger³; Karl-Otto Rothhaupt¹*

¹ Limnologisches Institut, Universität Konstanz; ² Fischereiforschungsstelle Langenargen, LAZBW;

³ Institut für Seenforschung Langenargen

Die Langzeituntersuchungen des Bodensees dokumentieren seit mehreren Jahrzehnten die Reaktion des Sees auf den Rückgang der Phosphorkonzentrationen um ca. 2 Größenordnungen. Die Reaktion der planktischen Lebensgemeinschaft war zum größten Teil vorhersagbar, d. h. Organismengruppen, die im Laufe der Eutrophierung dominanter wurden, gingen mit der Oligotrophierung in ihrer Dominanz wieder zurück, und einzelne Arten die ausstarben, bzw. unter die Nachweisgrenze fielen, konnten im Laufe der Oligotrophierung wieder nachgewiesen werden. Seit mehr als einem Jahrzehnt liegen die Gesamtposphor-Konzentrationen nun relativ konstant unter 10 µg TP/L. Trotz dieser relativ konstanten Bedingungen, hat sich das pelagische Nahrungsnetz des Bodensees in den letzten Jahren unerwartet und massiv verändert. Im Laufe von 2-4 Jahren konnte sich eine pelagische Stichlingspopulation, sowie eine Population der Blaualge *Planktothrix rubescens*, und der kleinen Daphnienart *Daphnia cucullata* aufbauen. Obwohl diese Arten im Obersee-Pelagial noch nie eine wichtige Rolle spielten, bzw. so gut wie nie dort nachgewiesen wurden, machten sie im Herbst 2016 schließlich ca 90% der pelagischen Fische, 90 % des Phytoplanktonbiovolumens, sowie 90 % der *Daphnia*-Häufigkeit aus. Diese Veränderungen zeigen, wie wichtig das Langzeit-Monitoring des Bodensees ist, machen deutlich wie schnell Veränderungen selbst in solch großen Wasserkörpern geschehen können, und zeigen die Begrenzung unserer Vorhersagemöglichkeit der Entwicklung pelagischer Nahrungsnetze auf.

Reinhaltung des Grundwassers

Anke Uhl¹, Christian Griebler², Hans Jürgen Hahn³

¹DGL Arbeitskreis Quellen und Grundwasser, anke-uhl@posteo.de, ²Universität Wien ³Universität Landau

Keywords: Oberflächenwassereintrag, Abwasser, Wasserhaushalt, Grundwasserqualität, perfluorierte Chemikalien (PFT, PFC, PFAS), Grundwasseruntersuchung, Toolbox

Bildet Grundwasser noch den Basisabfluss deutscher Oberflächengewässer?

Die EU-Kommission schreibt zwar: „Grundwasser ist ein wesentlicher Bestandteil des Wasserkreislaufs. Es ist entscheidend für die Erhaltung von Feuchtgebieten sowie die Aufrechterhaltung bestimmter Mindestabflüsse in Gewässern und wirkt damit als Puffer in Trockenperioden.“ Mit anderen Worten, es liefert den Basisabfluss für die Oberflächengewässersysteme (EU-Kommission, 2008). Doch trifft das wirklich noch auf die derzeitigen Abflussverhältnisse deutscher Fließgewässer zu?

Zunächst lässt sich eingrenzend feststellen, dass der hydraulische Gradient sich auch natürlicherweise umkehren kann, so dass also Oberflächenwasser Grundwasser bildet. Die Regel ist jedoch wie von der EU formuliert: „Grundwasser bildet den Basisabfluss der Gewässer.“

Schaut man sich die Untersuchungsergebnisse von deutschen Trink- und Mineralwässern im Jahre 2019 an, so stellt sich neu die Frage, wie Substanzen, die unmissverständlich auf einen Oberflächenwassereintrag hinweisen ins Trink- bzw. ins Mineralwasser gelangen (Ökotest/Juli 2019 und Stiftung Warentest/Juli 2019) [Abb.1]. Selbst in Mineralwässern, die in der Regel in deutlich tieferen Tiefen entnommen werden, finden sich mittlerweile künstliche Süßstoffe. Es gibt dafür keine andere plausible Erklärung, als dass diese Stoffe über Kläranlagen ins Gewässer gelangt sind und sich von dort aus ins Grundwasser verlagert haben.

Tatsächlich scheint sich das natürliche System mittlerweile vielerorts umgekehrt zu haben: Durch fast flächig sinkende Grundwasserstände infiltrieren die Fließgewässer zunehmend ins Grundwasser, was Schadstoffeinträge (z. B. aus Kläranlagen) und damit die oben genannten Qualitätsprobleme mit dem grundwasserbürtigen Trinkwasser nach sich zieht.

Diesen Hinweisen ist nachzugehen, auch wenn die aktuellen Konzentrationen an Schadstoffen nach heutiger Kenntnislage gesundheitlich noch als harmlos erscheinen. Es gilt festzustellen, was die konkreten Ursachen für die Verunreinigungen vor Ort sind und wie Abhilfe geschaffen werden kann. Erstaunlich bleibt, dass fast flächendeckend Trifluoracetat gefunden wurde, welches zu den perfluorierten Chemikalien zählt. Diese Stoffgruppe soll künftig in der EU-Trinkwasserverordnung geregelt werden (<https://sven-giegold.de/wp-content/uploads/2019/12/PDF-Medienbriefing-Trinkwasser-19.Dez-2019-.pdf>). Das Krebs erregende Chrom (CrVI) kann sowohl natürlich in tieferen Bodenschichten vorkommen als auch aus Textilien z. B. „Made in China“ stammen. In einigen Ländern wird CrVI noch zum Schwarz färben eingesetzt.

In der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist die Trendumkehr hinsichtlich von Schadstoffen im Grundwasser als Umweltziel rechtlich zwingend vorgeschrieben (vgl. EU-WRRL, Artikel 4 Umweltziele). Insofern dürfen diese Erkenntnisse nicht unbeachtet bleiben, will man die Verschmutzung des Grundwassers durch Einträge von belastetem Oberflächenwasser verringern oder ganz unterbinden. Die Trinkwasser-Untersuchungen zeigen zudem das anhaltende Problem des flächendeckenden Nitrateintrags aus den sogenannten diffusen Quellen ins Grundwasser auf. Diesbezüglich ist der Druck aus der EU und von nationalen Umweltverbänden, die derzeit gegen Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen klagen, hoch (EUWID 2019). Einträge aus Oberflächengewässern stehen hingegen bislang noch kaum im Fokus.

Abb. 1: Trink- und Mineralwasseruntersuchungen von 2019 (Stiftung Warentest und Ökotest, 2019)

Substanzen	Herkunft	%-Anteil der belasteten Mineralwasserproben	%-Anteil der belasteten Trinkwasserproben
Nitrat	Landwirtschaft	30%	95%
Pestizidrückstände	Landwirtschaft	17%	80%
Süßstoffe	Abwasser	5%	40%
Trifluoracetat (TFA)	Perfluorierte Chemikalie (PFC, PFAS)	Keine	90%
			Davon 40% über Summenparameter PFC des Entwurfs der Novelle der EU-Trinkwasserrichtlinie
Chrom VI	Krebserregende Substanz, in Gesteins-schichten und Textilfärbung	11%	90%
			Davon 15% über dem Trinkwasserleitwert
Radium 226 und 228	Krebserregende Substanzen, zumeist natürlich	20%	keine

Was will der EU-Gesetzgeber und was schreibt demzufolge das Wasserrecht vor?

Die EU will den natürlichen Wasserhaushalt schützen und fordert daher von den Mitgliedsstaaten eine ausgeglichene Wasserbilanz. Sofern die Regel, dass Grundwasser vorwiegend Oberflächenwasser speist, eingehalten wird, kann das Grundwasser gar nicht durch Oberflächenwasser verunreinigt werden. Daher ist ein ungestörter, natürlicher Wasserkreislauf der beste Schutz für das Grundwasser und damit für unsere Trinkwasservorräte. Der Grundgedanke der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist deshalb der einzugsgebietsbezogene Ansatz.

Dieser natürliche Wasserkreislauf ist zusätzlich für den Erhalt von funktionierenden Auen und wasserabhängigen Landökosystemen wie z. B. Feuchtwiesen notwendig. Diese natürlichen Wechselzonen sind wichtige Zentren der Artendiversität und wegen ihrer hohen biologischen Aktivität Schad- und Nährstoffbarrieren bzw. -senken. (EU-Kommission 2006). Die Bedeutung von Grundwasser in Auen ist hinlänglich und seit langen Jahren bekannt (Scheffer und Schachtschabel, 1979). Etwa 42.000 t Nitrat und 1.200 t Phosphat werden pro Jahr durch intakte Auen zurückgehalten und dort verstoffwechselt. Allein dies stellt einen volkswirtschaftlichen Wert von ungefähr 500 Millionen Euro pro Jahr dar (Scholz et al., 2012). Für die Donauauen ist durch Untersuchungen der Universität für Bodenkultur Wien belegt: von 897 aufgefundenen Arten kommen 693 Arten in Auegewässern vor (Moog, 2014). Bei einer stärkeren Reduzierung der natürlichen Schwankungen des Grundwasserstands gehen viele der charakteristischen Arten der Aue verloren (Ahlmer et al., 2019). Insofern ist die Grundwasseranbindung der Oberflächenwässer auch für deren Erreichen des „guten ökologischen und chemischen Zustands der Oberflächenwasserkörper“ zielführend. In der Oberflächengewässerverordnung ist daher die Verbindung zu Grundwasser eines der entscheidenden hydromorphologischen Kriterien bei Fließgewässern (Oberflächengewässerverordnung, Anlage 3 Punkt 2., Qualitätskomponente „Wasserhaushalt“, Parameter „Verbindung zu Grundwasserkörpern“)

Für chemische Substanzen gilt die sogenannte „Phasing-out-Verpflichtung“, das „Ausschleichen“ von Schadstoffen aus den Gewässern. Für Oberflächengewässer ist diese umgesetzt in der Anlage 8 der Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern vom 20. Juni 2016. In diesem Anhang ist für viele problematische Stoffgruppen exemplarisch eine Substanz mit einem sehr strikten Grenzwert versehen. Dieses pars-pro-toto Prinzip soll bewirken, dass mit geeigneten Maßnahmen diese gesetzlich geregelten Substanzen zurückgehalten werden und in deren Schlepptau die ähnlich gearteten, bislang toxikologisch weniger bekannten, verwandten Stoffe folglich ebenfalls.

Was kann getan werden, um den natürlichen Wasserhaushalt wiederherzustellen?

Eine Betrachtung des Einzugsgebietes der Grundwasser- und Oberflächenwasserkörper – so wie die EU dies vorgibt - ist in jedem Fall zielführend. Oberflächengewässer können mit dem Ziel renaturiert werden, die ursprünglichen hydraulischen und morphologischen Verhältnisse wiederherzustellen, z. B. indem Bäche zurück in den Talgrund verlegt werden. Dies kann jedoch nur im Kontext einer ganzheitlichen Gewässerbetrachtung erfolgen. In Falle von belastetem Oberflächenwasser muss das gesamte Fließkontinuum in den Blick genommen werden. Hier geht es um die praktische Umsetzung des einzugsgebietsbezogenen Ansatzes der WRRL.

Gerade wenn die Filtereigenschaften des Bodens unter der Gewässersohle durch jahrzehntelange Beaufschlagung mit Schadstoffen sich ins Gegenteil umgekehrt haben (Schadstoffe können nicht mehr gebunden bzw. angelagert werden), kann durch Renaturierungen ein anderer, möglichst natürlicherer Verlauf gesucht werden, der Stoffe noch aufnehmen kann und zusätzlich eine Auswaschung von alten, an der Kornkrume anhaftenden Schadstoffen abmildert.

Die Umsetzung einer Renaturierung im Zuge der Erfüllung rechtlicher Vorgaben durch die Wasserrahmenrichtlinie sollte also von der Grundwasserneubildung ausgehend gedacht werden. Zunächst gilt es die Frage zu stellen; wo im Einzugsgebiet versickert Oberflächenwasser und welche Qualität hat dieses? Und entsprechend dieser Analyse kann dann die Strategie für eine Trendumkehr hinsichtlich der Grundwasserqualität entwickelt werden. Diese Betrachtung hilft auch bei den Oberflächengewässern, die ehrgeizigen, gesetzlich vorgegebenen, stofflichen Ziele zu erreichen. Entweder durch Vermeidung von Stoffeintrag an deren Entstehungsort oder durch eine weitergehende Behandlung von Abwasser. Stoffab- und -umbau in Boden und Gewässer kann auch

durch Selbstreinigungskräfte stattfinden, z. B. Massenaufkommen von Brennnesseln, mikrobiologischer Abbau von polyaromatischen Verbindungen etc. Diese Prozesse sind jedoch nur für einige Stoffgruppen geeignet, persistente Substanzen können nicht natürlich abgebaut werden.

Die mittlerweile vorhandenen Kenntnisse über die Grundwasserfauna und –mikrobiologie können einen wesentlichen Teil dazu beitragen, die Wasserstandsabhängige Hydraulik zwischen Grund- und Oberflächenwasser und ihr Wechselspiel zu begreifen und zu evaluieren. Sowohl das Auffinden von grundwasserfremden, sogenannten stygoxen Arten als auch ein mikrobiologischer Fingerabdruck liefern unmittelbar Hinweise auf Oberflächenwassereintrag ins Grundwasser (Uhl et al, 2019)

Welche Instrumente sind zur gesetzlichen Zielerreichung hilfreich:

- Angesichts der eindeutigen Rechtslage hinsichtlich des hohen Schutzniveaus des Grundwassers ist zu erwarten, dass die Bewirtschaftungspläne aller Bundesländer die Zielerreichung ernst nehmen. Dies kann jede Person derzeit prüfen. Während der Offenlegung der Bewirtschaftungspläne, die von den Bundesländern erstellt und veröffentlicht wurden, kann jede Person Nachforderungen stellen (die Möglichkeit zur Stellungnahme endet im Juni 2020).
- Open Data: Alle WRRL-Monitoring-Ergebnisse sind nach den sog. FAIR-Kriterien ins Netz zu stellen (Forschungsagenda Biodiversität in Gewässern, 2019). So kann sichergestellt werden, dass diese Ergebnisse umfassend und maximal volkswirtschaftlich gewinnbringend ausgewertet werden.
- Die Untersuchungen auf Spurenstoffe der Wasserversorger sollten ebenfalls alle im Netz vorhanden sein wie dies Gelsenwasser z. B. bereits auf seiner Homepage macht (https://www.gelsenwasser.de/wasser/trinkwasserqualitaet/trinkwasseranalyse/?no_cache=1)
- Bei Sauerstoffanwesenheit im Grundwasser ist die Analyse der Grundwasserfauna ein probates Mittel, um den Oberflächenwassereintrag nachzuweisen
- Der mikrobiologische Fingerabdruck des Grundwassers als Nachweis ist in allen reduzierten bzw. anoxischen Bereichen Mittel der Wahl zum Nachweis von Oberflächenwassereintrag, steht gleichfalls aber auch für oxische Bereiche zur Verfügung (Griebler et al., 2018; Fillinger et al. 2019)
- Ein ergänzendes Monitoring des Grundwassers der hinsichtlich der Feld- und Standardparameter: Temperatur, Nährstoffe, DOC, etc. (analog OGewV) ist begleitend vorzunehmen.
- Non-Target-Analysen sollten in belasteten Grundwasserregionen mit Trinkwassernutzung eingesetzt werden. So wie z. B. die Berliner Wasserwerke dies laut ihrer Homepage bereits tun (<https://www.bwb.de/de/21287.php>).

Der Revisionsprozess der EU-Kommission zur Wasserrahmenrichtlinie ist abgeschlossen; sie soll weitergeführt werden. Es besteht somit ein verlässlicher Rechtsrahmen, der langfristige Überlegungen zur Regeneration und Verbesserung des Grundwassers zulässt bzw. in einigen Fällen erforderlich macht.

Das Global Groundwater Statement von Oktober 2019 zeigt, dass das Thema von weltweiter Bedeutung ist und durch den Klimawandel an Bedeutung zunehmen wird (groundwaterstatement.org).

Danksagung

Unser besonderer Dank gilt dem Arbeitskreis Quellen und Grundwasser, der diesen Beitrag durch Erarbeitung einer Präsentation für die Jahrestagung auf seinem Arbeitstreffen 2019 in Hilpoltstein entwickelt hat.

Ferner danken wir der Forschungsagenda Lebendiges Wasser für ihre Initiative. Die vorhandenen stofflichen und ökologischen Monitoring-Daten sind schnellstmöglich der Öffentlichkeit nach den von den Initiatoren der Agenda erarbeiteten FAIR-Kriterien zugänglich zu machen (F – findable, A – accessible, I – interoperable, R – reusable). Open Data ist zeitgemäß und sollte angesichts der Steuermittel, die für staatliche Untersuchungen aufgewendet werden, selbstverständlich sein.

Dem WRRL-Session-Leiter der DGL-Jahrestagung in Münster Dr. Hannes Schimmer für seine Anregungen und Denkanstöße. Für Förderung wissenschaftlicher Arbeiten im Zusammenhang ‚nachhaltiger Grundwasserschutz und Bewertung des ökologischen Zustands‘ im Rahmen von GroundCare (033W037A) bedanken wir uns beim BMBF. GroundCare ist Teil der BMBF-Fördermaßnahme „Regionales Wasser-Ressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWaM) im Förder-schwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement“ (NaWaM).

Literatur

- Ahlmer, W., Foeckler, F., Lang, A., Schmidt, H. und Andrea Rumm; Grundwasser in Auen: Bedeutung und Auswirkungen von Veränderungen auf Flora und Fauna, Auenmagazin des Auenzentrums Neuburg/Ingolstadt Heft 14/2018
- Europäische Kommission (2008), Generaldirektion Umwelt, Grundwasser in Europa, Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften, Luxemburg 2008
- EU-Kommission, Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Mitteilung der Kommission, Eindämmung des Verlusts der biologischen Vielfalt bis zum Jahr 2010 – und darüber hinaus, Erhalt der Ökosystemdienstleistungen zum Wohl der Menschen
- EUWID (2019): Recycling und Entsorgung, Ausgabe 48.2019
- Fillinger, L., Hug, K., Trimbach, A.M., Wang, H., Kellermann, C., Meyer, A., Bendinger, B. & Griebler, C. (2019) The D-A-(C) index: a practical approach towards the microbiological-ecological monitoring of groundwater ecosystems. *Wat. Res.* 163: 114902.
- Forschungsagenda: Jähnig SC, Adrian R, Arlinghaus R, Becks L, Behrmann-Godel J, Berendonk T, Borchardt D, Dutz J, Freyhof J, Gaedke U, Geist J, Gessner M, Großart H-P, Haase P, Hahn HJ, Hering D, Hölker F, Jeschke J, Jürgens K, Kremp A, Kube S, Labrenz M, Leese F, Pätzig M, Pauls S, Piontek J, Pusch M, Schäfer RB, Schneider J, Sommerwerk N, Stöck M, Straile D, Suhling F, Wagner A, Weitere M, Weithoff G, Winkelmann C, Worischka S. 2019. Lebendiges Wasser: Forschungsagenda zur biologischen Vielfalt der Binnen- und Küstengewässer. Stand: Mai 2019; DOI: 10.4126/FRL01-006414368
- Giegold, S. (2019) <https://sven-giegold.de/wp-content/uploads/2019/12/PDF-Medienbriefing-Trinkwasser-19.Dez-2019-.pdf>
- Griebler, C., Hug, K., Fillinger, L., Meyer, A., Avramov, M., (2018): Der B-A-E index – Ein mikrobiologisch-ökologisches Konzept zur Bewertung und Überwachung von Grundwasser (The B-A-E Index – a microbiological-ecological concept for the assessment and monitoring of groundwater). *Hydrol. Wasserbewirtsch.* https://doi.org/10.5675/HyWa_2018,6_1
- Moog, O., (2014): Lebensraum Gewässerboden, Kataloge des oberösterreichischen Landesmuseums Neue Serie 163 S. 231-249, Linz 2014; auch zu finden unter: ZoBodat.at
- Ökotest, (2019): So rein ist ihr Wasser, Heft Juli 2019
- Scheffer, F. und Schachtschabel, P. (1979): Lehrbuch der Bodenkunde – 10. Auflage, Stuttgart
- Scholz, M. et al. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion, Bundesamt für Naturschutz/Landwirtschaftsverlag, 2012
- Stiftung Warentest Heft Juli 2019, Wasser, Leitungs- und Mineralwasser: Der große Check auf Antibiotika, Glyphosat, Nitrat....

- Uhl, A., Hahn H. J., Fillinger, L. und Griebler, C. (2019) Die neuen Bewirtschaftungspläne der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) – eine Chance für Grundwasserökosysteme, DGL Jahrestagung Kamp-Lintfort, Hrsg.: DGL, Essen 2019
- Wolter, R. et al. (2018) Groundwater watch List (GWWL)- Concept and Methodology Draft 10.9 vom 23.08.2018

Mehr Licht ins Dunkel - wie kann den Ökosystemleistungen, den WRRL-Zielvorgaben und der Biodiversität im Grundwasser integral Rechnung getragen werden

Anke Uhl; Christian Griebler; Hans Jürgen Hahn

Regierungspräsidium Darmstadt, Universität Koblenz-Landau

Gesetzgebung und Rechtsprechung gehen bislang von folgender Sachlage aus:

Grundwasser ist eine Grundlage für Ökosysteme, Teil des Wasserkreislaufs und speist die Oberflächengewässer" - so formuliert es ein aktueller Wasserrechtskommentar und ähnlich die EU-Kommission.

Die Realität ist jedoch deutlich differenzierter. So findet über die Fließgewässer natürlicherweise und zusätzlich anthropogen verstärkt über zehntausende Fließkilometer ein linearer Eintrag von Oberflächenwasser in das Grundwasser statt.

Für einen vorsorgenden Gewässerschutz wie das Wasserhaushaltsgesetz ihn insbesondere für das Grundwasser fordert, ist dies von entscheidender Bedeutung. Die Einträge von Oberflächenwasser ins Grundwasser sind dazu in den Blick zu nehmen.

Die Forschungsagenda "Lebendiges Wasser" vom Mai 2019 zur biologischen Vielfalt der Binnen- und Küstengewässer berücksichtigt jetzt neu auch die Grundwasserbiozöten. Die Süßwasservorkommen möglichst unbelastet zu erhalten und prioritäre sowie prioritär gefährliche Stoffe dem Wasserkreislauf zu entziehen, ist ein zentrales Ziel der WRRL.

Der Oberflächenwassereintrag ins Grundwasser kann heutzutage festgestellt und bewertet werden. Die bereits existierenden mikro- und makrobiologischen Untersuchungsmöglichkeiten werden in dem Vortrag vorgestellt.

Fernerkundungsdaten für ein flächendeckendes Monitoring verockerter Fließgewässer

Christoph Ulrich¹; Lutz Bannehr¹; Michael Hupfer²

¹ Hochschule Anhalt; ² Leibniz-institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Durch die räumliche Ausbildung der Verockerung bieten sich die Methoden der Fernerkundung mittels speziell entwickelten empirischen Indizes zum Monitoring an. Denn aufgrund des Absorptions- und Rückstreuverhalten der aktiven Inhaltsstoffe wird die Gewässerfarbe definiert. Oberflächengewässer reflektieren hauptsächlich im visuellen Wellenlängenbereich von 400 bis 700 nm. Für diesen Wellenlängenbereich wurden viele Spektralindizes zur Ableitung von Chlorophyll a, Gelbstoffe sowie Schwebstoffe entwickelt. Ab ca. 700 nm nimmt die Absorption von Wasser stark zu, was zu einer geringen Reflektanz führt.

Beim Tagebau, wie in der Untersuchungsregion Lausitzer Braunkohlerevier, erfolgt neben dem intensiven Abbau von Rohstoffen zusätzlich die Absenkung des Grundwasserspiegels. Bei diesem Prozess reagieren die im Boden befindliche Eisendisulfidminerale mit Luftsauerstoff und Niederschlagswasser. Dies führt zum Zerfall der Minerale in Sulfat, Eisen(II)-Ionen und Wasserstoff. Anfang 1990 begannen die Renaturierungsmaßnahmen, wodurch der Grundwasserspiegel in einigen Regionen wieder angehoben wurde. Die freigesetzten Stoffe in der Hydrosphäre gelangen über das Grundwasser in die umliegenden Oberflächengewässer. Dort oxidieren und hydrolysieren die eingetragenen Eisen(II)-Ionen zu Eisen(III) Hydroxid und flockt aus. Bei einer niedrigen Eisen(III)-Konzentration ist dies kaum sichtbar. Ab einer Konzentration von ca. 2 mg/L führt die Ausfällung zu einer gelben bis rotbraunen Verfärbung des Gewässers. Dieser Prozess wird als Verockerung bezeichnet.

Zur Erforschung der Problematik wurde in Zusammenarbeit der Hochschule Anhalt und des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei eine Messkampagne in der Lausitz (Deutschland) an der Spree südlich von Cottbus im September 2018 durchgeführt. Dabei wurden chemische In-situ Messungen vor Ort sowie mittels des Gyrocopters der HSA hyperspektrale VNIR- und SWIR-Daten erhoben. Wegen ihres großen Einflusses auf die Gewässerfärbung wurden folgende chemische Gewässerparameter untersucht: Gesamteisen, Eisen(II), Eisen(III), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Sulfat und Chlorophyll a.

In bisherigen Untersuchungen konnte festgestellt werden, dass die Anwesenheit von Eisen(III)-Hydroxid in Gewässern mittels des Fernerkundungssatelliten Landsat 8 nachzuweisen sind. Außerdem wurde anhand von spektralen In-situ Daten aufgezeigt, dass der Wellenlängenbereich um 650 nm im Zusammenhang mit der Eisen(III)-Konzentration steht. Weiterhin haben Forschungen aus Schweden gezeigt, dass die Eisen(II)-Konzentration mit der DOC-Konzentration und dem Wellenlängenbereich bei 420 nm korreliert.

Im Vortrag wird ein empirisches Modell zur flächendeckenden Ableitung von Gesamteisen, Eisen(II), Eisen(III) sowie Sulfat aufgezeigt sowie die ermittelte Genauigkeit angegeben. Weiterhin werden die Herausforderungen zum Aufbau eines Monitorings von Fließgewässern basierend auf hyperspektralen Fernerkundungsdaten thematisiert.

Feasibility study of an oxygen releasing compound for cost-effective sediment decomposition at two test sites (Germany, China)

Kai-Uwe Ulrich¹; Thomas Willuweit²

¹ BGD ECOSAX GmbH Dresden; ² Söll GmbH

The performance of calcium peroxide (CaO₂), an oxygen releasing compound (ORC) that promotes sediment oxidation with subsequent phosphate and metal immobilization, was investigated during a two years pilot project in a small lake (Mühlenteich) in Lower Saxony, Germany, and a six month trial project at the Caohai basin of Dian Lake, Kunming, China.

Both test areas were hypereutrophic and silted-up by organic rich sediment. After ORC injection into the sediment, substantial decrease of its thickness was measured at both study sites during the monitoring period. The residual sediment properties changed slightly, but no deterioration of aquatic life has been observed in the ecosystem. Both projects showed that adequate dosage of ORC led to sediment decomposition and thus proposes a cost-effective alternative to conventional sediment dredging.

Monitoring der Intersex-Inzidenz und der Fortpflanzungsleistung bei Amphipoden in der Nordwest-Bretagne

Maja Lorina Völker; Jörg Oehlmann; Matthias Oetken

Im Rahmen eines Langzeitmonitorings untersucht unsere Abteilung seit dem Jahr 2008 Populationen von *Echinogammarus marinus* in der Nordwest-Bretagne in Frankreich mit dem Ziel, die Fortpflanzungsleistung in Abhängigkeit von unterschiedlichen Stressfaktoren zu erfassen, wie zum Beispiel Entfernung zum Meer und damit Salzgehalt sowie dem Grad der Schadstoffbelastung. Besonderes Augenmerk gilt dabei dem von verschiedenen Amphipoden-Arten bekannten Intersex-Phänomen, das die gleichzeitige Ausbildung sekundärer männlicher (Penispapillen) und weiblicher Geschlechtsorgane (Brutkammer, gebildet aus Oostegiten mit Setae) an einem Individuum beschreibt. Die Intersex-Inzidenz kann zwischen den Populationen einer Art zum Teil erheblich schwanken, bleibt aber für eine gegebene Population über die Jahre auffallend konstant. Während die auslösenden Ursachen für Intersex unbekannt sind, wird vermutet, dass sich Intersex negativ auf die Fertilität der Gammariden auswirkt und zu einer langfristigen Verminderung der Fortpflanzungsfähigkeit führt, beispielsweise weil eine Reduktion der Oostegite mit ihren Setae im Vergleich zu weiblichen Exemplaren einen unvollständigen Verschluss der Brutkammer bedingt und daher das Risiko eines erhöhten Verlusts von Eiern bzw. Embryonen mit sich bringt.

In der vorliegenden Studie wurden dreizehn Gammaridenpopulationen von unterschiedlichen Standorten in der Bretagne untersucht. Dabei wurden individuenbasiert Körpergröße, weitere morphometrische Parameter und die Brutgröße sowie auf Populationsebene die Intersex-Inzidenz ermittelt und zwischen den Standorten verglichen. Zur Erfassung der Toxizität in den Habitaten der Gammariden-Populationen wurden Sedimente mit Hilfe von In-vitro-Assays, darunter der Mikrottox-Assay, analysiert. Die Ergebnisse bestätigen die Resultate der letzten zehn Jahre und zeigen eine konstante Intersex-Inzidenz an den Daueruntersuchungsstellen. Die Intersex-Inzidenz steigt dabei an Standorten mit reduzierter Salinität, für die jedoch auch eine erhöhte Exposition gegenüber (Mikro-)Schadstoffen besteht, die vorzugsweise über die Landwirtschaft und Kläranlagen und damit über Flüsse in die Küstengewässer eingetragen werden. Im Unterschied zu anderen Studien ergeben die eigenen Resultate jedoch keine Hinweise auf eine reduzierte Fortpflanzungsleistung von Intersex-Exemplaren von *E. marinus* im Vergleich von Weibchen ohne Intersex.

Der Wahrsmannshof – Natur für Alle

Tuve von Bremen

Wahrsmannshof - Natur- und Umweltbildung am Reeser Meer gGmbH

Die „Wahrsmannshof- Natur und Umweltbildung am Reeser Meer gGmbH“ ist ein außerschulischer Bildungsanbieter in Rees am Unteren Niederrhein. Seit 2010 bietet der Wahrsmannshof Veranstaltungen in der heimischen Landschaft an. Und da wir von sehr vielen Gewässern umgeben sind, betrachten wir das Wasser aus verschiedenen Blickwinkeln. Ob Artenvielfalt, Klimaschutz, Wasserverbrauch oder Ressourcenschutz - für all diese Themen bieten wir für verschiedene Altersgruppen vom Kind bis zum Senior, für Menschen mit und ohne Beeinträchtigung spannende Programme im Hofumfeld oder auf unserem Untersuchungsboot „Wilde Gans“. Inklusion ist uns wichtig. Bei uns ist ein barrierefreies Bewegen und Arbeiten auf dem Hofgelände, im Seminarraum und auf unserem Untersuchungsschiff möglich. Unser Personal ist darauf geschult, die Bedürfnisse von Menschen mit unterschiedlichen Beeinträchtigungen zu erkennen und darauf einzugehen, unsere Veranstaltungskonzepte sind methodisch passend dazu abgestimmt.



**Abb.: Inklusive Gruppe auf dem
Untersuchungsschiff „Wilde Gans“
(Foto: Tuve von Bremen)**

Wir arbeiten eng mit der Lebenshilfe Unterer Niederrhein zusammen, bieten spezielle Programme für Menschen mit Sehbehinderungen mit vielen taktilen oder akustischen Elementen und bringen Menschen mit Beeinträchtigungen bei verschiedenen Projekten mit Kindern und Jugendlichen aus Regelschulen zusammen. Das pädagogische Konzept orientiert sich an der Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE). Dadurch sollen Menschen befähigt werden, durch ihr Handeln jetzt und in zukünftigen Generationen gut und gerecht zu leben.

The impact of diel vertical migration on fatty acid composition and allocation in *Daphnia*

Eric von Elert; Meike Hahn

Universität zu Köln

Diel vertical migration (DVM) is a widespread predator-avoidance behaviour in *Daphnia* that is induced by an infochemical (kairomone) released from fish. Recently a low dietary supply of the ω 3-polyunsaturated fatty acid (PUFA) eicosapentaenoic acid (EPA) has been shown to suppress DVM in *Daphnia*. Here we hypothesize that DVM affects the relative abundance of PUFAs in *Daphnia*, and we test this with a full factorial experimental design, in which we grew *Daphnia magna* under constantly warm temperatures in a diel light - dark regime or alternating temperatures in darkness crossed with the presence or absence of the kairomone. We analysed the fatty acid composition of mature animals and of their offspring in each treatment in order to separate effect of the kairomone from that of fluctuating temperatures.

Simulation of the light and temperature regime of DVM resulted in increased relative allocation of ω 3-PUFAs, mostly EPA, from adult animals to their offspring. The additional presence of the fish kairomone further increased the EPA concentration in the offspring generation. This resulted in a decreased ω 6-PUFAs/ ω 3-PUFA ratio in offspring. Hence the temperature and light regime associated with DVM alone as well as in combination with the kairomone altered the allocation of fatty acids to the offspring in a manner, which is beneficial for the offspring under decreased temperatures. Global warming scenarios predict that epilimnetic water temperatures will increase, so that the amplitude of diel temperature alterations during DVM will increase. We will discuss how this may affect the PUFA-content of DVM-performing *Daphnia*.

The food quality of stream biofilms determines the foraging behaviour of grazers

Alexander T. L. Vossage¹; Alessandra Iannino²; Patrick Fink¹; Markus Weitere¹

¹ Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ GmbH; ² Universität zu Köln

Autotrophic biofilms are the major autochthonous food source for benthic invertebrates in streams. At the same time, their excessive growth (i.e., benthic eutrophication) in response to elevated nutrient levels can lead to severe problems for the stream ecosystems. However, the realized eutrophication at a given nutrient level can vary strongly between streams. One reason for this variation is that there are differences in the grazing pressure on autotrophic biofilms by invertebrates (“top-down”). It is up to now poorly known, which factors alter the strength of this top-down control. We conducted a mesocosm experiment to test the hypothesis that food-quality mediated grazer behaviour alters the strength of top-down control. A flume system was used bypassing water from a nutrient poor stream in the Harz Mountains, Central Germany. We manipulated dissolved phosphate concentrations of the water (ambient vs. elevated P levels) and grazer (*Ancylus fluviatilis*) presence/absence. A video time lapse analysis was conducted to track grazers’ movement and to investigate the spatial distribution of grazing activity. *A. fluviatilis* showed high movement activity under nutrient poor conditions. Nutrient poor biofilms were quickly near-complete consumed, indicating a strong top-down control. Grazers feeding on nutrient rich biofilms reduced their activity with extended resting times and lower movement speeds. As grazers consumed distinct patches of biofilms, a high proportion of nutrient rich biofilms remained ungrazed. As a consequence, grazing did not control for further biofilm biomass accrual in this treatment. Our study demonstrates that the strength of top down control varies with the behavioural adaptations of the consumers to a shift in their food quality. Reduced top-down control mediate by the behavior of the grazers can enhance eutrophication effects under nutrient rich conditions.

Folgen der Klimaerwärmung für Überleben, Wachstum und Auswilderung von Flussperlmuscheln im Sächsischen Vogtland

Annekatriin Wagner¹; Jana Schneider; Thomas Schiller

¹ TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Die Bestände der Flussperlmuschel (FPM) *Margaritifera margaritifera* (L.) sind weltweit und in besonders starkem Maße auch im Sächsischen Vogtland jahrzehntelang dramatisch zurückgegangen. Einer der Faktoren, die zu diesem Rückgang beigetragen haben, ist die Klimaerwärmung und die damit verbundene Veränderung der Habitatqualität. Derzeit bestehen große Wissenslücken, wie sich die Klimaerwärmung direkt oder indirekt auf die Verteilung, das Timing im Lebenszyklus sowie Überleben und Wachstum der Muscheln auswirkt. Ziel dieser Studie ist es aufzuzeigen, welche Aspekte bei der Vorhersage der Folgen der Klimaerwärmung für die FPM in einer Mittelgebirgsregion im Sächsischen Vogtlands zu berücksichtigen sind.

Im Rahmen des Verbundprojektes ArKoNaVera analysieren wir Überleben und Wachstum von FPM unterschiedlichen Alters unter Verwendung von Buddensiek- und Sedimentkäfigen, die in den Jahren 2016 bis 2018 in sieben Bächen im Vogtland exponiert wurden. Die Ergebnisse zeigen, dass sowohl bei postparasitären als auch semiadulten FPM das Überleben und Wachstum stark von der Wassertemperatur gesteuert wird, wobei der Optimumbereich sehr eng ist (> 14 und < 17 °C). Darüber hinaus untersuchen wir langfristige Trends für meteorologische Daten (1950 bis 2018). Die mittleren Lufttemperaturen sind in den letzten 50 Jahren im Vogtland um 0,5 °C/Dekade wärmer geworden. Im gleichen Zeitraum haben sich die jährlichen Niederschläge und die Niederschläge im Winter von 1950 bis 2018 nicht signifikant verändert. Allerdings stieg die Häufigkeit des Auftretens von Jahren, in denen in der Sommerperiode weniger als 60 mm Regen gefallen sind von 1950 bis 2018 deutlich an. Dies führte in den FPM-Bächen seit 2000 zunehmend zu partiellen Austrocknungsereignissen und stellt damit einen erheblichen Gefährdungsfaktor dar. Letztlich zeigen die Untersuchungen, dass es nur durch die Kombination von Ergebnissen aus Feldversuchen mit kontrollierten Laboruntersuchungen und Langzeitdatenreihen möglich ist, die prioritären Steuerfaktoren der FPM zu identifizieren, um diese im zweiten Schritt für die Auswahl geeigneter Auswilderungshabitate für FPM aus der halbnatürlichen Aufzucht berücksichtigen zu können. Als Hauptgefährdungsfaktoren, mit Bezug auf die Klimaerwärmung, sind Wassertemperaturen > 23 °C sowie aus langandauerndem Niederschlagsmangel resultierendes Niedrigwasser und Austrocknung entscheidend. Es erweist sich aber ebenfalls als nicht sinnvoll, FPM in Bächen auszuwildern, in denen die durchschnittliche Wassertemperatur im Sommer 14 °C nicht überschreitet. Dies könnte zu einem Bottleneck im Muschelschutz führen, da häufig nur im Krenal und Epirhithral von Fließgewässern die Ansprüche der FPM an Morphologie, Wasser- und Habitatqualität sowie Vernetzung erfüllt sind, gleichzeitig aber in den Oberläufen die Wassertemperaturen im Sommer für die FPM häufig zu niedrig sind.

Cryptic species within cryptic freshwater snail species – The case of the *Ancylus fluviatilis* species complex

Martina Weiss¹; Hannah Weigand²; Alexander Weigand; Florian Leese¹

¹ University of Duisburg-Essen; ² Musée National d'Histoire Naturelle, Luxembourg

DNA barcoding utilizes short, standardized DNA sequences to identify species and is increasingly used in biodiversity assessments. The technique has unveiled an unforeseeably high number of morphologically cryptic species. However, if speciation has occurred relatively recently and rapidly, the use of single gene markers will presumably fail to delimit species. This especially applies if mitochondrial markers are used exclusively, as typically done for animal barcoding (COI gene). Therefore, the true number of biological species might be even higher than estimated based on barcoding results. One mechanism that can result in rapid speciation is hybridization of different species in combination with polyploidization, i.e. allopolyploid speciation. In this study, we analyzed the population genetic structure of the polyploid freshwater snail *Ancylus fluviatilis*, for which allopolyploidization was postulated as a speciation mechanism. So far, DNA-based analyses have revealed four cryptic species within *A. fluviatilis* (i.e. *A. fluviatilis* s. str., *Ancylus* sp. A-C). However, early studies using allozyme markers even hinted at the presence of additional cryptic lineages in Central Europe. We combined mitochondrial COI sequencing with high resolution, genome-wide SNP data (ddRAD sequencing) to analyze the genetic structure of *A. fluviatilis* populations in a Central German low mountain range (Sauerland). The ddRAD data indicate the presence of three cryptic species within *A. fluviatilis* s. str. that occur in sympatry and even syntopy, whereas mitochondrial sequence data only support the existence of one species, with shared haplotypes between species. Our study, hence, points to the limitations of DNA barcoding when dealing with organismal groups where speciation is assumed to have occurred rapidly, e.g. through the process of allopolyploidization.

The scent of fear: identification of *Chaoborus* kairomone chemicals that induce defences in *Daphnia*

Linda Weiss¹; Bauke Albada; Sven Meckelmann; Oliver Schmitz; Nils Metzler-Nolte; Ralph Tollrian

¹ Ruhr Universität Bochum

Infochemicals play important roles in aquatic ecosystems. They even modify food web interactions, such as by inducing defenses in prey. In one classic but still not fully understood example, the planktonic freshwater crustacean *Daphnia pulex* forms specific morphological defenses (neckteeth) induced by chemical cues (kairomones) released from its predator, the phantom midge larva *Chaoborus*. On the basis of liquid chromatography, mass spectrometry, and chemical synthesis, we report here the chemical identity of the *Chaoborus* kairomone. The biologically active cues consist of fatty acids conjugated to the amino group of glutamine via the N terminus. These cues are involved in *Chaoborus* digestive processes, which explains why they are consistently released despite the disadvantage for its emitter. The identification of the kairomone may allow in-depth studies on multiple aspects of this inducible defense system.

Saisonale- und Langzeit-Entwicklung der funktionellen Zusammensetzung von Phytoplankton Gemeinschaften nach Nährstoff-Reduktionen - Erkenntnisse aus 50 Jahren Monitoring der Rappbode Talsperre

Valerie Wentzky¹; Jörg Tittel²; Christoph Jäger³; Karsten Rinke¹

¹ UFZ - Helmholtzzentrum für Umweltforschung; ² Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ); ³ FH-Rosenheim

Das Verständnis der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf die Struktur und Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften ist ein zentrales Ziel der Limnologie. Mithilfe eines 50-Jahre langen Datensatzes der Rappbode Talsperre, untersuchen wir die saisonalen und Langzeit-Entwicklungen von Phytoplankton-Gemeinschaften und wie diese von Nährstoff-Reduktionen (Oligotrophierung) beeinflusst werden. Zur besseren ökologischen Interpretation der Phytoplankton Dynamiken übersetzten wir die taxonomische Zusammensetzung mithilfe von Trait-Daten aus der Literatur in funktionelle Eigenschaften. Die funktionellen Eigenschaften der Phytoplankton Gemeinschaft zeigten deutliche wiederkehrende saisonale Muster. Während Nährstofflimitation im Sommer dominierten große Spezies mit komplexen Mechanismen zur Nährstoff-Ausbeute (r-Strategen, wichtige Traits: Phosphat Affinität, Stickstoff-Fixierung, Mobilität, Mixotrophie). Im Rest des Jahres sind Nährstoff-Konzentrationen und Durchmischung hoch und als Folge war die Phytoplankton-Gemeinschaft hauptsächlich von kleinen, schnell wachsende k-Strategen geprägt, die verfügbare Nährstoffe schnell aufnehmen können (wichtige Traits: hohe Wachstumsrate und Licht-Affinität). Ein Vergleich zwischen eutrophen und oligotrophen Jahren zeigte, dass die Muster der saisonalen Sukzession prinzipiell erhalten blieben, allerdings waren die saisonalen Unterschiede in der funktionellen Zusammensetzung zwischen Frühjahr und Sommer während eutropher Jahre deutlich höher. Die Nährstoff-Reduktionen haben sich hauptsächlich auf die funktionellen Eigenschaften der Frühjahrs-Gemeinschaft ausgewirkt, während sich das Phytoplankton im Sommer kaum verändert hat. Außerdem konnten wir zeigen, dass sich die jährliche Phytoplankton Biomasse trotz massiver Nährstoff-Reduktionen aufgrund von internen Veränderungen der Phytoplankton Zusammensetzung (mehr phagotrophe Mixotrophe) kaum veränderte. Die Ergebnisse zeigen nicht nur wie nützlich die Verwendung von funktionellen Eigenschaften bei der ökologischen Interpretation von Phytoplankton Dynamiken sein können, sondern zeigen auch den Wert von Langzeit-Daten auf.

Landwirtschaftliche Flächennutzung erhöht die benthische Sekundärproduktion in Mittelgebirgsbächen

Romy Wild¹; Björn Gücker²; Markus Weitere³; Mario Brauns³

¹ Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, UFZ/ Technische Universität München; ² Federal University of São João del-Rei; ³ Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Magdeburg

Die Zunahme und Intensivierung landwirtschaftlicher Flächennutzung bedingen vielfältige strukturelle und funktionelle Veränderungen in Fließgewässern. Vor allem der Verlust von Ufervegetation, die erhöhte Lichtintensität und der damit verbundene Übergang von vorwiegend allochthonen Nährstoffeinträgen zu autochthoner Primärproduktion verändern die Nahrungsgrundlage für Makroinvertebraten und haben das Potential, den biologischen Stoffumsatz grundlegend zu beeinflussen. Dennoch liegen bis heute kaum systematische Erkenntnisse zum Einfluss von landwirtschaftlicher Nutzung auf die Sekundärproduktion von Fließgewässergemeinschaften vor. Hier untersuchten wir den Zusammenhang zwischen landwirtschaftlich bedingten Umweltveränderungen und der Dichte, Biomasse, Diversität, Evenness und Sekundärproduktion von benthischen Makroinvertebraten in zwei natürlichen und zwei landwirtschaftlichen Bachoberläufen im Harz, Sachsen-Anhalt. Artenzahl und Evenness waren in landwirtschaftlichen Bächen signifikant niedriger als in natürlichen Bächen. Die Dichte, Biomasse und Sekundärproduktion hingegen waren signifikant höher und gingen mit höheren Nährstoffkonzentrationen, größeren Mengen an grobpartikulärem benthischem organischem Material in Form von krautiger Ufervegetation und höheren Konzentrationen von Chlorophyll a im Seston und von partikulärem organischem Kohlenstoff (POC) sowie höherer Quantität und Qualität von epilithischen Biofilmen einher. Konsumenten-Ressourcen Interaktionsstärken zeigten eine Ressourcen-Limitierung von Zerkleinerern in landwirtschaftlichen Bächen und eine Überproduktion von epilithischen Biofilmen im Vergleich zur Produktion der Weidegänger-Konsumenten. Unsere Ergebnisse beleuchten die deutlichen strukturellen und funktionellen Veränderungen der Makroinvertebratengemeinschaft, die auf landwirtschaftliche Flächennutzung zurückzuführen sind. Sie verdeutlichen zudem die Bedeutung hoher Nährstofffrachten und der damit verbundenen gesteigerten Nahrungsqualität und Quantität auf die Produktivität von Makroinvertebraten. Mit dieser Studie konnten wir zeigen, dass der Verlust von Ufervegetation und hohen landwirtschaftlichen Nährstoffeinträgen zur Homogenisierung spezifischer Ökosystemfunktionen führen kann. Dies wiederum spiegelt sich in einer hochproduktiven aber generalistischen und artenarmen Makroinvertebratengemeinschaft wider. Um dem entgegenzuwirken ist die Schaffung und Einhaltung von breiten Gewässerrandstreifen, einem besseren Düng- und Erosionsmanagement sowie einer natürlicheren Abflussdynamik von großer Bedeutung.

Das Verbundprojekt WasMon-CT – satellitenbasiertes Monitoring von Chlorophyll a in Seen

Thomas Wolf¹; Nathalie Karle²; Karin Schenk³; Thomas Heege³

¹ Institut für Seenforschung der LUBW; ² Fraunhofer-Institut für Optronik, Systemtechnik und Bildauswertung IOSB; ³ EOMAP GMBH & CO. KG

Satelliten, die große Gebiete mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung erfassen, ermöglichen umfangreiche Analysen von Gewässern und stellen somit eine ideale Ergänzung zu bestehenden In-situ-Messprogrammen dar. Im Verbundprojekt “Satellitendaten für das behördliche Gewässermonitoring von Chlorophyll und Trübung (WasMon-CT)” wird die Nutzung von Satellitendaten für das Monitoring von Fließgewässern und Seen untersucht. Das Teilprojekt des Institutes für Seenforschung (ISF) der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) befasst sich mit der satellitengestützten Überwachung von Chlorophyll a in Seen. Dieser Parameter ist ein wichtiger Indikator für Algenwachstum und Primärproduktion und spielt eine zentrale Rolle bei der Bewertung der Gewässerqualität. Der Projekt- und Leadpartner Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) befasst sich mit dem satellitenbasierten Monitoring der Trübung in Bundeswasserstraßen erster Ordnung.

Aufgrund des hohen zeitlichen und logistischen Aufwandes werden in routinemäßigen In-situ-Monitoringprogrammen des Institutes für Seenforschung der LUBW neben dem Bodensee etwa 4 - 6 weitere kleinere Seen pro Jahr detailliert untersucht (weitere Seen über Werkvertragsvergabe). Demgegenüber stehen in Baden-Württemberg 24 WRRL-Seen größer 50 Hektar, rund 260 Seen mit einer Fläche > 10 Hektar und insgesamt etwa 1300 Seen und Weiher > 1 Hektar, die mit Methoden der klassischen Limnologie nur sehr eingeschränkt beobachtet und untersucht werden können. Frei verfügbare Daten von hochauflösenden Satelliten (z. B. Sentinel-2) eröffnen vollkommen neue Möglichkeiten für ein indikatives Gewässermonitoring einer großen Anzahl von Seen. Darüber hinaus können detaillierte Informationen über räumliche Inhomogenitäten von oberflächlichen Chlorophyll-a-Verteilungen (patchiness) in großen Seen (z. B. Bodensee) erhalten werden.

Im Teilprojekt Chlorophyll a in Seen wurden Validationsstudien für kleine Seen und für den Bodensee erarbeitet. Ziel dieser Studien ist es, Informationen über die generelle Anwendbarkeit, Robustheit und mögliche Einschränkungen von Fernerkundungstechniken für verschiedene Arten von Seen zu erhalten. Die verwendeten Satellitendaten (Sentinel-2 und Landsat 7/8 sowie Sentinel-3 und MODIS) werden vom Serviceprovider EOMAP prozessiert.

Ergebnisse der Validationsstudie für kleine Seen zeigen, dass im Allgemeinen die statistischen Werte, z. B. die Jahresmittelwerte der in situ und fernerkundlichen Daten für Chlorophyll a gut übereinstimmen – Unterschiede bewegen sich im Bereich bis 70 %.

Potentielle Fehlerquellen sind hierbei u. a. methodische Unterschiede, In-situ-Fehler und FE-Fehlerquellen sowie zeitliche Dekorrelationen der verschiedenen Messungen.

Die Validation der Satellitendaten für den Bodensee wurde für den Zeitraum 2011 - 2017 durchgeführt. Für den Bodensee werden für basisstatistische Werte gute bis sehr gute Übereinstimmungen zwischen In situ gemessenen und satellitenbasierten Chlorophyll-a-Werten gefunden.

Funktionale Diversität im Makrozoobenthos der oberen Elbe – der Einfluss invasiver Neozoen und anderer Umweltfaktoren auf die Langzeit-Entwicklung seit 1992

Susanne Worischka¹; Martin Hartmann¹; Franz Schöll²; Thomas Petzoldt¹

¹ TU Dresden, Institut für Hydrobiologie; ² Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

In den großen Flüssen Mitteleuropas hat sich die Zusammensetzung des Makrozoobenthos (MZB) in den vergangenen Dekaden drastisch verändert. Die Ursachen dafür werden in strukturellen, chemischen und physikalischen Veränderungen infolge starker anthropogener Nutzung oder Extremereignissen wie Hochwässern gesehen, aber auch in biotischen Faktoren. Das Projekt MoBI-aqua untersucht insbesondere den Einfluss invasiver Neozoen auf die aquatische Biodiversität der Elbe. Mit taxonomischen Veränderungen gehen in der Regel auch Veränderungen in der Funktionalität einher, da andere Gemeinschaften auch andere Eigenschaften (functional traits) besitzen. Über die Rolle der einzelnen Wirkfaktoren, insbesondere der biologischen Invasionen, in der Langzeitentwicklung der funktionalen Diversität des MZB der Elbe ist bisher wenig bekannt. Eine besonders markante Invasion im betrachteten Zeitraum 1992-2017 war die des ponto-kaspischen Amphipoden *Dikerogammarus villosus*. An diesem Beispiel soll untersucht werden, ob die Etablierung invasiver Arten die funktionale Diversität des MZB in der oberen Elbe negativ beeinflusst.

Die taxonomischen und funktionalen Veränderungen im MZB wurden anhand von Langzeit-Monitoringdaten der Bundesanstalt für Gewässerkunde für die sächsische Elbe zwischen km 0 und 65 analysiert. Dazu wurde auf Basis der www.freshwaterecology-Datenbank und zusätzlich recherchierten Daten eine umfangreiche trait-Datenbank für alle in der Oberelbe nachgewiesenen Taxa erstellt. Mithilfe der trait-Information wurden für fast 400 Benthosproben aus 25 Jahren jeweils die funktionale Zusammensetzung und mehrere Diversitätsindizes errechnet, die statistisch analysiert wurden. Hierbei wurden neben dem relativen Abundanz-Anteil von *D. villosus* in den Proben auch andere Faktoren wie der Neozoen-Anteil und strukturelle sowie zeitliche Faktoren betrachtet.

Über den gesamten Zeitraum war eine Verschiebung der Dominanz einzelner funktioneller Gruppen, oft geprägt durch den Ernährungstyp, zu beobachten. Das extreme Hochwasser im Jahr 2002 hatte dabei zwar einen starken Effekt, aber bestimmte Änderungen lassen sich zeitlich besser mit hohen Abundanzen von *D. villosus* in Zusammenhang bringen. Der relative Abundanz-Anteil von *D. villosus* in den Proben hatte einen signifikanten Einfluss auf die taxonomische und funktionale Zusammensetzung, was aber auch für einige abiotische Faktoren wie die Substrat-Korngröße gilt. In der funktionalen Diversität des gesamten MZB gab es jedoch langfristig betrachtet keine drastischen Änderungen, insbesondere keinen Rückgang. Vielmehr waren im Untersuchungszeitraum mehrere „breakpoints“ mit einem Einbruch und anschließender Erholung der funktionellen Diversität sichtbar. Die Ergebnisse zeigen, dass eine biologische Invasion zwar durchaus funktionale Veränderungen in einer Lebensgemeinschaft hervorrufen kann, aber in einem offenen und dynamischen System nicht notwendig eine umfassende Reduktion der funktionalen Diversität herbeiführen muss.

Vergleichende Untersuchungen zur Phosphatrücklösung aus Seesedimenten und die Wirkungen unterschiedlicher Fällungsmaterialien auf die Wasserparameter

Said Yasseri

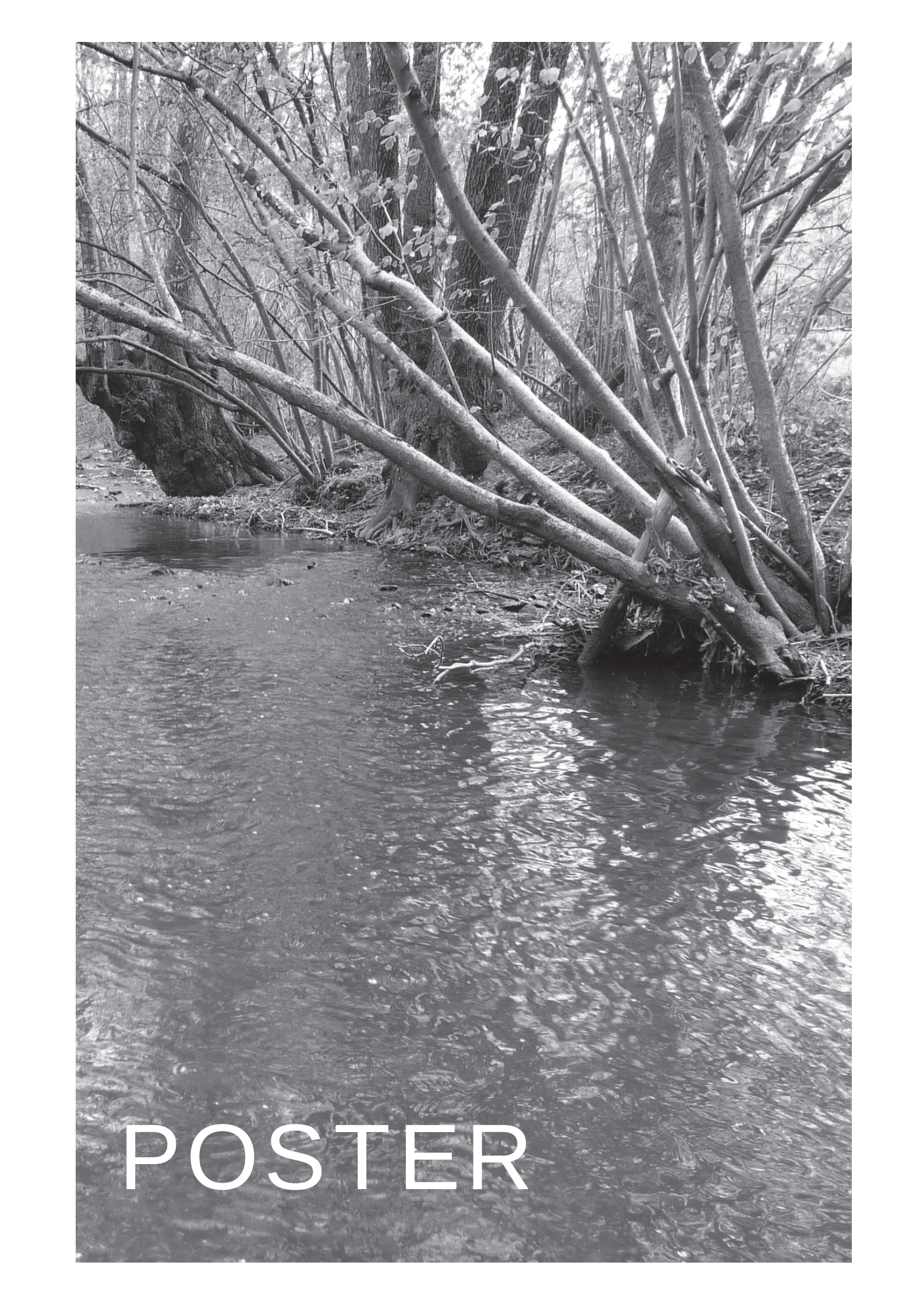
Limnological Solutions International

Zur Untersuchung von Nährstoffrücklöseprozessen vom Sediment in den überstehenden Wasserkörper nach einer Behandlung mit Phosphatbindematerialien wurden Sedimentkerne von zwei repräsentativen Stellen eines Sees in Hessen drei Monate lang unter reduktiven Bedingungen inkubiert. Zuvor wurden die Nährstoff- und Metallionengehalte und der Anteil des rücklösbaren Phosphors mittels sequentieller Phosphatanalyse in unterschiedlichen Sedimenttiefen bestimmt.

Während des Experiments wurde Phosphat mit einer kombinierten Eisenchlorid- und Nitratanwendung gebunden und die Ergebnisse mit Sedimentkernen verglichen, welche mit Bentophos und Polyaluminiumchlorid behandelt wurden.

Alle verwendeten Materialien konnten während des Untersuchungszeitraums Phosphat binden, aber sie beeinflussten u.a. auch den pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit und die Ammonium-Konzentration. So stiegen die Ammoniumgehalte durch die Reduktion von Nitrat und dem mikrobiellen Abbau organischer Substanz an, während der pH-Wert nach der Zugabe von Metallsalzen absank.

Zur Bestimmung der Beständigkeit der Phosphatinaktivierung sind weitere Untersuchungen zur Struktur und Stabilität der Phosphatbindung notwendig.



POSTER

Phosphor-Rücklösung aus Seesedimenten - Eine Meta-Analyse sequentieller Phosphorextraktionen

Svenja Agethen; Tim Sebastian Epe

Institut Dr. Nowak

In Gewässerökosystemen ist Phosphor (P) häufig die wichtigste steuernde Größe der Eutrophierung. Dabei stellt das Sediment eines Gewässers das wesentliche Kompartiment des P-Kreislaufs dar, es agiert sowohl als P-Senke, als auch als relevante P-Quelle. Mit P angereicherte Sedimente können auch nach Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet durch P-Rücklösung noch jahrelang als P-Quelle dienen (sog. „interne Düngung“).

Jedoch nicht der gesamte P des Sediments ist rücklösbar und potentiell bioverfügbar. In sequentiellen Extraktionen des Sediments wird schrittweise die wasserlösliche, die reduktiv-/basisch-/sauerlösliche P-Fraktion ermittelt. Mit einer derartigen Zuordnung kann der Einfluss der P-Rücklösung auf die trophische Entwicklung eines Gewässers abgeschätzt werden. Diese Kenntnisse sind unerlässlich für die Planung langfristig wirksamer Sanierungsmaßnahmen.

In unserem Beitrag präsentieren wir erste Ergebnisse einer Meta-Analyse von 350 sequentiellen P-Extraktionen. Die Sedimente stammen aus verschiedenen Seen, die sich in ihrer geographischen Lage, der Morphologie, der Mixis, ihrem Wasserchemismus und der primären (Land)-Nutzung im Einzugsgebiet unterscheiden. Spannweiten einzelner P-Fraktionen und übergeordnete Muster in Abhängigkeit weiterer Sedimentcharakteristika werden dargestellt.

Untersuchungen zum Rückhaltevermögen von Gewässerstrukturelementen und technischen Bauwerken für Zivilisationsmüll in Fließgewässern am Bsp. der Hase in Osnabrück

Anna Ameskamp, Andreas Lechner, Jörg Klasmeier

Universität Osnabrück

Die ansteigende Produktion von Plastikprodukten hat weltweit zu vielen Problemen geführt. Besonders die Verschmutzung der Meere mit Plastikmüll ist ein Thema globaler Bedeutung. Es wird davon ausgegangen, dass ein großer Teil des Mülls über Landwege eingetragen wird. Dabei spielen besonders Flüsse eine große Rolle. Aufgrund der unzureichenden Datenlage lassen sich über die Mengen jedoch keine spezifischen Aussagen vornehmen. Mit Hilfe einer Masterarbeit wurde im Zeitraum Mai – September 2018 versucht, weitere Daten zum Transport bzw. Verbleib und zur Herkunft von Müll in Flüssen zu erhalten und die mögliche Bedeutung von Gewässerstrukturelementen bezüglich der Rückhaltung darzustellen. Die Untersuchung erfolgte dabei durch händisches Einsammeln von Müll an Uferbereichen und an einem Wehr und wurde für Objekte $\varnothing > 2,5$ cm vorgenommen.

Auf Grundlage des OSPAR-Leitfadens für Strandmüll wurde zudem ein neuer Sammelbogen für Flüsse erstellt, der weiterhin den gesammelten Müll in neue Hauptkategorien einteilt und so eine leichtere Zuordnung in Herkunftsbereiche (Essen/Trinken, Industrie etc.) ermöglicht.

Die Zusammensetzung und Verteilung des Mülls ließ auf Littering als Hauptursache der Verschmutzung schließen. Außerdem konnte eine deutliche Korrelation von Müllaufkommen und Gewässerzugänglichkeit ausgemacht werden, die so vorher noch nicht untersucht wurde. Eine Bedeutung der Gewässerstrukturelemente für den Rückhalt des Mülls konnte ebenfalls beobachtet werden.

Macroinvertebrate colonization and breakdown dynamics of alder (*Alnus glutinosa*) and willow (*Salix* sp.) leaves at two different ecological sites of the river Münstersche Aa

Marc Bauhus; Elisabeth Irmgard Meyer; Friederike Gabel

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

The subject of interest of this experimental limnological investigation is the macroinvertebrate colonization of alder (*Alnus glutinosa*) and willow (*Salix* sp.) leaves at two different ecological stream sites of the Münstersche Aa, a typical sand- and clay marked lowland stream in the north of North Rhine-Westphalia. Both stream sites under focus are completely different from each other regarding their morphological and ecological characteristics. The aim is to compare the differences in the macroinvertebrate colonization and breakdown activities to make an assessment of this typical ecosystem function according to the anthropogenic changes in streams. The first investigation site “Tibusstraße”, directly in the city central of Münster, is channelized and the stream bed is obstructed with concrete. There are no retentive structures or macrophytes within the stream, and the riparian vegetation is limited to a small edge over the riparian brick wall. Contrary to that the second investigation site “Kanalstraße”, 1800 m downstream has been restored according to the European Water Framework Directive. Correspondingly, the stream course is curvy and the stream bed, mostly consisting of sand and clay, is enriched with different retentive structures and macrophytes. The riparian vegetation is typically with, e.g., alder and willow trees, and the flood area can be characterized as a fallow with natural meadows. The litter bag technique has been applied in this investigation. So, for both stream sites a number of 20 mesh bags equally filled with alder and willow leaves have been exposed and each 5 of them will be retrieved after 8, 16, 24, and 32 days of exposure. Macroinvertebrate diversity and density will be recorded and the mass loss of the leaf material will be determined. Additionally, the physical and chemical parameters at both stream sites will be measured. The results are expected to contribute to a better assessment of activities due to improvements of the ecological river status, especially in the urban part flowing through the city center of Münster.

Analyse des Phyto- und Zooplanktons entlang des Tiefenprofils des Großen Heiligen Meeres im Naturschutzgebiet Heiliges Meer (Westf.)

Julia Bleser¹; Bettina Zeis²; Elisabeth I. Meyer¹; Jürgen Pust³; Heinrich Terlutter³

¹ Westfälische Wilhelms-Universität Münster; ² Westfälische Wilhelms-Universität Münster;

³ LWL Museum für Naturkunde

Dieses Projekt beschäftigt sich mit der Analyse des Phyto- und Zooplanktons in unterschiedlichen Tiefen des Großen Heiligen Meeres im Naturschutzgebiet Heiliges Meer in Westfalen. Hierbei wurden in der Frühjahrs- und Sommersaison die vorkommenden Planktongesellschaften der verschiedenen Tiefen sowie die herrschenden physikalisch-chemischen Bedingungen untersucht. Das Große Heilige Meer ist vor über 1200 Jahren durch einen Erdfall entstanden und wird als schwach mesotrophes Gewässer eingestuft. Es ist ein dimiktischer See und er zeigt im Sommer die typische Schichtung in Epi-, Meta- und Hypolimnion. Besonders interessant ist hierbei die Tiefenverteilung der Chlorophyllkonzentration im Vergleich zur Strahlungsenergie (PAR) und den dort vorkommenden Planktern. Diese Untersuchung versucht Antworten auf die Frage nach bevorzugten Lebensräumen und Aufenthaltsorten des pelagischen Planktons in Beziehung zu diesen Umweltbedingungen zu finden. Zudem wurde ein Tiefenprofil der physikalisch-chemischen Parameter erstellt.

Erfassung der Makroinvertebratenfauna einer der letzten, wilden Flüsse Europas, der Vjosa, durch nicht-destruktives DNA-Metabarcoding

Marie Brasseur¹; Vera Zizka¹; Christopher Hempel¹; Remo Wüthrich²; Olivia Wilfling³; Emil Birnstiel²; Jan Martini⁴; Simon Vitecek⁴; Gabriel Singer⁵; Florian Leese¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² gutwasser GmbH; ³ Universität für Bodenkultur Wien;

⁴ WasserCluster Lunz – Biol. Station GmbH; ⁵ Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries

Dynamische Flusslandschaften zählen zu den seltensten und bedrohtesten Habitaten. Weniger als ein Viertel aller großen Flüsse weltweit fließen ohne Verbauung oder Unterbrechung ins Meer. Einer der letzten ‚wilden Flüsse‘ Europas ist die Vjosa, die im Nordwesten Griechenlands als Aoos entspringt und in Albanien in die Adria mündet. Dieser dank weitgehend natürlich erhaltenem Abfluß- und Sedimentregime einzigartige Fluss ist ein wertvolles Modellsystem, um grundlegende Fragestellungen der Flussökologie zu bearbeiten. Am IGB-Berlin werden die Eigenheiten dieses Systems erforscht, um Biodiversitätsmuster, Energie- und Stoffflüsse abzubilden sowie Daten zu sammeln, die naturschutzfachliche Bemühungen um die Vjosa unterstützen. Die Vielfalt der Habitate macht die Region zu einem „Biodiversitäts-Hotspot“ mit endemischen (z. B. *Isoperla vjosae*) und seltenen Arten (z. B. *Prosopistoma pennigerum*). Ein Teilprojekt befasste sich daher mit der Diversitätserhebung des Makrozoobenthos (MZB) der Vjosa. Die hier genutzte Methode ist eine Möglichkeit der nicht-destruktiven Biodiversitätserhebung unter Erhaltung des ursprünglichen Probenmaterials, indem die bei Konservierung in Ethanol von Organismen abgegebenen Zellen und DNA genutzt werden. Wie bei eDNA-Analysen kann diese DNA isoliert werden und als Basis für die Erfassung der Artgemeinschaften mittels DNA-Metabarcoding genutzt werden.

In dieser Studie wurden Multihabitat-Proben von 46 Probenstellen, verteilt über das Einzugsgebiet der Vjosa, sowohl im Frühjahr als auch im Herbst 2018 gesammelt. Binnen 2 Wochen nach Probenahme wurde die für die Fixierung eingesetzte Menge Ethanol dekantiert, auf 0.2 µm Zellulose-Membranfiltern abfiltriert und durch 4 % Formaldehyd für langfristige Konservierung der Originalproben ersetzt. Als Markergen wurde ein 421 bp Fragment der mitochondrialen Cytochrom Oxidase I (COI) benutzt, welches mit dem Primerpaar BF2/BR2 amplifiziert wurde. Molekular individuell markierte Proben wurden als ‚gepoolte library‘ auf einem Illumina MiSeq (12 Mio. read pairs, 2x250 bp) sequenziert. Bei ersten Analysen wurden 348 MZB-Taxa identifiziert, von denen 178 auf Artniveau bestimmt wurden. Weniger als 10 % der OTUs (Operational Taxonomic Units) konnten MZB-Taxa zugeordnet werden, was der Unvollständigkeit der Barcode-Datenbanken in Bezug auf die taxonomisch kaum erschlossene, artenreiche Makrozoobenthosfauna der Vjosa geschuldet ist. Das universelle Primerpaar amplifizierte auch die COI vieler Nicht-Zielorganismen (Protisten, Bakterien, Pilze), weshalb auch für diese Organismen zahlreiche Informationen generiert wurden. Auf dem Poster werden sowohl Potenzial als auch Herausforderungen der Methode diskutiert und Betadiversitätsmuster für MZB und Nicht-Zielorganismen präsentiert.

Evaluation of the salinization process correlated with acidification and land use modifications in Ialomita River basin, Romania

Petre Bretcan; Danut Tanislav; Daniel Dunea; Loredana Neagu Frasin

Valahia University of Targoviste

The variability of climatic conditions in the last decades associated with the modification of vegetation cover, land use, and the effects of anthropogenic activities have led to the significant modification of water quality in the Ialomita River basin and the accentuation of acidification processes in the mountain area and salinization in the plain area. The water catchment area of the Ialomita River reaches 10350 km², an unfolding on nearly 400 km in length and a multi-annual average flow of 41.7 m³ s⁻¹ at Slobozia control section.

The analysis of available satellite imagery (e.g., MODIS, PROBA-V, Sentinel etc.) has allowed a comparative assessment of the canopy and the identification of the areas most affected by land deforestation and degradation.

Changing of the precipitations' intensity and regime that have a direct contact with the soil or rock bed combined with the constant reduction of the forested areas in the mountain zone has led to the accelerated land degradation processes, sediment transport, strong floods and modification of the water hydrochemical characteristics from rivers and lakes.

For the plain zone of the analyzed river basin, prolonged hydrologic droughts in the summer season affect water quality by increasing salinity, limiting the use of water for irrigation and act as a stress element for aquatic organisms. The increase of salinity in the plain areas corresponds to the modification of the hydrological and precipitation regimes, which led to the modification of the ratios between the various cations. In the present study, we have analyzed the salinization trend of the Ialomita river and the lakes in the plain area and at the same time in the sectors where the acidification of the river water occurred. An association of this phenomenon was found with the increase of the pollution levels due to the industrial activities or the presence of sulfur emissions in the surrounding atmosphere.

Water Quality Index (WQI) has been used to identify the sectors where water is of poor quality, and by comparing WQI values obtained over time, the causes and main sources of contamination would be possible to be identified. Sodium absorption ratio, sodium percentage, Permeability index, Magnesium hazard and Kelly's ratio were evaluated for the suitability of water for irrigation purposes. Various scenarios were simulated using the Soil & Water Assessment Tool (SWAT model) to underline the effects of acidification and land use modifications on the water quality.

Acknowledgments

The study was supported by the CNFIS-FDI-2019-0234 project funded by the Romanian Ministry of National Education.

Mikrohabitat- und Substratpräferenzen unterschiedlicher Arten des Makrozoobenthos in sanddominierten Tieflandbächen

Jan Brückmann; Janna Theurer

Institut Dr. Nowak GmbH & Co. KG, Mayenbrook 1, 28870 Ottersberg, jab@limnowak.com, jt@limnowak.com

Keywords: Makrozoobenthos, Substratpräferenzen, Substrattypen, Sekundärsubstrate, Tieflandbäche

Einleitung

Natürliche, ökologisch intakte Fließgewässer sind durch eine hohe Dynamik und Strukturvielfalt gekennzeichnet. Dabei bieten die unterschiedlichen Strukturen von Gewässersohle, Ufer und Aue den sich ansiedelnden Tier- und Pflanzenarten verschiedenste Lebensbedingungen und sind von großer Bedeutung für die Funktionsfähigkeit des Wasser- und Naturhaushaltes (Graw 2001). Vor allem die Fließgewässer des Tieflandes beherbergen eine große Vielfalt unterschiedlicher Strukturen und weisen charakteristische und oftmals sehr unterschiedliche Biozönosen auf (Timm 1994).

Durch Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen wurden unsere Fließgewässer-Ökosysteme in der Vergangenheit jedoch tiefgreifend morphologisch überformt. Im Besonderen betrifft dies die Fließgewässer des Tieflandes, welche durch technische Wasserbaumaßnahmen und landwirtschaftliche Nutzungen über Jahrhunderte hinweg degradiert wurden. Dadurch ging die natürliche Dynamik und Strukturvielfalt vieler Gewässer verloren.

Die Degradation der Fließgewässer des norddeutschen Tieflandes äußert sich auch in einem erhöhten Eintrag von Feinsedimenten. Die zumeist von intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen stammenden Erosionssedimente überdecken die natürlichen Sohlsubstrate und führen zu erheblichen Beeinträchtigungen der Gewässer. Infolge dieser anthropogenen Überformung weisen neben den natürlicherweise sandgeprägten Fließgewässern im norddeutschen Tiefland vielfach auch Bäche und Flüsse anderer Gewässertypen eine „Sandsohle“ auf.

Die Ausprägung einer arten- und individuenreichen Makrozoobenthosfauna ist vor allem abhängig von den Strukturen der Gewässersohle und des angrenzenden Ufers. In diesem Kontext hat gerade in den sanddominierten strukturarmen Tieflandbächen und -flüssen das Vorkommen organischer Sekundärsubstrate eine hohe benthosbiologische Bedeutung (Meier 2008, Schattmann 2014, Sommerhäuser & Schuhmacher 2003).

Durch die Ermittlung der Mikrohabitat- bzw. Substratpräferenzen unterschiedlicher – vor allem fließgewässertypischer - Arten des Makrozoobenthos soll die faunistische Bedeutung der verschiedenen Sekundärsubstrate sanddominierter Tieflandgewässer eingehender untersucht werden. Desweiteren leisten die Untersuchungen einen Beitrag zur Autökologie der betrachteten Arten.

Als Grundlage der Analysen dienten substrattypenbezogene Untersuchungen des Makrozoobenthos verschiedener Tieflandbäche und -flüsse, die im Rahmen eines Forschungsvorhabens an der Universität Kassel in den Jahren 2009 bis 2015 (Brückmann 2015) durchgeführt wurden.

Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im norddeutschen Tiefland in einer überwiegend landwirtschaftlich geprägten Region zwischen den Städten Bremen und Hamburg in der Mitte Niedersachsens. Es umfasst Teilbereiche der Flussgebiete Wümme und Oste in den Flusseinzugsgebieten von Weser und Elbe.

Die Untersuchungen erfolgten an 6 sanddominierten Tieflandbächen und –flüssen mit jeweils unterschiedlichen hydromorphologischen und hydrologischen Eigenschaften sowie möglichst geringer saprobieller Belastung. Unter Berücksichtigung der typologischen und strukturmorphologischen Gegebenheiten wurden an jedem Untersuchungsgewässer unterschiedliche Untersuchungsabschnitte festgelegt. Für das Untersuchungsgebiet charakteristische Probestellen zeigt beispielhaft die folgende Abb. 1.



Abb. 8: Probestellen an einem sandgeprägten Tieflandbach (Fließgewässertyp 14) im Untersuchungsgebiet

Untersuchungsmethoden

Die Untersuchung des Makrozoobenthos erfolgte in Anlehnung an das „PERLODES“-Verfahren, beschrieben im „Methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie“ (Meier et al. 2006). Insgesamt wurden 108 substrattypenbezogene Probenahmen in verschiedenen Jahreszeiten und an strukturell unterschiedlichen Untersuchungsabschnitten durchgeführt.

Zunächst wurde an jeder Probestelle eine Flächenkartierung der vorhandenen mineralischen und organischen Substrattypen vorgenommen. Die Abschätzung der Deckungsgrade der an den Probestellen vorkommenden Substrattypen erfolgte dabei in 5 %-Stufen. Basierend auf der Abschätzung des Deckungsgrades der Substrattypen wurde danach die Anzahl der Teilproben für die einzelnen Substrattypen bestimmt. Da auf jeweils 5 % Deckungsgrad eines Substrattyps eine Teilprobe entfällt, resultieren daraus insgesamt 20 Teilproben.

Nach der Kartierung der Substrattypen erfolgte die Kescherbeprobung des Makrozoobenthos. Als Methode kam das „Multi-Habitat-Sampling“ (Hering et al. 2004) zur Anwendung. Bei größeren Hartsubstraten wurde eine Handabsammlung durchgeführt. Um eine substrattypenspezifische Auswertung der Untersuchungsergebnisse zu ermöglichen, wurden alle vorkommenden

Substrattypen getrennt voneinander besammelt und ausgewertet. Die Lebensortierung der Organismen im Gelände erfolgte weitgehend gemäß Braukmann (2000).

Bei der Bestimmung bestand für die meisten Gruppen des Makrozoobenthos die Zielsetzung einer Determination bis zur Art oder Arten-Gruppe. Falls der taxonomische Kenntnisstand, der Erhaltungszustand oder das Entwicklungsstadium einzelner Taxa dies nicht zuließen, wurde eine Bestimmung bis zur maximal möglichen taxonomischen Ebene durchgeführt. Als Mindestanforderung wurde das in der „Operationellen Taxaliste“ (Haase et al. 2011) festgelegte Mindestbestimmungsniveau zugrunde gelegt.

Für die Ermittlung der Substratpräferenzen wurden zunächst die Individuenzahlen der einzelnen Erhebungen mit unterschiedlichem Flächenbezug auf eine Substratfläche von jeweils 1 m hochgerechnet. Darauf aufbauend wurden für alle festgestellten Arten die mittleren Individuenzahlen je Substrattyp ermittelt.

Um gesicherte Aussagen über die Substratpräferenzen des Makrozoobenthos zu erhalten, wurden im Rahmen der Auswertung nur Beprobungen einbezogen, bei denen die für Tieflandgewässer typischen Substrate Psammal, Argillal, Xylal & Grobdetritus sowie Phytal gemeinsam vorkommen. Datensätze mit den Substrattypen Akal und Feindetritus wurden ausgeschlossen, da diese nur unterrepräsentiert vorhanden waren. Die angepasste Auswahl der Substrattypen ist der folgenden Tab. 1 zu entnehmen.

Tab. 2: Angepasste Auswahl der Substrattypen zur Ermittlung der Substratpräferenzen des Makrozoobenthos in den betrachteten Tieflandgewässern

Lfd. Nr.	Substrattyp	Beschreibung
1	Psammal	Sand ($> 6 \mu\text{m} - 2 \text{mm}$)
2	Argillal	Feinsand, Schluff, Ton ($< 6 \mu\text{m}$)
3	Xylal & Grobdetritus	Baumstämme, Totholz, Äste, Zweige, Wurzeln, Falllaub
4	Phytal	Aquatische Makrophyten

Näher betrachtet wurden im Rahmen der Auswertung vor allem fließgewässertypische Arten des Makrozoobenthos, welche mit einer höheren Stetigkeit (mindestens 10 Funde je Sekundärsubstrat) festgestellt wurden.

Ergebnisse und Diskussion

Im Ergebnis lassen die meisten Arten hohe Schwankungen der Individuendichten zwischen den verschiedenen Substrattypen erkennen. Darüber hinaus erweisen sich viele Arten als ausgesprochene Substratspezialisten. So zeigt die Mehrzahl der betrachteten Makrozoobenthostaxa erwartungsgemäß eine starke Präferenz für die organischen Sekundärsubstrate „Xylal & Grobdetritus“ und/oder „Phytal“. Die relativ monotonen und strukturlosen Substrattypen „Psammal“ und „Argillal“ werden hingegen deutlich weniger besiedelt. Die Abb. 2 zeigt die ermittelten Substratpräferenzen einiger ausgewählter Arten des Makrozoobenthos.

Insgesamt zeigt sich eine recht gute Übereinstimmung der für die Untersuchungsgewässer festgestellten Substratpräferenzen mit den in der Literatur (Moog 1995, Schmedtje & Colling 1996, Haase et al. 2011) angegebenen Werten. Es war zu erwarten, dass die in der Operationellen Taxaliste (Haase et al. 2011) als „Lithal-Besiedler“ ausgewiesenen Arten im Untersuchungsgebiet auf andere Hartsubstrate ausweichen und überwiegend deutliche Präferenzen für den Substrattyp „Xylal und Grobdetritus“ aufweisen. Wie weithin bekannt ist, sind die „Lithal-Besiedler“ im weiteren Sinne als

„Hartsubstrat-Besiedler“ zu verstehen. Dies trifft insbesondere auf die sanddominierten Fließgewässer des Tieflandes zu, in denen mineralische Hartsubstrate wie Kies und Steine weitgehend fehlen bzw. unterrepräsentiert sind.

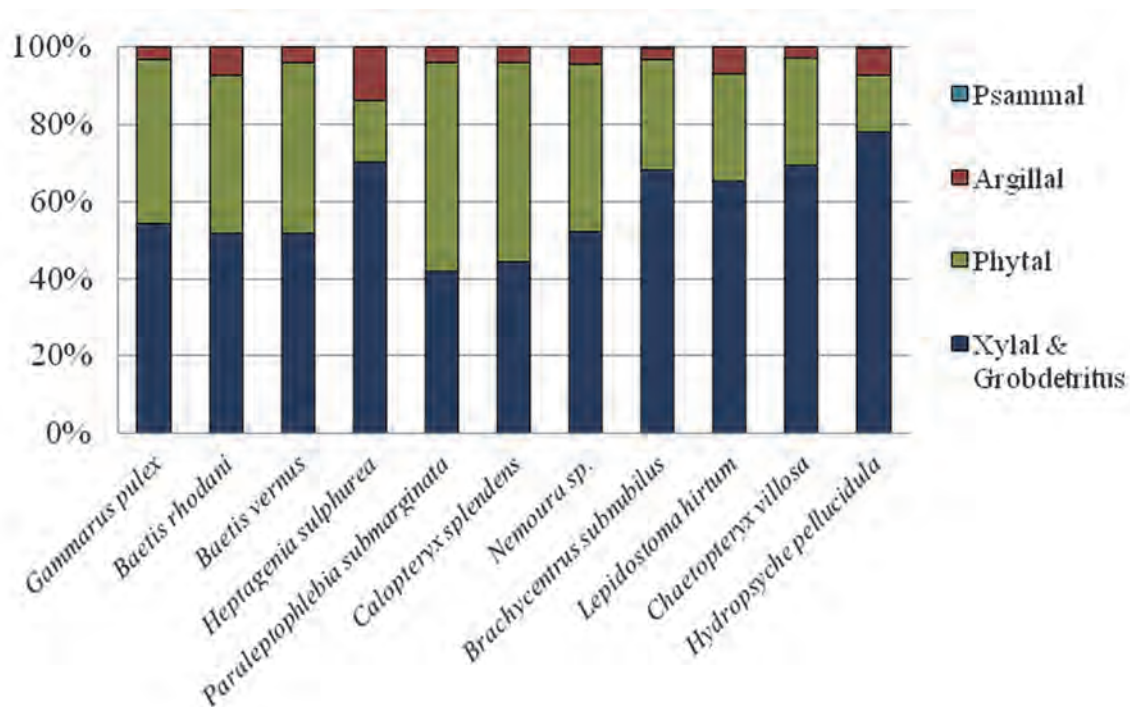


Abb. 9: Substratpräferenzen überwiegend fließgewässertypischer Arten des Makrozoobenthos in den untersuchten Tieflandgewässern

Einige Arten zeigen jedoch von den Literaturwerten etwas abweichende Präferenzen. So wurden z. B. die Köcherfliegen *Brachycentrus subnubilus* und *Lepidostoma hirtum* im Untersuchungsgebiet überwiegend im Substrattyp „Xylal und Grobdetritus“ festgestellt. In der Literatur (u. a. Haase et al. 2011) wird für beide Arten, insbesondere aber für den Weidegänger *Lepidostoma hirtum*, eine sehr starke Präferenz für den Substrattyp „Phytal“ angegeben.

Schlussfolgerungen

Die Untersuchungsergebnisse bekräftigen noch einmal die faunistische Bedeutung der organischen Sekundärsubstrate. Insbesondere in den sanddominierten Tiefland-Fließgewässern ist die Ausprägung einer artenreichen Makrozoobenthoszönose sehr stark vom Vorkommen organischer Sekundärsubstrate abhängig. Erwartungsgemäß zeigt sich, dass vor allem die anspruchsvolleren, fließgewässertypischen Arten des Makrozoobenthos in diesen Substrattypen festzustellen sind.

Die Ursachen der starken Präferenzen für die organischen Sekundärsubstrate sind vor allem in der strukturellen Komplexität und Diversität dieser Mikrohabitate zu suchen. Komplexe Habitat- und Substratstrukturen bieten den Gewässerorganismen günstige Lebensbedingungen und ein reiches Nahrungsangebot. Eine besondere Bedeutung kommt hier dem Substrattyp „Xylal und Grobdetritus“ zu, welches von den fließgewässertypischen Arten des Makrozoobenthos (z. B. EPT-Taxa) am stärksten präferiert wird. Insbesondere das Totholz, welches in den meisten Gewässern unserer „aufgeräumten“ Kulturlandschaft weitgehend fehlt, ist als wesentliches Strukturelement natürlicher Fließgewässer anzusehen. Totholzstrukturen haben eine hohe ökologische Bedeutung gerade auch für die sandgeprägten Bäche und Flüsse des Tieflandes.

Literatur

- Braukmann, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie Band 56: 501 S., Karlsruhe
- Brückmann, J. (2015): Die Makrozoobenthosgemeinschaften hydromorphologisch unterschiedlicher Tieflandbäche - Analyse und Bewertung. – Dissertation, Universität Kassel, Fachgebiet Gewässerökologie und Gewässerentwicklung des Fachbereichs Architektur, Stadt- und Landschaftsplanung, kassel university press, 375 S., Kassel
- Graw, M. (2001): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. - Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz (VDG) (Hrsg.), Band 64: 96 S., Bonn
- Haase, P., Sundermann, A., Schindehütte, K. (2011): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. – Forschungsinstitut Senckenberg: <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>. Zugriff im September 2011
- Hering, D., Meier, C., Rawer-Jost, C., Feld, C. K., Biss, R., Lohse, S., Böhmer, J. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. – In: *Limnologica* 34: 398-415
- Meier, C., Haase, P., Rolaußs, 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. – <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>. Zugriff im Januar 2009
- Meier, C. (2008): Die Bewertung der Degradation deutscher Fließgewässer mit dem Makrozoobenthos – Ein multimetrischer gewässertypspezifischer Ansatz. - Dissertation Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Biologie und Geographie: 147 S. (ohne Anhang), Essen
- Moog, O. (1995) [HRSG.]: Fauna aquatica austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Loseblattsammlung, Wien.
- Schattmann, A. (2014): Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss - Reaktion von Hydromorphologie, Makrozoobenthos und Uferfauna. – Dissertation, Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, 311 S., Essen
- Schmedtje, U., Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96, 4, 543 S.
- Sommerhäuser, M., Schuhmacher, H. (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands – Typologie, Bewertung, Management – Atlas für die limnologische Praxis. – ecomed-Verlag: 278 S., Landsberg
- Timm, T. (1994): Neuer Ansatz zu einer Typisierung der Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes. – In: *Nieders. Natursch. Akad.* 5: 12-22

Naturnahe Bruthabitate von Stechmücken in Deutschland

Daniel Döding¹, Felix Sauer¹, Ellen Kiel¹

¹ Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, AG Gewässerökologie und Naturschutz, Ammerländer Heerstraße 114-118, 26111 Oldenburg, daniel.doeding@uni-oldenburg.de

Keywords: Stechmücken, Bruthabitate, Vektorökologie

Einleitung

Feuchtgebiete gelten als Hotspots der Biodiversität und bieten eine Vielzahl an Ökosystemfunktionen (Keddy et al., 2009). Leider sind sie weltweit stark durch den Menschen gefährdet und ihre Fläche ist laut Davidson (2014) seit 1700 um bis zu 87% zurückgegangen. Daher sind die Renaturierung und der Schutz von Feuchtgebieten in Deutschland von großer Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität (BMU, 2010). Feuchtgebiete sind aber nicht nur Lebensraum vieler schützenswerter Vogel-, Säuger- und Fischarten, sondern oftmals auch Brutstätte von Stechmücken. Dies kann zu Konflikten führen, wenn die ansässige Bevölkerung durch Naturschutzmaßnahmen eine Zunahme der Belästigung oder gar ein gesteigertes Risiko stechmückenbedingter Infektionskrankheiten befürchtet.

Begünstigt durch Klimawandel und Globalisierung könnten sich durch Stechmücken übertragbare Krankheitserreger vermehrt in Mitteleuropa ausbreiten (Semenza & Suk, 2017). So wurde im September 2019 erstmals in Deutschland eine durch Stechmücken übertragene West-Nil-Virus-Erkrankung beim Menschen nachgewiesen (RKI, FLI, & BNI, 2019). Zudem sorgt das Usutu-Virus seit einigen Jahren für ein deutschlandweites Vogelsterben, insbesondere bei Amseln (Lühken et al., 2017). In Anbetracht dessen sind genaue Kenntnisse der Biologie und Bruthabitate heimischer Stechmückenarten von entscheidender Bedeutung, denn Stechmücken besitzen u.a. artspezifische Wirtspräferenzen (Brugman et al., 2017), Vektorkompetenzen (Vogels et al. 2017) und Aktionsradien (Verdonschot & Besse-Lototskaya, 2014). Daraus resultiert, dass unterschiedliche Stechmückenarten hinsichtlich ihres Potenzials als Vektor- und/oder Plageart zu fungieren differenziert bewertet werden müssen. Allerdings liegen für viele heimische Stechmückenarten wenige aktuelle Studien vor, die Kennzeichen ihrer präferierten Bruthabitate und Populationsentwicklung differenziert benennen, um darauf Modelle und Risikobewertungen aufzubauen. Deutschlandweite Monitoring-Programme integrieren in der Regel nur den Fang adulter Stechmücken und keine Beprobung der Brutgewässer (Kampen, Schuhbauer & Walther, 2017). Der Fang adulter Stechmücken kann zwar auch für die Analyse von Verbreitungsmuster genutzt werden (Versteirt et al., 2013; Zittra et al., 2017). Eindeutige Rückschlüsse auf die tatsächlichen Brutstätten und die Populationsentwicklung steuernden Faktoren lassen die Fänge adulter Tiere jedoch nicht zu. Exakte Kenntnisse zu den bevorzugten Bruthabitaten würden aber die zeitlich-räumliche Vorhersage von Stechmücken weiter verfeinern. Modelle mit dieser Genauigkeit sind Grundlage für die Bewertung der Auswirkungen von Naturschutzmaßnahmen auf Stechmückenpopulationen. Sie ermöglichen damit erst die Entwicklung nachhaltiger Managementstrategien.

Wir untersuchten daher das Vorkommen von Stechmücken in verschiedenen Bruthabitaten Deutschlands, um im ersten Schritt Art- und Artengemeinschaften der Larven dort zu charakterisieren. Die Erfassung der Gewässerstrukturen und abiotischer Faktoren des Wasserkörpers erfolgt mit dem Ziel, Präferenzen der Stechmückentaxa zu ermitteln und zukünftig Faktoren genauer zu benennen und zu testen, welche die Habitatbindung und Populationsentwicklung steuern.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die hier vorgestellte Untersuchung fand in 20 naturnahen Feuchtgebieten Deutschlands statt. Davon wurden je 10 Gebiete in den Jahren 2017 und 2018 bearbeitet (Abb. 1). In jedem Gebiet fanden im Zeitraum April/Mai, Juli und September mindestens drei Feldkampagnen statt, um Gräben, Röhrichte, Erlenbrüche, Überschwemmungsgebiete von Flüssen u. a. Formen permanenter und temporärer Stillgewässer zu untersuchen.

Probennahme und Kartierung

Die Probenahme in den Gewässern erfolgte mit einem standardisierten Larvendipper (350 ml, Bioquip, USA). Mit schnellen Dips (schöpfende Bewegung), wurden die Larven von der Wasseroberfläche entnommen. Die Anzahl der Dips richtete sich nach der Gewässergröße: pro 10 m² Wasserfläche

wurde ein Dip genommen; in Gewässern mit einer Fläche kleiner 30 m² wurden mindestens drei Dips genommen, in Gewässern mit einer Fläche größer 100 m² maximal 10 Dips. Da nur Larven im vierten Stadium sicher zu bestimmen sind (Becker et al., 2010), wurden diese noch im Gelände anhand ihrer Größe identifiziert, aussortiert und in Ethanol fixiert. Jüngere Stadien und Puppen wurden im Labor aufgezogen und dort als Imagines tiefgekühlt (-20°C) oder als Larven im vierten Stadium fixiert. Die morphologische Bestimmung erfolgte nach Becker et al. (2010) und Lechthaler (2005).

Vor dem Fang der Larven erfolgte eine standardisierte Kartierung der Gewässer und ihrer Umgebung (s. Tab. 1). Die Wasserführung der Gewässer wurde nach den Kategorien von Williams (2006) beschrieben. Nachträglich wurden die von ihm differenzierten Kategorien ‚episodisch‘, ‚intermittierend‘ und ‚saisonal‘ zur Kategorie ‚temporär‘ zusammengefasst, die Kategorien ‚nahezu permanent‘ und ‚permanent‘ zu ‚permanent‘. Von April bis Ende Mai durchgeführte Probenahmen wurden für die Auswertung der Frühlingssaison zugeordnet, Probenahmen zwischen Juni und September der Sommersaison. Die Beurteilung der Wasserfärbung in den Kategorien klar, gelb, grün und braun erfolgte visuell, indem 300 ml des mit dem Dipper oberflächlich entnommenen Wassers in einem Becherglas gegen einen weißen Untergrund ins Licht gehalten wurden. Hydrophyten,

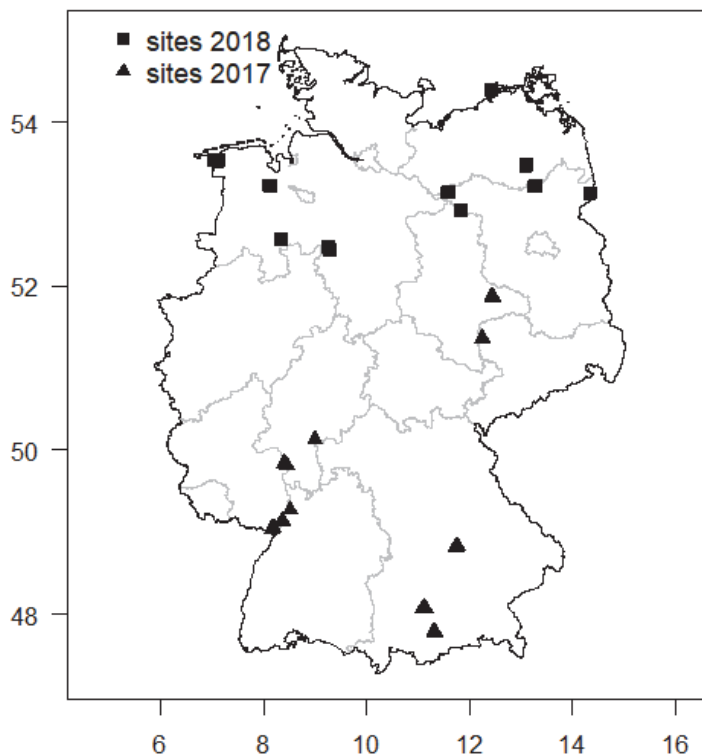


Abb. 5: Karte der untersuchten Gebiete mit Jahreszahl.

Helophyten, Pleustophyten sowie die terrestrische Vegetation wurden bis zu einem Radius von fünf Metern bzw. bis zu einer Distanz von fünf Metern zu beiden Böschungen von Gräben befanden kartiert. Die Einteilung der Deckungsgrade in 10 % Schritten erfolgte nach Londo (1976). Deckungsgrade größer als null und kleiner als fünf Prozent wurden wie auch Deckungsgrade über 95 % und kleiner 100 % zu 2,5 % bzw. 97,5 % Deckung zusammengefasst. Die hier als terrestrische Vegetation bezeichnete Kategorie umfasste sämtliche Makrophyten die nicht zu den vorher genannten der Hydro-, Helo- und Pleustophyten zugehörig sind (Pott, 2007). Die Präsenz sichtbare Algen wurde notiert. Auf einer weiteren Bestimmung der Algen wurde dabei aber verzichtet. Außerdem wurden die Landnutzungskategorien (Corine Land Cover, CLC) aller Standorte extrahiert und in zwei übergeordnete Habitate zusammengefasst: Wald und Offenland (siehe auch Haider et al. 2018).

Auswertung

Die Auswertung erfolgte mithilfe des freien Statistikprogramms R (R Development Core Team, 2018) und dem hierfür erhältlichen Package vegan (Oksanen et al., 2018). Die Stechmückenarten wurden anhand der Präsenz/Absenz-Daten eines Gewässers in Artengemeinschaft aufgeteilt (Cluster-Analyse, Distanzmaß = Jaccard, Verfahren = single linkage). Eine visuelle Darstellung der Arten erfolgte anschließend mit einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (NMDS). Der Einfluss der erhobenen Umweltparameter auf die Artengemeinschaft wurde mittels einer distanzbasierten Redundanzanalyse (db-RDA, Distanzmaß = Bray-Curtis) analysiert.

Ergebnisse

In dieser Untersuchung waren 122 Gewässer von Stechmücken besiedelt. Dort konnten insgesamt 19 Stechmückentaxa nachgewiesen werden, darunter auch die Art *Culex martinii*, für die zuvor nur vier Fundorte in Deutschland bekannt waren (Kuhlisch, Kampen, & Walther, 2018). Durch Präsenz/Absenz-Analyse der Larvenfänge wurden vier Artengemeinschaften identifiziert (Abb. 2), die mit bestimmten Gewässercharakteristika assoziiert waren. Zwischen den Stechmückengemeinschaften und den Parametern Wasserführung, Saison, Landnutzung, Wasserfärbung und der Deckung der terrestrischen Vegetation bestanden statistisch signifikante Zusammenhänge. Zusammen erklärten diese 18,3 % der Gesamtvarianz (s. Tab. 1). Signifikante Zusammenhänge zwischen den Stechmückengemeinschaften und der Präsenz sichtbarer Algen oder dem Deckungsgrad an Hydrophyten, Helophyten oder Pleustophyten waren statistisch nicht nachweisbar.

Die NMDS gruppiert die Stechmückenarten *Aedes rusticus*, *Aedes punctor*, *Aedes communis* und *Culiseta morsitans* zusammen mit der *Aedes annulipes*-Gruppe im Cluster 1 (Abb. 2). Alle Taxa in Cluster 1 zählen zu den Frühjahrsarten und besiedelten in dieser Studie kleine, von Wald umgebene Temporärgewässer mit brauner bis gelblicher Wasserfärbung. *Aedes vexans*, *Aedes sticticus* und *Aedes cinereus* bilden Cluster 2 (Abb. 2) und sind Arten, die in den Sommermonaten (ab Ende Mai) in temporären Überschwemmungstümpeln dominierten. Diese Tümpel wiesen hohe Deckungsgrade terrestrischer Vegetation auf und hatten meist trübes Wasser. Viele dieser Tümpel besiedelten im Frühjahr Larven der im Cluster 1 vereinten Arten, die jedoch – bis auf die *Ae. annulipes*-Gruppe – Sommer dort fehlten. *Anopheles maculipennis* s.l. und *Culex modestus* bilden Cluster 4 (Abb. 2). Beide Arten traten häufig in permanent wasserführenden Entwässerungsgräben im Sommer auf. Ihre Bruthabitate zählten zu den größten der untersuchten Gewässer, gekennzeichnet durch höchste Dichten an Wasserpflanzen, relativ klares Wasser und häufige Algenvorkommen. Die Stechmückentaxa aus Cluster 3 (Abb. 2) wurden vornehmlich im Sommer nachgewiesen, zeigten aber ansonsten keine Zusammenhänge zu den untersuchten Umweltfaktoren.

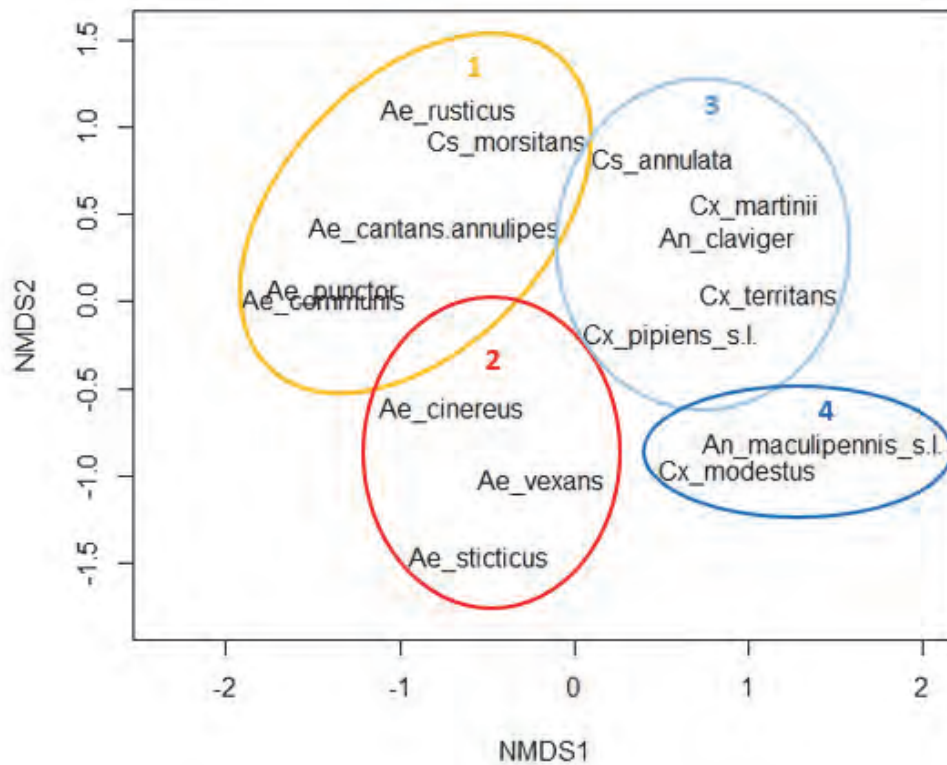


Abb. 6: NMDS mit den vier Artgemeinschaften, welche durch eine vorausgehende Cluster-Analyse differenziert wurden. (Dim = 2, Stress = 0,06, Distanzmaß = Bray-Curtis)

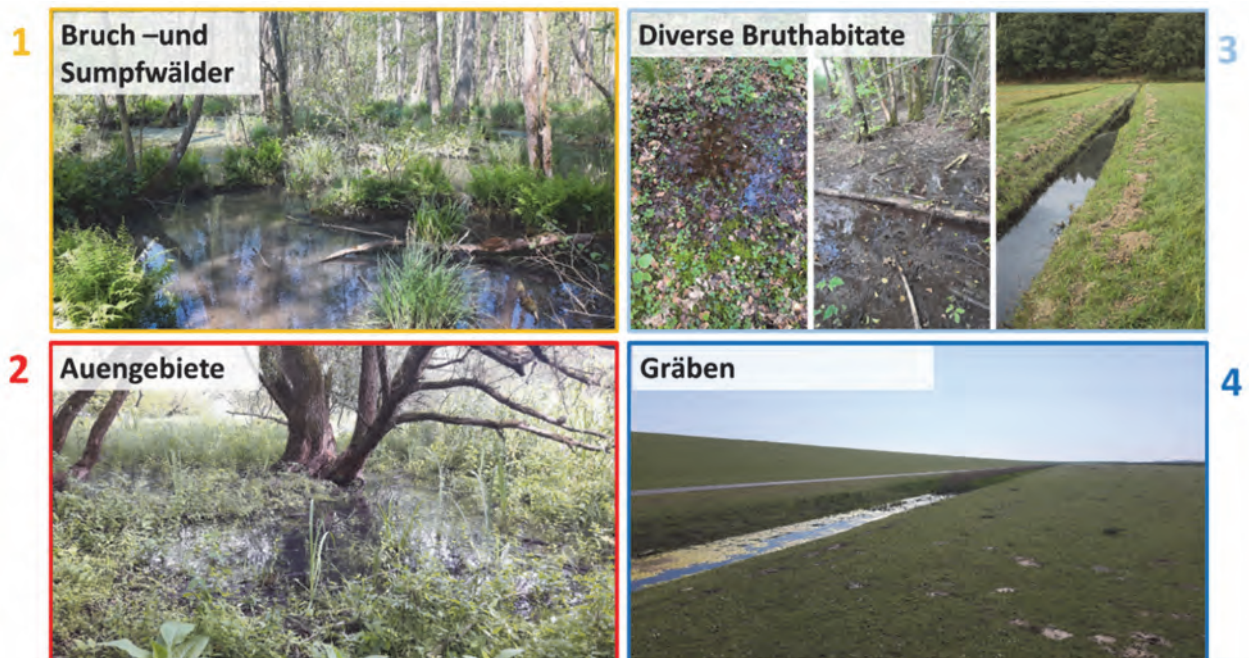


Abb. 7: Exemplarische Bilder der Bruthabitate für die vier unterschiedlichen Artgemeinschaften aus Abb. 2 (farbige Rahmen analog der Cluster dort)

Tab. 1: Tabellarische Auflistung der RDA-Analyse sowie der Klassen der Umweltparameter.
(Distanzmaß = Bray-Curtis)

<i>Umweltparameter</i>	<i>Klassifikation</i>	<i>Summe der Fehlerquadrate</i>	<i>Anteil erklärt</i>	<i>p-Wert</i>
<i>Wasserführung</i>	permanent/temporär	3,448	6,2 %	0,001
<i>Saison</i>	Frühling/Sommer	2,189	3,9 %	0,001
<i>zusammengefasste Landnutzungskategorie (CLC)</i>	Wald/Offenland	1,621	2,9 %	0,001
<i>Wasserfarbe</i>	klar, gelb, grün, braun	1,594	2,9 %	0,015
<i>Terrestrische Vegetation</i>	Deckung in %	1,308	2,4 %	0,003
<i>Sichtbare Algen</i>	Präsenz/Absenz	0,696	1,3 %	0,083
<i>Hydrophyten</i>	Deckung in %	0,507	0,9 %	0,223
<i>Helophyten</i>	Deckung in %	0,519	0,9 %	0,207
<i>Pleustophyten</i>	Deckung in %	0,517	0,9 %	0,231
Constrained		12,399	22,3 %	
Unconstrained		43,139	77,6 %	

Diskussion

Die Auswertung der Fangdaten deutet auf bestimmte Phänologien und artspezifische Präferenzen für bestimmte Bruthabitate hin. Die Arten in Cluster 1 (Abb. 2) treten im Jahresverlauf als Erstes auf. Sie überwintern als Ei, wobei sich die Larven schon bei Temperaturen knapp über dem Gefrierpunkt entwickeln können (Schäfer & Lundstrom, 2001). Obwohl diese Arten im Frühling ihre größten Vorkommen haben, können ihre Larven, wie z. B. die der *Ae. annulipes*-Gruppe, bei guten Bedingungen auch bis in den August vorkommen (Becker et al., 2010). Die Arten des zweiten Clusters (Abb. 2) besiedeln Gewässer, die durch Starkregen- oder Überschwemmungsereignisse entstanden sind und bilden dort schnell große Larvenpopulationen (Becker et al., 2010). Im Vergleich zu den Larven im Cluster 1 schlüpfen die Larven der im Cluster 2 vereinten Arten erst bei erhöhten Temperaturen im Sommer. Speziell die in Cluster 2 vertretenen Arten *Ae. cinereus*, *Ae. sticticus* und *Ae. vexans* gelten in Deutschland als typische Plagearten. Vor allem *Ae. vexans* ist dafür bekannt, nach Überschwemmungsereignissen extrem hohe Populationen aufzubauen. Zudem hat diese Art relativ weite Aktionsradien (Verdonschot & Besse-Lototskaya, 2014) und gilt als vergleichsweise aggressiv und sticht bevorzugt Säugetiere (Molaei & Andreadis, 2006). Die Arten der Cluster 1 und 2 (Abb. 2) sind beide auf temporäre Gewässer spezialisiert. Sie legen ihre Eier in nasses Substrat in der Nähe des Gewässers ab, wo sie Jahre lang überdauern können (Day, 2016). Eine weitere Gemeinsamkeit dieser Artgemeinschaften bildet die Ernährungsweise. Beide leben überwiegend als Sammler von abgestorbenem organischem Material (Merritt, Dadd, & Walker, 1992). Die Arten in Cluster 3 und 4 (Abb. 2) unterscheiden sich von den Arten in Cluster 1 und 2 durch ihr Vorkommen in permanenten Gewässern, wo sie sich überwiegend filtrierend ernähren (Merritt et al., 1992). Darüber hinaus unterscheiden sie sich durch ihre Form der Eiablage und Entwicklung. Sie legen entweder einzelne Eier im Fluge über dem Gewässer ab (z. B. *An. maculipennis* s.l.) oder deponieren

größere Eigeleges auf Wasseroberflächen (z. B. Gattung *Culex*, *Cs. annulata*) und ihre Erstlarven schlüpfen daraus noch im selben Jahr (Day, 2016).

Die Wasserführung zeigte den größten erklärenden Anteil, gefolgt von der Saison, der Landnutzungskategorie, der Wasserfarbe und anschließend dem Deckungsgrad der terrestrischen Vegetation. Wasserführung steht mit der Art der Eiablage unmittelbar in Verbindung. In temporären Gewässern im Frühling kamen ausschließlich Taxa vor, die ihre Eier an Land ablegen (Schäfer & Lundstrom, 2001). In dieser Frühjahrsgemeinschaft (Abb. 2, Cluster 1) ist auch der Anteil an Sammlern (Merritt et al., 1992) auffallend hoch. Hingegen traten in permanenten Gewässern im Sommer besonders Arten auf, die ihre Eier auf dem Wasser ablegen und sich als Filtrierer (Merritt et al., 1992) ernährten. Die Analysen zeigten weiterhin, dass die Sammler von totem organischem Material verstärkt in kleinen, stark mit Laubstreu angereicherten Waldgewässern auftraten, welche oft eine huminstoffbraune Gewässerfarbe gekennzeichnete. Da die Temperatur und die Beschattung dieser Gewässer im Frühling relativ hoch sind, ist der Bewuchs durch höhere Pflanzen sowie das Algenwachstum im Vergleich zu Gewässern im Offenland gering. Da die an Laubstreu reichen Gewässer der Wälder allerdings oft bereits im Sommer ausgetrocknet sind, treten Sammler hier offenbar nur im Frühling auf. Das Vorkommen der filtrierenden Arten im Sommer und in offenen Gewässern könnte mit ihrer Ernährung von Plankton zusammenhängen. Bei hoher Sonneneinstrahlung im Offenland profitieren sie evtl. vom hohen Planktonwachstum.

Bei der Bewertung unserer Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass aufgrund geringer Niederschläge in den Sommermonaten die Anzahl wasserführender Gewässer im Verlauf der Untersuchungsjahre drastisch abnahm. Arten, die Überschwemmungsregime im Sommer benötigen (Abb. 2, Cluster 2), dürften in unsere Daten deshalb unterrepräsentiert sein. Weiterhin ist bei der Interpretation unserer Ergebnisse zu bedenken, dass durch Auswahl der untersuchten Gewässer und die gewählte Fangmethode (Larven-Dipper) nicht alle Arten der heimischen Fauna zu erwarten wären. Die typischen „Baumhöhlenbrüter“ *Anopheles plumbeus* und *Aedes geniculatus* wurden in dieser Studie nicht berücksichtigt (Becker et al., 2010) und die an Wasserpflanzen bohrenden Larven von *Coquillettia richiardii* wurden ebenfalls nicht erfasst.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Auf Basis unseren Daten ließen sich vier Artengemeinschaften unterscheiden, von denen sich drei in Bezug auf die Parameter Wasserführung, Saison, Landnutzung und Wasserfarbe unterschieden. Diese Angaben liefern somit eine einfache Grundlage, um naturnahe Bruthabitate zu charakterisieren.

Danksagung

Die Untersuchung wurde maßgeblich im Rahmen einer Bachelorarbeit (Daniel Döding) durchgeführt. Die Studie war Teil des Forschungsprojektes CuliFo, finanziell gefördert durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (Förderkennzeichen: 2819105215).

Literatur

- Becker, N., Petrić, D., Zgomba, M., Boase, C., Madon, M., Dahl, C. and Kaiser, A. (2010): Mosquitoes and their control. 2. Aufl., Springer, Berlin: 577 S.
- BMU (2010): Handbuch der Ramsar-Konvention - Ein Leitfaden zum Übereinkommen über Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung. 4, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) Referat N I 5 - Spezifische internationale Naturschutz-Konventionen, Bonn: 116 S.

- Brugman, V. A., Hernández-Triana, L. M., England, M. E., Medlock, J. M., Mertens, P. P. C., Logan, J. G., Wilson, A. J., Fooks, A. R., Johnson, N., Carpenter, S. (2017): Blood-feeding patterns of native mosquitoes and insights into their potential role as pathogen vectors in the Thames estuary region of the United Kingdom. *Parasites and Vectors* 10: 1-12.
- Davidson, N. C. (2014): How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *J Marine Freshwater Research* 65: 934-941.
- Day, J. F. (2016): Mosquito Oviposition Behavior and Vector Control. *Insects* 7: 1-22.
- Haider, N., Cuellar, A. C., Kjær, L. J., Sørensen, J. H. & Bødker, R. (2018): Microclimatic temperatures at Danish cattle farms, 2000-2016: quantifying the temporal and spatial variation in the transmission potential of Schmallenberg virus. *Parasites & Vectors* 11: 1-14.
- Kampen, H., Schuhbauer, A. & Walther, D. (2017): Emerging mosquito species in Germany—a synopsis after 6 years of mosquito monitoring (2011-2016). *Parasitology research* 116: 3253-3263.
- Keddy, P. A., Fraser, L. H., Solomeshch, A. I., Junk, W. J., Campbell, D. R., Arroyo, M. T. & Alho, C. J. (2009): Wet and wonderful: the world's largest wetlands are conservation priorities. *BioScience* 59: 39-51.
- Kuhlish, C., Kampen, H. & Walther, D. (2018): Rediscovery of *Culex* (*Neoculex*) *martinii* Medschid, 1930 (Diptera, Culicidae) in Germany. *Parasitology Research* 117: 3351 - 3354.
- Lechthaler, W. (2005): Culicidae - Key to Larvae, Pupae and Males from Central and Western Europe. Vienna: CD-Edition.
- Londo, G. (1976): The decimal scale for releves of permanent quadrats. *Vegetatio* 33: 61-64.
- Lühken, R., Jöst, H., Cadar, D., Thomas, S. M., Bosch, S., Tannich, E., Becker, N., Ziegler, U., Lachmann, L., Schmidt-Chanasit, J. (2017): Distribution of Usutu Virus in Germany and Its Effect on Breeding Bird Populations. *Emerging Infectious Diseases* 23: 1994-2001.
- Merritt, R. W., Dadd, R. H. & Walker, E. D. (1992): Feeding-behavior, natural food, and nutritional relationships of larval mosquitos. *Annual Review of Entomology* 37: 349-376.
- Molaei, G. and Andreadis, T. G. (2006): Identification of Avian- and Mammalian-Derived Bloodmeals in *Aedes vexans* and *Culiseta melanura* (Diptera: Culicidae) and Its Implication for West Nile Virus Transmission in Connecticut, U.S.A. *Journal of Medical Entomology* 43: 1088-1093.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, Wagner, H. (2018): vegan: Community Ecology Package. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pott, R. (2007): Spezielle Geobotanik : Pflanze - Klima - Boden. 1. Aufl., Springer, Berlin, Heidelberg: 344 S.
- R Development Core Team. (2018): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>
- RKI, FLI & BNI (2019): Erste durch Mücken übertragene West-Nil-Virus-Erkrankung beim Menschen in Deutschland - Gemeinsame Pressemitteilung des Friedrich-Loeffler-Instituts, des Bernhard-Nocht-Instituts und des Robert Koch-Instituts. Friedrich-Loeffler-Institut, Bernhard-Nocht-Institut & Robert Koch-Institut URL: https://www.rki.de/DE/Content/Service/Presse/Pressemitteilungen/2019/09_2019.html (Abgerufen 18.12.2019)
- Schäfer, M. & Lundstrom, J. O. (2001): Comparison of mosquito (Diptera: Culicidae) fauna characteristics of forested wetlands in Sweden. *Annals of the Entomological Society of America* 94: 576-582.
- Semenza, J. C. & Suk, J. E. (2017): Vector-borne diseases and climate change: a European perspective. *FEMS Microbiology Letters*: 1-9.
- Verdonschot, P. F. M. & Besse-Lototskaya, A. A. (2014): Flight distance of mosquitoes (Culicidae): A metadata analysis to support the management of barrier zones around rewetted and newly constructed wetlands. *Limnologia* 45: 69-79.
- Versteirt, V., Boyer, S., Damiens, D., De Clercq, E. M., Dekoninck, W., Ducheyne, E., Grootaert, P., Garros, C., Hance, T., Hendricks, G., Coosemans, M., Van Bortel, W. (2013): Nationwide inventory of mosquito biodiversity (Diptera: Culicidae) in Belgium, Europe. *Bulletin of Entomological Research* 103: 193-203.
- Vogels, C. B. F., Göertz, G. P., Pijlman, G. P. & Koenraadt, C. J. M. (2017): Vector competence of European mosquitoes for West Nile virus. *Emerging Microbes & Infections* 6: 1-13.
- Williams, D. D. (2006): The biology of temporary waters: Oxford University Press, Oxford. 352 S.
- Zittra, C., Vitecek, S., Obwallner, A. G., Rossiter, H., Eigner, B., Zechmeister, T., Waringer, J., Fuehrer, H.-P. (2017): Landscape structure affects distribution of potential disease vectors (Diptera: Culicidae). *Parasites and Vectors* 10: 1 - 13.

Charakterisierung der mikrobiellen Gemeinschaft des Rheins auf unterschiedlichen anthropogenen Abfallmaterialien (Kunststoffe, Glas) im Vergleich zu Naturmaterial

Sonja Ehlers¹; David Wolff²; Nicole Brennholt²; Friederike Stock²; Christian Kochleus²; Jochen Koop²; Arne Wick²; Georg Reifferscheid²

¹ Universität Koblenz-Landau; BfG; ² Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

Plastik stellt einen großen Teil des anthropogenen Abfalls dar, der weltweit in terrestrischen und aquatischen Lebensräumen zu finden ist. Da Plastik persistent ist und in der Umwelt akkumuliert, wird Plastikmüll als eine potentielle Bedrohung für verschiedene Organismengruppen betrachtet. Obwohl Mikroorganismen durch ihre Beteiligung an biogeochemischen Prozessen die Grundlage funktionierender Ökosysteme darstellen, gibt es derzeit wenige Untersuchungen zu Interaktionen zwischen Plastik und mikrobiellen Gemeinschaften. Bereits 2013 wurde der Begriff “Plastisphäre” geprägt, der für eine diverse mikrobielle Gemeinschaft auf Plastik steht. Diese unterscheidet sich vom umgebenden Oberflächenwasser und umfasst auch kohlenwasserstoffabbauende Bakterien und opportunistische Pathogene. Es scheint, dass die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft auf Plastik vom Polymertyp, von der Jahreszeit und vom geographischen Ort abhängig ist. Bisherige Studien zu Interaktionen zwischen Plastik und Mikroorganismen betrachten vor allem marine Habitate, während Fließgewässer kaum berücksichtigt werden. In unserer Studie wurde untersucht, wie sich die mikrobielle Gemeinschaft auf Plastik (PP, PET, PVC, Silikon) im Rhein, einem der verkehrsreichsten Fließgewässer weltweit, von der auf natürlichem Material (Holz) bzw. auf einem anderen künstlichen Material (Glas) unterscheidet. Die untersuchten Polymere werden im Alltag oft verwendet (z. B. in Form von PET-Flaschen und Verpackungen) und gelangen zusammen mit anderem anthropogenem Abfall (wie Flaschenglas) durch unsachgemäße Entsorgung in die Umwelt. Alle Materialien (n = 3 für PP, PET und PVC; n = 2 für Silikon und Holz) wurden für je zwei Monate (im Winter und Frühjahr) in den Rhein ausgebracht. Zur Charakterisierung der mikrobiellen Gemeinschaft wurde anschließend das genetische Material von den Trägermaterialien (Plastik, Holz, Glas) isoliert. Mithilfe der 16S Primer 27F und 534R wurden die hypervariablen Regionen V1 bis V3 des bakteriellen 16S rRNA Gens mittels PCR amplifiziert und aufgereinigt, bevor mittels Next Generation Sequencing ein Microbiome Profiling erfolgte. Die Zusammensetzung der Biofilme wurde verglichen, um Unterschiede hinsichtlich ihrer bakteriellen Gemeinschaft zu untersuchen und um Unterschiede in Bezug auf die verschiedenen Kunststoffmaterialien (auch im Vergleich mit Holz und Glas) zu erfassen. Da für jedes Material im Winter und im Frühjahr jeweils mehrere Replikate ausgebracht wurden, war ein Vergleich der unterschiedlichen Materialien auch über verschiedene Jahreszeiten möglich. Die Analysen zeigten, dass im Winter auf allen Materialien eine höhere Diversität unterschiedlicher Bakteriengattungen zu finden war als im Frühjahr und dass *Sphingorhabdus planktonica* im Frühjahr dominierte. Eine Ausnahme war das ausgebrachte PP, auf dem im Frühjahr die Gattung *Pseudomonas* dominierte, zu der auch opportunistische Pathogene gehören. Es ist bereits bekannt, dass *Pseudomonas* PP zersetzen kann.

Erster Nachweis von Mikroplastik in Süßwasserinvertebraten in Westafrika (Nigeria)

Sonja Ehlers¹; Emmanuel Akindele²; Jochen Koop³

¹ Universität Koblenz-Landau; BfG; ² Obafemi Awolowo Universität; ³ Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

Ein Großteil des Plastikabfalls im Meer stammt aus Flüssen und besonders in Ländern mit einer unzureichenden Abfallentsorgung und fehlendem Recycling nimmt die Plastikverschmutzung immer weiter zu. Trotzdem haben bisher nur wenige Studien die Mikroplastikverschmutzung in Süßwasserökosystemen in afrikanischen Ländern untersucht. In der vorliegenden Studie wird der erste Nachweis von Mikroplastik (Plastikpartikel < 5 mm) in Westafrika (Nigeria) erbracht. Nigeria ist das afrikanische Land mit der größten Bevölkerungszahl und starkem Bevölkerungswachstum, zwei Faktoren, die oft mit zunehmendem Plastikgebrauch und einer steigenden Menge von Plastikabfall einhergehen. Vor diesem Hintergrund haben wir die Mikroplastikkonzentration in zwei afrikanischen aquatischen Weidegängern, den Süßwasserschnecken *Lanistes varicus* und *Melanoides tuberculata*, aus dem Osun Flusssystem (Nigeria) untersucht, um abzuschätzen inwieweit aquatische Invertebraten bereits von Mikroplastik betroffen sind. Während in *L. varicus* sowohl Mikroplastikfasern als auch Mikroplastikfilme gefunden wurden, konnten wir in *M. tuberculata* nur Fasern nachweisen. Polymeranalysen mit dem Fourier-Transformations-Infrarot Mikroskop (μ FTIR) zeigten, dass die Filme in den afrikanischen Schnecken aus Polyethylen bestanden. Diese wiesen eine große Ähnlichkeit mit schwarzen Polyethylen-Tüten auf, die sich in großen Mengen an den Osun Flussufern ablagern. Diese Tüten werden täglich in großen Stückzahlen in Nigeria verwendet und gelangen durch unsachgemäße Abfallentsorgung in die Umwelt. Außerdem untersuchten wir zum Vergleich die Mikroplastikbelastung in der europäischen Schneckenart *Theodoxus fluviatilis* aus dem Rhein (Deutschland). Trotz der in Deutschland wirkenden Abfallwirtschaft fanden wir in *T. fluviatilis* Nylon und Polypropylenfasern. Sowohl im Osun Flusssystem als auch im Rhein waren Fasern die dominante Mikroplastikform in den Tieren. Die Mikroplastikkonzentration pro Individuum war in den afrikanischen Schneckenarten höher als in der europäischen *T. fluviatilis*. Von den Schnecken aufgenommenes Mikroplastik kann sich in der Nahrungskette anreichern und an höhere trophische Ebenen weitergegeben werden. Gelangt es in Fische, so kann das Mikroplastik nach dem Fischverzehr auch im Menschen ankommen. In anderen afrikanischen Ländern (wie Kenia, Uganda und Tunesien) ist bereits der Gebrauch von Papiertüten als Alternative zu Polyethylen-Tüten eingeführt worden. Solche Maßnahmen fehlen jedoch in Nigeria und die vorliegende Studie verdeutlicht die Notwendigkeit, Maßnahmen gegen steigende Plastikverschmutzung in Nigeria zu entwickeln.

Effects of microplastic ingestion on gut passage of blackfly larvae

Nadine Feldmeyer; Melanie Nadine Wendel; Ellen Kiel

Carl von Ossietzky University Oldenburg

Microplastics are a pollutant of rising concern. While most research activities have been concentrated on marine systems so far, freshwater habitats increasingly come into research focus. Especially streams are subjected to a variety of plastic input sources. Microplastic ingestion is known to have a range of negative effects on aquatic animals. While it is known to accumulate in higher trophic levels through trophic transfer, the main entrance of microplastic in freshwater food webs supposedly happens at low trophic levels. In particular, non-selective benthic filter feeders such as blackfly larvae (Diptera: Simuliidae) could be susceptible to microplastic ingestion. This study aims to analyze the effect of microplastic particles on the gut passage of Simuliidae larvae over time in comparison to organic food.

Our study was conducted in four artificial running water systems (RWS), each consisting of 10 separate units. In a first step, two RWS (20 artificial units) were equipped with 50 blackfly larvae (5th-7th instar) per unit. One of these RWS was treated with red coloured polyvinyl chloride (PVC) particles ($< 200 \mu\text{m}$, with biofilm) and one with ground rabbit food pellets (Vitakraft®), simulating a standardized organic nutrition. During a feeding phase (5 hours), the larvae fed on microplastic (RWS-MP) and organic food respectively (RWS-OF). Afterwards, 30 larvae from eight units of both treatments were transferred to two other RWS (RWS-TW1-2). These RWS were filled with tap water only, in order to starve larvae for 15 hours. Larvae in the two remaining units remained untouched to serve as controls (RWS-CO). During both feeding and starving phase, five larvae were removed from each unit every 2-3 hours and preserved in 70 % ethanol. Subsequently, the larvae were macerated with 13 % KOH and mounted on microscope slides. The gut was analyzed under a microscope, differentiating seven categories according to the proportion of the gut filled with microplastic, rabbit food or original gut content from the river.

In our treatments, blackfly larvae ingested high amounts of microplastic. If compared to nutrition with organic material (rabbit food) the microplastic excretion was significantly retarded: The organic material had been digested within two hours of starving (RWS-OF-treatment). Contrary, even after more than 12 hours, plastic particles could be identified in all larvae originating from the microplastic treatment (RWS-MP). Moreover, in most of these larvae $>50 \%$ of gut length was filled with microplastic. Our microscopic analysis revealed that microplastic, especially large and long particles seem to obstruct the gut. Thus, microplastic seems to prevent further gut passage and negatively affects the digestion, consequently resulting in starvation and reduced fitness of the larvae. The prolonged stay of the microplastic particles in the gut could also facilitate trophic transfer through food chains.

Charakterisierung des Nahrungsspektrums von *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum* im Emschersystem

Charlotte Frie; Lea Heberle; Armin Lorenz; Florian Leese; Martina Weiss

Universität Duisburg-Essen

Große Teile des Emscherflusssystems waren lange Zeit ein in Betonschalen kanalisiertes, offenes Abwassersystem. Dieses wird nun im Kontext des Emscherumbaus wieder naturnah umgestaltet. Ein Vorteil hierbei ist, dass einige Oberläufe naturnah verblieben sind und Reliktpopulationen dort überleben konnten. Von dort, sowie aus Nachbareinzugsgebieten, werden nun die renaturierten Gewässer wiederbesiedelt. Generell gilt bei der Wiederbesiedlung nach Renaturierungen, dass diese nicht immer so schnell stattfindet wie erwartet oder sich einzelne Arten garnicht ansiedeln. Um die Ursachen für Renaturierungserfolge und -misserfolge besser verstehen und damit vorhersagen zu können, ist ein besseres Verständnis von Rekolonialisierungsprozessen notwendig. Hierzu müssen die Ausbreitungsfähigkeit einerseits (Populationsgenetik), aber auch biotische Interaktionen andererseits betrachtet werden. Ein Grund für die fehlende Etablierung kann die fehlende Verfügbarkeit von adäquaten Nahrungsressourcen sein. Entsprechend wichtig ist die Analyse aquatischer Nahrungsnetzwerke um biotische Interaktionen besser zu verstehen.

In dieser Studie soll durch Mageninhaltanalysen zweier Schlüsselarten mit Hilfe von DNA-Metabarcoding das Nahrungsspektrum in natürlichen und renaturierten Gewässern analysiert werden. Metabarcoding ist eine genetische Methode, welche die Identifikation von vielen verschiedenen Arten in einer Umweltmischprobe (z. B. auch Mageninhalte) gleichzeitig ermöglicht. Hierzu wird DNA aus gepoolten Proben extrahiert und zusammen prozessiert, so dass am Ende die Artzusammensetzung der Probe bestimmt werden kann. Als Zielarten wurden die beiden Bachflohkrebsarten *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum* gewählt, die als Omnivore ein sehr breites Nahrungsspektrum besitzen und im Magen sowohl bakterielle, als auch pilzliche, pflanzliche und tierische DNA erwarten lassen. Für die Studie wurden insgesamt 31 Standorte im Berne- und Boye-System (beides Zuflüsse der Emscher) beprobt. Bei den Probestellen handelt es sich sowohl um naturnahe als auch renaturierte Gewässer. Nach der morphologischen Bestimmung der Tiere, wurden fünf Individuen pro Art und Standort ausgewählt, für die zunächst einzeln DNA extrahiert und dann das COI Barcoding-Gen sequenziert wurde. Dadurch kann die morphologische Bestimmung überprüft und gleichzeitig kryptische Arten ausgeschlossen werden. Als nächstes wurde der Magen herauspräpariert und der Mageninhalt der fünf Individuen der jeweiligen Art pro Standort gepoolt und daraus die DNA extrahiert. Aus den gepoolten Proben wurde dann mittels Metabarcoding das Nahrungsspektrum beider Arten bestimmt um Rückschlüsse auf die Nahrungsnetzwerke an den jeweiligen Standorten ziehen zu können. Durch die Auswahl der Probestellen können außerdem das Nahrungsspektrum an naturnahen, länger renaturierten und kürzlich renaturierten Standorten beschrieben und verglichen werden. Der Status Quo des laufenden Projekts wird auf dem Poster vorgestellt.

Mikroplastik im Kot von Vögeln in den Rieselfeldern von Münster

Sam Lucy Behle¹; Friederike Gabel²

¹ Westfälische Wilhelms-Universität Münster - ILÖK; ² Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Plastikmüll in der Umwelt stellt ein großes Problem dar. In fast allen untersuchten marinen Vogelarten konnten große Plastikstücke in den Vogelmägen nachgewiesen werden. Ob auch andere Vögel und ob auch Mikroplastik aufgenommen wird, ist bisher kaum bekannt. Da sich aber an diesen kleinen Partikeln Schadstoffe anlagern können, ist dies wichtig zu wissen. Oft gelangen Mikroplastikteilchen und -fasern durch Kläranlagen in die Gewässer, da diese nicht in der Lage sind sie vollständig heraus zu filtern.

Im Norden Münsters liegt das ehemalige Rieselfeld- und heutige Vogelschutzgebiet "Rieselfelder Münster". Die Bewässerung der unterschiedlichen Flächen erfolgt mit dem bereinigten Abwasser der nahe gelegenen Kläranlage der Stadt Münster. Die großen Stauflächen der Rieselfelder werden von ziehenden aber auch überwinternden Vogelarten als Rast-, Futter- oder Nistplatz genutzt. Deshalb sollte untersucht werden, inwiefern ein möglicher Eintrag von Mikroplastik die Vögel in diesem Vogelschutzgebiet betrifft. Des Weiteren kam die Frage auf, inwiefern das Mikroplastik gegebenenfalls schon bei den zu schützenden Arten angekommen ist und wie man dieses nachweist ohne die Tiere zu stören. Dazu haben wir Kotproben in den Rieselfeldern gesammelt, diese im Labor filtriert, optisch ausgezählt und potentiell Mikroplastik mittels FTIR-Analyse identifiziert. Die Ergebnisse zeigen, dass im Vogelkot Mikroplastik in Form von PE nachgewiesen werden konnte. Damit konnte gezeigt werden, dass auch Vögel des Binnenlandes Mikroplastikpartikel aufnehmen.

Checklisten und Rote Listen der Süßwasseralgen Deutschlands

*Antje Gutowski¹, Julia Foerster², Johanna Knappe³, Karl-Heinz Linne von Berg⁴,
Gabriele Hofmann⁵, Horst Lange-Bertalot⁶, Marcus Werum⁷, Rolf Klee⁸, Claudia König⁹,
Ditmar Metzeltin¹⁰, Erwin Reichardt¹¹, Wolf-Henning Kusber¹²*

¹AlgaLab.de, Hohenkampsweg 25, 28355 Bremen, info@algalab.de, ²Salzkottener Str. 72, 59558 Lippstadt, JuliaFoerster_PoD@web.de, ³Weinbergstr. 12, 35043 Marburg, knappe@staff.uni-marburg.de, ⁴Universität zu Köln, Biozentrum, Botanisches Institut, Zülpicher Str. 47b, 50674 Köln, linnevonberg@uni-koeln.de, ⁵Hirtenstr. 19, 61479 Glashütten, gm.hofmann@t-online.de, ⁶Silberweg 3, 61350 Bad-Homburg, lange-bertalot@web.de, ⁷Karl-Bieber-Höhe 23, 60437 Frankfurt am Main, werum@aglh.de, ⁸Regener Str. 32, 94249 Bodenmais, rolf@klee-blatt.eu, ⁹Veilchenweg 16, 82362 Weilheim, claudia@koenig-wm.de, ¹⁰Am Stegskreuz 3b, 65719 Hofheim, dmetzeltin@t-online.de, ¹¹Bubenheim 136, 91757 Treuchtlingen, erwin.reichardt@freenet.de, ¹²Freie Universität Berlin, Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin, Königin-Luise-Str. 6-8, 14195 Berlin, w.h.kusber@bgbm.org

Keywords: Algen, Rote Liste, Gefährdung, Naturschutz

Einleitung

Algen erregen meist erst Interesse, wenn sie Massenentwicklungen ausbilden oder durch Bildung von Toxinen eine gesundheitliche Gefährdung darstellen. Sie sind aber wichtige Bestandteile der Vegetation und haben wesentlichen Anteil an der Primärproduktion. Durch eine Vielzahl von Spezialisten sind sie an allen Ökosystemfunktionen beteiligt. Der Schutz ihrer Biodiversität ist daher eine Voraussetzung für ökologische Anpassungs- und evolutionäre Entwicklungsmöglichkeiten unserer Organismenwelt in der Zukunft. Ein Instrument zur Registrierung und zum Schutz der Biodiversität sind Rote Listen. 1996 erschienen erstmals Rote Listen für einige Gruppen der Algen, unter Einbeziehung von Mikroalgen, herausgegeben durch das Bundesamt für Naturschutz (Ludwig & Schnittler 1996). 2018 konnte eine zwischenzeitlich mehrfach überarbeitete Neuauflage erscheinen (Metzing et al. 2018a). Darin findet sich eine allgemeine Einführung zu den Algen und eine Übersicht der unterschiedlichen Gruppen sowie Begründungen und Darstellungen zu Schutz, Registrierung und Bewertung ihrer Biodiversität (Gutowski 2018). In Metzing et al. (2018a) werden fünf Algengruppen behandelt. Dies sind die limnischen Rot- und Braunalgen (Foerster et al. 2018), die Schlauchalgen (Linne von Berg 2018), die Kieselalgen (Hofmann et al. 2018) und die Zieralgen (Kusber & Gutowski 2018). Die Rote Liste der Armleuchteralgen wurden bereits vorab in anderem Rahmen mit abweichender Methodik publiziert (Korsch et al. 2013) und der Vergleich dieser Liste der am stärksten gefährdeten Algengruppe mit der früheren Roten Liste (Schmidt et al. 1996) ist in Becker (2016) ausführlich diskutiert.

Die aktuellen Roten Listen geben Informationen über die Häufigkeit der Arten, die lang- und kurzzeitige Veränderungen ihres Vorkommens und Vergleiche mit ihrem Status in den Roten Listen von 1996.

Datenerhebung

Eine Grundlage lieferten die verschiedenen Roten Listen für Süßwasseralgen von 1996 (Gutowski & Mollenhauer 1996, Knappe et al. 1996, Lange-Bertalot 1996, Mollenhauer 1996). Alle Taxa der genannten Listen wurden anhand der aktuellen Monographien und Datenbanken überprüft. Dabei wurde geprüft, ob die Taxa angesichts neuerer Forschungsergebnisse akzeptiert werden können. Alle Taxa, die heute neu bewertet werden, wurden in Anhängen zu den aktuellen Listen kommentiert oder synonymisiert. Einige wenige Fehler der alten Listen konnten korrigiert werden. Taxa, die für Deutschland neu beschrieben oder neu nachgewiesen werden konnten (z. B. im Rahmen des Monitorings für die WRRL oder bei intensiven Sammelkampagnen wie für die Zieralgen Sachsens, siehe Paul et al. 2017), wurden in die Listen aufgenommen.

Die Methodik der Gefährdungsanalyse (Ludwig et al. 2009), die Kriterien wie Häufigkeit, langfristiger Trend, kurzfristiger Trend, Risikofaktoren sowie Änderungen der Einstufung gegenüber den Vorgängerlisten einzeln ausgewiesen, wurde für alle Taxa der neuen Checklisten und Roten Listen angewendet. So konnte eine größere Transparenz der Daten erreicht werden. Zusätzlich wurde für Kieselalgen das Vorkommen hinsichtlich Trophie und/oder Salinität berücksichtigt.

Ergebnisse

Tabelle 1 zeigt einen tabellarischen Vergleich der Checklisten und Roten Listen für die Bundesrepublik Deutschland von 2018 und 1996. Bei drei Listen ist die Anzahl der für Deutschland angegebenen Taxa in den Listen von 2018 gegenüber 1996 angestiegen: Kieselalgen (+46,3%), Zieralgen (+21,3%) und Schlauchalgen (+32,3%). Für limnische Rot- und Braunalgen verringerte sich die Taxazahl um 10,5%. Für Kieselalgen erhöhte sich der Anteil der Rote-Liste-Taxa, während sich dieser Anteil für Zierlagen, Rot- und Braunalgen und Schlauchalgen verringerte, nur für letztere dramatisch. Im Folgenden sollen die Gründe für die Veränderungen diskutiert werden.

Tab. 1: Bewertete, gefährdete und ungefährdete Taxa limnischer Algen in Deutschland im Vergleich.

	Bewertete Taxa Anzahl	Gefährdete Taxa Anzahl (%)	Ungefährdete Taxa Anzahl (%)	Referenz
Kieselalgen	2103	888 (42,2)	1215 (57,8)	Hofmann et al. (2018)
	1437	535 (37,3)	902 (62,7)	Lange-Bertalot (1996)
Zieralgen	968	527 (54,4)	441 (45,6)	Kusber & Gutowski (2018)
	798	501 (62,8)	297 (37,2)	Gutowski & Mollenhauer (1996)
Rot- und Braunalgen	34	18 (52,9)	16 (47,1)	Foerster et al. (2018)
	38	22 (57,9)	16 (42,1)	Knappe et al. (1996)
Schlauchalgen	45	6 (13,3)	39 (86,7)	Linne von Berg (2018)
	34	16 (47,1)	18 (52,9)	Mollenhauer (1996)

Die Bewertungen aller einzelnen Taxa der aktuellen Listen sind online über die Artensuchmaschine des Rote-Liste-Zentrums abrufbar (<https://www.rote-liste-zentrum.de/>).

Diskussion

Im Gelände können Schlauchalgen sowie Rot- und Braunalgen mit dem bloßen Auge gefunden aber nicht identifiziert werden. Für diese Algengruppen gibt es seit den Listen von 1996 einen deutlichen Kenntniszuwachs hinsichtlich Vorkommen und Häufigkeiten. Allerdings gibt es erhebliche Unterschiede bei der Datenerfassung. Bei den Schlauchalgen konnte durch einen neuen Bearbeiter auf jüngere unpublizierte Daten zurückgegriffen werden. Gezielte Suchen in verschiedenen Bundesländern mit Ankultivierung und Auswertung der relevanten Fortpflanzungsstadien konnten mehr Fundpunkte und dort mehr Taxa, darunter auch Neufunde für Deutschland, in die Bewertung einfließen. Da die meisten gefundenen Arten eher als kosmopolitisch und verbreitet angesehen werden (Linne von Berg 2018) ergibt sich heute ein Bild, dass prozentual weniger Taxa gefährdet sind, als bei noch Mollenhauer (1996) angenommen.

Im Gegensatz zu den Schlauchalgen hat sich die gute Eignung der limnischen Rot- und Braunalgen als Bioindikatoren bestätigt. Durch die Auswertung von mehr als 7000 Probennahmen aus Fließgewässern im Rahmen des Monitorings nach der Wasserrahmenrichtlinie konnten die Häufigkeitsklassen in vielen Fällen objektiver gefasst werden (Foerster et al. 2018). Durch die Kenntnis von Proben und Daten aus ca. 750 verschiedenen Bächen (häufig Fließgewässer-Oberläufe) mehrerer Bundesländer konnten wertvolle Erkenntnisse für die Einstufung anspruchsvollerer Taxa gewonnen werden (vergleiche auch Knappe & Huth 2014). Dadurch ging der Anteil der Rote-Liste-Taxa (siehe Tabelle 1) leicht auf 52,9% zurück, dennoch ist dieser Anteil, im Vergleich zu höheren Pflanzen (38,3% in Metzing et al. 2018b) sehr hoch.

Zieralgen und Diatomeen können, wie fast alle Algengruppen, ausschließlich mit guter mikroskopischer Ausrüstung identifiziert werden. Nur bei lokalen Massenentwicklungen im Gelände als Gewässerfärbung, als goldgelb-bräunliche Beläge auf submersen Oberflächen (Sand, Holz, Steine) oder als grüne Belege in Moorgewässern oder auf feuchtem Schlamm, kann das Vorkommen von Mikroalgen erkannt werden.

Im Vergleich mit den Roten Listen von Gutowski & Mollenhauer (1996) werden Zieralgen mit deutlich mehr Taxa gelistet, wobei die größere Zahl der Einträge auf jetzt erst zugängliche oder neuerlich ausgewertete Altdaten zurückgeht sowie auf Neufunde für Deutschland die zum großen Teil im Rahmen von gezielten Nachuntersuchungen im Land Sachsen erhoben wurden (Paul et al. 2017). Taxonomische Änderungen der Listen sind nach Erscheinen der Neubearbeitung der Zieralgen der Süßwasserflora Mitteleuropas zu erwarten, die eine morphologische Variabilitätsabschätzung einzelner Arten nach Kulturversuchen und Einbeziehung molekularer Befunde enthalten wird. Nur für wenige eher ungefährdete Arten ist die Datenlage im Rahmen des Gewässermonitorings erheblich verbessert worden (Kusber & Gutowski 2018). Der prozentuale Anteil von Rote-Liste-Taxa der Zieralgen ging auf 54,4% zurück, weil für die meisten Neueinträge die Datenlage ungenügend ist und daher eine mögliche Gefährdung nicht angenommen werden kann, bleibt aber auf einem vergleichsweise sehr hohen Niveau.

Zwischen der ersten und zweiten Taxaliste und Roten Liste der Diatomeen (Lange-Bertalot 1996, Hofmann et al. 2018) haben sich viele Gattungskonzepte geändert, von relativ wenigen Gattungen mit meist sehr hohen Taxazahlen zu vielen Gattungen mit einer jeweils geringeren Anzahl an Taxa wodurch ein umfangreicher Anmerkungsapparat mit Information zu Synonymie und Taxonkonzepten ergänzt werden musste (Hofmann et al. 2018). Gleichzeitig sind seit den 1990er Jahren in Deutschland, Europa und Weltweit sehr viele Taxa beschrieben worden, die sich in wenigen, häufig mikromorphologischen Details von bekannten Taxa unterscheiden. Alle bisher im Monitoring oder in Forschungsarbeiten bis April 2018 für Deutschland nachgewiesene Taxa wurden in die neue Liste

aufgenommen. Weil sich viele Neubeschreibungen auf nährstoffarme Gewässer und/oder Sonderstandorten wie Quellen beziehen, die nur von wenigen Standorten bekannt sind, stieg der Anteil der Taxa, die als Rote-Liste-Taxa eingestuft werden um knapp 5%. Die Beschreibung neuer Taxa geht auch nach Redaktionsschluss der aktuellen Liste (Hofmann et al. 2018) weiter, dabei werden einerseits Taxa neu beschrieben, ausschließlich nach morphologischen Merkmalen, wie z. B. *Caloneis submediocris* E.Reichardt, *Geissleria aerophila* E.Reichardt, *Gomphonema calciphilum* E.Reichardt, *Navicula vandevijveri* E.Reichardt und *Neidium dubiosum* E.Reichardt aus dem Gebiet um Treuchtlingen (Reichardt 2018). Andererseits ergeben sich (u.a. im Rahmen vom Projekt German Barcode of Life, GBOL2) durch Arbeiten mit Klonkulturen und einem integrierten Ansatz aus morphologischen (Lichtmikroskopie, Rasterelektronenmikroskopie) und molekularen Methoden neue Einsichten in die heimische Flora. Detaillierte morphologische Untersuchungen zeigten z. B., dass es sich bei der als *Gomphonema transsylvanica* identifizierten Alge, die sich seit Jahren in Deutschland ausbreitet (Hofmann et al. 2013) und die in die aktuelle Liste aufgenommen wurde, um die bisher der Wissenschaft unbekannte *Gomphonella tegelensis* (R.Jahn & N.Abarca) R.Jahn & N.Abarca handelt (Skibbe et al. 2018, Jahn et al. 2019). Weitere Arten und infraspezifische Taxa konnten aus heimischen Gewässern isoliert und morphologisch sowie molekular charakterisiert werden: u.a. *Gomphonema acuminatum* var. *cryptoacuminatum* N.Abarca & R.Jahn, *Gomphonema subclavatum* var. *pomeranicum* N.Abarca & R.Jahn und *Gomphonella coxiae* R.Jahn & N.Abarca (Abarca et al. 2020, Jahn et al. 2019) und müssten in die künftigen Listen aufgenommen werden.

Gefährdungsursachen wurden für die einzelnen Algengruppen unabhängig erhoben. Für die meisten Gruppen werden die Nährstoffbelastung von Gewässer- oder Feuchtstandorten genannt (Foerster et al. 2018, Hofmann et al. 2018, Kusber & Gutowski 2018) so sind oligotraphente Taxa in der Regel gefährdet, da deren Standorte kaum mehr vorkommen. Biotopverluste sind neben der erheblichen Veränderung von Gewässerstandorten ebenfalls wichtige Gefährdungsursachen. Der Biotopverlust bezieht sich auf den Verlust von Gewässern im Rahmen von Baumaßnahmen oder durch Entwässerung, z. B. bei Mooren (Hofmann et al. 2018, Kusber & Gutowski 2018). Meist sind es anthropogene Einwirkungen, die Biotope erheblich verändern. Besonders sind Kanalisierung und Stauhaltung fließender Gewässer zu nennen, die benthisch lebende Algen gefährden (Foerster et al. 2018, Hofmann et al. 2018). Der Rückgang von Binnenlandsalzstandorten als Gefährdungsursache wird für Schlauchalgen genannt (Linne von Berg 2018).

Aus den Gefährdungsursachen folgen wünschenswerte Schutzmaßnahmen, die hier nur verkürzend zusammengefasst werden können. Aus der Eutrophierung folgt die Forderung des Schutzes oligotropher, mesotropher und dystropher Fließ- und Standgewässer und ihrer Einzugsgebiete (Hofmann et al. 2018) und entsprechender Moorstandorte (Kusber & Gutowski 2018). Entsprechend sind alle Maßnahmen, die Nährstoffe aus Gewässern fernhalten begrüßenswert, wie die weitere Verbesserung der Reinigungsleistung von Kläranlagen, die Ausweisung von Gewässerschutzgebieten sowie eine Extensivierung der Landwirtschaft. Die Habitatansprüche verschiedener Arten und Artengruppen sind unterschiedlich; summarisch ist das strukturreiche Gewässernetz mit Altarmen, Überschwemmungsflächen, schnell- und langsamfließenden Gewässerabschnitten, ausreichend Substraten ein Garant für eine hohe Artendiversität.

Die Notwendigkeit, dass Renaturierungsmaßnahmen phykologisch begleitet sowie die Rote-Liste-Taxa derjenigen Gewässerstandorte überwacht werden müssen, die nicht durch das Monitoring nach EU-Wasserrahmenrichtlinie abgedeckt werden, wird durch alle Autoren geteilt.

Zusammenfassung und Ausblick

Die überarbeiteten Checklisten werden Teil einer Bundestaxaliste werden, die im Umweltbundesamt betreut wird. Die Roten Listen haben sich in den vergangenen Jahren als Werkzeug in der Naturschutzarbeit bewährt. Leider muss festgestellt werden, dass sich die Gefährdungssituation der Süßwasseralgen nicht grundsätzlich gebessert hat und dass unsere Kenntnis des Vorkommens dieser Algen meist nur dort besser geworden ist, wo Gewässermonitoring betrieben wird oder gezielte Nachforschungen ermöglicht werden konnten. Damit blieb die Kenntnis oligotropher, sehr seltener und azidophiler Hochmoorarten überwiegend auf einem unbefriedigenden Niveau.

Den Autorenteams, der aktuellen Listen ist bewusst, dass aktuelle Forschungen aber auch Funddaten in Zukunft Neubewertungen und Überprüfungen publizierter Daten erfordern. Dazu bitten die Erstautoren der aktuellen Listen um Mitteilungen, die der Verbesserung der Listen dienen können.

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*: 1-47.
- Becker, R. (2016): Gefährdung und Schutz von Characeen. – In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.): *Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands*. Berlin, Heidelberg (Springer Spektrum): 1-618.
- Foerster, J., Knappe, J., Gutowski, A. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der limnischen Braunalgen (Phaeophyceae) und Rotalgen (Rhodophyta) Deutschlands. – In: Metzinger, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen*. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (7): 535-564.
- Gutowski, A. (2018): Einführung zu den Roten Listen der Algen Deutschlands. – In: Metzinger, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen*. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (7): 493-532.
- Gutowski, A., Mollenhauer, D. (1996): Rote Liste der Zieralgen (Desmidiaceae) Deutschlands – In: Ludwig, G., Schnittler, M. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands*. Münster (Landwirtschaftsverlag): 679-708.
- Hofmann, G., Lange-Bertalot, H., Werum, M. (2013): *Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa*. Königstein (Koeltz Scientific Books): 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 Schlauchalgen (Xanthophyceae: Vaucheriaceae) Deutschlands*. – In: Metzinger, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen*. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (7): 601-708.
- Jahn, R., Kusber, W.-H., Skibbe, O., Zimmermann, J., Van, A.T., Buczkó, K., Abarca, N. (2019): *Gomphonella olivacea* (Bacillariophyceae) – a new phylogenetic position for a well-known taxon, its typification, new species and combinations. *Plant Ecology and Evolution* 152(2): 219-247.
- Knappe, J., Geissler, U., Gutowski, A., Friedrich, G. (1996): Rote Liste der limnischen Braunalgen (Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) Deutschlands. – In: Ludwig, G., Schnittler, M. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands*. Münster (Landwirtschaftsverlag): 609-623.
- Knappe, J., Huth, K. (2014): *Rotalgen des Süßwassers in Deutschland und angrenzenden Gebieten*. Stuttgart (J. Cramer): 1-142.
- Korsch, H., Doege, A., Raabe, U., van de Weyer, K. (2013): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. 3. Fassung. *Hausknechtia* 17 (Beiheft): 1-32.
- Kusber, W.-H., Gutowski, A. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Zieralgen (Desmidiaceae) Deutschlands. In: Metzinger, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen*. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (7): 711-778.

- Lange-Bertalot, H. (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. – In: Ludwig, G., Schnittler, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Münster (Landwirtschaftsverlag): 633-677.
- Linne von Berg, K.-H. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Schlauchalgen (Xanthophyceae: Vaucheriaceae) Deutschlands. – In: Metzing, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 567-598.
- Ludwig, G., Haupt, H., Gruttke, H., Binot-Hafke, M. (2009): Methodik der Gefährdungsanalyse. – In: Haupt, H., Ludwig, G., Gruttke, H., Binot-Hafke, M., Otto, C., Pauly, A. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1): 23-71.
- Ludwig, G., Schnittler, M. (Red.) (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Münster (Landwirtschaftsverlag): 1-744.
- Metzing, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.) (2018a): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 1-784.
- Metzing, D., Garve, E., Matzke-Hajek, G., Adler, J., Bleeker, W., Breunig, T., Caspari, S., Dunkel F.G., Fritsch, R., Gottschlich, G., Gregor, T., Hand, R., Hauck, M., Korsch, H., Meierott, L., Meyer, N., Renker, C., Romahn, K., Schulz, D., Täuber, T., Uhlemann, I., Welk, E., van de Weyer, K., Wörz, A., Zahlheimer, W., Zehm, A., Zimmermann, F. (2018b): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. – In: Metzing, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 13-358.
- Mollenhauer, D. (1996): Rote Liste der Schauchalgen (Vaucheriaceae) Deutschlands. – In: Ludwig, G. & Schnittler, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Münster (Landwirtschaftsverlag): 625-632.
- Paul, G., Šťastný, J., Doege, A. (2017): Rote Liste und Artenliste Sachsens. Zieralgen. Dresden (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie).
- Reichardt, E. (2018): Die Diatomeen im Gebiet der Stadt Treuchtlingen. Band 1 und 2. – München (Bayerische Botanische Gesellschaft).
- Schmidt, D., van de Weyer, K., Krause, W., Kies, L., Garniel, A., Geissler, U., Gutowski, A., Samietz, R., Schütz, W., Vahle, H.-C., Vöge, M., Wolff, P., Melzer, A. (1996): Rote Liste der limnischen Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. – In: Ludwig, G., Schnittler, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Münster (Landwirtschaftsverlag): 547-576.
- Skibbe, O., Zimmermann, J., Kusber, W.-H., Abarca, N., Buczkó, K., Jahn, R. (2018): *Gomphoneis tegelensis* sp. nov. (Bacillariophyceae): a morphological and molecular investigation based on selected single cells. Diatom Research 33(2): 251-262.

Water Management in Kathmandu, Nepal

Ute Hansen; Prajesh Ghimire; Yunduo Zhong

Hochschule Rhein Waal, Fakultät Kommunikation und Umwelt

Pollution of water resources is one of the major problems faced by many developing nations. This paper describes the current specifics of drinking water supply and waste water treatment in Kathmandu, Nepal, on the basis of data gained with a survey conducted in May 2018. The river investigated is Bagmati River in Nepal upstream and downstream of Kathmandu. In order to investigate effects of water management on the water quality, water samples were taken from three locations and tested for the chemical oxygen demand, coliform bacteria, mercury concentration and other characteristics. The results showed that the river water had good water quality in a less urbanized area where households were not connected to sewage lines. In this region the survey revealed a high percentage of houses equipped with septic tanks. The water quality degraded as it passed through more urbanized parts of the city with less septic tanks and was very bad downstream of the city. It was concluded that poor waste water management and lack of regulations to implement proper waste water treatment was the major cause of this problem. Both, water quality and quantity of Bagmati River water were affected by water management. The direct use of river water distracted upstream of Kathmandu for tap water supply led to relatively low flow rates during dry seasons in the past, but this problem is solved as other water resources are explored. The survey revealed that tap water quality and quantity was not sufficient as most of the households used purification devices for the production of drinking water and bought additional water distributed by tankers. The study shows that in Kathmandu drinking water production and waste water treatment is to a high degree under the responsibility of the private sector.

Adaptation verschiedener Populationen der Art *Echinogammarus berilloni* (Crustacea: Amphipoda) an unterschiedliche Temperaturbereiche

Verena Haupt¹, Alexander Schmidt-Drewello¹, Bettina Zeis², Elisabeth I. Meyer¹

1) Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität (IEB), Hüfferstrasse 1, 48149 Münster, v_haup03@uni-muenster.de

2) Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Zoophysiology (IZP), Schlossplatz 8, 48143 Münster

Keywords: Amphipoda, Invasive Art, Temperaturtoleranz, Sauerstoffverbrauch, Bewegungsaktivität

Einleitung

Die Einführung und Verbreitung von invasiven Arten in Länder wie Deutschland beruht auf geografischen und klimatischen Faktoren und überwiegend wird diese Verbreitung durch den Menschen begünstigt. Der Igelflohkrebs *Echinogammarus berilloni* ist eine solche Art, die ursprünglich aus warmen Regionen der atlantischen Westküste Spaniens und den Pyrenäen in Südfrankreich stammt. Diese Art breitet sich seit ungefähr 95 Jahren zunehmend in Nordrhein-Westfalen (Deutschland) aus (Pinkster, 1973). Dort kommt *E. berilloni* mit den einheimischen Arten *Gammarus pulex*, *Gammarus roeseli* und *Gammarus fossarum* sympatrisch vor. Verbreitungslimitierender Faktor kann nicht nur die Konkurrenz sein, sondern auch physikalische Faktoren wie die Temperatur. Diese steigt durch den Klimawandel kontinuierlich an (Verberk et al., 2014). Als poikilothermes Tier passt *E. berilloni* seine Körpertemperatur passiv an die Umgebungstemperatur an und ist demnach von starken Temperaturschwankungen in seiner Umgebung abhängig (Hazel & Prosser, 1974).

In dieser Studie wurde untersucht inwiefern eine Anpassung an bestimmte Temperaturen besteht. Zu diesem Zweck wurden Individuen aus Populationen verschiedener Standorte (Mittellauf der Wurm und Ober- sowie Unterlauf der Alme) entnommen und im Hinblick auf ihre Temperaturtoleranz untersucht. Die Individuen der Populationen sind genetisch unterschiedlich, daher eignen sie sich besonders für diese Untersuchung. Im Rahmen der Studie wurden folgende Hypothesen überprüft:

- a) Unterschiedlich lokal adaptierte Individuen einer Population von *Echinogammarus berilloni* unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Temperaturtoleranz.
- b) An warme Gewässer angepasste Individuen besitzen eine größere Temperaturtoleranz gegenüber warmen Temperaturen als kalt adaptierte Individuen.
- c) Die Arbeit gliederte sich in drei Bereiche: 1) Erfassung der Bewegungsaktivität mittels Kameratracking in einem bestimmten Temperaturbereich, 2) Messung des Sauerstoffverbrauchs mithilfe eines Respirometers in den jeweiligen Temperaturbereichen und 3) Analyse des Zusammenhangs zwischen Sauerstoffverbrauch und Bewegungsaktivität bei den eingestellten Temperaturen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Sammeln der Versuchstiere

Zwei verschiedene Gewässereinzugsgebiete in NRW wurden für die Untersuchung und den Vergleich der Temperaturtoleranzen der genetisch unterschiedlichen Individuen dreier Populationen von *E. berilloni* ausgewählt.



Abb. 1: Sammelstellen von *E. berilloni* in Nordrhein-Westfalen. Schwarze Punkte zeigen das Vorkommen von *E. berilloni* an. Die grüne Markierung markiert die Probenahmestelle der Wurm (W32.5). Die blaue Markierung markiert Alme "Unterlauf" (A39.5) und die rote Markierung markiert Alme "Oberlauf" (A2.5) (verändert nach Graavelar et al., 2005).

Ein Gebiet ist die Paderborner Hochebene im Einzugsgebiet des Rheins (Westfalen). Als zweites Einzugsgebiet wurde die Maas (Rheinland) ausgewählt (Abb. 1). Da die zwei Einzugsgebiete weit voneinander entfernt sind, besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass die Individuen der Populationen aus den Gebieten genetisch verschieden sind. Eine Population (W32.5) wurde aus dem Mittellauf der Wurm auf der Deutsch-Niederländischen Grenze bei Aachen im Rheinland ($50^{\circ}52'58.44''$ N; $6^{\circ}4'49.06''$ E) gesammelt. Ein weiteres Sammelgebiet ist am Oberlauf der Alme ($51^{\circ}33'16.101''$ N; $8^{\circ}33'17.72''$ E) in Büren (Westfalen) der Population A39.5 lokalisiert. Ergänzend dazu wurde der Unterlauf der Alme in Paderborn (Westfalen) als drittes Sammelgebiet für die Population A2.5 gewählt ($51^{\circ}43'47.904''$ N; $8^{\circ}42'31.641''$ E). Die Individuen der Populationen der Alme sind genetisch unterschiedlich. Der Grund dafür ist ein von Drees et al. (2011) beschriebener „bottleneck-effect“ der auf die sommerliche Hitzeperiode zurückzuführen ist, die zu einer Austrocknung des Mittellaufes der Alme führt (Meyer et al., 2004). Demnach sind die Individuen im

Ober- und Unterlauf der Alme über einen längeren Zeitraum voneinander getrennt, sodass sich zwei genetisch verschiedene Populationen bilden können.

Der Vergleich der Individuen von Populationen aus Gewässern unterschiedlicher Temperaturregime wird durch die Wahl dieser drei Sammelorte ermöglicht, da alle drei Gewässerabschnitte ein unterschiedliches Temperaturregime aufweisen. Die Durchschnittstemperaturen der Jahre 2014, 2015, 2016 und 2017 wurden für Temperaturvergleiche der einzelnen Gewässerabschnitte genutzt. Der erste Vergleich nach der Datenerhebung zeigte, dass der Mittellauf der Wurm mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 14°C der wärmste aller drei Gewässerabschnitte ist. Dies ist auf die warmen Zuläufe der Wurm zurückzuführen. Diese Zulauf-Bäche entsprangen den warmen Quellen in Aachen. Der Oberlauf der Alme ist mit durchschnittlich 9°C der kälteste Abschnitt der drei Standorte. Der Unterlauf der Alme ist mit durchschnittlich 11°C der in Temperatur gemäßigte Abschnitt, da er weiter von der Quelle entfernt ist.

Das Sammeln der Tiere erfolgte durch die Kick-Sampling-Methode mit Handkeschern und langen Fischkeschern. Bei dieser Probenahmemethode wurde das Sediment der Fließgewässer mit den Füßen aufgewirbelt und die aufgewirbelten Tiere mit den Keschern eingefangen. An jedem Standort wurde so lange gesammelt, bis etwas mehr als 500 Individuen von *E. berilloni* gefangen wurden. Die Tiere wurden in Kühlboxen mit Wasser und Blättern von der Probenahmestelle ins Institut für Evolution und Biodiversität der Universität Münster gebracht. Dort wurden die Tiere bis zu den Versuchen in Aquarien (getrennt nach Population) zur Anpassung an die Laborbedingungen für ein bis zwei Wochen gehalten. Die Aquarien befanden sich in einer Klimakammer mit Umgebungstemperaturen von 14°C und 15°C am Tag und 13°C in der Nacht. Dabei wurden die Tiere bei 12 Stunden Tageslichtbeleuchtung gehalten. Je nach Bedarf der Tiere wurden diese mit Blättern von Haselstrauch (*Corylus avellana*) und Buche (*Fagus*) und mit roten Mückenlarven (Chironomidae) gefüttert.

Nach jeder Probennahme wurden den Gewässern Wasserproben entnommen, um die Wasserqualität zu untersuchen. Die Wasserproben wurden mit Hilfe von Einwegspritzen und kleinen Wasserfiltern entnommen. Zusätzlich wurden abiotische Messungen wie Sauerstoffgehalt (Oxi 325-B mit CelloX 325-Sonde), Leitfähigkeit (LF 325 mit TetraCion Ltd. 325-Sonde), Strömungsgeschwindigkeit und pH-Wert (pH 332 mit SenTix® 41-Sonde) durchgeführt. Diese Parameter konnten die Temperaturtoleranz von *E. berilloni* beeinflussen.

Ermittlung der Atmungsaktivität

Die Versuche zur Bestimmung der Atmungsaktivität fanden über eineinhalb Monate von Anfang Juni bis Mitte Juli 2018 in einem Labor des Instituts für Zoophysiologie der Universität Münster statt. Nach der Probenahme und einer Inkubationszeit von zwei Wochen wurden die Individuen der Populationen auf ihre Atmungsrate untersucht. Am Morgen vor Beginn der Experimente wurden aus den Hälterungsaquarien mit einem Nylonnetz zwölf Individuen von *Echinogammarus berilloni* aus einer Population gefangen und nach Geschlecht getrennt. Zur Geschlechtsbestimmung wurde ein Binoskop (Zeiss, Oberkochen, Deutschland) verwendet. Mit einer Plastikpipette (ø 1 cm) wurden die Tiere in eine Plastikschaale überführt und mit Aquarienwasser gefüllt. Sechs Männchen und sechs Weibchen mit ähnlicher Größe für jeweils eine der sechs Testtemperaturen 5, 10, 15, 20, 25, 30 °C plus für die spezifische Habitattemperatur wurden ausgewählt. Anschließend wurden Männchen und Weibchen mit etwas Aquarienwasser in zwei Gefrierdosen aus Kunststoff aufgeteilt. Sieben weitere Gefrierdosen wurden mit Aquarienwasser gefüllt. Dieses wurde während der Untersuchung als Medium für *E. berilloni* verwendet. Insgesamt wurden in diesem Versuch 252 Individuen von *E. berilloni* pro Population getestet. Der Sauerstoffverbrauch wurde mit einem Respirometer in den jeweiligen Temperaturbereichen gemessen. Das Respirometer zur Messung des Sauerstoffverbrauchs

besteht aus einer Sauerstoff-Elektrodenkammer (Abb. 2) (Hansatech Instruments Ltd, Pentney, Vereinigtes Königreich). Um den Stress der Tiere zu reduzieren, wurden die Messkammern mit schwarzem Fotokarton umwickelt, damit Licht abgeschirmt wird. Die Sauerstoffkammer wurde auf einen Magnetrührer gestellt (Hansatech Instruments Ltd, Pentney, Vereinigtes Königreich). Zur Temperierung der Messkammer wurde sie mit zwei Gummischläuchen an ein Wasserbad angeschlossen (Abb. 3), das Wasser wurde entsprechend der verschiedenen Untersuchungstemperaturen erwärmt oder gekühlt.

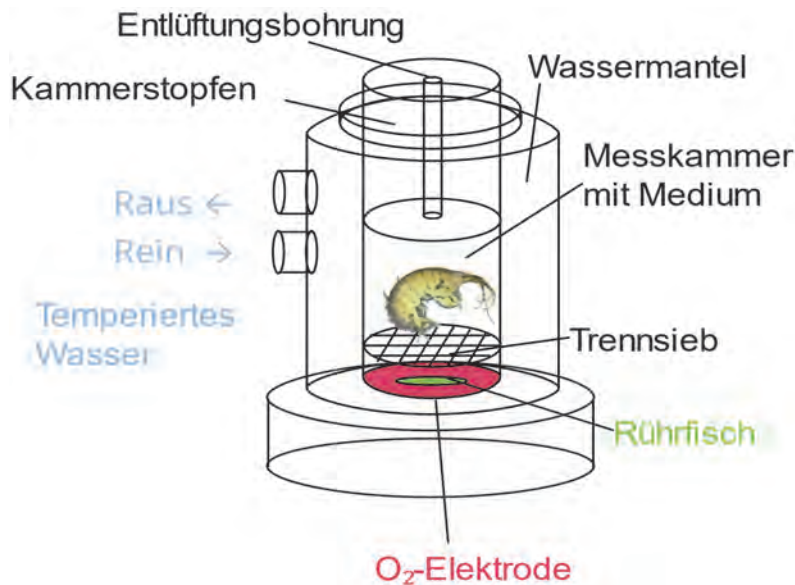


Abb. 2: Sauerstoffmesskammer mit Sauerstoffelektrode und Versuchstier

Eine halbe Stunde nach der Akklimatisierung der Versuchstiere wurde eine Kalibrierungslinie für die jeweiligen Temperaturen erstellt. Dazu wurde ein Flachbettschreiber (Kipp & Zonen, Delft, Deutschland), der an den Polarisator angeschlossen ist, verwendet. Es wurde eine Aufzeichnungsgeschwindigkeit von 5 mm/min eingestellt. Die Geschwindigkeit des Schreibers wurde zur Berechnung des Sauerstoffverbrauchs pro Zeit und Temperatur verwendet. aufgefüllt.

Nach den beschriebenen Vorbereitungen wurde ein Individuum in die Messkammer überführt und die Kammer mit einem luftdichten Stopfen auf ein Volumen von 2,5 mL verschlossen. Die Messung wurde gestartet. Die Signale der Sauerstoffelektrode wurden mit dem oben beschriebenen Flachbettschreiber aufgezeichnet. Der Versuch wurde an sechs Versuchsaufbauten durchgeführt. Der Vorteil des Mehrfachaufbaus besteht darin, dass sechs Tiere gleichzeitig gemessen werden können, d.h. für Temperaturen von 5, 10, 15, 20, 25 und 30°C. Für jede Temperatur werden 12 Wiederholungen gemessen, bestehend aus sechs Männchen und sechs Weibchen. Für die Lebensraumtemperaturen wurden nach den Testtemperaturen 12 Wiederholungen, bestehend aus sechs Männchen und sechs Weibchen, getestet.

Um den Sauerstoffverbrauch zu berechnen, wurde das Feuchtgewicht jedes Tieres bestimmt. Ca. 15 Minuten nach Ende der Messung wurde das Tier aus der Messkammer in einen Becher mit kohlensäurehaltigem Mineralwasser überführt. Das im Wasser gelöste CO₂ betäubte das Tier und nach einiger Zeit wurde es dadurch getötet. Danach wurden die Tiere mit einem Präzisionstuch (KIMTECH SCIENCE® von Kimberly-Clark, Koblenz, Deutschland) trockengetupft. Anschließend wurde das Tier mit einer Analysenwaage (XS105 Dual Range von ©METTLER TOLEDO, Gießen, Deutschland) gewogen. Die Einwaage erfolgte fünfmal, um den Messfehler zu minimieren. Nach dem Wiegen wurden die Tiere zur Archivierung in Alkohol konserviert.

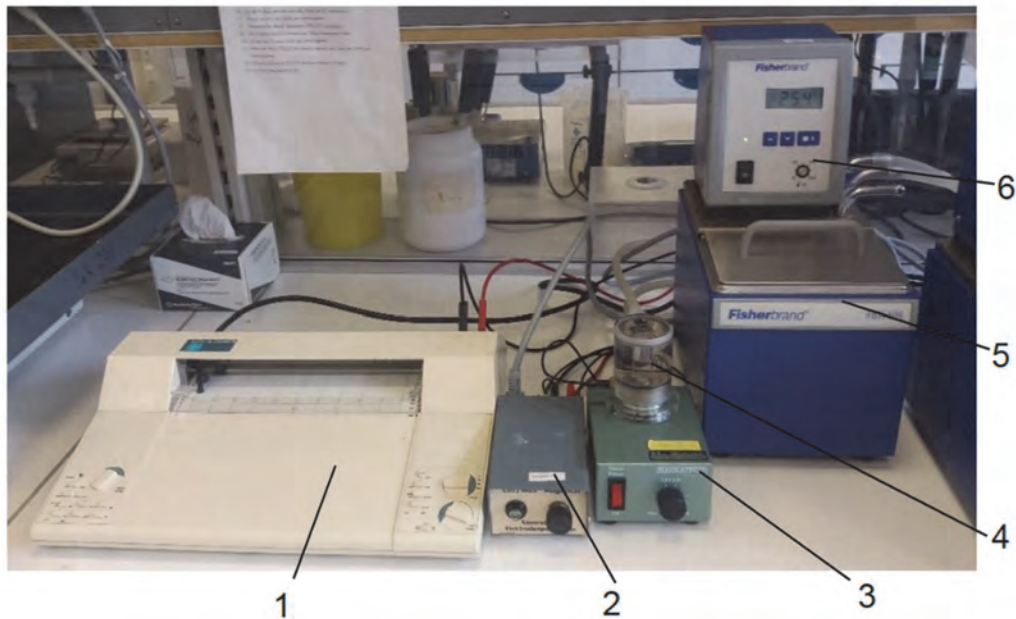


Abb. 3: Versuchsaufbau zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs.

1. Elektronischer Schreiber für die Signale des Polarisators
2. Polarisator für die Sauerstoffmesskammer
3. Magnetischer Rührer
4. Sauerstoff-Messkammer mit Sauerstoffelektrode.
5. Wasserbad
6. Thermostat mit Pumpe

Aufnahme der Bewegungsaktivität

Die Bewegungsaktivität der einzelnen Populationen wurde an verschiedenen Tagen erfasst. Für jede Testtemperatur (5, 10, 15, 20, 25, 30 °C + Habitattertemperatur) wurden sechs männliche und sechs weibliche Individuen genommen. Die Individuen von *E. berilloni* wurden wie im Sauerstoffversuch gefangen und nach Männchen und Weibchen sortiert. Nach Erreichen der Temperatur und Sättigen der Medien für den Versuch wurden die ersten zwölf Tiere in die Testglaswürfelbehälter (Mikrokosmen) überführt (Abb.4).

In diesen Mikrokosmosmen wurden sechs Gammariden jedes Geschlechts separat in einen Würfelbehälter platziert. Sechs der zwölf Mikrokosmen (ca. 5 cm x 5 cm x 5 cm) wurden links und rechts der Klimakammer in ein Wasserbad gestellt. Beide Wasserbäder dienten der Temperierung und der Konstanthaltung der Temperatur. Die Glasmikrokosmen mit den Wasserbädern wurden auf einem milchigen Plexiglastisch montiert. Dieser Tisch ist von unten mit roten LEDs beleuchtet, damit die Kameras die Bewegungen der Tiere im Dunkeln aufzeichnen können. In den Mikrokosmen wurden die Tiere für 30 Minuten an den Versuchsaufbau gewöhnt.

Zur Aufzeichnung der Bewegungsaktivität wurden zwei Tracking-Kameras (ace, Basler AG, Ahrensburg) mit der Software Pylon5 (Basler AG, Ahrensburg) eingesetzt. Jede wurde mit einem Aluminiumrahmen in der Klimakammer über dem Testaufbau montiert und jeweils mit einem Laptop verbunden. Jede Kamera erfasste gleichzeitig sechs Glaswürfel. Insgesamt wurden 252 Individuen aus jeder Population untersucht. Insgesamt wurden auf jeder Probenseite zehn mal sechs Mikrokosmen aufgenommen (n=12). Kot der Tiere wurde vor der Aufnahme entfernt, um die Fehlerspuren bei der Bildauswertung so gering wie möglich zu halten. Nach der Aufnahme wurde jedes Tier in eine Tasse kohlensäurehaltiges Mineralwasser überführt. Das im Wasser gelöste CO₂ betäubte das Tier und nach einiger Zeit wurde es getötet. Dann wurde das Frischgewicht jedes Tieres bestimmt. Dies wurde wie beim Sauerstoff-Test mit Hilfe einer Analysenwaage (AG245 von

©METTLER TOLEDO, Gießen) durchgeführt. Dies war notwendig, um eine Abhängigkeit der Bewegungsaktivität vom Körpergewicht zu untersuchen.

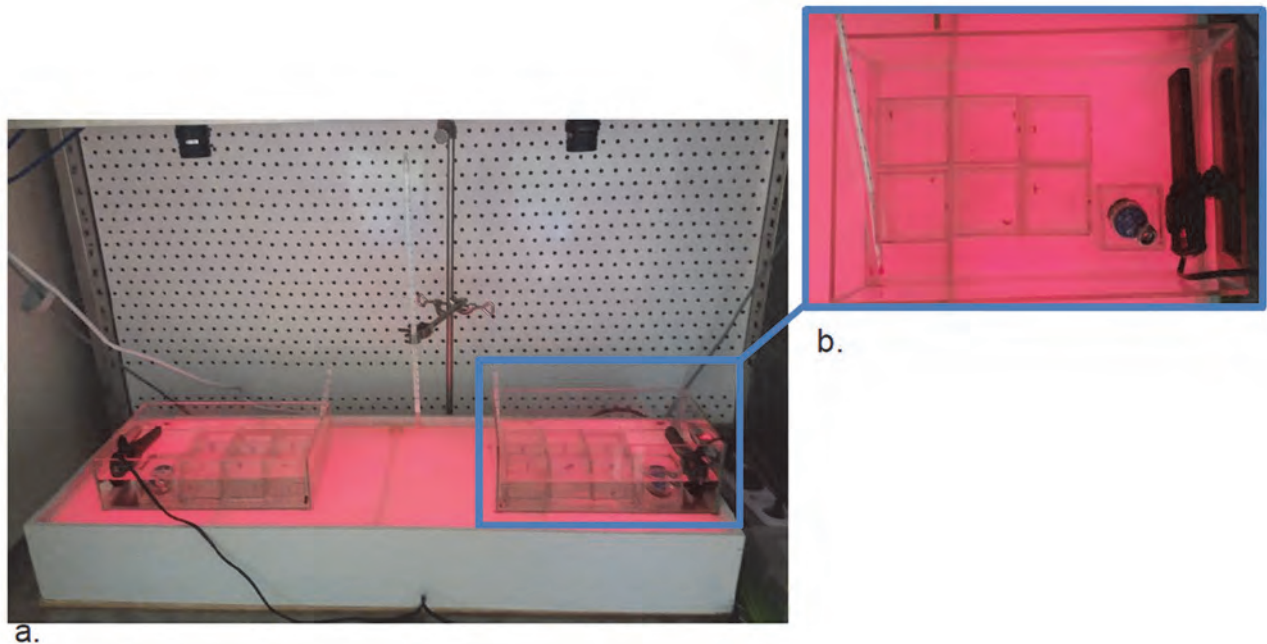


Abb. 4: Versuchsaufbau zur Aufzeichnung der Bewegungsaktivität. a. Oben sind die beiden Trackingkameras abgebildet. In der Mitte ist ein Thermometer drapiert, das die exakte Lufttemperatur in der Klimakammer anzeigt. Der Versuchsaufbau befindet sich auf einem Leuchttisch mit roten LEDs. b. Rechts ist das Wasserbad mit einem Heizstab und dem Temperaturlogger zur Kontrolle der Mikrokosmentemperatur zu sehen. Auf der linken Seite ist das Thermometer zur Kontrolle der Wasserbadtemperatur abgebildet und daneben sind die Testmikrokosmen mit den Versuchstieren dargestellt.

Um die Bewegungsaktivität von *Echinogammarus berilloni* zu bestimmen, wurden die Videos des Mikrokosmos mit der Fiji-Software, die auf dem Programm ImageJ basiert, ausgeschnitten (Schindelj et al. 2012). Nach dem Ausschneiden der Videosequenzen der Mikrokosmen und der Konvertierung in 252 Einzelvideos, die jeweils ein einzelnes Individuum zeigten, konnte die Tracking-Analyse durchgeführt werden. Die Auswertung erfolgte durch das ImageJ-Addon wrMTrck (Jesper Søndergaard Pedersen; Nussbaum-Krammer, 2015), das ursprünglich zur Verfolgung von Bewegung von Nematoden entwickelt wurde. Es misst die Gesamtlänge der zurückgelegten Strecke in Pixeln. Danach wird die Gesamtlänge der Pixel in cm pro Minute umgerechnet und die Länge einer Seite des Mikrokosmos wurde zur Berechnung der Bewegungsstrecke verwendet.

Ergebnisse

Sauerstoffverbrauch

Der ermittelte Sauerstoffverbrauch jedes Individuums einer Population bei den Test- und Habitatterperaturen ist in Abbildung 5 dargestellt. Die Kurven aller Individuen der drei Populationen für den Sauerstoffverbrauch sind bis auf einige Ausreißer der Individuen der A2.5-Population ähnlich geformt. Das Temperaturfenster von 5 bis 30°C zeigt, dass die optimale Temperatur der an Kälte angepassten Individuen der Population A39.5 bei 20°C und die optimale Temperatur der an

gemäßigten Temperaturen angepassten Individuen der Population A2.5 bei 25°C liegt. Die optimale Temperatur der warm adaptierten Individuen der Population W32.5 liegt bei 30°C oder höher.

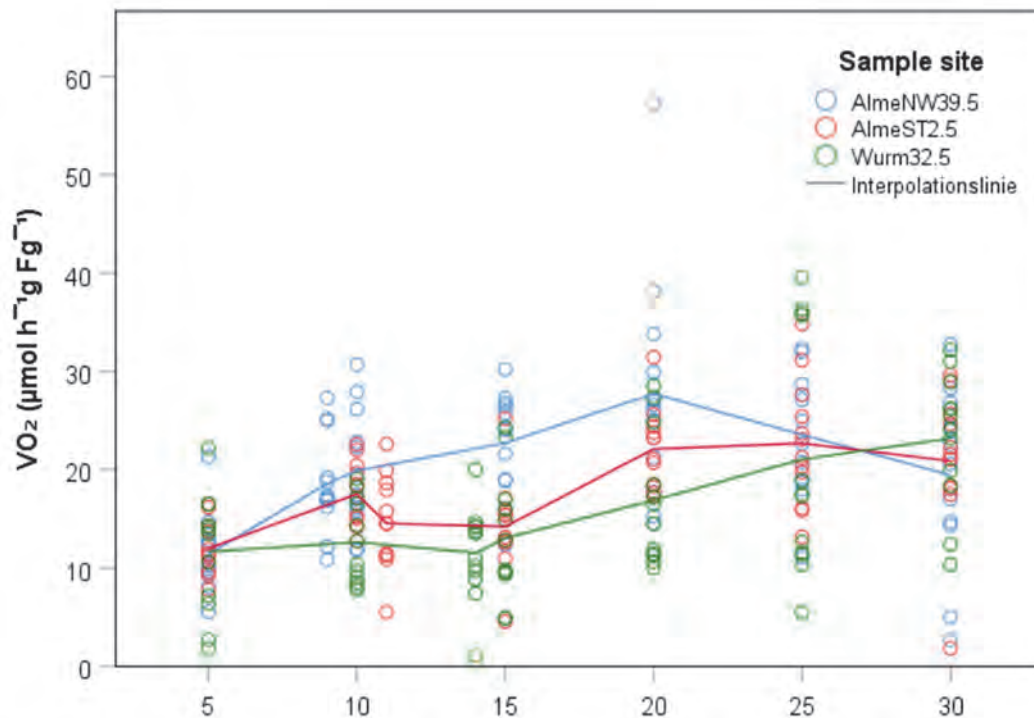


Abb. 5: Sauerstoffverbrauch der Individuen aller Populationen. A39.5 = Alme "Oberlauf"; A2.5 = Alme "Unterlauf"; W32.5 = Wurm "Mittellauf". Die Streudiagramme geben die Daten mit Ausreißern an und die Mittelwerte beziehen sich auf eine Interpolationslinie.

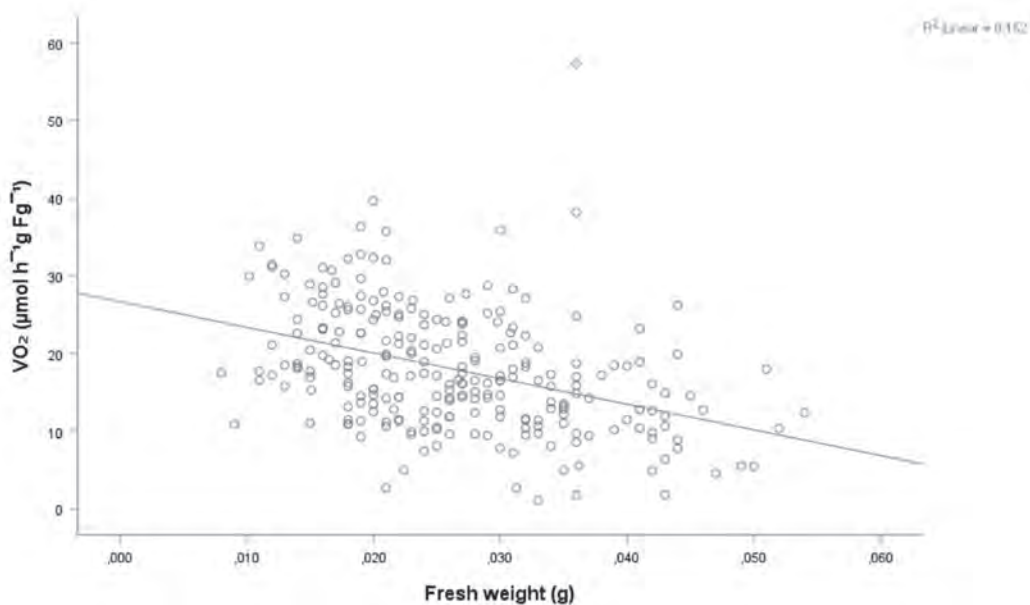


Abb.6: Negative Korrelation zwischen dem Sauerstoffverbrauch und dem Körpergewicht. Die Korrelation ist auf dem Niveau 0.01 (2-seitig) signifikant. R^2 ist das Bestimmtheitsmaß und beschreibt, wieviel Prozent der Varianz mit dem Modell beschrieben werden kann.

Der Vergleich der drei Probenstandorte zeigt, dass die kalt adaptierten Individuen der A39.5-Population den höchsten Sauerstoffverbrauch (Mittelwert 20,81 $\mu\text{mol h}^{-1}\text{gFg}^{-1}$) aller drei Populationen bei allen Testtemperaturen außer bei 5 und 30°C aufweist. Die Individuen der A2.5-Population liegen als gemäßigt temperierte Individuen (Mittelwert 18,24 $\mu\text{mol h}^{-1}\text{gFg}^{-1}$) in der Mitte der Individuen aller drei Populationen. Die Individuen der W32.5-Population besitzen den niedrigsten Sauerstoffverbrauch (Mittelwert 16,42 $\mu\text{mol h}^{-1}\text{gFg}^{-1}$) der Individuen aller drei Populationen. Alle Individuen der Populationen unterscheiden sich signifikant in ihrem Sauerstoffverbrauch (p-Wert < 0,05). Die Abhängigkeit zwischen dem Sauerstoffverbrauch und dem Körpergewicht aller Individuen der drei Populationen ist in Abbildung 6 dargestellt. Die Analysen zeigen eine negative Korrelation zwischen dem Sauerstoffverbrauch und dem steigenden Nassgewicht von *E. berilloni*. Der Zusammenhang zwischen Körpergewicht und Sauerstoffverbrauch ist schwach signifikant (p-Wert < 0,01).

Bewegungsaktivität

Die aufgezeichnete Bewegungsaktivität aller Individuen der drei Populationen bei den Test- und Habitattertemperaturen ist in Abbildung 7 dargestellt.

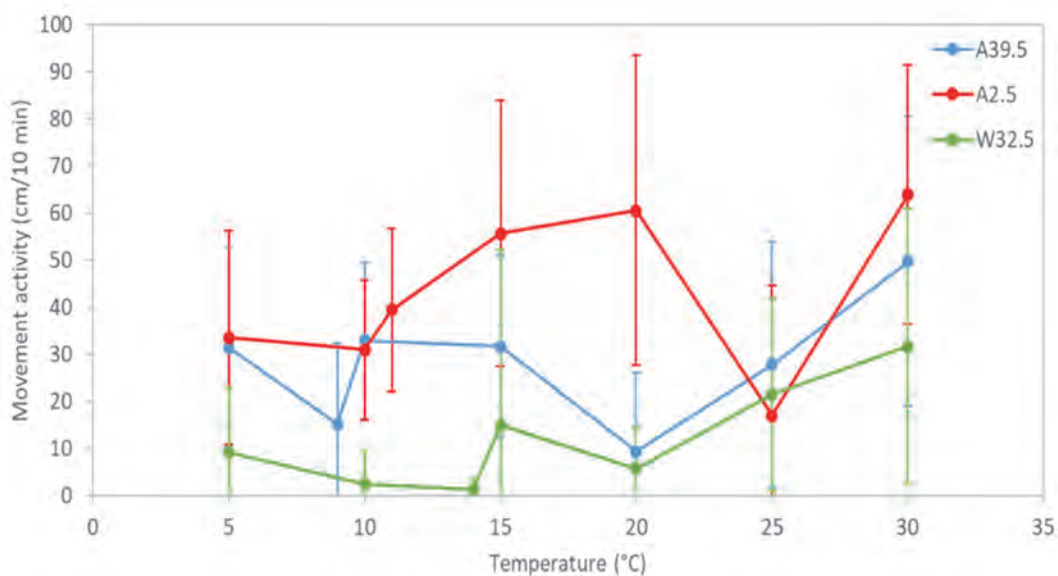


Abb.7: Aufgenommene Bewegungsaktivität der Individuen der drei Populationen. Es handelt sich um die Habitattertemperaturen 9, 11 und 14°C der Populationen. A39.5 = Alme "Oberlauf"; A2.5 = Alme "Unterlauf"; W32.5 = Wurm "Mittellauf".

Der Kurvenverlauf aller drei Populationen unterscheidet sich von den Kurven des Sauerstoffverbrauchs. Die Individuen der Populationen unterscheiden sich signifikant in ihrer Bewegungsaktivität (p-Wert < 0,05). Hier haben die Individuen der Population A2.5 im Trend die höchste Bewegungsaktivität aller drei Populationen. Die Individuen der Population W32.5 besitzen im Trend die geringste Bewegungsaktivität. Die Individuen der Population A39.5 besitzen eine Bewegungsaktivität, die zwischen denen der beiden anderen Populationen liegt. Alle Individuen der drei Populationen haben ihre maximale Bewegungsaktivität bei 30°C. Auffällig ist der schnelle Anstieg der Bewegungsaktivität aller Individuen der Populationen bei 30°C. Die rasche Abnahme der Bewegungsaktivität der Individuen der Population A2.5 bei 25°C ist im Vergleich zu den Individuen der beiden anderen Populationen ausgeprägt. Alle Individuen der Populationen zeigen eine Abnahme der Bewegungsaktivität zu Beginn des Temperaturspektrums. Die Individuen der A39.5-Population zeigen diesen Rückgang im Temperaturbereich von 5°C bis zu ihrer Habitattertemperatur von 9°C. Eine

Zunahme der Bewegungsaktivität wird bei 10°C erkennbar und eine weitere Abnahme bei 20°C. Die Individuen der Population A2.5 zeigen eine Abnahme im Bereich von 5 bis 10°C und eine Zunahme bei ihrer Habitatterperatur von 11°C. Die Individuen der Population A2.5 zeigen eine Abnahme im Bereich von 5 bis 10°C und eine Zunahme bei ihrer Habitatterperatur von 11°C. Die Individuen der Population A2.5 zeigen eine Abnahme im Bereich von 5 bis 10°C und eine Zunahme bei ihrer Habitatterperatur von 11°C.

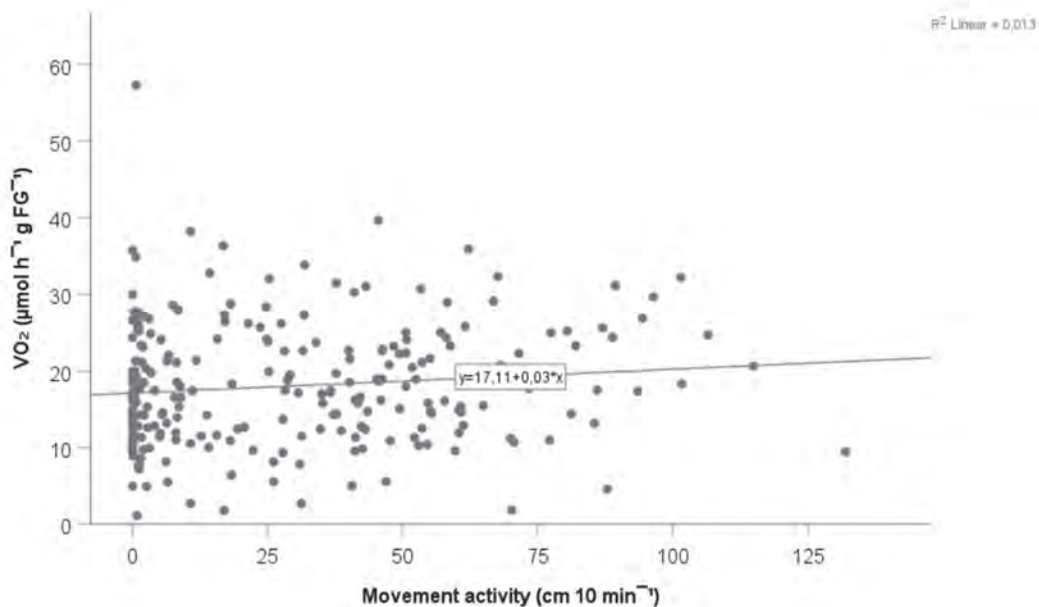


Abb.8: Kein signifikanter Zusammenhang zwischen Sauerstoffverbrauch und Bewegungsaktivität. Die Korrelation ist auf einem Niveau von 0.01 (2-seitig) signifikant.

Die Bewegungsaktivität der Individuen der W32.5-Population nimmt von 5°C auf ihre Habitatterperatur von 14°C ab. Daher nimmt der Bereich der Bewegungsaktivität zu Beginn des Temperaturbereichs, der zu den wärmeren Temperaturen verschoben ist, ab. Die hohe Standardabweichung beschreibt, dass die Daten streuen und keine genaue Aussage, sondern einen groben Vergleich der Individuen in den Populationen zulassen. Es besteht kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Bewegungsaktivität und dem Sauerstoffverbrauch (Abb. 8). Es könnte sich um eine kleine Regression handeln, die ein positives Verhältnis von Bewegungsaktivität und Sauerstoffverbrauch zeigt. Es gibt keinen signifikanten Unterschied (p-Wert > 0.05) in der Bewegungsaktivität zwischen den Männchen und Weibchen der drei Populationen, aber es gibt einen signifikanten Unterschied (p-Wert < 0.05) zwischen den einzelnen Individuen. In den beiden Populationen A39.5 und A2.5 zeigen die Männchen im Durchschnitt eine höhere Bewegungsaktivität als die Weibchen. In der Population W32.5 hingegen zeigen die Weibchen im Durchschnitt eine höhere Bewegungsaktivität als die Männchen. Es besteht ein signifikanter Unterschied (p-Wert < 0,05) zwischen dem Körpergewicht der Männchen und dem der Weibchen. Die Männchen aller Populationen haben immer ein höheres Körpergewicht als die Weibchen.

Diskussion

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass verschiedene Populationen von *E. berilloni* unterscheiden sich in ihrer thermischen Toleranz. Dies ist durch die Anpassung an unterschiedliche thermische Bedingungen und den Einfluss abiotischer Faktoren in den Lebensräumen begründet. Wie bei dem

Gammariden *Gammarus pulex* haben steigende Temperaturen einen größeren Einfluss auf kalt adaptierte Individuen von *E. berilloni*, als auf warm angepasste Individuen einer Population (Foucreau et al., 2014). Der abnehmende Sauerstoffverbrauch der Individuen der Populationen A39.5 und A2.5 bei Temperaturen 25°C und 30°C ist durch den größeren Sauerstoffbedarf begründet. Dieser entsteht, da die Sauerstoff-Konzentration bei steigenden Temperaturen im Wasser abnimmt und mehr Sauerstoff durch steigenden Aufwand für Ventilation bei wärmeren Temperaturen gebraucht wird. Demnach wird die Ventilation zunehmend eingestellt und der Verbrauch an Sauerstoff sinkt, dass eine sinkende Kurve zur Folge hat (Frederich & Pörtner, 2000).

Bei der Bewegungsaktivität scheint der optimale Bereich der Individuen der Population W32.5 bei 20°C zu beginnen und bis 30°C zu reichen. Außerdem scheint es, dass der komplette optimale Bereich mit ihrer optimalen Temperatur vollständig ist, wenn mehr Temperaturen gemessen wurden. Dagegen scheint der abrupte Anstieg der Bewegungsaktivität von 20 auf 30°C der Individuen der A39.5-Population und der Anstieg von 25 auf 30°C der Individuen der A2.5-Population außerhalb des optimalen Bereichs beider Populationen zu liegen. Diese Zunahme der Bewegungsaktivität könnte auf ein Fluchtverhalten unter Hypoxie in sauerstoffreiches Wasser hinweisen (Vobis, 1973). Bei den Experimenten zeigten Individuen der Populationen A2.5 und A39.5 dieses Verhalten und versuchten, bei diesen Temperaturbereichen aus den Mikrokosmen zu krabbeln.

Der Zusammenhang zwischen Bewegungsaktivität und Sauerstoff-Verbrauch sollte gegeben sein, da die Bewegungsaktivität von der Atmungsrate abhängt und diese die Atmungsaktivität beeinflusst. Die Atmungsaktivität, die im optimalen Temperaturbereich zunimmt oder bei kritischen Temperaturen abnimmt (Pörtner, 2001; Halcrow & Boyd, 1967; Brown et al., 2004). Ein Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffverbrauch und der Bewegungsaktivität aller Individuen der Populationen von *E. berilloni* ist nur leicht erkennbar, aber nicht signifikant. Die Streuung der Daten aus der Bewegungsaktivität kann durch die Durchführungsweise des Experiments verursacht worden sein. Während der Aufnahmen wurden zusätzliche Pixel als die der Tiere erkannt. Dies wurde durch die Exkremente verursacht, die die Tiere bei warmen Temperaturen als Stressreaktion verloren haben. Dies könnte verhindert werden, wenn die Tiere einige Tage vor den Experimenten nicht gefüttert werden.

Schlussfolgerungen

Hat die geografische Herkunft von *Echinogammarus berilloni* einen Einfluss auf ihre thermische Toleranz? **Ja**

Die Arbeit zeigte, dass sich die verschiedenen Populationen von *E. berilloni* verschiedener Standorte in ihrer thermischen Toleranz unterscheiden. Dies ist auf die Anpassung an unterschiedliche thermische Bedingungen und den Einfluss abiotischer Faktoren in den Lebensräumen zurückzuführen. Der thermische Toleranzbereich der kälteren angepassten Population aus dem Oberlauf der Alme ist zu den niedrigen Temperaturen verschoben und umgekehrt ist die thermische Toleranz in der wärmeren angepassten Population aus dem Fluss Wurm zu den höheren Temperaturen verschoben.

Im Falle einer Gewässererwärmung durch den Klimawandel, wird sich die Art *Echinogammarus berilloni* in bisher kalten Gewässern in Deutschland ausbreiten. Gentests könnten Aufschluss über den Einfluss abiotischer Faktoren auf die thermische Toleranz geben. Für die weitere Verteilungsprognose wäre es sinnvoll die thermische Toleranz anderer Populationen dieser Art aus anderen Gewässern zu untersuchen.

Danksagung

Diese Versuche waren Teil meiner Bachelorarbeit an der Universität Münster in der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. E. I. Meyer am Institut für Evolution und Biodiversität. Danken möchte ich Prof. Dr. E. I. Meyer und ihre Arbeitsgruppe für Motivation, Anregungen und die Möglichkeit, in dieser Arbeitsgruppe mitzuarbeiten und auch Frau Dr. B. Zeis für die Möglichkeit, ihre Labore nutzen zu können.

Literatur

- Brown, J., H., Gillooly J., F., Allen, A., P., Van Savage, M., West, G., B., (2004): Toward A Metabolic Theory Of Ecology. In: Ecological Society of America 85 (7): 1771-2059.
- Drees, M., Reusch, T. & Meyer, E.I. (2011): Isolation and characterization of the first eleven microsatellite loci in *Echinogammarus berilloni* (Crustacea, Amphipoda). - *Molecular Ecology Resources* 11 (1): 219-222.
- Foucreau N., Cottin D., Piscart C., Hervant F. (2014): Physiological and metabolic re-sponses to rising temperature in *Gammarus pulex* (Crustacea) populations living under continental or Mediterranean climates. *Send to Comp Biochem Physiol A Mol Integr Physiology* 168: 69-75.
- Frederich, M., Pörtner, H. O. (2000): Oxygen limitation of thermal tolerance defined by cardiac and ventilatory performance in spider crab, *Maja squinado*. *American Journal of Physiology - Regulatory, Integrative and Comparative Physiology* 279 (5): R1531-R1538.
- Gravelaar, M., Meyer, E. I., Riss, W. (2005): *Echinogammarus berilloni* in NRW Untersuchungen zur Autoökologie eines eingewanderten Amphipoden. Im Tagungsbericht Karlsruhe (2005) Werder: Deutsche Gesellschaft für Limnologie: S. 294 – 297.
- Halcrow, K., Boyd, C. M., (1967): The oxygen consumption and swimming activity of the amphipod *Gammarus oceanicus* at different temperatures. *Comp Biochem Physiology* (1):233-42.
- Hazel, J. R., Prosser, C. L. (1974): Molecular mechanisms of temperature compensation in poikilotherms. In: *American Physiological Society* 54 (3):77-620.
- Meyer, A., Kaschek, N. & Meyer, E.I. (2004): The effect of low flow and stream drying on the distribution and relative abundance of the alien amphipod, *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) in a karstic stream system (Westphalia, Germany). - *Crustaceana* 77: 909-922.
- Pinkster, S. (1973): The *Echinogammarus berilloni*-group, a number of predominantly iberian amphipod species (Crustacea). In: *Bijdragen tot de Dierkunde* 43 (1): 1-38.
- Pörtner, H. O. (2001): Climate change and temperature-dependent biogeography: oxy-gen limitation of thermal tolerance in animals. *Naturwissenschaften* 88 (4): 137-146.
- Verberk, W., Leuven, R., Van Der Velde, G., (2018): Thermal limits in native and alien freshwater peracarid Crustacea: The role of habitat use and oxygen limitation. In: *Resaerch article, Functional Ecology*: S. 1-11.
- Vobis, H. (1973): Rheotaktisches Verhalten einiger *Gammarus*-Arten bei verschiedenem Sauerstoffgehalt des Wassers. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 25: 495-508.

Charakterisierung des Nahrungsspektrums von *Asellus aquaticus*, *Proasellus coxalis* und *Sialis lutaria* in renaturierten und natürlichen Gewässern

Lea Heberle; Charlotte Frie; Armin Lorenz; Florian Leese; Martina Weiss

Universität Duisburg-Essen

In urbanen Gewässerökosystemen haben Begradigung und Kanalisierung von Flussläufen zusammen mit starker Gewässerverschmutzung zu einem deutlichen Rückgang der Biodiversität geführt. Um die Gewässer in einen naturnahen Zustand zurückzusetzen und ihre Biodiversität wiederherzustellen, werden und wurden in den letzten Jahrzehnten viele der betroffenen Gewässer renaturiert. Allerdings nimmt nach der Renaturierung die Biodiversität oft nicht oder nicht so schnell zu wie erwartet, selbst dann, wenn eine Wiederbesiedlung von Quellpopulationen in der Nähe möglich sein sollte. Ein Grund hierfür kann in der Nahrungsökologie der Taxa liegen: fehlende Beuteorganismen / Nahrungsressourcen sind nicht oder nicht in dem Maße, wie für eine erfolgreiche Etablierung erforderlich, vorhanden. Mit dem vorgestellten Projekt sollen Nahrungsnetze aus dem Mageninhalt von drei verschiedenen Makrozoobenthosarten abgeleitet und deren Komplexität zwischen unterschiedlich alten Renaturierungen und natürlichen Bächen verglichen werden. Daraus sollen Pionier-Schlüsselarten ermittelt werden, deren Vorkommen die Basis für eine erfolgreiche Rekolonisierung der untersuchten Arten bilden. Als Untersuchungsgebiet wurden 21 Probestellen in den Emscherzuflüssen Berne und Boye gewählt, da es hier sowohl natürliche als auch ehemals degradierte und nun renaturierte Bachläufe gibt. Als Zielarten wurde zum einen die räuberische Schlammfliege (Megaloptera) *Sialis lutaria* und zum anderen die saprophagen Wasserasseln (Isopoda) *Asellus aquaticus* und *Proasellus coxalis* gewählt. Für die Mageninhaltsanalyse wurde DNA-Metabarcoding genutzt. Das DNA-Metabarcoding ist eine Methode zur Biodiversitätserfassung, bei der zwei Technologien kombiniert werden: DNA-basierte Identifizierung und Hochdurchsatz-Sequenzierung. Hierbei wird DNA direkt aus einer Umweltprobe extrahiert, das entsprechende Markergen für die Zielgruppe sequenziert und dadurch die Artzusammensetzung der Probe bestimmt. Gerade für Mageninhaltsanalysen bei Wirbeltieren wurde das Potenzial der Methode vielfach gezeigt und konnte auch bei stark zersetzter, morphologisch nicht mehr zuweisbaren Bestandteilen, über DNA die Beuteorganismen zuweisen. Durch die Analyse des Mageninhalts der verschiedenen Arten soll zum einen die Diversität an den unterschiedlichen Probestellen analysiert und zum anderen das Nahrungsspektrum der einzelnen Arten genauer charakterisiert werden.

Der Biber – unterschätzter Entwicklungshelfer für NRWs Gewässer?

Ramona Hinz¹; Sarah Gerritzen²; Verena Haupt³; Lukas Iking; Rainer Mohn ⁴;
Elisabeth Irmgard Meyer ⁵; Ingo Bünning ⁴

¹ Westfälische Wilhelms-Universität Münster + FH Münster; ² Westfälische Wilhelms-Universität Münster;

³ Westfälische Wilhelms-Universität Münster; ⁴ Fachhochschule Münster;

⁵ Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Seit einigen Jahren breitet sich mit dem europäischen Biber (*Castor fiber*), eine ehemals weitverbreitete Art der deutschen Flüsse, zunehmend wieder aus. Biber tragen in vielfältiger Weise zu einer Erhöhung der Biodiversität in Gewässern und deren Auen bei. Durch den Aufstau von kleinen Fließgewässern entsteht ein dynamisches Mosaik an unterschiedlichen Lebensräumen im und am Gewässer. Im Rückstaubereich von Biberdämmen finden limnophile Arten Lebensraum, Biberdämme selbst können rheophile Arten beherbergen. In den sandgeprägten nordrhein-westfälischen Tieflandgewässern ist Totholz zudem das einzige besiedelbare leitbildkonforme Hartsubstrat für Makroinvertebraten. Darüber hinaus kommt Totholz auch hinsichtlich der eigendynamischen Entwicklung von Fließgewässern eine besondere Bedeutung zu. Totholzelemente haben in vielfältiger Weise Einfluss auf die Strömungsprozesse und damit auf die Herausbildung besonderer Gewässerstrukturen.

Bei der letzten Bestandsaufnahme im Jahr 2015 genügten 93,3 % der deutschen Fließgewässer den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG; WRRL) nicht. Es stellt sich die Frage, ob und inwieweit sich mit der Rückkehr und der allmählichen Ausbreitung des europäischen Bibers in NRW Möglichkeiten ergeben, das Wirken des Bibers insbesondere an kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern zur Erreichung der Zielvorgaben der EU-WRRL zu nutzen. Im Rahmen unserer Fallstudie wird hierbei die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ detaillierter beleuchtet. Die positive Wirkung der Anwesenheit von Totholz auf die Makrozoobenthoszönose, welche als biologisches Bewertungskriterium nach WRRL herangezogen wird, wurde in der Vergangenheit bereits untersucht. Die Menge an Totholz, die der Biber durch seine Aktivitäten bereitstellt, ist ebenfalls Gegenstand der Forschung. Ein Ziel der Fallstudie ist es, die durch den Biber bereitgestellte Menge an Totholz und die daraus abgeleitete Wirkung auf das Makrozoobenthos herauszuarbeiten und miteinander in Verbindung zu setzen. Als ein Pilotprojekt wird darüber hinaus an ausgewählten Gewässerabschnitten der Lippe (GKZ 278) und einem anderen kleinen Fließgewässer evaluiert, ob eine Methode für eine drohnengestützte Totholzkartierung und -quantifizierung anwendbar ist. Im Allgemeinen ist dieses Instrument womöglich auch für (Biber)-Monitoring verwendbar. Die Drohnenbefliegung und die Ergebnisse dessen könnten demnach vor allem für das in NRW aufzustellende Bibermanagementkonzept von hohem Interesse sein. Unsere Ausarbeitungen sollen einen Teilbeitrag zur Aufstellung eines aktiven Bibermanagements leisten, welches darauf abzielt, Konflikte präventiv zu lösen und somit eine harmonische Koexistenz von Mensch und Biber zu gewährleisten.

Biologisches Effektmonitoring eines Kleingewässers zur Erfassung der Auswirkungen einer Kläranlageneinleitung

Delia Hof; Sarah Stevens; Matthias Oetken; Ulrike Schulte-Oehlmann; Jörg Oehlmann

Goethe Universität Frankfurt

Die kommunale Abwasserentsorgung leistet einen wichtigen Beitrag zum allgemeinen Gewässerschutz in Deutschland. Aufgrund ihres kontinuierlichen und punktuellen Eintrags stellen Kläranlagen jedoch auch eine wichtige Quelle für stoffliche Belastungen in Fließgewässern dar. Die Anforderungen an die Reinigungsleistung haben sich nicht zuletzt durch den demographischen Wandel sowie ein stetig wachsendes Spektrum anthropogener Schadstoffe verändert. Insbesondere Mikroverunreinigen, wie Biozide, Pharmazeutika oder Waschmittel, gelangen vermehrt durch Kläranlagen in Oberflächengewässer. Hierbei handelt es sich um synthetische oder organische Substanzen, die bereits bei oft sehr geringen Konzentrationen negative Auswirkungen auf Organismen haben können. Insbesondere in kleineren Gewässern mit einem hohen Anteil Klarwasser (= konventionell gereinigtes Abwasser) können diese Konzentrationen einen ökotoxikologisch relevanten Bereich erreichen. Durch den Ausbau konventioneller Kläranlagen um eine weitere Reinigungsstufe kann der Eintrag von Mikroschadstoffen reduziert werden.

2016 wurden im hessischen Ried Verunreinigungen des Grundwassers nachgewiesen, welche maßgeblich aus der Einleitung aus Kläranlagen in die Oberflächengewässer stammen. Hessen bezieht rund 25 % des Trinkwassers aus dem Hessischen Ried; speziell für die Metropolregion Rhein-Main liefert das Hessische Ried einen entscheidenden Beitrag für die Trinkwasserversorgung. Aus diesem Grund sollen im Laufe der nächsten Jahre zunächst zwei hessische Kläranlagen um eine vierte Reinigungsstufe ausgebaut werden. Die Kläranlage Bickenbach (32.000 EWG) ist eine dieser beiden Pilotanlagen. Ziel unserer Studie ist die Dokumentation aktueller Auswirkungen der Kläranlage auf das Kleingewässer „Landbach“, das als Vorfluter dient, um auf diese Weise Basisdaten für eine Veränderung der Belastungssituation nach Inbetriebnahme der vierten Reinigungsstufe bereitstellen zu können. Im Rahmen eines biologischen Effektmonitorings werden derzeit in mehreren Kampagnen die direkten Auswirkungen der eingeleiteten Stoffe auf Artniveau erfasst. Untersucht werden insbesondere die Mortalität und die Reproduktionsleistung von *Gammarus fossarum*. Über In-vitro-Assays konnte ein Eintrag von basistoxisch und östrogen wirkenden Stoffen über die Kläranlage nachgewiesen werden. Daher wird nun die Entwicklung der Basistoxizität, des mutagenen Potentials sowie endokriner und dioxinähnlicher Effekte in der Wasserphase nach Einleitung der Kläranlage untersucht. Betrachtet wird hierzu ein 4 km langer Transekt unterhalb des Einleiters. Innerhalb dieses Bereiches befindet sich ein renaturierter Gewässerabschnitt, der Teil eines Vogelschutzgebiets ist. Es soll geklärt werden, ob das Wirkpotential eingeleiteter Stoffe auch hier noch messbar ist.

Blick in die Zukunft (BLIZ): Kipppunkte in limnischen Systemen

Markus Hoffmann; Uta Raeder

Technische Universität München

Im Rahmen des interdisziplinären Verbundprojekts BLIZ: „Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft, Landnutzung, Ökosystemleistungen und Biodiversität in Bayern bis 2100“ wird der Blick in die Zukunft gerichtet, und es werden neue Szenarien für ein nachhaltiges Management von Ökosystemen in Bayern entwickelt. Ziel ist es, konkrete Handlungsanweisungen für ein nachhaltiges Management zu entwickeln und mögliche Unsicherheiten abzuschätzen. Dabei werden folgende Forschungsfragen bearbeitet: (I) Welche Auswirkungen haben Klima- und Landnutzungswandel auf bayerische Ökosysteme? (II) Wie sehen nachhaltige Landnutzungsstrategien für Bayern aus, die dem Verlust von Ökosystemleistungen und Biodiversität entgegenwirken? (III) Wie können ökologische und sozio-ökonomische Kipppunkte vermieden werden?

Als Teil des Forschungsverbundes werden an der Limnologischen Station Iffeldorf (LSI) die Folgen des Klima- und Landnutzungswandels auf Kipppunkte in limnischen Systemen untersucht. Der Schwerpunkt liegt auf der Erforschung der Auswirkungen steigender Trübstoff- und Nährstoffkonzentrationen in der Wassersäule auf ausgewählte submerse Makrophyten bzw. auf ganze Makrophytenbestände. Zudem sollen Kipppunkten ermittelt werden, ab denen sich die veränderten Stoffeinträge zukünftiger Klima- und Landnutzungsszenarien auf die Unterwasservegetation in Seen auswirken werden.

Aus diesem Grund werden in Mesokosmen- und Klimakammerversuchen verschiedene Stoffeinträge simuliert und deren Folgen für die Makrophytenentwicklung untersucht. Diese neuen empirischen Daten werden von Wissenschaftlern des Center for Computational and Theoretical Biology (Julius-Maximilians-Universität Würzburg) genutzt, um in Kombination mit existierenden Datensätzen Ausbreitungs- und Entwicklungsmodelle für interagierende Makrophytengemeinschaften zu formulieren. Die Modelle ermöglichen es Vorhersagen über die Veränderungen der Biodiversität in Seen zu treffen, kritische Kipppunkte zu identifizieren und Strategien zur Vermeidung von Kipppunkten zu entwickeln.

Die Untersuchungen in Mesokosmen und in Aquarien orientieren sich an den Ergebnissen GIS-basierter Eintragsmodelle, welche für die Einzugsgebiete verschiedenen Seetypen auf Grundlage neuer regionaler Klima- und Landnutzungsszenarien erstellt werden. Diese Vorgehensweise ermöglicht es, zukünftige Stoffeinträge abzuschätzen und in Kombination mit den Entwicklungsmodellen Landnutzungsstrategien zum Erhalt der Biodiversität zu entwickeln.

BLIZ ist Teil des Bayerischen Netzwerks für Klimaforschung (BayKLIF) und wird durch das Bayerische Staatsministerium für Wissenschaft und Kunst (StMWK) gefördert.

Metabolic adjustments during starvation in *Daphnia pulex*

Nadine Hoffschroer; Eva Klumpen; Andrea Schwalb; Ulrike Gigengack; Marita Koch;
Rüdiger J. Paul; Bettina Zeis

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Like many zooplankton organisms, *Daphnia pulex* faces variable food supply in their aquatic habitat. In spring, the high amount of phytoplankton allows a fast population increase (for example during an algal bloom in the lake), in turn the density of algae decreases drastically during the clear-water-phase. To maintain physiological performance during periods of starvation, metabolic adjustments are required. The dynamics of metabolites and the transcriptional regulation of metabolic enzymes during food deprivation were analysed in *D. pulex*. Animals were motile for 10 days during nutritional limitation using carbohydrate, lipid and protein stores. In the first 40 h of starvation, glycogen concentration declined and gluconeogenesis from metabolites of protein and lipid degradation kept up free glucose concentration and even increased it temporarily. Lipid degradation led to an initial decline of fat stores within 16 hours, but they were transiently replenished, most probably from enhanced levels of acetyl-CoA from protein and carbohydrate catabolism to fuel the Krebs cycle, confirmed by a corresponding maximum of α -ketoglutarate. However, prolonged starvation decreased the concentration. Additionally, the role of HIF-1 (hypoxia-inducible-factor-1) for starvation-induced gene regulation was studied. Analysis of the expression of HIF-1 target genes during food deprivation was carried out for enzymes involved in carbohydrate and lipid metabolism. All transcripts showed a maximum between 17 and 20 h after the transfer to algae-free medium. Thus metabolic shifts optimise the use of the remaining resources during periods of starvation.

Die Auswirkungen des vertikalen Aufstiegs der Büschelmückenlarven (*Chaoborus spec.*) auf die Methanflüsse in Kleingewässern

Wiebke Hörstmann-Jungemann; Friederike Gabel; Svenja Agethen

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Binnengewässer werden für 6 - 16 % der natürlichen Methanemissionen verantwortlich gemacht. Aus einigen Studien geht hervor, dass nicht nur die bekannten physikalischen Emissionspfade existieren, sondern auch ein Einfluss durch die aquatisch lebende Büschelmückenlarve (*Chaoborus spec.*) besteht. Diese führt eine diurnale Vertikalwanderung durch, welche einen Transport von CH₄ aus dem Hypolimnion in das Epilimnion bedingt und eine CH₄-Emission in die Atmosphäre vermuten lässt. Im Rahmen dieser Arbeit wurde an zwei unterschiedlichen Kleingewässern in Nordrhein-Westfalen sowie in einem Laborversuch anhand verschiedener Methodenansätze mittels Gasanalysatortechnik (UGGA) der Einfluss von *Chaoborus spec.* auf die CH₄-Flüsse an der Wasser-Atmosphäre-Grenze untersucht. Durchgeführt wurde ein in-situ-Versuch mit Mesokosmen verschiedener Besatzdichten in einem dystrophen Flachsee sowie ein Feldversuch mit schwimmender Messkammer und Echolot-Detektion der Larven in einem eutrophen See. Ein zweiter Mesokosmenversuch mit unterschiedlichen Besatzstufen wurde unter regulierten Laborbedingungen ausgeführt. Aus den beiden Mesokosmenversuchen konnten keine signifikanten Effekte der unterschiedlichen Besatzdichten der Büschelmücken nachgewiesen werden. Es zeigte sich jedoch ein komplexes Umweltgradienten-Muster, in dessen Rahmen sich die Larvenwanderung und vermutlich auch der CH₄-Transport bewegte. Die Freilandmessung am eutrophen See hingegen ergab eine Korrelation zwischen von 0,52 mmol/m²d auf 1,66 mmol/m²d angestiegenen CH₄-Emission und einer parallelen Abstiegswanderung der Larven und konnte damit die Hypothese unterstützen.

Einfluss von Ammoniak, Konkurrenz und wechselseitiger chemischer Impulse auf die Physiologie von *Gammarus pulex* und *Dikerogammarus villosus*

Thea Hose¹; Carola Winkelmann²; Sonja Stefani¹; Wolfram Remmers²; Thomas U. Berendonk¹; Susanne Worischka¹

¹ Technische Universität Dresden; ² Universität Koblenz-Landau

Die Migration invasiver Arten in Süßwasserökosysteme birgt Gefahren für die Biodiversität. Ein bekanntes Beispiel ist der aus der Pontokaspis stammende Amphipod *Dikerogammarus villosus*, welcher starke Effekte auf die heimischen benthischen Gemeinschaften und insbesondere auf andere Amphipoden haben kann. Während letale Effekte bisher intensiv untersucht wurden, sind die unmittelbaren nicht-letalen Effekte, z. B. auf die Physiologie, noch weitgehend unbekannt. Es wird angenommen, dass die Interaktion mit *D. villosus* zu einer Abnahme der Fitness heimischer Gammariden führt. Gleichzeitig gibt es Hinweise darauf, dass *D. villosus* sehr empfindlich auf Ammoniak reagiert und daher die Ammoniakkonzentration einen entscheidenden Faktor für die Koexistenz mit heimischen Amphipoden darstellt. Es ist bisher unklar, wie stark die nicht-letalen Effekte von *D. villosus* auf einheimische Amphipoden sind und inwieweit steigende Ammoniakkonzentrationen diese Effekte reduzieren können. Daher wurde ein dreiwöchiges Laborexperiment mit *Gammarus pulex* und *D. villosus* durchgeführt. Dies beinhaltete den Vergleich des physiologischen Zustandes beider Arten zwischen den Behandlungen mit und ohne Ammoniak sowie die Analyse der nicht-letalen Effekte von direkten und indirekten interspezifischen Interaktionen (gemeinsame Hälterung, Kairomone). Zur Beurteilung des physiologischen Zustandes wurden drei Parameter gemessen: RNA/DNA-Verhältnis (Wachstums- oder Stressindikator) sowie Triglycerid- und Glykogenkonzentration (langfristige und kurzfristige Energiespeicher). Die verwendeten Ammoniakkonzentrationen liegen um ein 30-faches höher als gemäß EU-WRRL empfohlen und repräsentieren daher eine hohe Umweltkonzentration.

Deutliche subletale Effekte dieser erhöhten Ammoniakkonzentration konnten für keine der Arten gezeigt werden, da keiner der Indikatoren eine signifikante Reduktion in den Ammoniakbehandlungen zeigte. Damit konnte auch die erwartete höhere Empfindlichkeit von *D. villosus* nicht nachgewiesen werden. Die Effekte der direkten Interaktion beider Arten hingegen scheinen dem Einfluss des Ammoniaks zu unterliegen, wobei hier eher *G. pulex* als *D. villosus* beeinträchtigt wurde. Dies wurde anhand des geringeren RNA/DNA-Verhältnisses von *G. pulex* in den Ammoniakbehandlungen deutlich. Im Gegensatz dazu schien *D. villosus* die Effekte der erhöhten Ammoniakkonzentration kompensieren zu können, wenn *G. pulex* als unterlegener Konkurrent oder Beuteorganismus anwesend war, was sich durch erhöhte Triglycerid- und Glykogenkonzentrationen von *D. villosus* unter diesen Bedingungen zeigte. Für *G. pulex* wurde bei hohen Ammoniakkonzentrationen eine hohe Mortalität durch *D. villosus* festgestellt. In den ammoniakfreien Ansätzen wurden für *G. pulex* keine reduzierten Triglycerid- und Glykogenkonzentrationen in Anwesenheit von *D. villosus* festgestellt, was darauf schließen lässt, dass sich die direkte Interaktion mit *D. villosus* hier nicht negativ auf diese Parameter auszuwirken scheint.

Wasserbeschaffenheit beim Elbe-Niedrigwasser 2018 – ein Langzeitvergleich

Gerd Hübner¹, Daniel Schwandt¹

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

Keywords: Chemisch-physikalische Wasserqualität, Niedrigwasser, historische Entwicklung, Elbe, Saale

Einleitung

Das Niedrigwasser (NW) der Elbe im Jahr 2018 zählt aufgrund seiner Intensität und Dauer (Juli bis Dezember) zu den historisch bemerkenswerten hydrologischen Ereignissen. Extremes NW im Sommer / Herbst führte die Elbe auch in den Jahren 1904, 1911, 1921, 1934, 1935, 1947, 1952, 1964 sowie – trotz deutlicher Stauraumzunahme im Einzugsgebiet – abschnittsweise auch 2003 und 2015 (Abb. 1). Der in Hübner & Schwandt (2018) publizierte Vergleich der Flusswasserbeschaffenheit während dieser Ereignisse wird hier mit Fokus auf dem NW 2018 fortgeschrieben. Der Einfluss der NW-Perioden auf die Wasserbeschaffenheit wird analysiert. Die Untersuchungen dienen ferner der fachlichen Einordnung historischer und aktueller NW-Ereignisse.

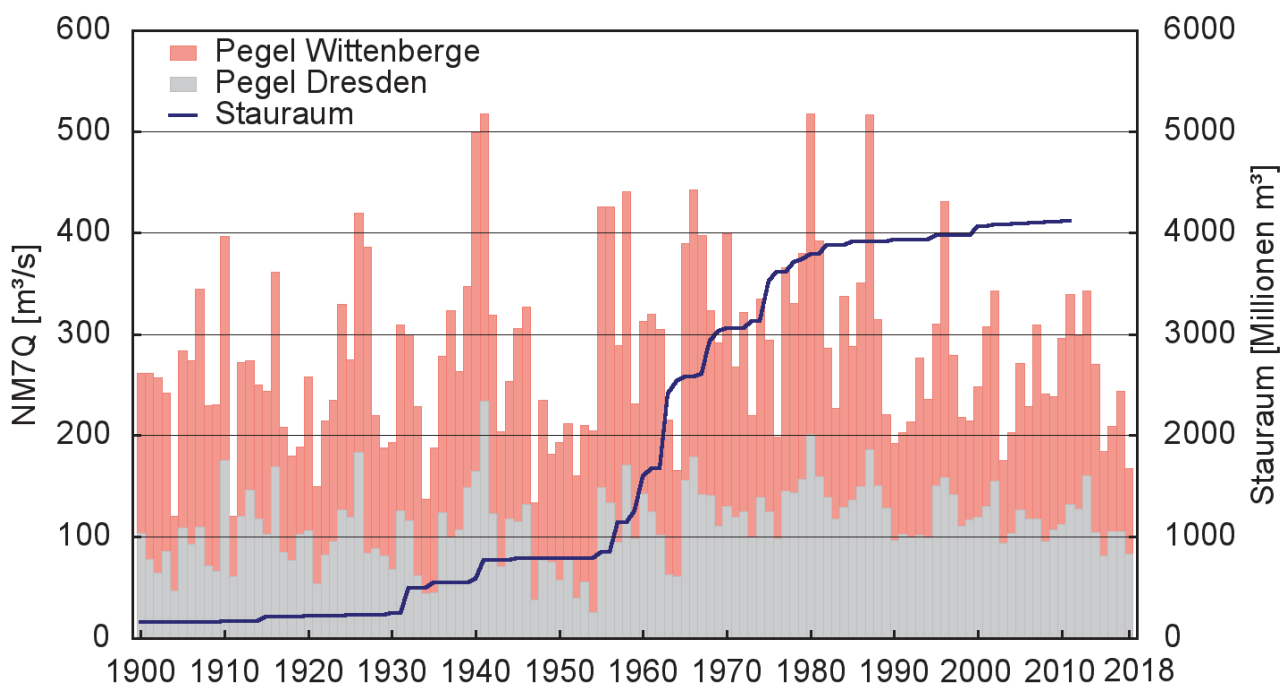


Abb. 1: Jährlicher niedrigster Durchfluss im 7-Tages-Mittel (NM7Q) an den Pegeln Dresden, Elbe-km 56 und Wittenberge, Elbe-km 454 von 1900 bis 2018 sowie Stauraum-Entwicklung im Elbe-Einzugsgebiet nach IKSE (2005, 2012) (nach Hübner & Schwandt 2018, ergänzt)

Methoden und Datengrundlagen

Die Wasserbeschaffenheit der Elbe zwischen Schmilka (Elbe-km 4) und Schnackenburg (Elbe-km 475) bei den vorgenannten extremen NW-Ereignissen seit 1900 wird – sofern Daten vorlagen – untereinander und mit den Verhältnissen im betreffenden Kalenderjahr verglichen. Für eine solche Langzeitbetrachtung kommen nur einzelne, schon von alters her gemessene chemisch-physikalische Kenngrößen wie Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Chloridkonzentration und Wasserhärte (bzw. Calcium- und Magnesiumkonzentration) in Frage. Die Vergleiche beziehen sich auf den jeweiligen Monat mit der geringsten Wasserführung, abgeleitet vom NM7Q und NM21Q (jährlicher niedrigster Durchfluss im Mittel von 7 bzw. 21 aufeinander folgenden Tagen) am Elbe-Pegel Barby. Bei fast allen Ereignissen wie auch beim NW 2018 betrifft dies den Monat August, 1934 den Juli.

Die Gütedaten zu den NW-Ereignissen 2015 und 2018 stammen aus dem „Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe“ der FGG Elbe (BfG 2019) und in Bezug auf den Jahresgang – wie auch für das NW 2003 – aus dem Routine-Monitoring der Bundesländer Sachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Niedersachsen (Daten aus FGG Elbe 2019 bzw. für das Jahr 2018 direkter Bezug von den Fachbehörden der Länder). Aus historischen Fachberichten (größtenteils in Archiven) und Fachpublikationen konnten Gütedaten zu den älteren hier betrachteten NW-Ereignissen gewonnen werden (Quellenzitate in Hübner & Schwandt 2018).

Ergebnisse

Sauerstoffgehalt und Wassertemperatur

In Abbildung 2 wird der Sauerstoffgehalt der Elbe beim NW 2018 mit der Situation bei früheren NW-Ereignissen verglichen. Dabei ist zu beachten, dass sich die Beprobungsfrequenzen je nach Messstelle und NW-Jahr sehr heterogen darstellen (Tab. 1). Es wird deutlich, dass der Sauerstoffhaushalt der Elbe beim NW 2018 stabil blieb, wie beim NW 2003 und 2015 sowie im Wesentlichen auch beim NW 1934 und 1935. Dagegen traten bei den NW-Ereignissen 1952 und 1964 stellenweise extreme Sauerstoffdefizite auf (Sauerstoffrückgang bis unter die Nachweisgrenze bzw. $< 1 \text{ mg/l O}_2$).

Der durchschnittliche Sauerstoffgehalt im NW-Monat war beim NW 2018 wie auch bei den vorhergehenden NW-Ereignissen an den meisten Messstellen kleiner der Durchschnitt des Gesamtjahrs. Im NW-Monat wurde häufiger auch der geringste Sauerstoffgehalt des Jahres gemessen, was 2018 bei Zehren (Großraum Dresden) und Magdeburg (links) der Fall war.

Tab. 1: Beprobungsfrequenz des Sauerstoffgehalts der Elbe in NW-Jahren an den in Abbildung 2 aufgeführten Messstellen

NW-Jahr	Großraum Dresden	Wittenberg	Magdeburg	Schnackenburg
1934, 1935		1x/Woche	werktäglich	
1952	3-4x/Monat		links: 1-2x/Woche rechts: werktäglich	10-20x/Monat
1964	1x/Woche		unbekannt*	Gorleben: werktägl.
2003	kontinuierlich	2x/Monat	2x/Monat	kontinuierlich
2015, 2018	kontinuierlich	kontinuierlich	1(-2)x/Monat	kontinuierlich

* : Daten abgeleitet aus Monatsmittelwert-Grafiken

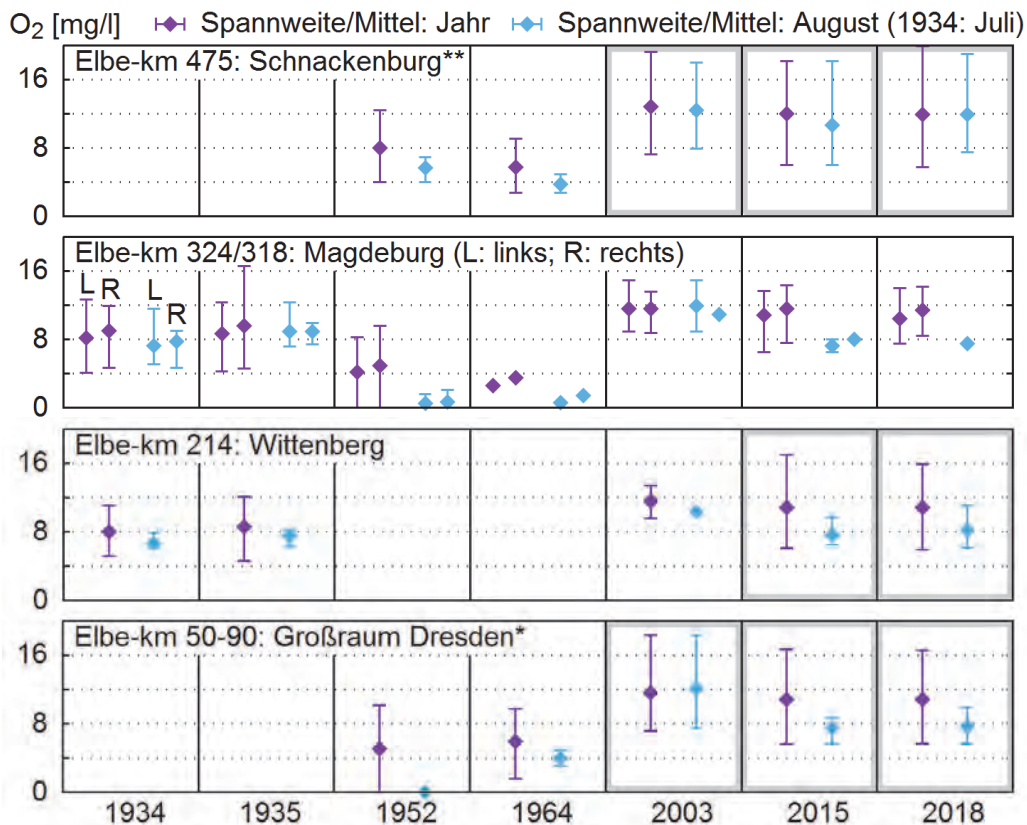


Abb. 2: Sauerstoffgehalt der Elbe in Jahren / Monaten mit extremem NW (*Messstellen: 1952 Meißen, 1964 Dresden-Saloppe, 2003-2018 Zehren; **Messstelle 1964: Gorleben); Beprobungsfrequenz: siehe Tabelle 1 (nach Hübner & Schwandt 2018, ergänzt)

In der unteren Mittel- und Elbe (Schnackenburg / Gorleben) lag der Sauerstoffgehalt im gesamten Jahreslauf 2018 – wie auch im Jahr 2015 – deutlich über dem des Jahres 1964 (Abb. 3). 2015 und insbesondere 2018 gab es größere sommerliche Sauerstoffschwankungen. Die durchschnittliche und maximale Wassertemperatur übertraf in beiden Jahren die des Jahres 1964.

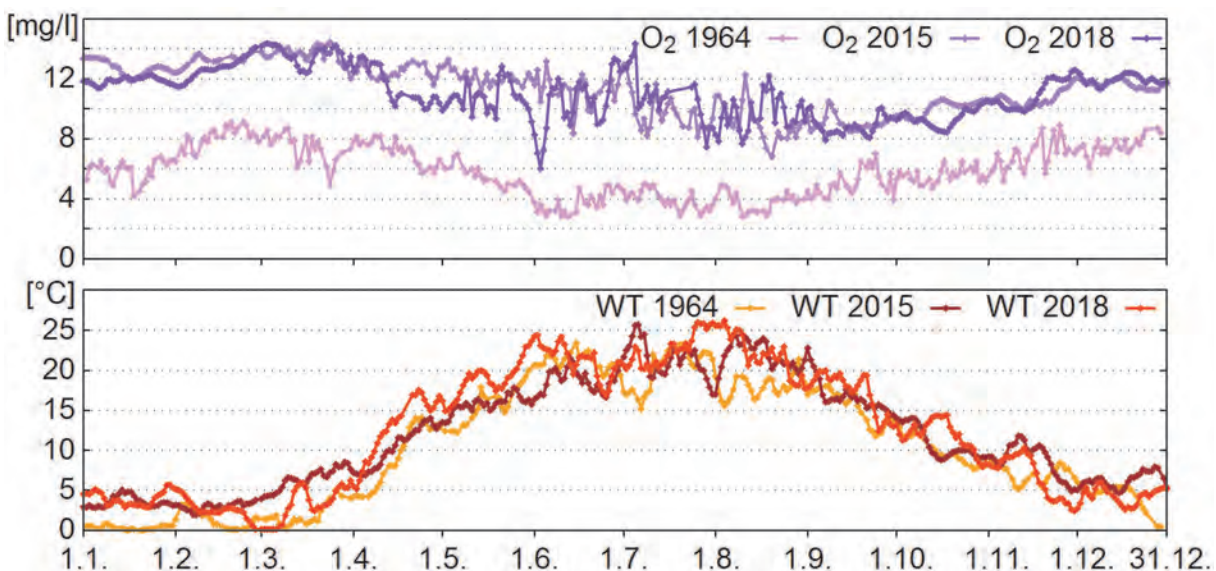


Abb. 3: Sauerstoffgehalt (O₂) und Wassertemperatur (WT) der Elbe bei Gorleben (Jahr 1964) bzw. Schnackenburg (Jahre 2015 und 2018) nach (werk-)täglichen 8.00 Uhr-Messwerten (nach Hübner & Schwandt, ergänzt)

Chloridkonzentration und Wasserhärte

Wie in Abbildung 4 am Beispiel der Elbe in Magdeburg dargestellt, zeigten auch die Chloridkonzentration und die Wasserhärte (Gesamthärte) der Elbe beim NW 2018 ein ähnliches Niveau wie bei den NW-Ereignissen 2003 und 2015. Beim Vergleich mit den älteren Ereignissen ist wiederum die deutlich variierende Beprobungsfrequenz zu beachten (siehe Unterschrift zu Abb. 4).

Aufgrund des starken Einflusses der von Südwesten (linksseitig) zuströmenden Saale (Elbe-km 291) auf die Wasserbeschaffenheit der Elbe war – wie auch außerhalb von NW-Perioden – sowohl die Chloridkonzentration als auch die Wasserhärte bei allen betrachteten NW-Ereignissen in Magdeburg am linken Ufer (Elbe-km 318, vormals 324) höher als am rechten (Elbe-km 322). Im jeweiligen NW-Monat nahmen Chloridkonzentration und Wasserhärte gegenüber dem Jahresdurchschnitt zu, teilweise (bei der Chloridkonzentration häufiger als bei der Wasserhärte) wurde in diesem Monat auch das Jahresmaximum gemessen. Zum August 2018 liegt nur für die Messstelle Magdeburg-links jeweils ein Messwert der Chloridkonzentration und Wasserhärte vor. Beide befinden sich im oberen Bereich der Jahresspannweite. Die höchsten Messwerte im Jahr 2018 wurden am 3. September ermittelt (Magdeburg-links): 520 mg/l Chlorid und 6,5 mmol/l Härte (36,3 °dH).

Gegenüber den Jahren 1952 und 1964 spiegeln die NW-Ereignisse 2003, 2015 und 2018 eine deutliche Abnahme der Chloridbelastung der Elbe wider (Abb. 4). Dagegen blieb die Wasserhärte ähnlich hoch wie 1964.

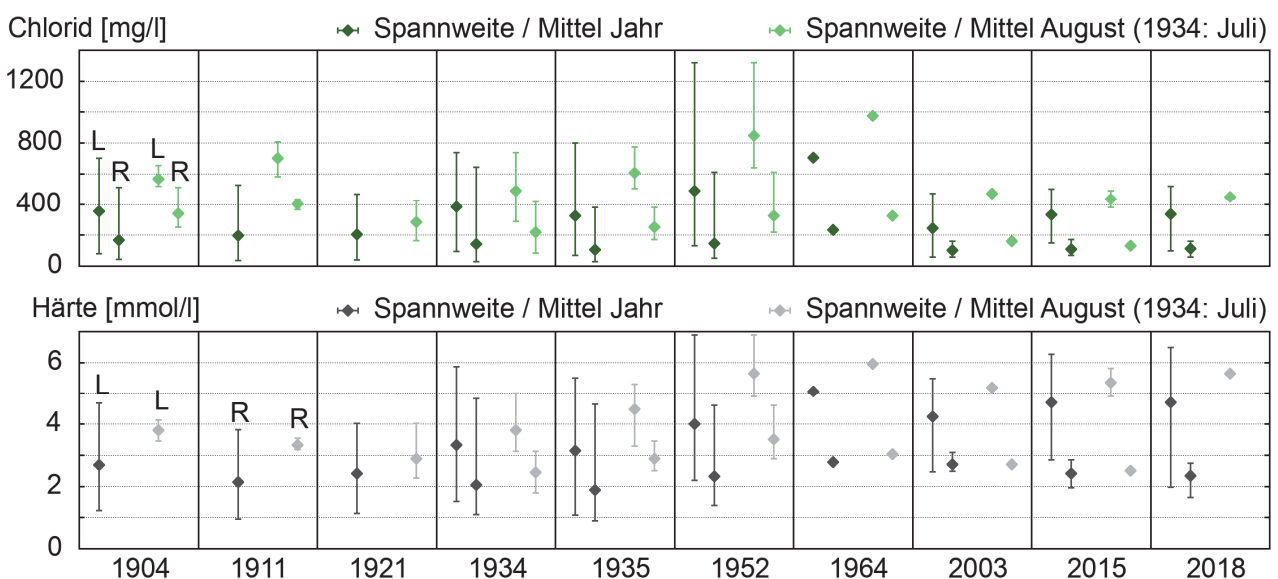


Abb. 4: Chloridkonzentration und Wasserhärte der Elbe bei Magdeburg (L: linkes Ufer, R: rechtes Ufer) in Jahren / Monaten mit extremem NW; Beprobungsfrequenz: 1904: 1x/Woche, 1911: 1x/Woche bzw. Chlorid links im Aug./Sept. fast täglich, 1921: 1-2x/Woche, 1934-2018: siehe Tab. 1, aber 2003 nur 1x/Monat (nach Hübner & Schwandt 2018, ergänzt)

Aufgrund der großen Bedeutung der Saale für den Salzgehalt und die Härte der Elbe zeigt Abbildung 5 Ausschnitte der dortigen Konzentrationsentwicklung. Sehr hohe Belastungen der Saale durch Einleitungen von Chlorid und Härtebildnern (Calcium und Magnesium) traten im Jahr 1964 auf. Anfang der 1990er Jahre ist ein Belastungsrückgang zu erkennen, wobei die Calcium- im Gegensatz zur Magnesiumkonzentration nachfolgend wieder gestiegen ist. Folglich hat sich das Calcium/Magnesium-Verhältnis erhöht, was auch für die Elbe nach dem Zufluss der Saale zutrifft.

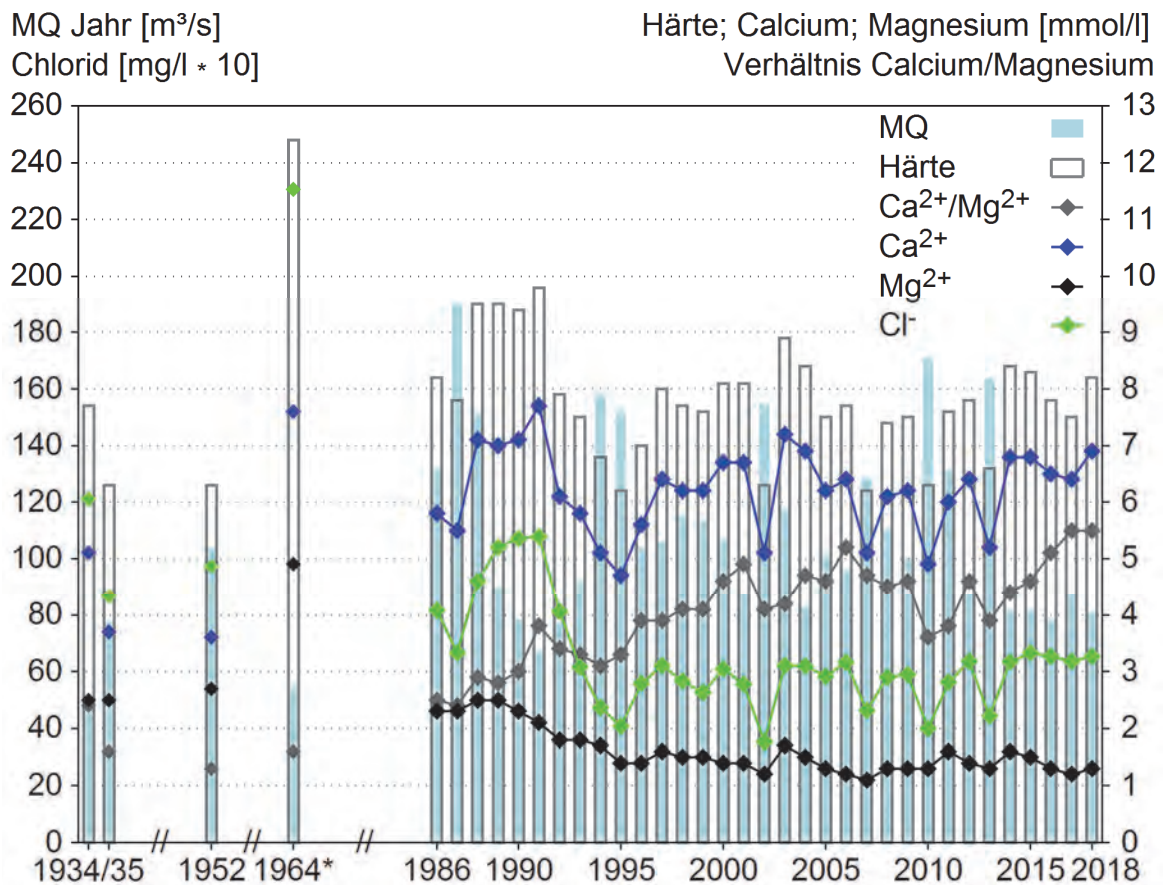


Abb. 5: Mittlerer Jahresdurchfluss (MQ) am Saale-Pegel Calbe-Grizehne sowie Jahresmittelwerte der Härte, Calcium-, Magnesium- und Chloridkonzentration sowie des Calcium/Magnesium-Verhältnisses in der unteren Saale bei Rosenberg in den Jahren 1934, 1935, 1952, 1964 sowie 1986-2018; *Probenahme Jan. - Okt. 1964 (nach Hübner & Schwandt 2018, ergänzt)

Diskussion

Beim Vergleich der NW-Ereignisse sind zum einen die unterschiedlichen Probenahmefrequenzen zu berücksichtigen. In früherer Zeit wurden beim Gewässermonitoring nur wenige Kenngrößen, diese aber in relativ kurzem Abstand gemessen. Heute wird an der Elbe eine große Zahl von Kenngrößen bestimmt, überwiegend aber nur einmal pro Monat. Andererseits werden einzelne Basiskenngrößen wie der Sauerstoffgehalt heute stellenweise kontinuierlich überwacht. Vor diesem Hintergrund eignen sich die Mittelwerte besser zum Langzeitvergleich als die Spannweiten der Messwerte. Zur Einordnung der NW-Situation im jeweiligen Jahreslauf und zur Beurteilung der gewässerökologischen Relevanz ist die zusätzliche Betrachtung der Messwert-Spannweite jedoch wichtig. Zum anderen variiert die Wasserführung bei den einzelnen Extremereignissen (vgl. Hübner & Schwandt 2018), wobei bei den NW-Ereignissen des 21. Jahrhunderts von einem relevanten Anteil Zuschusswasser aus Talsperren in Tschechien auszugehen ist (für 2015: IKSE 2017), der auch Einfluss auf die Wasserbeschaffenheit der Elbe hatte (Hübner & Schwandt 2016).

Nach Vliet & Zwolsman (2008) sind Flüsse mit gewöhnlicherweise niedrigem sommerlichem Durchfluss (wie die Elbe) und relativ hoher Gewässerbelastung durch Punktquellen anfälliger gegenüber NW-Perioden als Flüsse mit nivo-pluvial bedingtem Durchfluss (wie der Rhein). Dementsprechend traten an der Elbe beim NW 1952 und NW 1964 infolge starker

Wasserverschmutzung durch ungeklärtes Abwasser zeitweise nahezu anoxische Verhältnisse auf. Die Stilllegung von Industriebetrieben sowie der (Aus-)Bau zahlreicher Kläranlagen nach 1990 in Ostdeutschland und in der Tschechischen Republik führten zum starken Rückgang leicht oxidierbarer organischer Substanzen in der Elbe. Folglich zeigte sich der Sauerstoffhaushalt des Flusses bei den NW-Ereignissen des 21. Jahrhunderts stabil.

Der Konzentrationsanstieg von Salz- und weiteren Hauptionen in Flüssen während NW-Perioden wurde bereits vielfach beschrieben (z. B. Vliet & Zwolsman 2008; Mosley 2015). Die vorliegende Untersuchung zu Chlorid und Härte unterstreicht diese Beobachtungen. Eine Schlüsselfunktion für die Salz- und Härtebelastung der Elbe kommt der Saale zu. Nach Mirsch (1967) ist bei extremem NW von einer natürlichen Hintergrundbelastung der Saale bei Rosenberg von 225 mg/l Chlorid und 4,8 mmol/l Härte auszugehen, während für die Elbe bei Tangermünde (Elbe-km 389) 133 mg/l Chlorid und 3,3 mmol/l Härte anzusetzen sind. Von diesen Verhältnissen waren Saale und Elbe bei den NW-Ereignissen des 21. Jahrhunderts noch deutlich entfernt (Saale/Rosenburg, 15.8.2018: 1100 mg/l Chlorid, 11,8 mmol/l Härte; Elbe/Tangermünde (Mittelwert links/rechts), 3.9.2018: 355 mg/l Chlorid, 4,6 mmol/l Härte nach LHW 2019; siehe auch Hübner & Schwandt 2016, 2019).

Während der Rückgang der Magnesiumkonzentration in der Saale zu Beginn der 1990er Jahre auf die Stilllegung von Bergbaubetrieben im Südharzrevier zurückgeführt werden kann, fehlt uns bisher eine Erklärung für den Wiederanstieg der Calciumkonzentration, die sich auch in der Elbe unterhalb der Saalemündung zeigte und dort in den NW-Perioden des 21. Jahrhunderts auch im historischen Langzeitvergleich zu hohen Wasserhärten führte.

Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen am Beispiel der Elbe haben gezeigt, dass Vergleiche der Flusswasserbeschaffenheit anhand einzelner Kenngrößen über viele Jahrzehnte möglich sind. NW-Ereignisse können als Spiegel bzw. Gradmesser der jeweiligen Belastungssituation der Wasserqualität betrachtet werden, häufiger treten zumindest in Relation zum Jahreslauf extreme Messwerte auf. Dies rechtfertigt auf NW abgestimmte Sondermessprogramme mit verkürzten Probenahmeintervallen.

NW-bezogene Langzeitvergleiche der Wasserbeschaffenheit eines Flusses erleichtern die Unterscheidung ereignisspezifischer und allgemeiner NW-Charakteristika und ermöglichen die Identifikation relevanter Veränderungen / Trends im Gewässerchemismus. Sie bilden eine wesentliche Grundlage zur Einordnung, Klassifikation und Interpretation der Ereignisse.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei den Verantwortlichen der wasserwirtschaftlichen Landesbehörden und der FG Elbe für die jahrelange gute Zusammenarbeit im Rahmen des Messprogramms für hydrologische Extremereignisse an der Elbe sowie beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit für die Mittelbereitstellung über das "Messprogramm zur Überwachung der Gewässergüte grenzüberschreitender Flüsse sowie von Küstengewässern".

Literatur / Quellen

- BfG (Bundesanstalt für Gewässerkunde) (2019): Datensammlung zum Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe; hier zum Niedrigwasser 2015 und 2018. Informationsplattform Undine; http://undine.bafg.de/elbe/extremereignisse/elbe_mp_extremereignisse.html
- FGG Elbe (2019): Datenportal der FGG Elbe. Stand: 31.08.2019; <https://www.elbe-datenportal.de/>
- Hübner, G., Schwandt, D. (2016): Wasserbeschaffenheit und Schadstofftransport beim extremen Niedrigwasser der Elbe von Juli bis Oktober 2015. - Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Hrsg.). Fachberichte Hochwasser / Niedrigwasser – (Koblenz / Magdeburg): 41 S.; <https://www.fgg-elbe.de/dokumente/fachberichte.html>
- Hübner, G., Schwandt, D. (2018): Extreme low flow and water quality – a long-term view on the River Elbe. *Erdkunde – Archive for Scientific Geography*, Bonn 72 (3): 235-251; <https://doi.org/10.3112/erdkunde.2018.03.05>
- Hübner, G., Schwandt, D. (2019): Salz- und Schadstoffbelastung der Binnenelbe beim Niedrigwasser 2016. - Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Hrsg.). Fachberichte Hochwasser / Niedrigwasser – (Koblenz / Magdeburg): 15 S.; <https://www.fgg-elbe.de/dokumente/fachberichte.html>
- IKSE (2005): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet – Ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick. Magdeburg: 258 S.; <http://www.ikse-mkol.org/publikationen/verschiedenes/1/>
- IKSE (2012): Abschlussbericht über die Erfüllung des „Aktionsplans Hochwasserschutz Elbe“ im Zeitraum 2003-2011. Magdeburg: 67 S.; <http://www.ikse-mkol.org/en/publikationen/hochwasser/1/>
- IKSE (2017): Hydrologische Auswertung der Niedrigwassersituation 2015 im Einzugsgebiet der Elbe. Magdeburg: 63 S.; <http://www.ikse-mkol.org/publikationen/verschiedenes/1/>
- LHW (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt) (2019): Monitoringergebnisse der vergangenen Jahre; <https://lhw.sachsen-anhalt.de/untersuchen-bewerten/monitoringergebnisse/>
- Mirsch, E. (1967): Die natürliche und industrielle Versalzung von Wipper, Unstrut, Saale und Elbe. *Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft*, Berlin - Sonderheft 1966: 117 S., Anl.
- Mosley, L.M. (2015): Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. - *Earth-Science Reviews*, Amsterdam 140: 203-214; <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.11.010>
- Vliet, v., M.T.H., Zwolsman, J.J.G. (2008): Impact of summer droughts on the water quality of the Meuse river. *Journal of Hydrology*, Amsterdam 353 (1-2): 1–17; <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.01.001>

Drivers of cryptic species coexistence. Blueprint of a new project studying freshwater gammarid communities of Sicily

Kamil Hupalo¹; Alexander Weigand²; Martina Weiss¹; Florian Altermatt³; Diego Fontaneto⁴; Michal Grabowski⁵; Daniel Grabner¹; Bernd Sures¹; Florian Leese¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² Musée National d'Histoire Naturelle de Luxembourg, Luxembourg;

³ Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology; ⁴ National Research Council of Italy;

⁵ University of Lodz

DNA biodiversity assessments have confirmed the existence of overlooked or cryptic species in numerous taxa. Consequently, there is now a strong need for re-evaluation of intraspecific variability as well as the ecological traits and the actual distribution of the newly discovered cryptic species. In most cases, cryptic species usually form locally isolated populations, rarely known to co-occur in syntopy. Given their close phylogenetic relatedness, cryptic species are often considered ‘ecological clones’ with identical traits and thus are not expected to exhibit any niche partitioning patterns.

Interestingly, four cryptic lineages of the freshwater gammarid amphipod *Echinogammarus sicilianus* are known to co-occur on Sicily in a single locality, making it a quite unique case of cryptic freshwater species co-occurrence. The unexpected finding raises the question about the stability of this coexistence and its drivers. Thus, the main goal of our project is to test several hypotheses based on niche partitioning schemes, microhabitat selection and the potential influence of parasites mediating species coexistence.

We will conduct four successive seasonal campaigns to sample all available microhabitats in the particular stream system, including adjacent tributaries and affluents. All collected amphipods per site and microhabitat will be DNA-barcoded and their gut contents and microbiomes analysed via DNA metabarcoding to get insights into potential food resource specialisation among cryptic species. Additional data from stable isotope analyses, the local hydrological conditions, as well as the presence and diversity of microsporidian and acanthocephalan parasites, will help to identify potential drivers of species coexistence in freshwater gammarid communities of Sicily. But even more, we will use the *E. sicilianus* case as a model to study the general question how cryptic/sibling species are partitioning resources at the local and temporal scale that can be applied to further cases of cryptic species co-occurrence.

Monitoring der Bever - Habitatspezifische Erfolgskontrolle in einem Tieflandfluss ein Jahr nach Umsetzung der Renaturierung

Leonie Jaegers¹; Elisabeth I. Meyer²

¹ Westfälische Wilhelms-Universität Münster + Fachhochschule Münster; ² Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Für die Zielerreichung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) tritt zunehmend der zum Teil ausbleibende Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen in den Vordergrund. Vielfach ist die Betrachtung der Standorte mit der Beendigung der Umbaumaßnahmen abgeschlossen, und es findet nur selten ein langfristiges bzw. standortbezogenes Monitoring statt. Die Erfolgskontrolle ist jedoch ein wichtiges Instrument, das zur Lösung und Einordnung der wachsenden Problematik beitragen kann. Um neue Erkenntnisse zur Entwicklung der Ökologie nach Umbaumaßnahmen zu gewinnen, wird durch die Westfälischen Wilhelms-Universität und Fachhochschule Münster die Renaturierung der Bever in der nordrheinwestfälischen Gemeinde Ostbevern begleitend untersucht.

Die Bever stellt als sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss ein typisches Gewässer des Münsterlandes dar und erfüllt die Anforderungen der WRRL nicht. Im Gemeindegebiet Ostbevern sind daher die Herstellung der Durchgängigkeit und ökologische Verbesserung der Bever initiiert worden. Vor Beginn der Renaturierung erfolgte innerhalb einer Fallstudie im Jahr 2017 die Aufnahme des degradierten Ist-Zustandes der Bever. Bereits ein Jahr nach Abschluss der Umbaumaßnahmen wurde nun das Monitoring fortgesetzt, und es wurden erste Untersuchungen zur Erfolgskontrolle durchgeführt. In Rahmen einer Projektarbeit wurde dafür beispielhaft an einem Standort das Makrozoobenthos beprobt und ausgewertet. Gleichzeitig erfolgte eine genauere Betrachtung der Präferenzen der Makrozoobenthosorganismen hinsichtlich ihrer Habitatbesiedlung. Die Ergebnisse zeigen, wie sich die Biozönose innerhalb einer kurzen Zeitspanne entwickelt hat und welche Habitate voraussichtlich besonders zur Zielerreichung beitragen.

Biofilmgemeinschaften auf Mikroplastik: Mutualistische Interaktionen und Diversität

Rense Jongma¹; Rebekka Lülff; Anna Hübenthal; Bodo Philipp

¹ Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Die Akkumulation von Plastik in der Umwelt rückt zunehmend in das Bewusstsein der Gesellschaft. Durch Missmanagement von Plastikabfällen gelangten 2010 weltweit schätzungsweise 4,8 bis 12,7 Mt Plastikabfälle von küstennahen Regionen über Flüsse in die Ozeane (Jambeck et al., 2015; Lebreton & Andrady, 2019). Dies umfasst auch Mikroplastik (< 5 mm; MP), welches in aquatischen Habitaten mit diversen Organismen interagiert, so auch mit der Mikroflora. Eingebettet in einem Biofilm auf MP, bildet diese Gemeinschaft aus hetero- und autotrophen Mikroorganismen die sogenannte „Plastisphäre“ (Zettler et al., 2013; Kirstein et al., 2019). Im Projekt „MikroPlaTaS“ wird untersucht, inwiefern die Biofilmbildung die Hydrodynamik von MP in Süßwasser-Staulagen verändert und andererseits, welchen Einfluss die Ingestion dieser Partikel auf höhere trophische Ebenen hat. In diesen Studien wurde MP in verschiedenen Gewässern inkubiert und anschließend die Diversität der mikrobiellen Biofilmgemeinschaft bestimmt. Die Existenz von sowohl hetero- als auch autotrophen Mikroorganismen im MP-Biofilm deutete auf trophische Interaktionen hin. Um die Rolle solcher Interaktionen in der Biofilmbildung tiefergehend zu untersuchen, wurde der in situ gewachsene Biofilm ex situ unter photoautotrophen Bedingungen weiter kultiviert. Dies führte zu einer Selektion auf Gemeinschaften, in denen die autotrophen Algen die heterotrophen Bakterien ernähren. Die Gemeinschaften wurden weiterführend in ihrer Gesamtheit, jedoch auch auf Speziesebene taxonomisch und physiologisch charakterisiert, um u. a. Hinweise auf putative mutualistische Interaktionen zu erlangen.

Klimamonitoring in Seen

Sylvia Jordan; Michael Hupfer

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin

Laut Aussagen des Deutschen Wetterdienstes war das Jahr 2018 mit durchschnittlich 10,4 °C das wärmste und zugleich eines der niederschlagsärmsten Jahre seit Beginn der regelmäßigen Aufzeichnungen 1881. Damit stand das Jahr 2018 ganz im Zeichen des Klimawandels. Die hohen Temperaturen führten in geschichteten Seen zu einer sehr stabilen Sommerschichtung, in flachen Gewässern zu Temperaturen von mehr als 30°C. Aufgrund der fehlenden Niederschläge und der hohen Verdunstung sind die Grund- und Seewasserspiegel z. T. dramatisch gesunken. Für die Zukunft wird ein fortschreitender Erwärmungstrend, zunehmende Trocken- und Niedrigwasserperioden sowie die Zunahme von Hochwasser und Starkregenereignissen erwartet. Um Maßnahmen zur Klimaanpassung entwickeln zu können, ist es erforderlich, die Auswirkungen des Klimawandels auf die Seen durch ein gut abgestimmtes Klimamonitoring zu dokumentieren und geeignete Daten für Prognosemodelle bereitzustellen. Übliche Routinemessdaten, die zur Umsetzung der EU-WRRL erhoben werden, erfüllen diese Anforderungen hinsichtlich ihrer zeitlichen und räumlichen Auflösung nicht. Um Trends und Wirkzusammenhänge zu erkennen, besteht ein zunehmendes Interesse, verstärkt automatisch messende Systeme einzusetzen. Dafür gibt es verschiedene Möglichkeiten. Einfache Thermistorketten ermöglichen durchgängige Temperaturmessungen nahe der Oberfläche und über dem Grund von Seen, so dass neben der Temperaturentwicklung auch die Schichtungs-dauer exakt bestimmt werden kann. Um die klimatisch bedingten Veränderungen der Produktivität und des Mischungsregimes auf den Sauerstoffhaushalt erfassen zu können, werden Meßketten zusätzlich mit Sauerstoffloggern ausgestattet. Ein erweitertes Klimafolgenmonitoring umfasst neben der Messung der vertikalen Temperaturverteilung im See die Erhebung der meteorologischen Parameter direkt auf den See und weiterer automatisch messbarer Parameter wie pH, Leitfähigkeit, Trübung, Phycocyanin als Maß für die Cyanobakterien-Biomasse und Chlorophyll a im Epilimnion. In dem Beitrag sollen die Ausstattungsmöglichkeiten von automatischen Messstationen dargestellt und in Hinblick auf Kosten, Wartungsaufwand und Nutzen bewertet werden.

Contribution of the drawdown area to greenhouse gas emissions from an oligotrophic reservoir

Philipp Keller¹; Uwe Spank²; Matthias Koschorreck¹

¹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ; ² Technische Universität Dresden

Reservoirs are known to be a relevant source of greenhouse gases to the atmosphere. Drawdown areas at the shore, exposed by fluctuating water levels, were considered to be an additional significant hot spot for greenhouse gas emissions recently. However, estimates of emission rates may be biased due to inaccurate determination of the extent of these drawdown areas as well as the seasonal and spatial variation of greenhouse gas emissions and ignoring vegetation. We quantified the daily size of the drawdown area of the Rappbode Reservoir for the period 1965 - 2018 by a GIS analysis using a bathymetric model and waterlevel records. Furthermore, we measured CO₂ and CH₄ emissions of both, water surface and drawdown area throughout the year 2017 using chamber measurements with opaque and transparent chambers. We found that CO₂ flux from the drawdown area (mean $\pm$ sd = 140 $\pm$ 159 mmol m⁻² yr⁻¹) was four times higher than from the water surface (mean $\pm$ sd = 36 $\pm$ 74 mmol m⁻² yr⁻¹). Including the drawdown area into the carbon budget increased the total CO₂ emission by 26 %. Hence, 15 % of the surface area contributed 34 % of the total CO₂ emission.

Letale und subletale Toxizität der Fungizide Azoxystrobin und Kupferoxychlorid bei verschiedenen Temperaturen für *Gammarus fossarum*

Viktor Klima; Stefanie von Fumetti

Universität Basel, Schweiz

Fungizide als häufig eingesetzte Substanzen in der Landwirtschaft gelangen vor allem in intensiv genutzten Gebieten über den Oberflächenabfluss in Fliessgewässer. Dort können Fungizide in einer Vielzahl an Wirkstoffen in Konzentrationen von bis zu mehreren zehn Mikrogramm pro Liter nachgewiesen werden. Fungizide können sich bereits in diesem Konzentrationsbereich nachteilig auf aquatische Makroinvertebraten auswirken und implizieren indirekt potentielle Auswirkungen auf grundlegende Ökosystemfunktionen wie den Abbau von Falllaub in kleinen Fliessgewässern. Speziell über subletale Effekte von Fungiziden in Kombination mit steigenden Wassertemperaturen infolge globaler Klimaerwärmung ist bisher noch wenig bekannt. In dieser Masterarbeit wurde die letale und subletale Toxizität von zwei derzeit in der Schweizer Landwirtschaft häufig verwendeten Fungizidwirkstoffen (organisch: Azoxystrobin, anorganisch: Kupferoxychlorid) bei unterschiedlichen Temperaturen für *Gammarus fossarum* untersucht. Die letale Toxizität wurde in einem ex-situ LC-Test von 96 Stunden für die Temperaturen 9, 12, 15 und 18 °C untersucht. Der ermittelte LC50-Wert von Azoxystrobin lag für 9 °C bei 103 µg/L und für 18 °C bei 47 µg/L. Für Kupferoxychlorid war das gewählte Konzentrationsspektrum von 25-500 µg/L zu tief, um LC-Werte ermitteln zu können. Dies zeigt, dass Azoxystrobin im Vergleich zu Kupferoxychlorid zu einer deutlich erhöhten Mortalität bei *G. fossarum* führt. Die subletale Toxizität von Azoxystrobin wurde in zwei ex-situ Bioassays von 21 Tagen anhand der Fraßaktivität und den Energiereserven (Glykogengehalt) bei 10 und 15 °C untersucht. Dabei wurde im ersten Bioassay der LC10-Wert bei 10 °C (40 µg/L) und im zweiten Bioassay der LC10-Wert bei 15 °C (25 µg/L) verwendet. Bei 40 µg/L Azoxystrobin waren signifikante Effekte in Form einer Reduzierung der Fraßaktivität bei beiden Temperaturen gleichermassen zu beobachten. Bei 25 µg/L waren keine signifikanten Effekte aufgrund Kontamination und/oder erhöhter Temperatur zu beobachten. Die Temperaturdifferenz von 5 °C zeigte in beiden Bioassays keinen Effekt auf die Fraßaktivität. Die Resultate der Glykogenanalyse werden zeigen, ob die Effekte auf die Fraßaktivität und Energiereserven miteinander vereinbar sind. Verglichen mit gemessenen Azoxystrobin-Maximalwerten in europäischen Fliessgewässern von etwa 30 µg/L sind die in dieser Arbeit untersuchten Konzentrationen und deren Effekte als umweltrelevant zu betrachten.

Untersuchungen zu Schadstoffen und Hormonen in Fischmuskeln und –serum von Karpfen aus einem Fischkäfigexperiment in der Donau bei Novi Sad (Serbien)

Andreas Lechner, Marieke Voss, Martin Krause

Universität Osnabrück, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ

Die aquatischen Ökosysteme unserer Fließgewässer sind heutzutage einer großen Anzahl von Chemikalien sowie deren Transformationsprodukten ausgesetzt. Viele dieser Stoffe stören das Hormonsystem der Gewässerbewohner und können somit z. B. die Reproduktion, den Metabolismus und das Wachstum beeinflussen sowie Stress verursachen.

Um die Effekte organischer Schadstoffe in Fließgewässern besser untersuchen zu können, wurde zunächst eine Methode zum qualitativen und quantitativen Nachweis eines breiten Bereichs von Mikroschadstoffen und Hormonen in organischen Proben von Fischen etabliert. Dazu wurden Untersuchungen zur Eignung verschiedener Probenvorbereitungsmethoden mit dem Ziel durchgeführt, organische Schadstoffe, Hormone und Neurotransmitter in Muskel- und Serumproben von Karpfen mithilfe der LC-HRMS-Analytik nachzuweisen. Als Probenvorbereitung für das Muskelgewebe wurde die QuEChERS-Extraktion mit zwei verschiedenen Clean-Up-Varianten, EMR-L und dSPE mit PSA als Sorbent, untersucht. Anhand von Wiederfindungstests für ausgewählte wasserrelevante Targetsubstanzen konnte gezeigt werden, dass die Clean-Up-Methode mit PSA geeigneter ist. Für das Serum etablierte sich eine Extraktion mit eiskaltem Acetonitril. Um Neurotransmitter und Hormone in der LC-HRMS sensitiver detektieren zu können, wurde eine Derivatisierung der Proben mit Benzoylchlorid durchgeführt.

Anschließend wurde mithilfe der entwickelten Methodik untersucht, welche Substanzen von Fischen aufgenommen und angereichert werden. Hierfür wurde die Schadstoffbelastung von Karpfen (*Cyprinus carpio*) aus einem Fischkäfigexperiment (SOLUTIONS-Fallstudie) ermittelt, die an verschiedenen Standorten in der Donau in der Nähe der Stadt Novi Sad (Serbien) der jeweiligen Belastungssituation des Flusswassers ausgesetzt waren. Außerdem wurde ermittelt, ob die Einleitung des unbehandelten Abwassers von Novi Sad einen direkt erkennbaren Einfluss auf die Schadstoffgehalte und den Hormonspiegel der Fische an diesem Standort im Vergleich zu den Fischen der anderen Untersuchungsstandorte flussauf- bzw. flussabwärts hat.

Insgesamt konnten in den Karpfen 104 von über 500 analysierten Substanzen, darunter verschiedene Pharmazeutika, Pflanzenschutzmittel, Biozide, Kosmetika und Tenside sowie Hormone und zwei Neurotransmitter, nachgewiesen werden. Im Vergleich der Substanzkonzentrationen in den Karpfen mit denen im Wasser der Untersuchungsstandorte (aus der Literatur) zeigten sich teilweise deutliche Unterschiede. Somit kann von einer Biokonzentration ausgegangen werden.

Ein direkter Einfluss der Einleitung des unbehandelten Abwassers auf die Schadstoff- bzw. Hormonkonzentrationen der Fische konnte nicht festgestellt werden. Lediglich das Pharmazeutikum Sulfapyridin wies im Vergleich mit den anderen Standorten signifikant höhere Konzentrationen in den Karpfen nahe der Einleitung des Abwassers auf.

Floristische und faunistische Besiedlung einer Wasserbehandlungsanlage zur Eisenretention

Dieter Leßmann¹; Julia Gawronska²; Lucas Wilke²; Daniel Hühn³

¹ BTU Cottbus-Senftenberg; ² BTU Cottbus–Senftenberg; ³ Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sagrow

Infolge des langjährigen Braunkohlebergbaus in der Lausitz weisen zahlreiche Gewässer der Region erhöhte Eisenbelastungen auf. Um das ökologisch besonders wertvolle Biosphärenreservat Spreewald zu schützen, wurden an Spreewaldzuflüssen Wasserbehandlungsanlagen zur Verminderung der Eisenbelastung errichtet, die überwiegend als relativ naturnahe Eisenoxidaions- und Sedimentationsbecken gestaltet wurden.

Im Rahmen des vorgestellten Projekts sollte geprüft werden, inwieweit die 2013 in Betrieb genommene Wasserbehandlungsanlage am Vetschauer Mühlenfließ, in der die mittlere Gesamteisen-Konzentration von 5,2 mg/l im Zulauf auf 1,2 mg/l im Ablauf vermindert wird, neben ihrer technischen Funktion auch eine ökologische Bedeutung zukommt. Dazu wurden in den drei Becken der Anlage in Verbindung mit einem physikalisch-chemischen Monitoring Erfassungen der Makrophyten, der Makroinvertebraten und der Wirbeltiere durchgeführt.

Die Makrophytenkartierung erbrachte acht aquatische und sieben semi-aquatische Arten, die sich vor allem auf die Uferbereiche konzentrierten. Von den 44 nachgewiesenen Makroinvertebratentaxa besiedelten acht Taxa die Beckenmitten und 41 die ufernahen Bereiche, wobei das am stärksten durch Eisen belastete erste Becken die wenigsten Taxa aufwies. Mittels Elektrofischung und Multimaschenstellnetzen ließen sich elf Fischarten nachweisen. Die häufigsten Arten waren Barsch, Blei, Plötze, Rotfeder und Schleie. Mit abnehmender Eisenbelastung kam es zu einem deutlichen Anstieg der Abundanzen, während sich bei der Artenzahl kaum Unterschiede zwischen den Becken ergaben.

Insgesamt zeigte sich, dass naturnahe Wasserbehandlungsanlagen zur Eisenretention bei relativ geringer Eisenbelastung einen geeigneten Lebensraum für zahlreiche Pflanzen- und Tierarten darstellen können.

Methodenentwicklung zur Bewertung von faserbürtigem Mikroplastik

Jens Mählmann & Marco Sallat

Sächsisches Textilforschungsinstitut e. V. an der TU Chemnitz, Annaberger Str. 240, 09125 Chemnitz,
jens.maehlmann@stfi.de

Keywords: Mikroplastik, Textil, Fasern, Probenvorbereitung

Einleitung

Die wesentlichen Eintragspfade von Mikroplastik sind beschrieben: sog. sekundäres Mikroplastik, welches durch die Müll-Verwitterung entsteht und primäres Mikroplastik aus Produktionsrückständen, Produktionsverlusten sowie Mikroplastik aus Kosmetika und Hygieneartikeln (Bertling et al. 2018; Essel et al., 2015; BUND, 2016; Ott et al., 2015). Eine offenbare Wissenslücke stellt der Eintrag von Mikroplastik aus textilen Produkten dar. Es lassen sich nur vereinzelte Angaben finden, die jedoch eine sehr große Divergenz aufweisen (Browne et al. 2011, www.life-mermaids.eu, 2016; Pirc et al., 2016).

Ziele des Forschungsvorhabens sind die Qualifizierung und Quantifizierung von faserförmigen Mikroplastik-Emissionen in ausgewählten Prozessen und Produkten der Textilindustrie. Bisherige Untersuchungen zu Mikroplastik sind methodisch auf sphärische Partikel festgelegt. Bei Browne et al. (2011) ist eine Masseverschiebung der gefundenen Kunststoffspezies in der Nähe von menschlichen Besiedlungen hin zu einem Verhältnis, wie es typisch für (synthetische) Bekleidung ist, beschrieben. Das legt den Schluss nahe, dass ein unbekannter Anteil des Mikroplastiks in engem Zusammenhang mit der Herstellung, dem Gebrauch und der Pflege von Bekleidungstextilien und/oder technischen Textilien steht.

Material und Methoden

Für standardisierte Versuche (typische Produktions-Prozessschritte, gebrauchstypische Untersuchungen: Waschen, Abriebtest) wurden textile Flächengebilde auf institutseigenen Anlagen hergestellt, die sich lediglich in der Herstellungsart (Spinnvliesstoff „SV“, Faservliesstoffe „FV“ in den Verfestigungsverfahren Vernadeln „N“ oder Wasserstrahl „W“, Gewebe „RIG“ und Flachgestrick „FLS“) unterschieden. Folgende Anlagen- und Maschinenteknik stand zur Verfügung: Spinnvliesanlage Reicofil®4, Fa. Reifenhäuser GmbH & Co. KG Maschinenfabrik, Troisdorf; Labornadelvliesanlage Dilo Typ OUG II, Fa. Dilo Systems GmbH, Eberbach; Bandwebstuhl NCE 1/365, Fa. Jakob Müller, Frick/CH; Flachstrickmaschine Stoll CMS 740 Knit and Wear, H. Stoll GmbH, Reutlingen. Für alle Herstellungsverfahren wurden Garne (PET), Filamente („endlos“) oder Fasern aus Polyester (PET) in den Feinheiten 1,7 dtex oder 3,3 dtex eingesetzt. Zur begrifflichen Vereinfachung wird im Folgenden „Faser“ synonym zu „Filament“ verwendet. Die Standard-Flächengebilde wurden mit einer flächenspezifischen Masse von nominell 150 g/m² hergestellt, um einen möglichst weiten potentiellen Anwendungsbereich abzudecken (vgl. Abbildung 1).

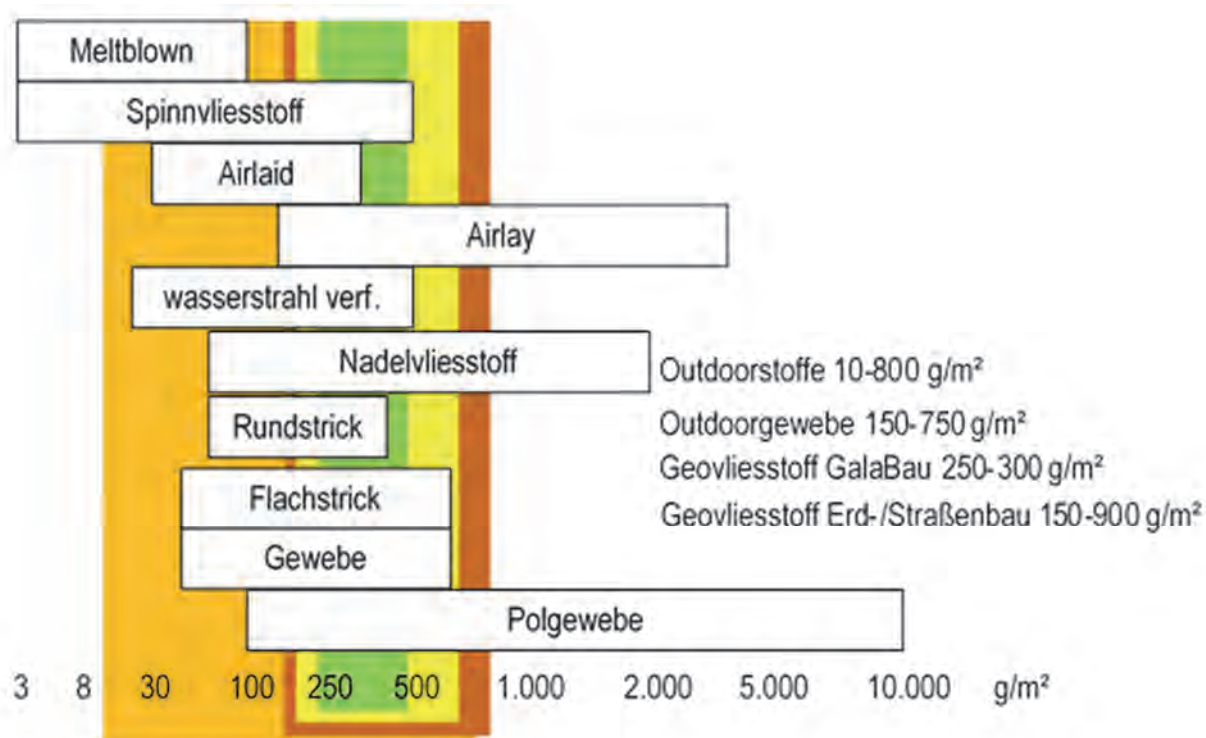


Abbildung 10. Herstellungstechnologien und typische Verwendung von textilen Flächengebilden in Abhängigkeit ihrer flächenspezifischen Masse

Referenzproben Mikroplastikfasern

Die formale Beschreibung von Mikroplastik-Fasern sowie Standard-Materialien aus vergleichbaren Faser-/Filament-Charakteristiken (z. B. Form, Größe, Faserdurchmesser, Faserlänge, Farbe) erfolgte unter Nutzung der Licht- (Digitalmikroskop VHX 600, Fa. Keyence Deutschland GmbH, Neu-Isenburg) und Rasterelektronenmikroskopie (QuantaTM 250 FEG, Fa. FEI Company; Hillsboro, Oregon/USA) sowie des Bildanalyseverfahrens zur Faseranalyse FibreShape FH/FiVer (FH), Fa. IST AG- Innovative Sintering Technologies, Vilters/CH.

Aus dem PET-Nadelfaservliesstoff NFV1 ($F=3,3$ dtex; $D=19,3$ μm) wurde durch Zerkleinern tiefgefrorener Stücke (ca. $1,5 \times 2$ cm^2) mit Hilfe einer Retsch Mühle ZM200 (18.000 U/min, 1 mm Siebkorngröße) eine Mikroplastikfaser-Probe (MFP) für Referenzuntersuchungen erzeugt. Die mittlere Faserlänge (Bildanalyse) betrug $1,16 \pm 0,74$ mm.

Zuschnitt

Die Gewinnung der Proben für textilphysikalische Untersuchungen und Waschversuche erfolgte durch Stanzen, Ausschneiden mit einer Schere, mittels Laser-Schnittsystems (Typ eurolaser M1200, Fa. eurolaser GmbH, Lüneburg) oder mittels Ultraschall-Schweißmaschine (Typ 8312, Fa. Pfaff Industriesysteme und Maschinen GmbH, Kaiserslautern).

Scheuerprüfungen

Im Rahmen von Scheuerprüfungen nach der Martindale-Methode (in Anlehnung an DIN EN ISO 12947) wurden verschiedene textile Referenz-Flächengebilde hinsichtlich ihrer Robustheit gegenüber mechanischem Abrieb gegen Standard-Wollgewebe untersucht. Die Prüfungen wurden jeweils

beendet, sobald an der Probe mindestens ein Faden (Gestrick), zwei Fäden (Gewebe) zerstört oder Löcher mit $D > 2,5$ mm (Vliesstoffe) erkennbar waren. Masseveränderungen wurden während und nach der Prüfung gravimetrisch bestimmt. Abgelöste Fasern wurden während und nach Ende der Prüfung quantitativ aufgesammelt.

Waschtest

Für Waschtests kam eine Laborwaschmaschine Atlas Linitest Plus, Fa. ATLAS Material Testing Technology BV, Gelnhausen, zum Einsatz. Das System mit 8 Edelstahl-Probenbecher á 500 ml eignet sich durch Zugabe von Stahlkugeln auch für Tests auf Beständigkeit gegen Mahlen/Walken. Die Tests wurden in Anlehnung an DIN EN ISO 105-C06C2S bei 60°C und zweimaligem Spülen (jeweils 100 mL) mit vollentsalztem, partikelfrei filtriertem (0,2 µm CA-Filter) Wasser, bei quantitativer Überführung/Rückhaltung des Spülwassers durchgeführt.

Filtration

Zur Probenaufbereitung und Gewinnung von Mikroplastik-Fasern aus Wasch- und/oder Prozesswasser wurden metallische Filter-Systeme entwickelt: Eine (Aluminium)-Filterkaskade mit Durchmesser 47 mm erlaubte durch Schwere- oder Unterdruckfiltration über Edelstahl-Gewebe-Filter (Rolf Körner GmbH, Niederzier) eine Fraktionierung über 500 µm; 50 µm, 10 µm Maschenweite (MW). Eine Edelstahl-Filterpatrone mit Durchmesser 5 mm) für einen Edelstahl-Gewebe-Filter mit Maschenweite 10 µm wurde für eine Druckfiltration mittels Säulenadsorptionseinheit APV 26 (Analytik Jena, Jena) erstellt.

Identifikation von Mikroplastik-Fasern

Die Identifikation von Mikroplastik-Fasern erfolgte mittels eines FTIR-Mikroskop (Spotlight 400/Spectrum 100, Fa. Perkin Elmer LAS (Germany) GmbH, Rodgau-Jürgesheim) sowie durch Ramanspektroskopie (TU-München).

Ergebnisse

Textilphysikalische Charakterisierung

Die eingesetzten (PET) Stapelfasern und Fasergarne wiesen Feinheiten zwischen 1,6 dtex (GNW1, GAF1, GCW2, GCW5) und ca. 3,8 dtex (GCW4, GT1¹) auf. Dies entsprach einem Faser-Durchmesser zwischen 11 µ (GNW1, GCW5) und 18 µm (GAF1¹). Die Zugfestigkeit dieser Fasern lag zwischen 5 N und 83 N bei einer Dehnung zwischen 11 % und 29 %. Die Nass- und Trockenzugfestigkeit unterschieden sich nicht signifikant.

Es konnten erfolgreich Flächenstrukturen vergleichbarer flächenbezogener Massen (nominell 150 g/m², variierend von 140 g/m² (FLS3/GCW4) bis 183 g/m² (FLS8/GSN1)) aus den o.g. Garnen unter Nutzung unterschiedlicher Fertigungsverfahren hergestellt werden. Bei den Vliesstoffen kamen Fasern mit Feinheiten zwischen 2,65 dtex (NFV2) und 4,03 dtex (NFV1) zum Einsatz; die Faser-Durchmesser lagen zwischen 16 µm (NFV2), 18 µm (WSV1) und 19 µm (NFV1, NSV1)

¹ Abschätzung, da bei texturierten Garnen keine Messung möglich

Scheuerprüfung

Es wurde beobachtet, dass mit Ausnahme von Ripsgewebe RIG1 alle anderen getesteten textilen Flächen spätestens nach 1.000 Scheuertouren eine Pillbildung aufwiesen. RIG 1 zeigte lediglich Aufrauungen. Im weiteren Prüfverlauf wurden sowohl Einzelfasern als auch gebildete Pills abgerieben und letztlich als Massenverluste detektiert. Zwischenzeitlich gemessene Massezunahmen wurden auf Überträge von Fasern/Partikeln vom Scheuergewebe auf die Proben zurückgeführt.

Die höchsten Scheuerfestigkeiten wurden mit 125.000 Touren bei Proben des vernadelten Spinnvliesstoffs NSV1 und mit 90.000 Touren bei wasserstrahlverfestigtem Spinnvliesstoff WSV1 ermittelt. Im Bereich von 40.000 bis 70.000 Touren lagen die Scheuerbeständigkeiten der anderen untersuchten Vliesstoffkonstruktionen und der Gewebe RIG6 und RIG7. Die übrigen Flächengebilde erreichten Scheuerbeständigkeiten von maximal 18.000 Touren. Die Prüfungen für die Flachgestricke sind noch nicht abgeschlossen, lassen aber geringe Scheuerbeständigkeiten erwarten.

Der geringste Masseverlust wurde bei Gewebe RIG1 mit $6,6 \text{ g/m}^2$ (2,5 %, mittlere Tourenzahl = 16.667), der höchste mit $89,3 \text{ g/m}^2$ (38,9 %, Tourenzahl = 135.000) beim vernadelten Spinnvliesstoffs NSV1 ermittelt. Bei vergleichbarer Tourenzahl um 70.000 lagen die Masseverluste bei 19,6 % (NSV1), 22,2 % (NFV1), 26,3 % (NFV2), 19,3 % (RIG6).

Waschtest

Bisherige Ergebnisse weisen Faserausträge nach. Eine gravimetrische Bestimmung der Faserverluste war bisher nicht möglich, da sich neben den Fasern auch Begleitstoffe auf den Filtern abscheiden, die nicht selektiv entfernt werden konnten. Ein anderes Problem betrifft die Textilprobenvorbereitung an sich. Durch die Schnittkanten, insbesondere bei Gestriken, kommt es zu Verfälschungen. In den Filtrerrückständen der Wasserproben war nicht mehr erkennbar, ob es sich um Fasern aus der Fläche handelte oder ob es Faserverluste an den Schnittkanten waren, wie z. B. sekundär aufgelöste an- oder abgetrennte Maschenschenkel (sogenannte „offene Warenkante“, die beim Fertigprodukt nahezu nie auftritt). Diese Verfälschungen waren vor allem bei der Probengewinnung durch Stanzen oder Schneiden mit der Schere zu beobachten.

Zuschnitt

Auf Grund der geringen typischen Probenmaße, von z. B. 40 mm x 100 mm bei den Waschversuchen, weisen die Randflächen einen erheblichen Einfluss auf das Emissionsergebnis auf. Während bei (Nadel-)Vliesstoffen und Geweben ein Schnitt mittels Laser-Schneidmaschine zu einer hinreichenden Verfestigung der thermoplastischen Filamente im Randbereich führte, war dieses Trennverfahren bei den Gestriken nicht erfolgreich. Hier konnte durch relaxierende Fadenspannung ein sicheres Verschmelzen der Filamente nicht gewährleistet werden.

Die Schneidversuche mittels Ultraschall-Schweißmaschine ergaben für die drei getesteten Muster Vliesstoff NFV2, Gewebe RIG7 und das Gestrick FLS8 eine hinreichend gute Anheftung der angeschnittenen Filamente, wie in Abbildung 11 dargestellt.



Abbildung 11. (l) Vliesstoff NFV2, (m) Gestrick FLS8 (r) Gewebe RIG7 5-fache Vergrößerung der Schnittkante

Filtration

Die Versuche zur quantitativen Erfassung von Mikroplastik-Fasern aus Wasserproben durch Filtration und anschließender Wägung der Filter zeigten, dass in reinem Wasser durchschnittlich 98,5 % (+/- 2,75 %) der zuvor zugesetzten Mikroplastikfasern (50 mg/l) auf den Filtern wiedergefunden wurden. Beim Einsatz von Waschzusätzen (WZ 1 - 6), wichen die mittleren Wiederfindungsraten von der o. g. geringfügig ab (Tabelle 3). Filtriert wurde über eine Metallfilterkaskade (MW 500 µm – 50 µm – 10 µm) kombiniert mit einem 0,45 µm Celluloseacetat-Filter (Abbildung 12).

Tabelle 3. Wiederfindungsraten (gravimetrisch bestimmt) von Referenz-Mikroplastik-Fasern nach Filtration von künstlich hergestellten Wasserproben

Wasser	Wasser + WZ 1	Wasser + WZ 2	Wasser + WZ 3	Wasser + WZ 4	Wasser + WZ 5	Wasser + WZ 6
98,5 %	100,5 %	99,96 %	98,59 %	96,69 %	99,92 %	97,61 %
+/- 2,75 %	+/- 1,13 %	+/- 1,8 %	+/- 4,75 %	+/- 2,27 %	+/- 1,02 %	+/- 0,89 %

Legende Waschzusätze:

WZ 1	Fettalkoholethoxylat, Alkali, Komplexbildner
WZ 2	Fettalkoholethoxylat, Alkali, Komplexbildner, optische Aufheller, Desinfektionsmittel
WZ 3	Puffer (pH 1), Biozid
WZ 4	Puffer (pH 1), Hypochlorit
WZ 5	Fettalkoholethoxylat, Tenside
WZ 6	Polyacrylat, Phosphonate

Bei der Edelstahl-Filterpatrone (D = 5 mm) mit Edelstahl-Gewebe-Filtern (MW 10 µm) verblockte der Filter insbesondere bei Anwesenheit von Silikaten aus Waschmittelzusätzen. Hier lagen die erreichbaren Filtrationsvolumina bei ca. 2 mL/Filter. Eine Modifikation der Filterpatrone mit Polycarbonat-Filterhaltern (D = 13 mm, MW 10 µm) der Fa. Sartorius AG, Göttingen, erlaubte höhere Filtrationsvolumina. Für die 50 mL Waschflotte aus den Waschversuchen waren hier bis zu 3 Filter notwendig.

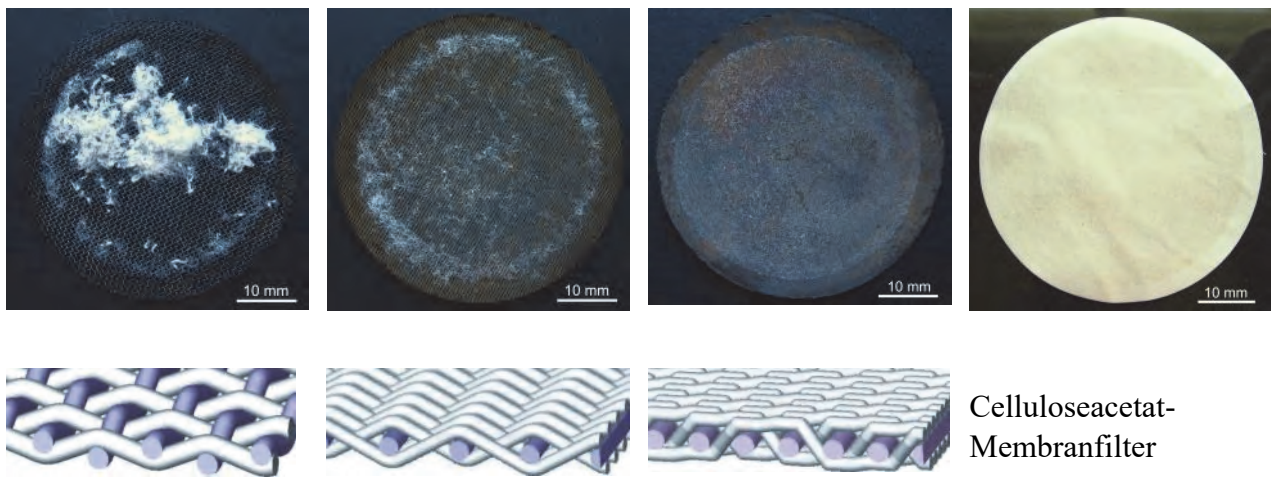


Abbildung 12. Oben: Rückstand nach Filtration von 50 mg PET-Mikroplastik-Fasern (in 1 L Wasser + WZ 1) über Filterkaskade (v.l.n.r.: MW 500 µm, 50 µm, 10 µm, 0,45 µm). Unten: Bindung der Filter, v.l.n.r.: Leinwand, Tresse, Köpertresse, Membranfilter)

Diskussion

Scheuerprüfung

Ein (noch nicht quantifizierter) Teil der herausgerissenen/herausgebrochenen Fasern verblieb (anfangs) auf dem Textil (z. B. in Form von Pillings; keine Detektion von Masseverlusten) und wurde erst mit fortschreitender Scheuerdauer in die Umgebung freigesetzt (Detektion von Masseverlusten). Damit hat neben textiltechnologischen Aspekten (z. B. Gewebe vs. Gestrick) auch die Art, Intensität und Dauer der Textilnutzung einen Einfluss auf die Freisetzung von faserbürtigem Mikroplastik.

Eine quantitative Aufnahme des Faserabriebs bei dem Martindale-Testverfahren nach DIN erwies sich als nicht möglich; das Einwandern von abgeriebenen Fasern in den Scheuerpartner war nicht hinreichend quantifizierbar. Damit ermöglicht die Scheuerprüfung keine abschließende Bewertung von Textilien im Hinblick die auf Problematik der Emission von Mikroplastikfasern.

Waschtest

Grundsätzlich scheint der Waschtest geeignet zu sein, um qualitative und quantitative Bewertungen der Freisetzung von Mikroplastikfasern aus Textilien zu treffen. Die Miniaturisierung erlaubt die zeitsparende Durchführung paralleler Tests und reduziert durch die geringen Wasch- und Spülflottenvolumina den Analyseaufwand. In Abhängigkeit von den gewählten Waschzusätzen ist eine vergleichsweise schnelle und einfache Probengewinnung durch anschließende Filtration der Flotten möglich.

Filtration

Die Metallgewebefilter ermöglichen prinzipiell eine zügige und technisch einfache Filtration von Wasserproben. Das abgestufte Metall-Filtersystem erlaubte den vollständigen Rückhalt von Mikroplastikfasern. Die anhand der Referenzversuche ermittelten Masseverluste an Mikroplastikfasern sind auf Anhaftungen derselben im Filtersystem zurückzuführen, welche trotz großer Sorgfalt nicht herausgespült werden konnten. Die beiden letzten Filtrationsschritte über den 10 µm-Filter oder den Membranfilter erwiesen sich in Abhängigkeit von Begleitstoffen im Wasser

(v. a. Silikate aus Waschmitteln) deutlich zeitaufwendiger und erforderten fallweise hohe Filtrationsdrücke und häufige Filterwechsel.

Die größenselektive Filtration von Mikroplastik-Fasern wurde zum einen durch das Verhältnis von Faserlänge zu -durchmesser und zum anderen durch Faser-Aggregation (Knäuelbildung) stark beeinträchtigt. So war an den 50 µm- und 500 µm-Filtern zu beobachten, dass Fasern, trotz längerer Ausdehnung als die Maschenweite des Filters, aufgrund ihres geringeren Querschnitts den Filter dennoch passierten. Am 10 µm-Filter trat dieser Effekt aufgrund der Filtergewebebindung (Köpertresse) nicht auf. Andererseits wurden auch kürzere Fasern auf weitmaschigen Filtern abgeschieden, wenn sie Bestandteil von Faseraggregaten waren.

Vorteilhaft erwies sich die Möglichkeit des Ausglühens der Metallfilter zur vollständigen Befreiung von Kunststoffen. Damit besteht bei der Probenvorbehandlung keine Gefahr des Eintrags von Mikroplastik durch den Filter selbst. Die Metallfilter sind einfach zu reinigen und wiederverwendbar. Die Größenfraktionierung ermöglicht die Filtration großer Wassermengen, da sich der Aufbau von (störenden) Filterkuchen auf den einzelnen Filtern verlangsamt.

Als nachteilig erwies sich, dass sowohl die Verwendung von Metallgewebefiltern als auch von Standard-Membranfiltern aus Polyamid oder Polycarbonat bei der FTIR-Mikroskopie zu Schwierigkeiten führt. Die Metallfilter weisen nicht die notwendigen IR-Reflexionseigenschaften auf. Eine Verschlechterung, wurde in Folge des Ausglühens beobachtet. Alternativ könnten stark reflektierende Filter (goldbeschichtete Polycarbonat-, Silbermembran) verwendet werden (Stückpreise 8 - 20 US\$; Robertson, 2018)². Zudem erfordern IR-Transmissionsmessungen eine manuelle Übertragung der Mikroplastik-Proben auf IR-transparente Träger (z. B. KBr) mit der Gefahr von Faserverlusten.

FTIR-Spektroskopie / Ramanspektroskopie

Die bei der Durchführung der Waschtests ggf. zur Anwendung kommenden Silikate aus den Waschmittelzusätzen wirkten sich störend auf die spektroskopischen Untersuchungen aus. Weitere Reinigungs- und Spülvorgänge ermöglichen zwar die Minderung der Problematik, erfordern aber weitere Filtrationsvorgänge mit der Gefahr von Faserverlusten. Bisher offen ist das Verhalten von (ein-)getrockneten Filterrückständen, die für den Übertrag auf Spektroskopie-geeignete Träger resuspendiert werden müssen, was zu einem erneuten Aufquellen der Silikatgele führen kann.

Danksagung

Wir danken der Euronorm Gesellschaft für Qualitätssicherung und Innovationsmanagement mbH für die finanzielle Förderung des Forschungsvorhabens „Methodenentwicklung zur Abschätzung der Freisetzung faserbürtigen Mikroplastiks aus Textilien“ (VF160021), welche aus Haushaltsmitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (BMWi) innerhalb des Förderprogramms „FuE-Förderung gemeinnütziger externer Industrieforschungseinrichtungen in Ostdeutschland“ Innovationskompetenz Ost (INNO-KOM-Ost) - Modul: Vorlaufforschung (VF) - erfolgte.

Literatur

J. Bertling, R. Bertling, L. Hamann (2018): Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der

² ausgewählte Bezugsquellen: www.pieper-filter.de, www.i3membrane.de

- Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT (Hsg.), Oberhausen, Juni 2018
- BUND, 2016. Mikroplastik - Die unsichtbare Gefahr. Der BUND-Einkaufsratgeber. Broschüre, Bund für Umwelt- und Naturschutz (BUND)
- Browne, Mark Anthony, Crump, Phillip, Niven, Stewart J., Teuten, Emma, Tonkin, Andrew, Galloway, Tamara, Thompson, Richard 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. Environ. Sci. Technol. 2011, 45, 9175–9179
- DIN EN ISO 105-C06C2S Textilien - Farbechtheitsprüfungen - Teil C06: Farbechtheit bei der Haushaltswäsche und der gewerblichen Wäsche
- DIN EN ISO 12947-2:2017-03. Textilien - Bestimmung der Scheuerbeständigkeit von textilen Flächengebilden mit dem Martindale-Verfahren - Teil 2: Bestimmung der Probenzerstörung
- Essel, R., Engel, L., Carus, M., Ahrens, R. H. (2015): Quellen für Mikroplastik mit Relevanz für den Meeresschutz in Deutschland. Gutachten, UBA TEXTE 63/2015, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2015
- www.life-mermaids.eu (2016) (LIFE13ENV/IT/001069)
- Ott, G., Wurster, U., Zipperle, J. (2015). Mikro-Kunststoffe: Grundlagen und Sachstand. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 2015
- Pirc, U., Vidmar, M., Mozer, A., Kržan, A. (2016): "Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing", Environmental Science and Pollution Research, DOI: 10.1007/s11356-016-7703-0
- Robertson, Ian, 2018. IR microscopy for the analysis of microplastics in bottled water. Webinar, <https://webinars.newfoodmagazine.com/IR-Microscopy-for-the-Analysis-of-Microplastics-in-Bottled-Water>

The impact of temperature and starvation on digestive enzymes in *Daphnia pulex*

Franziska Merten; Bettina Zeis

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

The crustacean *Daphnia pulex* is a key organism in the ecosystem of lakes. The common water flea finds its habitat in aquatic biotops around the world and is thus exposed to constantly changing environmental conditions, which also entail variable food supplies. In particular, temperature has a major influence on the organism, mainly caused by its impact on the organism's enzyme activities.

During digestion, proteins are broken down by, among others, the serine proteases trypsin and chymotrypsin. These proteases make up the largest proportion of intestinal digestive enzymes. The reactions take place at both cold and warm temperatures, raising the question of how the proteases can adapt to different ambient temperatures. The temperature optimum of the enzyme activity was investigated by photometric measurements with two substrates at different acclimation and measurement temperatures. The optimum differed only slightly between animals acclimated at 10°C, 20°C and 24°C, in average it was 53 °C for trypsin and 52 °C for chymotrypsin. Overall, an increase in activity with increasing measurement temperature was observed for both proteases up to the optima, with the trypsin activities being higher than those of chymotrypsin. Furthermore, the effect of various starvation periods on the enzyme activity was studied. During the first 48 hours without food intake, the synthesis of chymotrypsin proteins increased, whereas it steadily decreased for trypsin.

Additionally, bioinformatic analyses were carried out, in which the amino acid sequences of trypsin and chymotrypsin were examined in more detail. Both have the same catalytic triad, but differ in their charge, resulting in different substrate specificity. Of the 249 gene products with serine protease annotations, a total of 44, of which 37 were trypsins and 7 were chymotrypsins, could be classified as potentially functional.

Ship-induced waves reduce the reproduction success of *Daphnia magna* and *Daphnia pulex*

Ulrike Moser¹, Friederike Gabel²

¹ Institut für Landschaftsökologie Heisenbergstraße 2, 48149 Münster; ulrike.moser@uni-muenster.de,

² Institut für Landschaftsökologie Heisenbergstraße 2, 48149 Münster; gabelf@uni-muenster.de

Keywords: daphnids, food chain, hydrodynamic stress, immobilization, navigation, zooplankton

Introduction

Negative effects of ship-induced waves, e.g. reduced growth rates and fitness as well as increased mortality, have been demonstrated for plants, benthic invertebrates and fish (reviewed in GABEL et al. 2017). However, direct effects of ship-induced waves on zooplankton have not been investigated yet. Zooplankton, especially water fleas are an important compartment of limnic food webs (BURKS et al. 2001) and impacts or reduced densities may be far reaching. Hence, we investigated the direct and immediate effects of simulated ship-induced waves on two species of daphnids.

We hypothesized that the individuals get attached onto the surface of the water (A) and that this immobilization is reflected in a reduced reproduction success (B). Furthermore, we hypothesized that the effects may be more pronounced to *D. pulex* than to *D. magna*, as it's lowered surface volume ratio may induce a higher sensitivity to hydraulic forces (C).

Material and Methods

Experimental set up

The Experiments were conducted in a wave flume (300 cm x 80 cm X 60 cm) where two rows of test-vivaria (15 cm x 11 cm base area; 18 cm height; at 10 cm water level with a capacity of 1,640 ml) were exposed (Fig. 1). These vivaria were prepared with a 200 µm close-meshed gauze to hold even the freshly hatched inside (TOYOTA et al. 2016).

Two experiments were run:

1. Short-term effects and
2. Effects on reproduction success.

Individuals of *Daphnia pulex* [LEYDIG 1860] and *Daphnia magna* [STRAUS 1820] served as test organisms.

Short-time effects: 10 individuals in each vivarium (n = 10 for each species) were exposed to waves with velocities of 14.3 cm s⁻¹ (SE ± 0.19, SD ± 1.22, n = 40) with 10 minutes break and number of immobile individuals attached to the surface were counted after each wave. 20 waves were generated for each species.

Effects on reproduction success: In each vivarium 10 individuals with five replicates per species were exposed for six weeks, respectively. Control: no waves were generated. Wave treatment: every 10 minutes a wave was applied from 8 a.m. to 8 p.m.

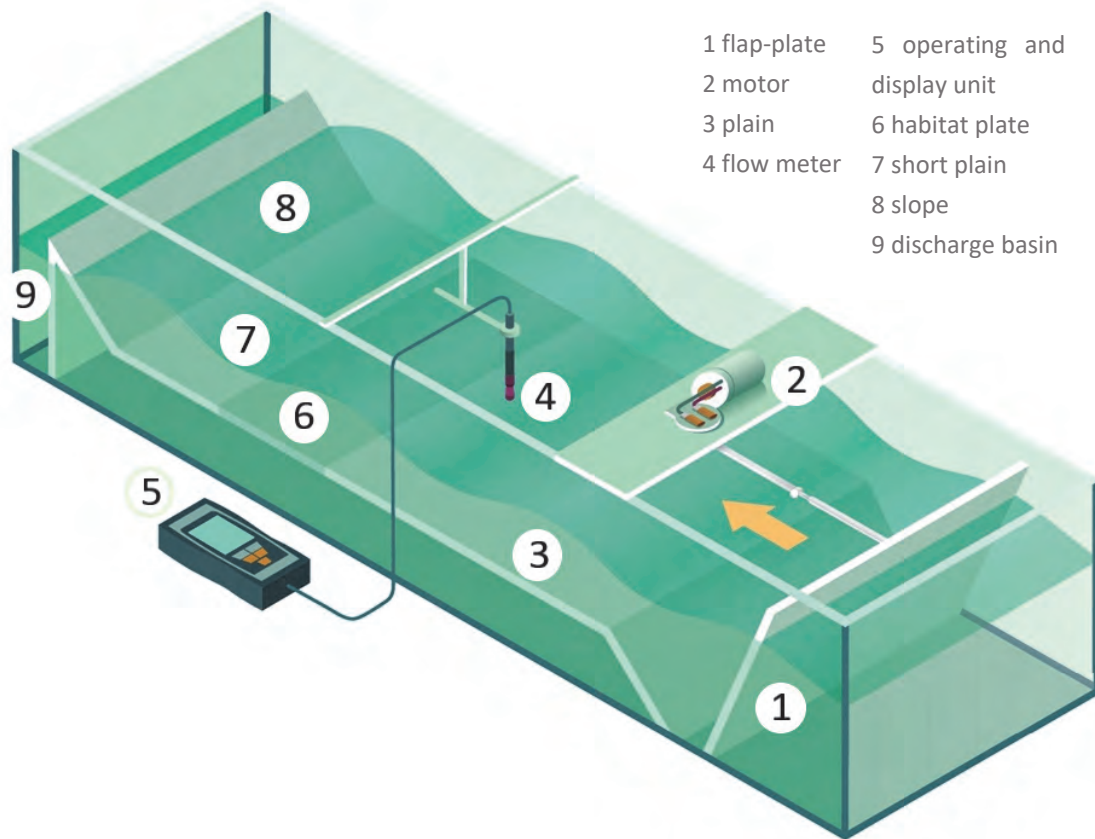


Figure 1: Wave flume with main technical equipment used for the experiment.

Results

Short-time effects

Individuals of both species showed reactions like hectic swimming and sagittal rotation after wave disturbance. *D. pulex* showed a significantly higher attachment rate to the water surface after wave disturbance (70 individuals) than *D. magna* (4 individuals; Mann-Whitney-U-test: $p \leq 0.001$).

Effects on reproduction success

Despite the fact, that *D. magna* reproduced much more during the experiments than *D. pulex*, wave disturbance significantly lowered the reproduction success of both species (Fig. 2; $p < 0.01$ for both species, t-test for independent samples).

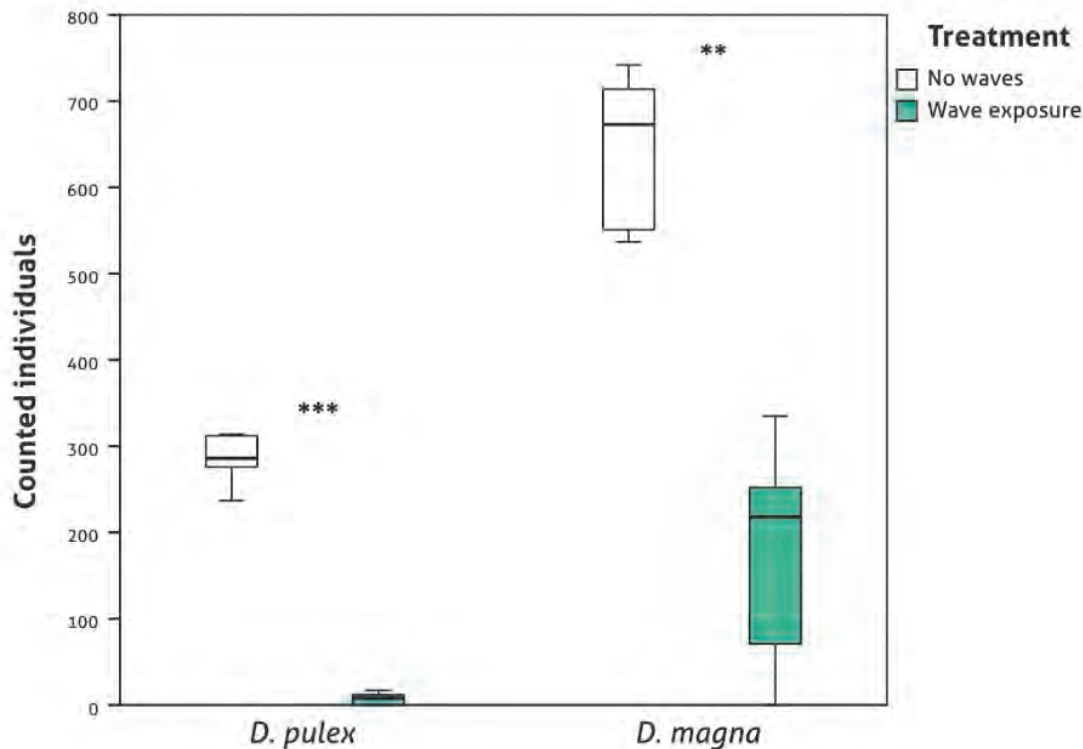


Figure 2: Reproduction success (number of individuals at the end of experiments) of *D. pulex* and *D. magna* in the wave and the control treatment (n = 5 for each group, t-test for independent samples). Significant differences are indicated by asterisks.

Discussion

The results show significantly lower population growth under wave disturbance than in the control treatment without waves. The daphnids seem to suffer from short-time effects of the waves like sagittal rotation and sticking to the water surface leading to lower reproduction success. Individuals may stick to the surface because of adhesive power of the water surface or because of air underneath the daphnids' carapaces due to turbidity. These short-time effects were much more pronounced to *D. pulex* than to *D. magna* probably due to its smaller body size resulting in lower power to detach itself from the water surface. However, also *D. magna* was significantly affected by the waves.

Despite the fact, that highest abundances of daphnids are found further away from the shorelines, waves may also affect daphnids under field conditions as waves velocities applied in the experiments were much smaller than waves created by ships (0.14 m s^{-1} vs. 0.71 m s^{-1} , WOLTER et al. 2004).

Conclusion

Lower population densities of daphnids as a result of artificial wave disturbances could have far-reaching consequences in different trophic levels, for example algae bloom due to a lowered regulatory of planktonic filter feeder. Moreover, algae nutrients get mobilized by ship-induced waves which additionally enhances the primary production especially in phosphorus limited systems (GABEL et al. 2017). Even a contrary model is thinkable if algae as a main nutrient of daphnids gets

dislocated whereby the already hydraulic stressed population of daphnids will be affected. Especially in shore near areas predatory pressure may cause a significant reduction of daphnids exposed to ship-induced waves whereby daphnids as a planktonic prey will be respectively missed in the local food chain. The influence of ship-induced waves on other planktonic species is still unknown but due to physical analogy supposedly related to the detected effects of ship-induced waves on *D. pulex* and *D. magna*.

Acknowledgment

This research project was developed within the scope of my master's program in landscape ecology. I want to thank Dr. F. Gabel for her inspiration and her support through the whole time of my project. A special thanks goes to Mr. P. Sulmann for his technical help.

Literature

- Burks, R. L., Jeppesen, E. & Lodge, D. M. (2001). Littoral zone structures as Daphnia refugia against fish predators. *Limnology and Oceanography* 46 (2), pp. 230–237.
- Gabel, F., Lorenz, S. & Stoll, S. (2017). Effects of ship-induced waves on aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment* 601–602, pp. 926–939.
- Toyota, K., Miyagawa, S., Ogino, Y., & Iguchi, T. (2016). Microinjection-Based RNA Interference Method in the Water Flea, *Daphnia pulex* and *Daphnia magna*. *InTech*, pp. 119-135.
- Wolter, C., Arlinghaus, R., Sukhodolov, A., & Engelhardt, C. (2004). A Model of Navigation-induced Currents in Inland Waterways and Implications for Juvenile Fish Displacement. *Environmental Management* 34, pp. 656-668.

Bewertung von Gewässerrenaturierungen am Beispiel der Münsterschen Aa: ergänzende Methoden für ein ganzheitliches Monitoring

Mike Müller¹, Lelaina Teichert¹, Melanie Diepenbruck¹, Sabrina Fehlhaber¹, Michel Harre¹, Jasmin Meyer¹, Friederike Schumann¹, Leonie Bley¹, Benjamin Kupilas^{1,2}

¹Institut für Landschaftsökologie (ILÖK): Heisenbergstraße 2, 48149 Münster, Germany

²Norwegian Institute for Water Research (NIVA): Gaustaaallen 21, 0349 Oslo, Norwa

Keywords: Isotopenanalyse, ergänzende Methoden, Makrozoobenthos, Gewässerrenaturierung

Einleitung

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bildet in Europa die Basis für ein naturverträgliches Gewässermanagement (MULNV, 2009). Es zeigt sich, dass die herkömmlichen Erfassungsparameter der WRRL Defizite aufweisen und sowohl den Zustand des Gewässers als auch den Erfolg von Renaturierungen häufig nur lückenhaft abbilden. Daher wurde an einem Konzept zum ganzheitlichen Monitoring der Münsterschen Aa gearbeitet, dass die klassischen Indikatoren durch neue Ansätze ergänzt.



Abb. 13 Übersichtskarte der beprobten Standorte.

Material und Methoden

Die Münstersche Aa, ist nach der LAWA Fließgewässerbewertung als Typ 14 (Sandgeprägter Tieflandbach) und nach der Fischgewässerbewertung als Typ 6 (Unterer Forellentyp Tiefland) klassifiziert. Für diese Studie wurden an neu-renaturierten (2018), alt-renaturierten (2014) und einem degradierten Standort(en) klassische Parameter zur Fließgewässerbewertung erhoben. Diese setzen sich zusammen aus dem Multihabitatsampling nach Meier et al. (2006), Elektrofischfang nach Dußling (2009), Erfassung von Makrophyten nach LANUV (2017), Gewässerstruktur nach LANUV (2018) und der Gewässerchemie. Ergänzt wurden die klassischen Indikatoren durch eine Isotopenanalyse, für die MZB Gemeinschaften. Die MZB Proben für die Isotopenanalyse wurden mittels standardisiertem Kick-samplings, Habitat spezifisch entnommen, gekühlt und im Labor taxonomisch bestimmt. Für die Analyse wurden die Proben gefriergetrocknet und mittels Massenspektrometer (EA/TC-IRMS Nu Horizon, HEKAtech/Nu Instruments) die individuelle Isotopensignatur von ^{13}C und ^{15}N (in δ ‰) jeder Probe analysiert. Der gesamte Aufnahmezeitraum erstreckte sich von April bis August 2019. Die statistische Auswertung erfolgte mit R mit Hilfe des SIBER-Packages (Jackson et al., 2011) von SIAR (Parnell et al. 2008, 2010) durchgeführt.

Ergebnisse

Herkömmliche Bewertungsmethoden

Während sich die Gewässerstrukturgüte durch die Renaturierung verbessert hat, sind bei den anderen klassischen biologischen Indikatoren keine eindeutigen Ergebnisse zu erkennen (vgl. Tab. 1). Die Saprobie beschreibt den ökologischen Zustand für den alt-renaturierten Standort und die Referenz als "gut". Das ökologische Potenzial von MZB hingegen wird als "mäßig" für den alt-renaturierten Standort beschrieben und als "schlecht" für den neu-renaturierten Standort (vgl. Tab.1). Das Makrophytenvorkommen wird an allen Standorten als "unbefriedigend" eingeschätzt und die Fischfauna wird ebenfalls an allen Standorten (außer am Referenz Standort, an dem die Daten fehlen) als "mäßig" eingestuft (vgl. Tab. 1). Betrachtet man all diese Indikatoren, lässt sich keine einheitliche Aussage über die Standorte treffen.

Tab. 4 Ökologisches Potential der biologischen Qualitätskomponenten 2019 nach Standorten.

	Fischfauna	Makrophyten	MZB	Saprobie
Alt-renaturiert (2014)	mäßig	unbefriedigend	mäßig	gut
Neu-renaturiert (2018)	mäßig	unbefriedigend	schlecht	mäßig
Referenz		unbefriedigend	unbefriedigend	gut

Ergänzende Isotopenanalyse

Die Ergebnisse der Isotopenanalyse zeigen am alt-renaturierten Standort eine große $\delta^{13}\text{C}$ -Range (CR), sowie eine große $\delta^{15}\text{N}$ -Range (NR) und eine große Fläche der Ellipse (SEAc und SEAB) (vgl.

Tab. 2). Die CR ist die Differenz zwischen dem maximalen und dem minimalen $\delta^{13}\text{C}$ -Wert an einem Standort und beschreibt die Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen und Habitatdiversität an einem Standort (Laymann, 2007). Eine große CR am altrenaturierten Standort bedeutet eine hohe Nahrungs- und Habitatdiversität. Die NR ist die Differenz zwischen dem maximalen und dem minimalen $\delta^{15}\text{N}$ -Wert und erlaubt Rückschlüsse über die trophische Diversität an einem Standort. Ist die NR groß, wie am alt-renaturierten Standort (vgl. Tab. 2), liegt eine hohe trophische Diversität vor (Laymann, 2007). Über die Fläche der Ellipse (SEAc) kann man Aussagen über den Nischenraum treffen, der von einer Art beansprucht wird. Um einen statistisch robusteren Wert zu erhalten, wurde bayesianische Statistik auf die Fläche der Ellipse angewandt (SEAB) (Jackson, 2011). Wie bei den Ranges kann man auch hier erkennen, dass die größten SEAB-Werte am alt-renaturierten Standort vorzufinden sind. Am neu-renaturierten Standort ist die CR und SEAB am geringsten (vgl. Tab. 2 und Abb. 2).

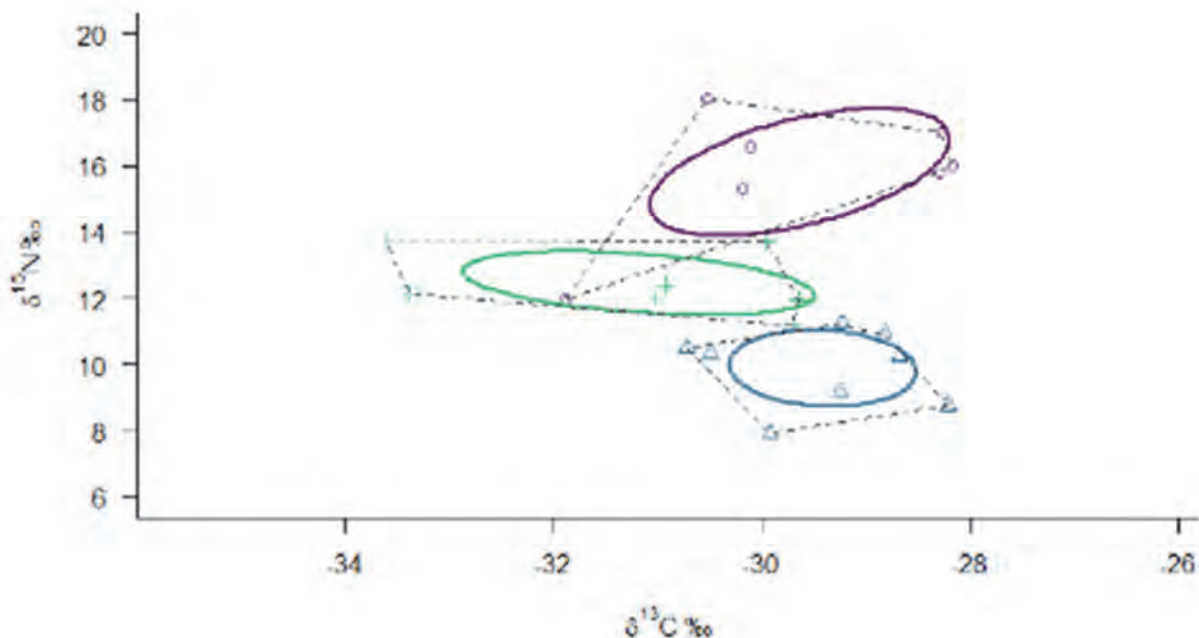


Abb. 14 Stabile Isotopen Zusammensetzung von MZB der Standorte (Alt = Kreis, Referenz = Kreuz und Neu = Dreieck) mit Konvex-Hülle (gestrichelt) und Ellipsen (durchgezogen). Corrected Standart Ellipse Area (SEAc) bezieht sich auf c. 40% der Daten.

Tab. 5 Range der $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopensignatur (CR) und der $\delta^{15}\text{N}$ -Isotopensignatur (NR) von MZB nach Standorten. SEAc, sowie die ermittelte SEA durch bayesianische Inferenz (SEAB).

	CR [‰]	NR [‰]	SEAc [‰ ²]	SEAB [‰ ²]
Alt-renaturiert (2014)	3.72	6.04	8.77	7.14
Neu-renaturiert (2018)	2.51	3.31	3.72	3.00
Referenz	3.97	2.55	5.47	4.24

Diskussion

Sowohl der alt- (2014), als auch der neu-renaturierte (2018) Abschnitt werden nach den Maßnahmen in Bezug auf die Gewässerstrukturgüte als deutlich naturnäher eingestuft, wobei die degradierte Referenzfläche weiterhin als stark verändert gilt. Dieses Ergebnis steht im Kontrast zu jenen der biologischen Qualitätskomponenten. Makrophyten werden an allen Abschnitten als unbefriedigend eingestuft, Fischfauna und Makrozoobenthos lassen ebenfalls nicht auf Naturnähe schließen, was durchaus den z. T. erst kürzlich erfolgten Eingriffen der Renaturierung zu schulden ist. Renaturierungsmaßnahmen zielen häufig auf die Beseitigung hydromorphologischer Defizite ab. Allerdings wird die Wirkung auf die biologischen Qualitätskomponenten vermehrt in Frage gestellt, da eine Verbesserung des ökologischen Zustands nur bedingt verzeichnet werden kann (Jähnig et al. 2011). Diese Störung und entsprechende Zeit zur Wiederbesiedlung freier Nischen erfordert ein langfristiges Monitoring (Dahm et. al 2014).

Ergänzende Informationen konnten schließlich über die Isotopenanalyse erhalten werden, die von den herkömmlichen Untersuchungsparametern bisher nicht erfasst wurden. Die Ranges der $\delta^{15}\text{N}$ -Isotopensignatur (NR) spiegeln die trophischen Level und dadurch die trophische Diversität wider (Layman et al. 2007). Daraus schließend hat der alt-renaturierte Standort (2014) die höchste trophische Diversität, die Referenzstrecke die niedrigste. Entsprechend konnte auch einen positiven Effekt der Renaturierung auf die trophische Diversität bereits beim neu-renaturierten Standort beobachten werden. Nach Laymann et al. (2007) lassen die Ranges der $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopensignatur (CR) bei Makrozoobenthos auf die Nischenbreite schließen, die die Nahrungs- und Habitatdiversität angibt. Demnach haben der alt-renaturierte und der Referenz-Standort eine höhere Ressourcen-Diversität, als der 2018 renaturierte Abschnitt (vermutlich durch den rezenten Eingriff). Die Erkenntnisse über die Nischendiversität lassen sich durch die Untersuchung der SEAB bestätigen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die ergänzenden Isotopen-Ergebnisse zeigen entgegen der klassischen Methoden, dass die Renaturierung einen positiven Effekt auf die Nischengröße der Invertebraten haben kann. So konnte eine Sukzession der Nischen für den alt-renaturierten Standort und eine Verbesserung des neu-renaturierten festgestellt werden (Ressourcen-Diversität und trophischen Diversität).

Eine ergänzende Vegetationskartierung der angrenzenden Ufer- und Überflutungsbereiche zeigte überwiegend nur einen Teilerfolg der Renaturierung (bzgl. des natürlichen Artenspektrums) am alt-renaturierten Standort. Ergänzende Dronenbilder zeigen, dass die Zahl der Mikrohabitate nach den Eingriffen jeweils gestiegen ist. Weiter Auswertungen von Drohnenaufnahmen aller Standorte stehen zurzeit noch offen und sollen ebenfalls zusätzliche Analysemethoden. Im Folgejahr sollen die erfolgreichen Methoden fortführend angewandt werden.

Literatur

- Dahm V., B. Kupilas, P. Rolauffs, D. Hering, P. Haase, H. Kappes, M. Leps, A. Sundermann, S. Döbbelt-Grüne, C. Hartmann, U. Koenzen, C. Reuvers, U. Zellmer, C. Zins & F. Wagner (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Umweltbundesamt, Texte 43/2014, 178 S. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/strategien-zur-optimierung-vonfliessgewaesser>
- Dußling, U. (2009): Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. Handbuch zu fiBS: Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten

- Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS. Hg. v. Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. (15).
- Jackson, A. L., Inger, R., Parnell, A. C., & Bearhop, S. (2011). Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER–Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, 80(3), 595-602.
- Jähnig, Sonja Charlotte; Hering, Daniel; Sommerhäuser, Mario (Hg.) (2011): Fließgewässer-Renaturierung heute und morgen. EG-Wasserrahmenrichtlinie, Maßnahmen und Effizienzkontrolle. Stuttgart: Schweizerbart (Limnologie aktuell, 13).
- Layman, C. A.; Arrington, D. A.; Montaña, C. G.; Post, D. M. (2007): CAN STABLE ISOTOPE RATIOS PROVIDE FOR COMMUNITY-WIDE MEASURES OF TROPHIC STRUCTURE? In: *Ecology* 88 (1), S. 42–48. DOI: 10.1890/0012-9658(2007)88[42:CSIRPF]2.0.CO;2.
- Parnell, A., Inger, R., Bearhop, S., & Jackson, A. L. (2008). Stable isotope analysis in R (SIAR)
- Parnell, A. C., Inger, R., Bearhop, S., & Jackson, A. L. (2010). Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *PloS one*, 5(3), e9672.

The ontogenesis of *Daphnia magna* and *Daphnia galeata*

Nina Nacke; Andrea Schwalb; Bettina Zeis

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

The crustacean genus *Daphnia* is an important model organism in the scientific research concerning its ecology and physiology. The embryonic development of *D. magna* and *D. galeata* has been analysed regarding their different growth stages. The living embryos were observed after removing them from the female brood pouches. This was done by carefully causing a stream of liquid with a syringe through the brood pouches. This way embryos could be separated to observe the individual development times at 20 °C. The observed stages were divided in four categories. At first, the eggs were opaque or translucent with transparent edges and fat cells began to form. After this, the egg membrane was cast off and a head formed. In the next stage, two small pink eyes appeared, eventually turning bigger and black. At last, the eyes fused to a large one. We found that the larger species *D. magna* requires more time (75.7 hours) for the embryonic development than the smaller *D. galeata*, which terminates the last stage after 60.9 hours. For both species the first stage is the longest, followed by the third stage (two pink eyes turning into bigger black ones) and afterwards the second stage. The shortest stage is the last one, where the eyes are fused, and the complete morphology is clearly visible. The first moulting of the juveniles after hatching takes place after 28.0 hours for *D. magna* and 29.6 hours for *D. galeata*. In addition to that, the relation between the size and age of *D. galeata* was analysed. An almost linear correlation was found between age and size. The different size of the species might be a plausible explanation for variations in development. In further experiments, the role of temperature for the embryos' development will be analysed.

Experimente zur kontinuierlichen Beobachtung des Wachstums einer Phytoplanktonpopulation

Thomas Petzoldt¹; Christoph Belger²; David Kneis¹

¹ TU Dresden, Institut für Hydrobiologie; ² Martin-Andersen-Nexö-Gymnasium Dresden

Wachstums- und Verlustprozesse spielen in den ökologischen Wissenschaften eine entscheidende Rolle, nicht nur bei Symbolarten wie dem amerikanischen Bison (Snider & Brimlow 2013), sondern auch bei Bakterien, beim Phytoplankton oder bei Fischen. Biologische Systeme besitzen eine vielfältige Dynamik und sind häufig komplex und rückgekoppelt, Simulationen und Experimente tragen zum Verständnis bei.

Es sollen virtuelle und reale Experimente vorgestellt werden, mit denen sich Wachstumsprozesse anschaulich verfolgen lassen. Im ersten Fall handelt es sich um web-basierte Simulationen (Laborversuch, Kläranlage, Flachsee) auf dem Computer oder Tablet, zum anderen um kleine Laborexperimente, die die reale mit der virtuellen Welt verbinden.

Mit Hilfe von Flaschenversuchen wird das Populationswachstum einer Mikroalgenkultur beobachtet, z. B. von *Scenedesmus*. Die Messeinrichtung besteht aus kostengünstigen Bauteilen und eignet sich für Praktikumsversuche, Schulexperimente und Hobbyforscher. Das Grundprinzip ist ein Gestell mit roter Laserdiode, einem Fotowiderstand und einem Temperatursensor sowie einer LED-Beleuchtung und einem selbstgebauten Magnetrührer. Für die Stromversorgung genügt ein 5V-USB-Netzteil, z. B. von einem Handy. Die Messung kann direkt in der Flasche erfolgen, ohne den Versuch zu unterbrechen.

Die optische Dichte der Planktonkultur wird im einfachsten Fall manuell mit einem Voltmeter gemessen. In der vollen Ausbaustufe erfolgt die Messung mit einem WLAN-fähigen Mikrocontroller (Espressif ESP32), der gleichzeitig Beleuchtung und Rührer steuert, die Temperatur überwacht und die Daten an einen Server (z. B. einen Raspberry Pi „Bastelcomputer“) oder einen Cloudservice überträgt. Je nach Ausbaustufe ist das Experiment sehr einfach und erfordert weder Programmierung noch den Umgang mit einem Lötkolben. Im größeren Maßstab kann es ein fächerübergreifendes „Maker-Projekt“ (Snider & Brimlow 2013, Obama 2014) für Teams werden: mechanischer Aufbau der Versuchsanordnung, Aufbau einer Schaltung, Mikrocontroller-Programmierung, Datenübertragung („Internet of Things“), Finden und Kennenlernen geeigneter Organismen, mikroskopische oder fotometrische Kalibrierung, Herstellen von Kulturmedien, Datenbankstruktur, statistische Datenanalyse und mechanistische Modellierung.

Der Versuchsaufbau wurde im Rahmen eines Schülerpraktikums (Gymnasium 11. Klasse) erfolgreich getestet. Die gewonnenen Daten sollen in einem Kurs "Ökologische Modellierung und Statistik" des Masterstudiengangs Hydrobiologie verwendet werden.

Literatur

- Snider, S. B. & Brimlow, J. N. (2013) An Introduction to Population Growth. Nature Education Knowledge 4(4):3
- Obama, B. (2014) Nation of Makers. <https://obamawhitehouse.archives.gov/nation-of-makers> abgerufen am 2019-05-28
- Wikipedia (2019) Makerbewegung. <https://de.wikipedia.org/wiki/Maker> abgerufen am 2019-05-28

Raum-zeitliche Dynamiken und Steuerungsfaktoren der Methan-Ebullition in einem kleinen Flachsee

Leandra Praetzel; Marcel Schmiedeskamp; Klaus-Holger Knorr

Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Kleine Flachseen ($< 1 \text{ km}^2$) spielen eine wichtige Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf. Sie bedecken ca. 2% der Landoberfläche (Downing 2010) und reagieren aufgrund ihrer geringen Wassertiefe und ihres niedrigen Umfang/Volumen-Verhältnisses sensibel auf Umweltveränderungen wie Klimaveränderungen und Nährstoffeinträge. Methan (CH_4) ist ein wichtiges Treibhausgas, und 25-mal so wirksam wie CO_2 (bezogen auf einen Zeitraum von 100 Jahren) (IPCC 2007). CH_4 -Emissionen aus Seen tragen zu 6-16 % zu den natürlichen CH_4 -Emissionen bei (Bastviken et al. 2004). CH_4 wird in Seen hauptsächlich in anoxischen Sedimenten gebildet und gelangt in Form von diffusiven, größtenteils jedoch blasenförmigen Flüssen (Ebullition) in die Atmosphäre.

Sowohl räumlich als auch zeitlich hoch aufgelöste Messungen von CH_4 -Ebullition in Seen der temperaten Zone, sowie deren Steuerungsfaktoren, sind bisher wenig untersucht.

Zu diesem Zweck haben wir in den Jahren 2017 und 2018 Messungen der CH_4 -Ebullition mittels sog. Trichter-Messungen in dem kleinen (1,4 ha) und flachen (max. Tiefe 1,5 m) Kratersee „Windsborn“ in der Vulkaneifel durchgeführt. Die Trichter-Messungen erfolgten an 13 Standorten im See, welche nach Seetiefen gruppiert waren, im Abstand von 2 Wochen von April/Mai bis Oktober/November.

Zusätzlich wurden kontinuierlich meteorologische Parameter (Luft-, Wasser-, Sedimenttemperatur, Luftdruck, Windgeschwindigkeit) sowie Sedimentationsraten erhoben und das Sediment auf seine Zusammensetzung der organischen Substanz und Korngrößen untersucht.

Die CH_4 -Ebullition lag zwischen $5,34 \cdot 10^{-8}$ und $872,02 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Die höchsten Flüsse wurden im Juli und August gemessen, während die Flüsse im Frühjahr und Herbst deutlich geringer waren. Es zeigte sich außerdem eine hohe räumliche Variabilität, mit den niedrigsten Flüssen am Rand des Sees und den höchsten Flüssen in der Seemitte.

Die CH_4 -Ebullition stieg exponentiell mit der Wassertemperatur an. Des Weiteren konnte die räumliche Variabilität der Flüsse mit der Korngrößenverteilung und der Höhe der Sedimentationsraten erklärt werden. Die Qualität der organischen Substanz spielte hingegen eine untergeordnete Rolle.

Unsere Untersuchungen zeigen, dass raum-zeitlich hoch aufgelöste Messungen nötig sind, um korrekte CH_4 -Ebullition bestimmen zu können, und dass auch in kleinen Seen große räumliche Unterschiede, bedingt durch heterogene Sedimentstrukturen, bestehen.

Impact of autoclaved raw and treated wastewater on the survival and/or growth of *Legionella* bacteria

Zhao Pu, Yingyun Zhang, Ellen Tijssse-Klasen & Ute Hansen

Hochschule Rhein-Waal, Fakultät Kommunikation und Umwelt, Friedrich-Heinrich-Allee 25, 47475 Kamp-Lintfort, Germany, correspondence to: ute.hansen@hsrw.eu

Keywords: *Legionella*, wastewater, AWAREGIO

Introduction

Health risk due to Legionella

Legionella is a genus of aerobic, gram-negative rod-shaped and flagellated bacteria. They are common in artificial water systems and present in soils and freshwater ecosystems such as lakes, rivers and even in puddles. About half of the more than 50 known species of this genus are pathogenic. The most common pathogenic species is *Legionella pneumophila* causing Legionnaires disease, a severe lung inflammation. Transmission occurs through inhalation of contaminated water droplets. Sources for contaminated aerosols are cooling towers and indoors exposure occurs through showers, whirlpools and air conditioners if these systems allow bacterial growth (reviewed by van Heijnsbergen et al. 2015). The European Centre for Disease Prevention and Control reported 11343 cases of Legionnaires disease for 2018 in the EU/EEA³ and it is assumed that there have been numerous additional cases which were not reported. The number of reported cases increased by 58 % over the 2013 to 2017 reporting period (ECDC 2019).

Re-use of wastewater for agricultural irrigation

According to the legislation of the European Union, reuse of treated wastewater for irrigation of crops is required and the respective regulation is currently under development (European Commission 2018 and 2018a). Whether the health risk due to *Legionella* is adequately addressed by the proposed regulation and accompanying guidance documents is an important question. A preceding study (Belló & Hansen 2019) gave an overview over minimum quality requirements already existing in several EU-Member-States for water which may be used for agricultural irrigation. A further study, carried out by Zhang et al. (2019), investigated *Legionella*-contamination of raw and treated wastewater. It was found that viable *Legionella* spp. cells were present in treated and subsequently disinfected wastewater suggesting re-contamination and growth whereas these bacteria were neither found in raw wastewater nor in treated wastewater which, in addition, percolated through a soil filter and thus was assumed to contain a more natural bacteria community.

The study presented here was carried out in order to find out whether the absence of *Legionella* bacteria in raw wastewater can be explained by the impact of chemical factors. Whether chemical

³ <https://atlas.ecdc.europa.eu/public/index.aspx?Dataset=27&HealthTopic=30>

substances toxic to *Legionella* bacteria were present was tested by exposing living cells of *Legionella pneumophila* to autoclaved raw and treated wastewater of different qualities achieved by the application of several wastewater treatment and disinfection technologies provided by the AWAREGIO Project⁴. Additional information on the chemical composition of the wastewater qualities was available through the LINEG⁵ Central Laboratory.

Material and Methods

Samples were taken from the installations of the AWAREGIO-Project and the conventional wastewater treatment plant in Moers-Gerdt on the 5th (Exp.1) and 23rd (Exp.2) of October 2018. Figure 1 displays the flow chart of the experimental procedure. The *Legionella pneumophila* test strain was purchased from the DSZM German Collection of Microorganisms and Cell Cultures. The determination of the concentration of viable *Legionella spp.* cells was performed according to ISO 11731 (2017).

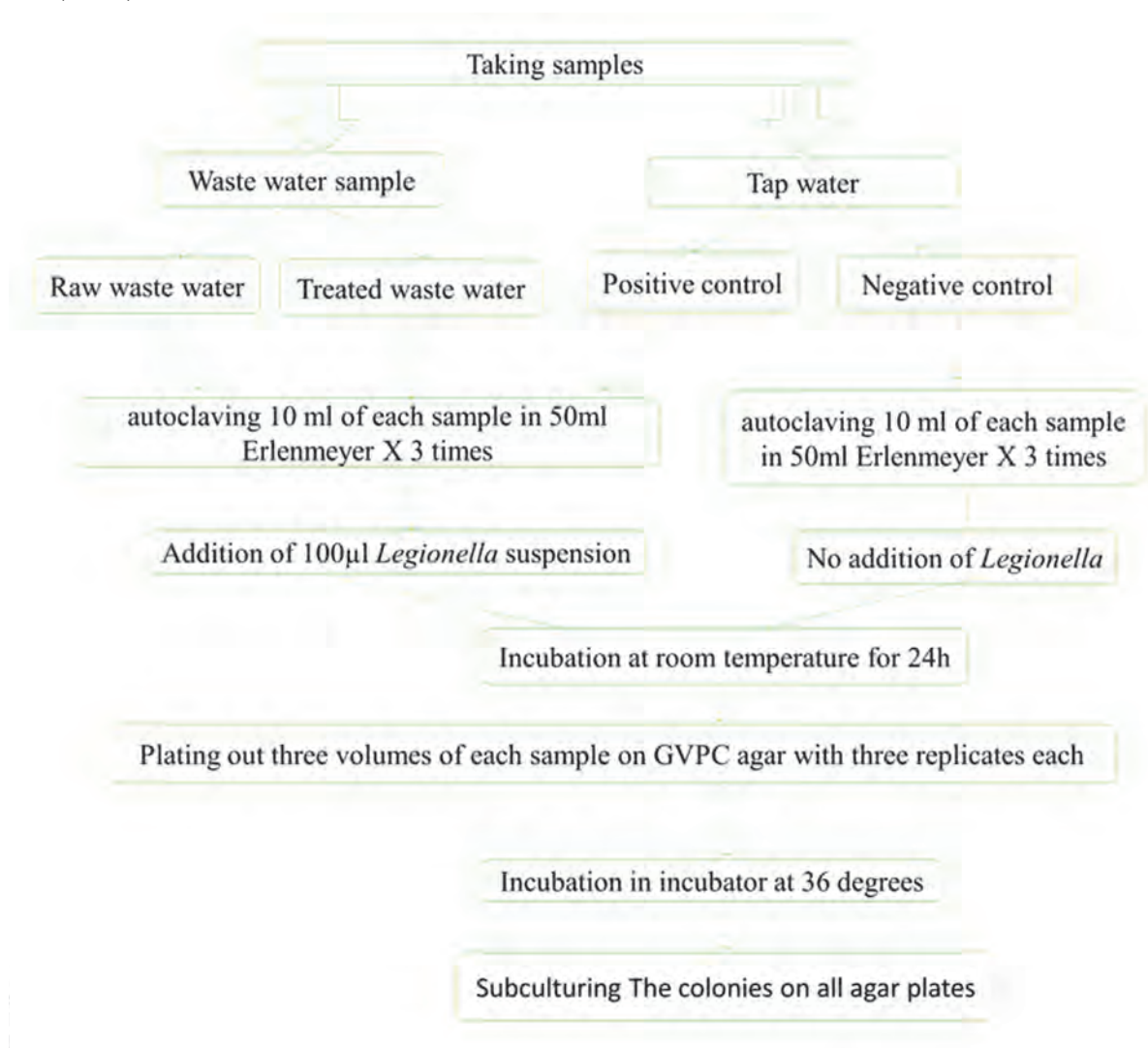


Figure 1: Flow chart of the experimental procedure.

⁴ www.awaregio.net

⁵ LINEG: Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft

Results

The raw wastewater contained a chemical substance which was toxic to *L. pneumophila* as both experiments revealed a very strong reduction of the number of viable bacteria cells relative to the positive control (Table 1): After exposure to the autoclaved raw wastewater sample for 24h the number of viable cells made up only 2% and 0% of the concentration detected after exposure to autoclaved tap water in experiment 1 and 2, respectively.

This chemical factor was removed by both conventional wastewater treatment and the treatment in the AWAREGIO installations as neither the WWTP-effluent (III in Table 1) nor the other water qualities (IV to VIII) had a strong reducing effect on the number of viable *Legionella* cells. There was even a tendency towards higher concentrations relative to the positive control suggesting growth in the treated wastewater. The chemical oxygen demand in mg/l⁶ of the qualities IV, V, VI and VII (see Table 1) made up 73.1 ± 28.0 (n=22), 30.8 ± 11.2 (n=22), 70.8 ± 31.8 (n=11) and 29.3 ± 5.1 (n=14), respectively, suggesting that the amount of organics in these water qualities was sufficient for microbial growth.

Table 1: Effect of the 24h exposure of added *Legionella pneumophila* to autoclaved raw and treated wastewater qualities. Data are expressed as percentage of the positive control (mean values $\pm$ standard deviations of three parallel cultures are given). Positive control: *Legionella* added to autoclaved tap water, quantification according to ISO 11731 after 24h exposure at room temperature.

	Type of raw or treated wastewater	Exp.1	Exp.2
I	positive control (tap water + <i>Legionella</i>)	100% $\pm$ 12	100% $\pm$ 43
II	raw wastewater after grid screening and sand removal	2% $\pm$ 01	0% $\pm$ 0
III	effluent of conventional wastewater treatment plant	125% $\pm$ 29	150% $\pm$ 36
IV	wastewater treated with anaerobic reactor and aerated sedimentation	147% $\pm$ 65	71% $\pm$ 36
V	quality IV treated with soil filtration regarded as „artificial wetland“ with oxic and anoxic zones	171% $\pm$ 54	36% $\pm$ 21
VI	quality IV treated with UV radiation	124% $\pm$ 12	86% $\pm$ 12
VII	quality IV treated with ultrafiltration	148% $\pm$ 167	14% $\pm$ 7
VIII	quality IV treated with reverse osmosis, permeate	129% $\pm$ 92	400% $\pm$ 50
IX	negative control (tap water without <i>Legionella</i>)	0% $\pm$ 0	0% $\pm$ 0

It remains unclear which chemical factor was responsible for the strong negative effect of the raw wastewater (II) on the number of viable *Legionella* cells. Anyway, it has been reported in literature that a copper ion concentration of 100 $\mu\text{g/l}$ completely inactivated *L. pneumophila* within 2.5 h (Lin et al. 1996). Data provided by Borella et al. (2004) indicate that all water samples taken from hot water systems which were negative for *Legionella* had concentrations of iron $<20 \mu\text{g/l}$, zinc $<100 \mu\text{g/l}$ and copper $>50 \mu\text{g/l}$. Table 2 gives respective data for the wastewater sampling sites. As the total Cu concentration in the raw wastewater was distinctly higher than $50 \mu\text{g/l}$ in the raw wastewater and lower in the treated wastewater sample, the toxicity of the raw wastewater to *Legionella* might have

⁶ Mean values $\pm$ standard deviation of data collected from August 2018 to February 2019 are given.

been due to inhibiting copper concentrations. Anyway, samples for metal- and *Legionella*-analysis were not taken on the same day and total copper concentrations in wastewater samples are not directly comparable to those in drinking water so that further investigations would be required to elucidate which chemical factors were responsible for the strong reduction in the number of viable *Legionella* cells due to exposure to the raw wastewater.

The data clearly show that the inhibiting factor is removed by the treatment procedures as exposure over 24 h to the treated wastewater allowed survival and/or growth of *Legionella pneumophila* (Table 1, III to VIII).

Tab. 2: Concentration of iron, zinc and copper in the raw (II) and treated (IV-VIII) wastewater. For the applied treatment techniques see Table 1; mean values $\pm$ standard deviation of data collected from August 2018 to February 2019 are given.

	Iron [mg/l]	Zinc [μ g/l]	Copper [μ g/l]
II	11 (n=1)	500 (n=1)	200 (n=1)
IV	0.22 (n=1)	<10 (n=1)	10 (n=1)
V	0.02 (n=1)	16 (n=1)	11 (n=1)
VI	5.8 ± 3.8 (n=3)	114 ± 84 (n=3)	75 ± 49 (n=3)
VII	0.8 ± 1.3 (n=4)	<10 (n=4)	3.1 ± 2.0 (n=4)
VIII	<0.02 (n=5)	13.2 ± 7.2 (n=5)	3.0 ± 1.4 (n=5)

Discussion

It can be assumed that in Europe reuse of treated wastewater for irrigation of crops will play a more important role in future, at least in areas with water scarcity. Wastewater reuse requires a disinfection step followed by (non-sterile) storage during which biofilm growth and re-contamination of the water with potentially pathogenic bacteria is unavoidable. The data show that treated wastewater can provide environmental conditions allowing survival and/or growth of *Legionella pneumophila* bacteria. The data further explain why in a preceding study (Zhang et al. 2019) *Legionella* spp. was not found in raw wastewater samples. If the treated wastewater qualities are used for irrigation, *Legionella* may survive and/or grow in the treated wastewater and in case that water droplets contaminated with *Legionella* are inhaled, this might lead to a risk to human health.

Acknowledgement

The support provided by the AWAREGIO-Project consortium and the LINEG Central Lab of the Linksniederrheinische Entwässerungsgenossenschaft in Moers, especially the support of J. Kieseler is gratefully acknowledged by the authors. The experiment has been performed during a student's BSc thesis project.

References

- Bellò, N., Hansen, U. (2019): Introduction to the proposed EU Regulation on Minimum Requirements for Water Reuse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Ergebnisse der Jahrestagung 2018, Eigenverlag der DGL, Essen, pp 64-70.

- Borella, P., Montagna, M.T., Romano-Spica, V., Stampi, S., et al. (2004) *Legionella* Infection Risk from Domestic Hot Water. *Emerging Infectious Diseases* 2004 Mar; 10 (3): 457–464.
- ECDC (2019) European Centre for Disease Prevention and Control. Legionnaires' disease. In: ECDC. Annual epidemiological report for 2017. Stockholm.
- European Commission (2018): Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse, 28 May 2018, COM(2018) 337 final.
- European Commission (2018a): Annexes to the Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse, 28 May 2018, COM(2018) 337 final.
- ISO 11731 (2017): Water quality – Enumeration of *Legionella*: International Organization for Standardization.
- Lin, Y.-S., Vidic, R.D., Stout, J. E., Yu, V. L. (1996) Individual and combined effects of copper and silver ions on inactivation of *Legionella pneumophila*. *Wat. Res.* Vol 30(8):1905-1913.
- van Heijnsbergen, E., Schalk, J.A., Euser, S. M., Brandsema, P. S., den Boer, J. W., de Roda Husman, A. M. (2015) Confirmed and Potential Sources of *Legionella* reviewed. *Environ Sci Technol*, 49(8):4797-815. doi: 10.1021/acs.est.5b00142.
- Zhang, Y., Tjisse-Klasen, E., Rosengarten, C., Hansen, U. (2019) Abundance of *Legionella* in wastewater treated with different wastewater treatment technologies. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Ergebnisse der Jahrestagung 2018*, Eigenverlag der DGL, Essen, pp 339-343.

The impact of temperature and starvation on digestive enzymes in *Daphnia magna*

Nadine Ritter; Bettina Zeis

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

The widespread plankton-filtering freshwater organism *Daphnia magna* is exposed to frequent fluctuations in nutrient supply and temperature in its habitat. *Daphnia* populations are able to adapt rapidly to these environmental fluctuations. The environment has a high impact on the food quality, as daphniids are filter feeders and they are exposed to seasonal changes in food composition in the lake. In order to understand physiological adaptations of the organism, we investigated the impact of temperature and starvation on the digestive enzymes in the gut of *D. magna*. We focused on chymotrypsin and trypsin and analyzed their activity both in silico and in vitro. Trypsin and chymotrypsin make up to 75-83% of proteolytic activity in the gut of daphniids (von Elert et al., 2004, Biochemistry and Molecular Biology: 137, 287). Of the numerous serine proteases annotated in the NCBI database, we identified 22 putative functional trypsins and 19 putative functional chymotrypsins. In addition to that, the evidential gene database provides 9 putative functional trypsins and 7 chymotrypsins. Enzymatic measurements revealed that the proteolytic capacity of the serine proteases is affected by the acclimation temperature. Trypsin shows an increased activity with higher acclimation temperatures. Chymotrypsin shows a higher activation energy than trypsin in general. We found that the activation energy of trypsin increases with rising acclimation temperature. This indicates that the acclimation temperature upregulates different sets of trypsins. Furthermore, we investigated the influence of starvation on enzymatic activity of chymotrypsin and trypsin (0-96 h). In general, the activity of both proteases increased during starvation. Chymotrypsin shows a higher activity than trypsin and its activity increases until 84 h of starvation.

172 km² Vielfalt im Münsterland – biologische und hydrochemische Untersuchungen in der Münsterschen Aa

Saskia Rohrer¹; Johanna Buss²; Benjamin Kupilas¹; Christine Achten²; Tillmann Buttschardt¹; Benjamin Kupilas³

¹ Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster; ² Institut für Geologie und Paläontologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster; ³ Norwegian Institute for Water Research

Das Einzugsgebiet der Münsterschen Aa mit einer Größe von etwa 172 km² (Stadt Münster, 2012) erstreckt sich von den Quellgebieten in den Baumbergen im Kreis Coesfeld über das Stadtgebiet Münster bis in den Kreis Steinfurt, wo die Münstersche Aa nördlich von Münster bei Greven in die Ems mündet. Neben einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung sind die Urbanisierung und der Hochwasserschutz prägend für das Einzugsgebiet.

Wie kann in einem solchen, von verschiedenen Stressoren geprägten Raum, eine naturnahe Gewässerentwicklung gelingen? Sind Quellpopulationen als Ausgangspunkt für erfolgreiche Renaturierungen vorhanden? Führt ein räumlich und zeitlich höher aufgelöstes Monitoring-Messnetz zu abweichenden Wasserkörperbewertungen als das übliche WRRL-Monitoring? Ergibt sich ein anderes Bild hinsichtlich des Arten- und Individueninventars, insbesondere der FFH-Artenbestände?

Diese und weitere Forschungsfragen werden mittels eines dreijährigen biologischen Monitorings an 30 Gewässerabschnitten im Einzugsgebiet bearbeitet. Makrozoobenthos- und Fischbestandsdaten werden erhoben und entsprechend der Verfahren im NRW-WRRL-Monitoring evaluiert. In Übereinstimmung mit den biologischen Untersuchungsstrecken erfolgen zudem hydrochemische Stichtagsbeprobungen mit breitem Parameterspektrum (TOC, Anionen- und Kationenkonzentrationen, Pestizide und Arzneimittel, Non-Target-Screening mittels HPLC-HRMS, etc.). Dabei zeigten sich vor allem die starken jahreszeitlichen Schwankungen hoher Arzneimittelkonzentrationen bei geringem Abfluss, sowie Pestizideintrag nach Niederschlägen.

Erste Elektrofischungen wurden durchgeführt; die ökologischen Potenzialbewertungen nach dem fischbasierten Bewertungssystem lagen zwischen „mäßig“ und „schlecht“. Allerdings zeigten sich bei der Fischbestandserhebung in Einzelbereichen Arten, die eine gute Grundlage für die Wiedervernetzung von Lebensräumen bieten könnten. Dies sollte vor dem Hintergrund des Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzeptes entwickelt werden. Die klimatischen Bedingungen im Jahr 2018 beeinflussten die ursprüngliche Planung der ersten Untersuchungskampagne massiv: Gewässerabschnitte fielen trocken oder wiesen sehr geringe Wasserstände auf. Dies ist bei den Bewertungsergebnissen zu berücksichtigen. Mit Blick auf die Zukunft stellt sich die Frage ob beispielsweise dauerhaft wasserführende Gewässerbereiche als Maßnahmenabschnitte priorisiert werden sollten und ob Leitbilder irreversiblen Folgen klimatischer Veränderung anzupassen sind.

Gefördert wird das Projekt durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU).

Literatur

Stadt Münster, 2012. Umsetzungsfahrplan 2012, Kooperationsgebiete der Stadt Münster

Langzeituntersuchung der Makroinvertebraten Zusammensetzung eines Fließgewässers im Rhein-Main-Observatorium durch eDNA-Metabarcoding

Mandy Sander¹; Arne Beermann¹; Peter Haase²; Vera Zizka¹; Florian Leese¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung

Die Analyse von Umwelt-DNA (eDNA) eignet sich zur nicht-invasiven Erfassung von Biodiversität in Gewässern. Der Nutzen wurde bislang insbesondere bei Wirbeltieren (Fische, Amphibien) dokumentiert. Aber auch für Makroinvertebraten besitzt die Technik großes Potenzial, welches jedoch erst selten überprüft wurde. Speziell die zeitliche und räumliche Veränderung des Signals (Artenzusammensetzung) im Jahresverlauf und an verschiedenen Mikrohabitaten im Gewässer sind kaum untersucht. Ziel dieses Projektes ist eine Langzeituntersuchung der Artenzusammensetzung der Kinzig (Hessen) durch eDNA-Metabarcoding. Die Kinzig ist ein silikatischer Mittelgebirgsfluss und die untersuchte Stelle liegt in einem Auenwald in dem FFH-Gebiet „Erlensee bei Erlensee und Bulau bei Hanau“. Das Projekt wurde in Zusammenarbeit mit dem Long-Term Ecosystem Research Network (LTER) des Senckenberg Instituts in Gelnhausen durchgeführt. Eine naturnahe Probestelle am Kinzigsteg, einer Holzbrücke die als Fußgängerübergang dient, wurde über 15 Monate alle zwei Wochen an drei unterschiedlichen Stellen innerhalb des Gewässers beprobt: 1. Gewässermitte an der Oberfläche, 2. Gewässermitte sohl nah, sowie 3. Uferbereich bodennah. Pro Probe wurde 1 L Wasser mit Hilfe von CN-Filtern (0,45 µm Porendurchmesser) gefiltert und DNA extrahiert. Nachfolgende Schritte waren die Amplifikation der extrahierten DNA, sowie die anschließende Hochdurchsatzsequenzierung. Zur Amplifikation der DNA wurden die degenerierten mitochondrialen COI (Cytochrom c Oxidase Untereinheit 1)-Primer BF2/BR2 verwendet, welche in diversen Studien zur Erfassung der Makrozoobenthos-Artgemeinschaft genutzt wurden. In dem Beitrag werden 1. Änderungen der Artzusammensetzung im Vergleich zu den morphologischen Langzeitdaten, die ebenfalls im Bereich der Probestelle erhoben wurden, aufgezeigt; 2. die Unterschiede nach beprobtem Standort analysiert und 3. Vor- und Nachteile der verwendeten universellen Primer diskutiert und Empfehlungen für künftiges eDNA-basiertes Monitoring an Fließgewässern abgeleitet.

Food quantity and biochemical food quality co-limitation: Interactive effects on different performance components of a freshwater herbivore

Svenja Schälicke¹; Lydia-Yasmin Sobisch¹; Dominik Martin-Creuzburg²; Alexander Wacker³

¹ Universität Potsdam; ²Universität Konstanz; ³ Universität Greifswald

Food availability (quantity) and composition (quality) are highly variable in natural systems. Biochemical compounds such as sterols, fatty acids and amino acids are important food quality traits of primary producer species with effects on consumer performance and, thus, on community dynamics. As yet, interactive effects of food quantity and biochemical food quality are mostly ignored.

To test for interactive effects of food quantity and quality co-limitation on population growth, including fecundity and survival, we provided the rotifer *Brachionus calyciflorus* with different concentrations of a sterol-free cyanobacterium *Synechococcus elongatus*, supplemented with increasing amounts of cholesterol. To assess effects in a more natural context, in a second experiment, we provided different proportions of two prey species differing in biochemical food quality, i.e. *S. elongatus* and the lipid-rich alga *Nannochloropsis limnetica*, at different total food concentrations.

We found that the effects of cholesterol supplementation on population growth increased with increasing food quantity. This interactive effect on population growth was mainly due to food quality effects on fecundity, as effects on survival remained constant along the food quantity gradient. In contrast, when a mixture of the two phytoplankton species was provided, food quality effects on population growth were of similar magnitude in all of the food concentrations tested, demonstrating that food quality is of importance for consumer growth already at low food quantities. The data on survival and fecundity demonstrated the missing interactive effect on population growth, as both performance components were oppositely affected by food quantity and quality. Survival was affected by food quality primarily at low food quantity, whereas food quality effects on fecundity were stronger at high food quantity.

Our results highlight the significance of essential biochemicals in mediating the interactive effects of food quantity and quality on population growth. The interplay between food quantity and biochemical food quality limitation seems to influence resource allocation patterns in order to optimize survival or reproduction, which potentially affects population dynamics in variable environments.

Analysen zum Einfluss forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften mit Hilfe von eDNA

Saskia Schmidt¹; Vera Zizka¹; Romana K. Salis¹; Jan-Niklas Macher²; Paul Schmidt Yáñez³; Linda Seifert⁴; Peter Haase⁵; Florian Leese¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² Naturalis Biodiversity Center; ³ Leibnitz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB); ⁴ Nationalpark Bayerischer Wald; ⁵ Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung (SGN)

Mit dem fortschreitenden Verlust intakter Fließgewässerökosysteme aufgrund anthropogener Einflüsse ist es wichtiger denn je, Biodiversität effektiv und zuverlässig zu überwachen und zu schützen. Als ältester Nationalpark Deutschlands (1970) bildet der Nationalpark Bayerischer Wald mit dem Nationalpark Šumava das größte zusammenhängende Waldschutzgebiet Europas, in dem sich auch viele natürliche Bachläufe befinden. Neben intakten Waldflächen und großen Totholzarealen im Zentrum des Parks sind am Rand des Nationalparks auch Flächen zu finden, die aufgrund des starken Borkenkäferbefalls komplett geräumt wurden. In dem folgenden Projekt soll erstens überprüft werden, ob über Metabarcoding von Umwelt-DNA (eDNA) aus Fließgewässern die Biodiversität von Makroinvertebraten und Bakterien zuverlässig erfasst werden kann. Zweitens soll getestet werden, ob es charakteristische Muster in Artenzusammensetzung sowie funktionellen Ernährungstypen je nach Managementtyp gibt.

Hierfür wurden an insgesamt 30 Probestellen (Intakt: 10; Totholz: 11; Geräumt: 9) drei Liter Wasser entnommen und über 0.45 µm Nitrozellulosefilter gefiltert. Die DNA wurde von Filtern extrahiert, mit universellen Primern (COI für Makroinvertebraten, 16S für Bakterien) amplifiziert, und auf Illumina HiSeq RapidRun sowie MiSeq (beide 2x250 bp) sequenziert.

Die Biodiversität der Bachläufe konnte mit dem COI Marker-Gen erfolgreich erfasst werden: Nach stringenter Qualitätsfilterung der Daten und „Subsampling“ wurden 6756 OTUs identifiziert, wovon jedoch der Großteil auf Protisten und Bakterien entfiel. Nach taxonomischer Zuordnung der OTUs über die Datenbank BOLD (mind. 95% Ähnlichkeit) blieben 423 Taxa für weitergehende Analysen. Davon waren 333 Makrozoobenthos-Taxa, darunter 26 Ephemeroptera-Arten, 31 Plecoptera-Arten und 31 Trichoptera-Arten (88 EPT-Arten: 20,8%). Die Analyse des 16S-Gens wird ebenfalls im Poster präsentiert. Die vorläufigen Daten zeigen, dass weniger die Management-Typen als Gewässerzugehörigkeit und die Höhenlage einen starken Einfluss auf die Gemeinschaften haben.

Donau Natur-FührerInnen – ein limnologisches und interkulturelles, wie Generationen-übergreifendes Bildungsprojekt

Sabine Schmidt-Halewicz¹ & Gabriela Costea²

¹ LimSa Gewässerbüro, 78467 Konstanz, schmidt-halewicz@limsa.de,

² Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, Germany, costea@igb-berlin.de

Keywords: Donau, Gewässerpädagogik, Wasser und Bildung, nicht-akademisch, Wissenstransfer

Zusammenfassung

Der Erhalt von Flüssen als funktionierende Ökosysteme kann durch entsprechende Umweltbildung unterstützt werden, durch die die Öffentlichkeit für den Zustand der Flüsse und Auen sensibilisiert wird. Für die Donau, die als Ost-West-Lebensader die Natur und die Kulturen Mitteleuropas und Südosteuropas verbindet, wurde ein Kurs für Donau Natur-Führer*innen entwickelt, mit dem nicht-akademische Landschaftsführer*innen insbesondere für die Schutzgebiete an Flüssen ausgebildet wurden.

Hierzu wurde im Rahmen eines von 2017 bis 2019 laufenden deutsch-rumänischen Projekts Bildungsinhalte zur Limnologie, Ökologie, Naturschutz sowie zur Nutzung der Ökosystemleistungen und kulturellen Aspekten entwickelt. In Verbindung mit einem deutsch-rumänischen Austauschprogramm wurde Der Kurs wurde im Jahr 2018 erstmals mit deutschen und rumänischen Teilnehmer*innen durchgeführt, wobei diese im Rahmen gegenseitiger Besuche jeweils auch einen Donauabschnitt des anderen Landes kennenlernten.

Dabei wurden zwei Standorte besucht: die obere Donau mit ihrem Naturpark, sowie die Region um die Stadt Galatz an der unteren Donau (Rumänien) mit dem Naturpark an der Mündung des Nebenflusses Pruth, dem Nationalpark Macin-Berge, dem Ramsar-Gebiet „Kleine Aueninsel von Braila“ und dem Biosphärenreservat Donaudelta. Die Struktur des Kurses, die Ergebnisse und sein pädagogischer Wert werden hier zusammengefasst vorgestellt und eine mögliche Fortsetzung skizziert.

Es wurden im April 2019 acht deutsche Teilnehmende mit einem Zertifikat „Danube Nature Guides“ ausgezeichnet. Auf rumänischer Seite waren es 18 junge Teilnehmende. Ebenso wie mit dem Zertifikat gingen alle Teilnehmenden mit einer umfangreichen Broschüre von 40 Seiten, die das kompakte und gebündelte Wissen zur Limnologie des Europäischen Stromes und seinen aktuellen Herausforderungen enthält. Wie können bzw. werden die Teilnehmenden das Wissen und Gelernte anwenden, wer nutzt das Wissen und in welcher Form sind Fortführungen denkbar? Was erscheint sinnvoll für die beiden unterschiedlichen Teilnehmer*innen-Gruppen und für die Regionen, denen das Projekt ebenso einen Mehrwert einbringt, wie den Teilnehmenden-Gruppen selbst.

Einleitung

Hintergrund – wie kam es zur Idee?

Flüsse und ihre Auen können nur dann erfolgreich geschützt werden, wenn die Öffentlichkeit sich ihrer wichtigen ökologischen Funktionen bewusst ist. Dies ist beispielsweise mittels geführter Touren für Besucher*innen von Auen-Schutzgebieten möglich. Hierzu müssen die nicht-akademischen Landschaftsführer*innen über limnologisches Basiswissen verfügen. Im Projekt „Donau Natur-Führer*innen“ wurden solche Kenntnisse vermittelt an solche deutschen und rumänischen Multiplikator*innen, sowie an Jugendliche, die dies werden möchten.

Fokus des Bildungsprojektes

Schwerpunkte des Bildungsprojektes waren die Vermittlung von Donau-relevantem Wissen und von Interkulturalität. Deutsche und Rumän*innen sollten gemeinsam lernen. Die Sprache war Englisch, d.h. für beide Gruppen nicht die Muttersprache. Eine weitere Besonderheit war, dass der Kurs für die deutschen Teilnehmenden keine neue Ausbildung darstellte, sondern ein Ausbau einer bereits vorhandenen bzw. absolvierten Gewässerführer*innen-Weiterbildung. Dementsprechend waren die deutschen Teilnehmenden meist höheren Alters, bspw. in einer nach-beruflichen Phase bzw. im Neuaufbau einer Nebenerwerbstätigkeit begriffen. Sie sollten die jungen rumänischen Teilnehmenden auch mit ihrem Know How bezgl. Aufbau einer Existenz als Landschaftsführer*innen unterstützen.



**Abb. 1: Kurswoche 1 an der Oberen Donau, April 2018, Kursraum im Naturschutzzentrum Beuron;
Quelle: Schmidt-Halewicz**

Umsetzung

Zielgruppen, Auswahl der Teilnehmenden, Laufzeit, Schutzgebiete

Das interkulturelle Bildungs- und Austauschprojekt wurde durch eine Kooperation der Naturschule Region Bodensee mit dem gemeinnützigen Verein „Green East Corridor“ (GEC) in Rumänien (Galatz) erarbeitet und von 2017 - 2019 erstmals durchgeführt. Dabei wurden zwei Regionen entlang der Donau in jeweils einwöchigen Feldkursen besucht: die obere Donau mit ihrem Naturpark, sowie die untere Donau bei der Stadt Galatz (Rumänien) mit 4 nahe gelegenen, europäisch bedeutsamen Schutzgebieten: Untere Pruth-Auen, Kleine Aueninsel von Braila, Macin-Berge und natürlich dem Donau-Delta selbst.

Das Projekt wendete sich an 15 Jugendliche und junge Erwachsene zwischen 16 und 24 Jahren in Rumänien und 7 Erwachsene in Baden-Württemberg. Als Teilnehmende auf deutscher Seite waren in erster Linie Gewässerführer*innen der oberen, schwäbischen Donau, aber auch anderer Flussgebiete angesprochen worden. Die Rumän*innen besuchten eine mit GEC kooperierende Oberschule, deren Fachgebiete über Ernährung und Tourismus Berührungspunkte mit den Projektzielen hatten. Sie durchliefen ein Screening-Verfahren und erhielten ein Vortraining in limnologischer Hinsicht, sowie ein Englisch-Training. Im September wurden noch weitere 5 junge Rumän*innen hinzugenommen.



Abb. 2: Im Feuerkessel zubereitete traditionelle Fischsuppe und das damit verbundene Gemeinschaftserlebnis waren Teil des Feldkurses 2 in Rumänien, Donau-Delta, Sept. 2019; Quelle: Nasab



Abb. 3: Landschaft im Naturpark Macin-Berge – diese geologisch sehr alten Gesteinsformationen sind einerseits verantwortlich für den Verlauf der unteren Donau, andererseits bergen sie Habitate vergleichbar den Trockenrasen und feuchten Schluchtwäldern im Naturpark Obere Donau. Sept. 2018; Quelle: Costea



Abb. 4: Der Pruth, der letzte Donauzufluss vor dem Delta, ist weitgehend unbeeinträchtigt von Staudämmen und Eindeichungen, Sept. 2018; Quelle: Nasab

Ergebnisse

Was haben wir erreicht?

Die Struktur des Kurses, die Ergebnisse und sein pädagogischer Wert für die Limnologie sollen hier zusammengefasst vorgestellt werden.

1. Durchführung von je einer Feldkurswoche in Rumänien und in Deutschland mit Teilnehmer*innen beider Länder.
2. Limnologische Schulung von über 30 Personen teilweise direkt am Gewässer u.a. mit Gewässergüteuntersuchungen angelehnt an die Vorgaben der WRRL, musterhaft nach Anleitung an wenigstens 3 Gewässerstellen.
3. Darstellung der Verfügbarkeit und Gefährdung der Ökosystemleistungen der Donau mithilfe des RESI-Ansatzes, zusammengefasst in einer 40-seitigen Broschüre.
4. Darstellung der Verbindung von Natur und Kultur mit der jeweiligen Region ~~wurde~~ durch Besuch von ethnologischen sowie kulturellen Einrichtungen und Workshops mit regional-typischem Material.

Schlussfolgerungen

Wie kann eine Fortsetzung aussehen?

1. Die Broschüre *Danube Nature Guides* als gesammeltes Basiswissen für Donau-bezogene Landschaftsführer*innen soll auf Deutsch sowie auf Rumänisch übersetzt werden, um in den Stammländern eine bessere Wirkung zu erzielen.
2. Die bereits ausgearbeitete Kurswoche im Raum Galatz soll anderen Gruppen zur Verfügung gestellt werden: A) Multiplikatoren wie Lehrer*innen, die den Kurs als Fortbildung zum Gewässer besuchen, B) Studierenden der Biologie/ Limnologie, die sie als angewandte Exkursion nutzen und sehr davon profitieren können.
3. Übertragung des Ansatzes auf andere Donau-Länder mit EU-Schutzgebieten (Bulgarien, Moldawien).

Danksagung

Wir danken für die freundliche Unterstützung:

- der Baden-Württemberg-Stiftung für die Gesamtfinanzierung,
- der DGL für teilweise Unterstützung im ersten Jahr,
- sowie dem Institut Dr. Nowak für die kooperative Übernahme von Auslagen,
- der Organisation Green East Corridor für die gute und verlässliche Zusammenarbeit.

Literatur

- Costea, G. & S. Schmidt-Halewicz (2019) *Danube Nature Guides* - Raising awareness and advocacy for cultural linkages and nature-based development options along the Danube; Green East Corridor, Galatz, 40 pp
- RESI (River Ecosystem Service Index-Ansatz), siehe Fischer et al. 2019, DGL2018 Kamp-Lintfort, Ergebnisse S.104-112
- Schmidt-Halewicz, S. (2019): How German and Romanian nature guides train together, *danube connects* 01/2019, S. 14-15
- Schmidt-Halewicz, S. & G. Costea (2018): Intergenerational and intercultural learning as a tool for training Nature Guides in the Upper and Lower Danube; Ergebnisse der Jahrestagung Kamp Lintfort, 2018, S. 209

Räumlich-zeitliche Variabilität von Kohlenstoffflüssen und der Einfluss auf die Abschätzung der jährlichen Gesamtemission von Flachseen in der gemäßigten Zone

Marcel Schmiedeskamp; Leandra Praetzel; Klaus-Holger Knorr

Westfälische Wilhelms-Universität Münster - ILÖK

Binnengewässer wie Seen, Bäche, Teiche und Stauseen setzen die Treibhausgase Methan (CH_4) und Kohlendioxid (CO_2) in die Atmosphäre frei. Im Gegensatz dazu legen Studien nahe, dass 20% der terrestrischen Kohlenstoffsinken derzeit in Binnengewässern gebunden werden. Kleine Binnengewässer ($< 1 \text{ km}$) sind aufgrund ihrer hohen Anzahl und einer höheren Stoffwechselaktivität im Landschaftsmaßstab eine besonders wichtige Quelle für Methan und Kohlendioxid. Bisher ist nur wenig über die zeitliche und räumliche Dynamik von Kohlenstoffflüssen und CH_4 -Emissionen in diesen kleinen Seen bekannt. Während einige Studien Flüsse in diesen Systemen in der borealen Zone untersucht haben, sind kleine Seen in der gemäßigten Zone derzeit nicht gut untersucht. Es wurde festgestellt, dass flache Seen wärmer und produktiver sind und kürzere Verweilzeiten des Wassers haben. Die temperaten Seen sind noch wärmer als die in der borealen Zone, haben mehr Niederschläge sowie mehr Verdunstung und einen höheren Kohlenstoffumsatz aufgrund labiler organischer Substanzen. Um diese Wissenslücke zu schließen, haben wir die CO_2 - und CH_4 -Flüsse in zwei dieser kleinen und flachen gemäßigten Seen entlang von räumlich hoch aufgelösten Transekten über ganze Jahreszyklen untersucht. Der See Windsborn (max. Tiefe 1,5 m, Größe 1,4 ha), ein Kratersee in der Vulkaneifel, hat ein kleines Einzugsgebiet von nur 3 ha und keine oberflächlichen Einflüsse oder relevanten Grundwasserzuflüsse. Der zweite Heideweiher-See (max. Tiefe 1 m, Größe 1,5 ha) hat ebenfalls keine oberirdischen Zuflüsse, sondern nur geringe Grundwasserzuflüsse. Die CH_4 und CO_2 -Flüsse wurden unter Verwendung von schwimmende Kammern mit CO_2 -Sensoren gemessen, die in Transekten angeordnet waren und so den Tiefengradienten vom Ufer bis zur Mitte des Sees abdeckten. Hierbei wurde zwischen Diffusiven Fluss und Ebullition (Blasen) unterschieden. Zusätzlich wurden die CO_2 - und CH_4 -Konzentration und die wasserchemischen Daten des Oberflächenwassers der Seen, sowie meteorologischen Daten erfasst und mit den Daten zum Fluss interpretiert. Wie erwartet scheinen die Seen auf Jahresbasis eine Quelle für CO_2 und CH_4 zu sein, jedoch mit starken saisonalen Unterschieden. Die Emissionen stiegen von Frühling zu Sommer und gingen nach Herbststürmen zurück. In den Sommermonaten zeigen die CO_2 -Emissionen eine starke tägliche Dynamik mit zeitlichen Phasen der CO_2 -Aufnahme. Die Emissionen zeigten auch eine starke räumliche Variabilität, insbesondere zwischen Ufern und offenen Flächen. Flache Bereiche können als „Hot Spots“ von CO_2 bezeichnet werden. Überraschenderweise wies der tiefere Bereich signifikant höhere CH_4 -Emissionen auf als die Ufergebiete. Somit zeigt diese Studie Relevanz für die Betrachtung der räumlich-zeitlichen Variabilität der CO_2 - und CH_4 -Emissionen und hilft, die Flussregulation sowie mögliche Rückkopplungen auf den Klimawandel in flachen Seen zu verstehen.

Effects of polyethylene terephthalate microfibers on the growth and emergence of *Chironomus riparius*

Lydia Setyorini¹; Diana Michler-Kozma²; Friederike Gabel²; Bernd Sures¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Microplastics occurrence in the coastal and marine environment has been frequently reported in the past 10 years. More recent studies conducted in freshwater ecosystem have verified that microplastics are present in water columns, sediment, and organisms as well. Based on these studies, it could be concluded that the presence of microplastics in sediments may pose risks to the ecosystem, in particular benthic organisms as the microplastics may settle down and accumulate in the sediment. Polyethylene terephthalate (PET) is one of the polymers that has been frequently found in these studies. It is mostly utilized for beverage bottles with a density of around 1.4 g/cm³ which causes it to sink. It is also used and recycled as fibers for clothing and highly resistant to environmental biodegradation.

Laboratory studies have shown that microplastics are taken up by benthic organisms. However, there is still a need to determine the uptake and biological effects of different plastic types on wide range of organisms. *Chironomus* larvae have been used frequently as test organisms in ecotoxicological research with advantages such as wide geographic distribution, high sensitivity and compatibility throughout interlaboratory studies.

This study aims to observe the effects of PET microfibers to the survival, growth, and stress response of *Chironomus riparius*. To assess the development of *Chironomus*, a modified 28-day sediment toxicity test based on OECD Guideline no. 218 was used, where the main endpoint is the duration until emergence of the larvae. In this assay, *Chironomus* were exposed to artificial sediment spiked with PET microfibers. In addition to the chronic toxicity test, the subcellular stress response represented by Heat Shock Protein 70 (HSP70) were measured.

Preliminary results showed that exposure to PET does not significantly affect the growth and emergence of *Chironomus riparius* on individual level. Further research on biomarker analysis are currently being conducted to determine the ecotoxicological stress level between different exposure groups.

Wie beeinflussen die Anwesenheit von *Dikerogammarus villosus* und eine erhöhte Ammoniak-Konzentration das Verhalten und die Nahrungsaufnahme von *Gammarus pulex*?

Sonja Stefani; Thomas Petzoldt; Thea Hose; Thomas U. Berendonk; Susanne Worischka

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Die Einwanderung invasiver Arten in aquatische Ökosysteme wird als Gefährdung für die einheimische Biodiversität angesehen. Parallel zur Einwanderung von *Dikerogammarus villosus*, einer aus der Pontokaspis eingewanderten invasiven Amphipodenart, wurde ein Dichterückgang anderer Makroinvertebraten, insbesondere einheimischer Amphipoden, verzeichnet. Als Hauptgrund für diesen Verdrängungseffekt wird meist die in Laborstudien beobachtete Intraguild Predation angeführt, obwohl andere Studien zeigen, dass dieser Effekt auch auf nicht letale Konkurrenzsituationen zurückgeführt werden könnte. In Gewässern, in denen die Koexistenz zwischen *D. villosus* und einheimischen Amphipoden beobachtet worden ist, gibt es Hinweise darauf, dass die Ammoniak-Konzentration eine entscheidende Rolle spielen könnte. In der vorliegenden Arbeit wurde deshalb der Einfluss von *D. villosus* durch direkte Interaktion und durch Kairomone auf das Verhalten des einheimischen Amphipoden *Gammarus pulex* ermittelt. Des Weiteren wurde untersucht, inwieweit die Zugabe von Ammoniak die Interaktion zwischen *D. villosus* und *G. pulex* modifiziert. Um das Bewegungsverhalten zu untersuchen, wurden mithilfe von Videoaufzeichnungen das Versteckverhalten und die Bewegungsmuster analysiert. In einem Konsumtionsversuch wurde ermittelt, ob die Nahrungsaufnahme von der interspezifischen Konkurrenzsituation und der Ammoniak-Konzentration abhängig ist. Diese Arbeit zeigt, dass eine direkte Interaktion zwischen *D. villosus* und *G. pulex* zu einem signifikant erhöhten Versteckverhalten führt und dass kürzere Distanzen in zielgerichteten Bewegungen zurückgelegt werden, wenn sich die Testtiere in der Wassersäule befinden. Die Nahrungsaufnahme von *G. pulex* wurde durch die direkte Interaktion mit *D. villosus* nicht beeinträchtigt. Dies deutet darauf hin, dass sich die Tiere häufiger in den Unterschlüpfen aufhalten, wobei die wenigen und zielgerichteten Bewegungen für die Nahrungssuche genutzt werden. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Nahrungsaufnahme für *G. pulex* ein größerer Stimulus ist als das Zusammentreffen mit einer konkurrierenden Art, obwohl dadurch die Mortalität von *G. pulex* deutlich ansteigt (Mort3Tage (Interaktion) = 60 %; Mort3 Tage (*G. pulex*, getrennt) = 2 %). Kairomone von *D. villosus* zeigen hingegen keinen Effekt, weder auf das Bewegungsverhalten noch auf die Nahrungsaufnahme von *G. pulex*. Dies macht deutlich, dass nur die tatsächliche und nicht die vermeintliche Präsenz von *D. villosus* das Bewegungsverhalten beeinflusst. Durch die Ammoniak-Zugabe konnte keine Modifizierung des Bewegungsverhaltens oder der Nahrungsaufnahme festgestellt werden. Das impliziert, dass Ammoniak in diesem Experiment keinen entscheidenden Einfluss auf die Interaktion von *D. villosus* und *G. pulex* ausübt. In methodischer Hinsicht zeigt sich, dass Videoaufzeichnungen zum besseren Verständnis der Interaktionen zwischen invasiven und einheimischen Arten beitragen.

Projekt „Erlebensraum Lippeaue“ - Ein Blick auf die auf Baustelle und in die Zukunft -

Vera Thiede

Stadt Hamm - Umweltamt

Im Rahmen des Projektes Erlebensraum Lippeaue erfolgt bis zum Jahre 2023 innenstadtnah zwischen km 122 und 127,9 die Umgestaltung der Lippe und ihrer Aue. Im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie erfolgt unter Federführung des Lippeverbandes die Durchführung von wasserbaulichen Maßnahmen. Zusätzlich werden auch infrastrukturelle Maßnahmen seitens des Umweltamtes der Stadt Hamm durchgeführt, die durch die „Grüne Infrastruktur NRW“ und das Programm EFRE (Europäischer Fonds für regionale Entwicklung) gefördert werden. Ein Großteil der Maßnahmen des Projektgebietes befindet sich momentan noch in der Planung.

Als erste wasserbauliche Maßnahme wird der Teilabschnitt Schweinemersch, seit dem Spatenstich am Ende des Jahres 2018, durchgeführt. Um die Wiederanbindung der Aue an die Lippe zu verbessern, wird im westlichen Teil der Schweinemersch, im Bereich einer ehemaligen Lippeschleife, die noch an der Topographie zu erkennen ist, eine Flutmulde angelegt. Durch die Ausbildung von Senken soll das ursprünglich vorhandene Feinrelief der Auenlandschaft wiederhergestellt und wechselseuchte bis staunasse Bereiche innerhalb der Aue geschaffen werden. Im Bereich der Flutmulde ergeben sich verglichen zur Ausgangssituation somit völlig neue Standortverhältnisse. Sie bilden die Voraussetzung für eine Entwicklung und Optimierung von Auebiotopen. Die Flächen sollen der Sukzession überlassen werden. Im Bereich der Flutmulde ist eine Uferentfesselung vorgesehen. Hier wird rechtsseitig der Lippe die Uferbefestigung entnommen und die Böschung beginnend unter dem Mittelwasserspiegel mit einer Neigung von 1:4 hergestellt. Die weitere Entwicklung soll sich eigendynamisch vollziehen.

Studies on the effect of reduced water availability as a driving factor for the speciation of protists in the Atacama

Lennart Gutsche¹; Patricia Schmidt; Lea Trojahn; Joshua von Ameln¹; Frank Nitsche; Hartmut Arndt

¹ University of Cologne

A comprehensive analysis of the diversity of unicellular eukaryotes (protists) in different habitats (hypersaline waters, desert plant environments, gut of darkling beetles) revealed an astonishing dataset which proved to be distinct and divergent from other regions of the Earth. We used standard isolation and cultivation protocols to elucidate speciation patterns for a variety of very different and independent taxonomic groups of protists such as gregarines and ciliates among alveolates, placidids among stramenopiles, percolomonads and other heteroloboseans among excavates, and choanoflagellates among opisthokonts. The ability to rapidly adapt to extreme environments (hypersalinity, hyperaridity, high UV radiation, high temperatures) seem to enhance fast speciation rates. We will show that the speciation of unicellular eukaryotes in different phylogenetic groups independently mirror the effect of geological events and associated isolation.

Verteilung und Transformation organischer Spurenstoffe in der Sediment-Wasser-Grenzschicht

Marieke Voss¹, Henning Schroeder¹, Lukas Reuland¹, Dinah Albrecht¹, Pavel Ondruch¹, Arne Wick¹ & Lars Duester¹

¹ Bundesanstalt für Gewässerkunde · Am Mainzer Tor 1 · 56068 Koblenz · Kontakt: voss@bafg.de

Keywords: Sediment-Wasser-Grenzschicht, Porenwasser, organische Spurenstoffe, Emerging Contaminants

Einleitung

Die Bandbreite an Chemikalien, die unsere Gewässer belasten, welche u.a. in Industrie, Medizin und Landwirtschaft eingesetzt werden, ist groß. Viele dieser Produkte und Zwischenprodukte sowie ihre Transformationsprodukte (TPs) werden als organische Spurenstoffe (TrOCs) eingestuft. Um Umweltrisiken abschätzen zu können sowie Ökosystemleistungen verschiedener Umweltkompartimente im Hinblick auf Immobilisierung und den Abbau von TrOCs zu bewerten, sind detaillierte Kenntnisse über ihren Verbleib in der Umwelt erforderlich.

Der Verbleib vieler dieser Stoffe im Gewässer wird maßgeblich durch Prozesse an, in und unter der Sediment-Wasser-Grenzschicht (Sediment-Water-Interface, kurz: SWI) bestimmt. Die SWI ist der Bereich mit der größten biologischen Aktivität, hier wird die Mobilität von TrOCs durch Sorption eingeschränkt und es finden biologisch oder anorganisch vermittelte Änderungen der Spezierung und Fraktionierung statt. Die genannten Veränderungen sind maßgeblich für die Mobilität und Toxizität der TrOCs und die Transformationsprodukte können aus dem Sediment freigesetzt werden, erneut sorbiert oder schrittweise mineralisiert werden.

In der vorliegenden Studie wurden 23 TrOCs die sich hinsichtlich ihrer chemischen Eigenschaften, der Kenntnis ihres Umweltverhaltens und möglicher Umwandlungswege erheblich unterscheiden, im Hinblick auf ihre Spezierung und Fraktionierung im Bereich der SWI eines natürlichen Sediments untersucht. In einem 43 Tage dauernden Inkubationsexperiment wurden 12 Pharmazeutika (Carbamazepin, Fluconazol, Metoprolol, Tramadol, Diclofenac, Gabapentin, Valsartan, Aciclovir, Sitagliptin, Furosemid, Fexofenadin, Ceterizin), zwei Humanmetabolite (10-OH-Carbamazepin, Clopidogrelsäure), zwei iodierter Röntgenkontrastmittel (Iopromid, Diatrizoat), zwei künstliche Süßstoffe (Sucralose, Acesulfam) und zwei Herbizide (Diuron, Terbutylazin) in die Wassersäule über einem natürlichen Sediment dotiert, um deren Einleitung in Oberflächengewässer zu simulieren. Ihre Verteilung über die SWI wurde in 23 Porenwassertiefenprofilen, mit einer Auflösung von einem Zentimeter, untersucht. Darüber hinaus wurden potenzielle Transformationen durch Überwachung bekannter TPs erfasst.

Material und Methoden

Inkubationsexperiment

Ein aus dem Rheinhafen Ehrenbreitstein entnommenes Sediment wurde bis zu einer Höhe von 17,5 cm in eine Kunststoffwanne (50x30 cm) gefüllt und anschließend mit 15 cm Wassersäule (Rheinwasser) überdeckt. Unter Berücksichtigung des Wassergehalts des Sediments (~ 75 Vol.-%) ergab sich ein Gesamtwasservolumen von ~ 40 Litern.

Nach einer Inkubationszeit von 34 Tagen wurden 8 ml einer Dotierlösung, die je 100 µg/ml Acesulfam, Oxipurinol, Iopromid und Diatrizoat sowie 10 µg/ml der anderen TrOCs enthielt, in der Wassersäule des Experiments verteilt. Auf das Gesamtwasservolumen im Versuch bezogen, ergaben sich Konzentrationen von 20 µg/l für Acesulfam, Oxipurinol, Iopromid und Diatrizoat und 2 µg/l für die anderen TrOCs. Auf die gleiche Weise wurden 60 ml eines 1000 mg/l Br-Standards hinzugegeben, um eine Br-Konzentration von 1,5 mg/l zu erreichen.

Tiefenprofile des Sedimentporenwassers von 1 cm über der SWI bis in 5 cm Tiefe mit einer vertikalen Auflösung von 1 cm wurden vor dem Dotieren (zur Bestimmung der Hintergrundkonzentrationen der untersuchten Verbindungen) sowie nach dem Dotieren zunächst täglich, dann mit zunehmend größeren zeitlichen Abständen beprobt (vgl. Abb. 1).

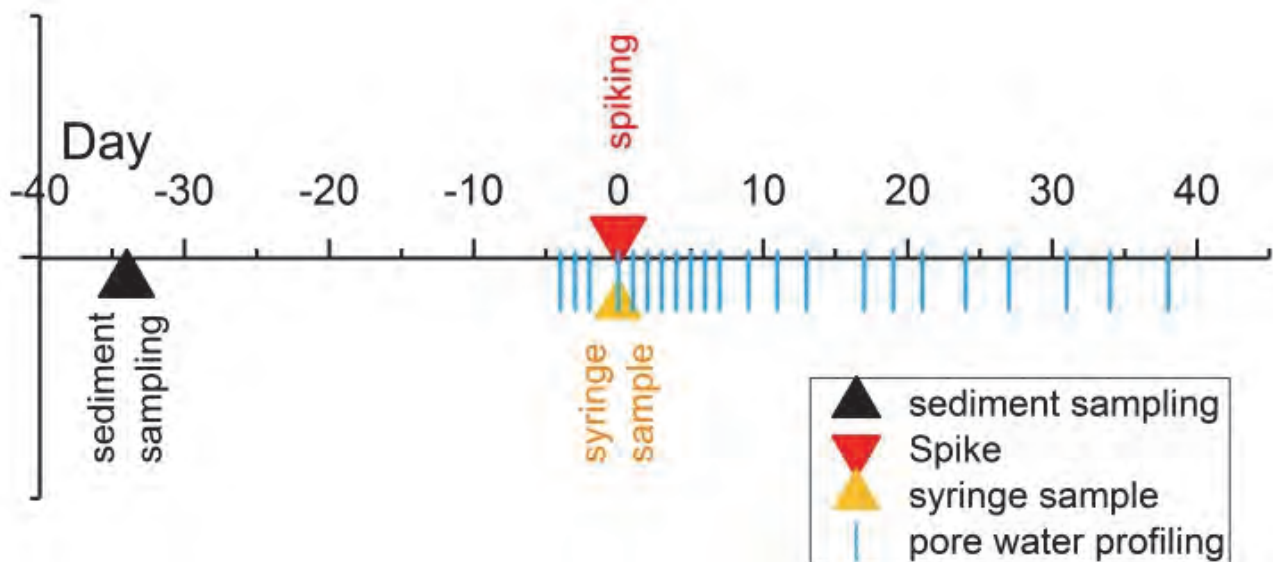


Abbildung 15: Ablauf des Inkubationsexperiments

Hierzu wurde ein System zur automatisierten, minimalinvasiven Beprobung von Sedimentporenwasser (Mesoprofiling and Sampling System messy) genutzt, welches in Fabricius et al. (2014) und Schroeder et al. (2017 und 2019) beschrieben ist. Es besteht im Wesentlichen aus einer Probenahmesonde, die mithilfe eines Schrittmotors vertikal durch die SWI bewegt wird während mit einer Peristaltikpumpe kontinuierlich wässrige Proben gefördert werden. Die Synchronisation des Schrittmotors, der die Probenahmesonde bewegt, mit dem Fraktionssammler ermöglicht die Beprobung definierter Tiefenintervalle. Um die Reoxidation der anoxischen Proben zu verhindern, befanden sich der Fraktionssammler und Peristaltikpumpe in einer Glovebox unter Argon-Atmosphäre.

Durch Mitführen entsprechender Sensoren wurden parallel zum Probenahmeprozess Profile des Redoxpotentials sowie der Sauerstoffsättigung erfasst.

Neben den Porenwassertiefenprofilen wurden alle 12 Stunden Proben des Oberflächenwassers sowie des Sediment-Porenwassers (in zehn cm Tiefe) entnommen.

Nach Abschluss des Experiments wurde ein Sedimentkern gezogen und in Zentimeter-Scheiben geschnitten, die Feststoffproben wurden anschließend getrocknet und gemahlen.

Analytik

In Aliquoten der wässrigen Proben wurden die dotierten TrOCs sowie bekannte TPs mit Flüssigchromatographie-Tandem-Massenspektrometrie quantifiziert. Zusätzlich wurden die Konzentrationen des Diffusions-Tracers Bromid sowie von SO_4^{2-} , NO_2^- und NO_3^- mittels Ionenchromatographie und die der Metalle Fe und Mn mittels induktiv gekoppelter Massenspektrometrie erfasst, um die Redoxbedingungen besser charakterisieren zu können.

Die an das Sediment sorbierte Fraktion der dotierten TrOCs wurde nach Ende des Inkubationsexperiments mithilfe einer beschleunigten Lösemittlextraktion (PLE) mit Methanol/Milli-Q-Mischung (1/1, v/v) als Extraktionsmittel bei 100°C und 100 bar Druck aus den Feststoffproben extrahiert und mittels Flüssigchromatographie-Tandem-Massenspektrometrie quantifiziert.

Ergebnisse und Diskussion

Die O_2 -Sättigung in der Wassersäule lag während des Experiments bei etwa 50%. Die O_2 -Eindringtiefe in der SWI betrug unter 0,5 cm. Das parallel zur Beprobung der Porenwassertiefenprofile gemessene Redoxpotential fiel von Werten um 150 mV in der Wassersäule auf -180 bis -150 mV in 5 cm Tiefe unter der Sedimentoberfläche ab. Der pH-Wert lag während des gesamten Experiments zwischen 6,8 bis 7,3. Der Versuchsaufbau simulierte also sowohl aerobe als auch anaerobe Bedingungen wider (Abb. 2).

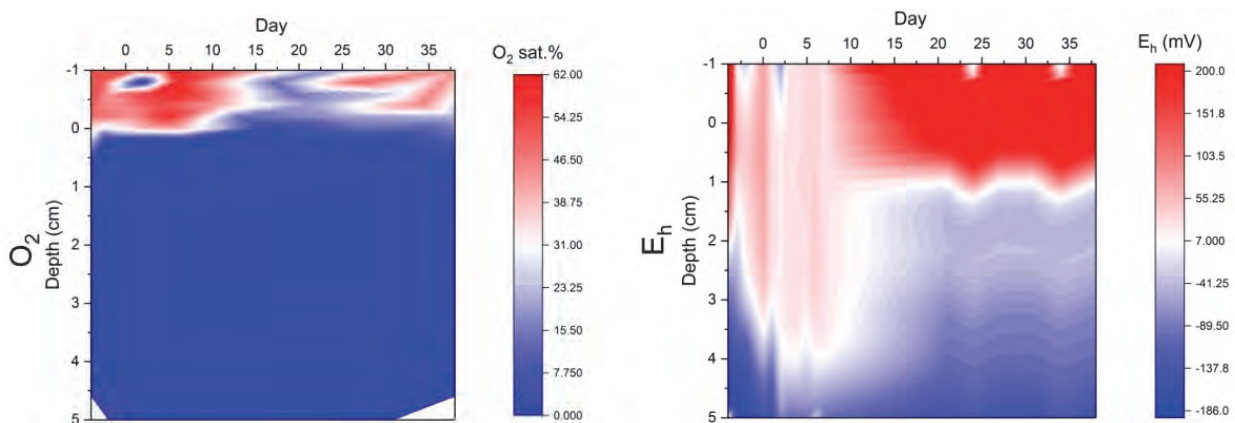


Abbildung 16: Verlauf von Sauerstoffsättigung (links) und Redoxpotential (rechts) an der SWI während des Experiments.

Bromid wurde dotiert, um die Diffusion der Substanzen über die SWI nachvollziehen zu können. Es wird nicht biologisch umgesetzt und besitzt eine negative Ladung und sorbiert somit kaum. Nach dem Dotieren in die Wassersäule überstieg seine Konzentration den angestrebten Wert zunächst deutlich. Erst nach etwa 8,5 Tagen wurde dieser Wert unterschritten. Nach etwa 13 Tagen war Bromid bis zu einer Tiefe von 5 und ab dem 20. Tag bis zu einer Tiefe von 10 cm homogen verteilt (Abb. 3).

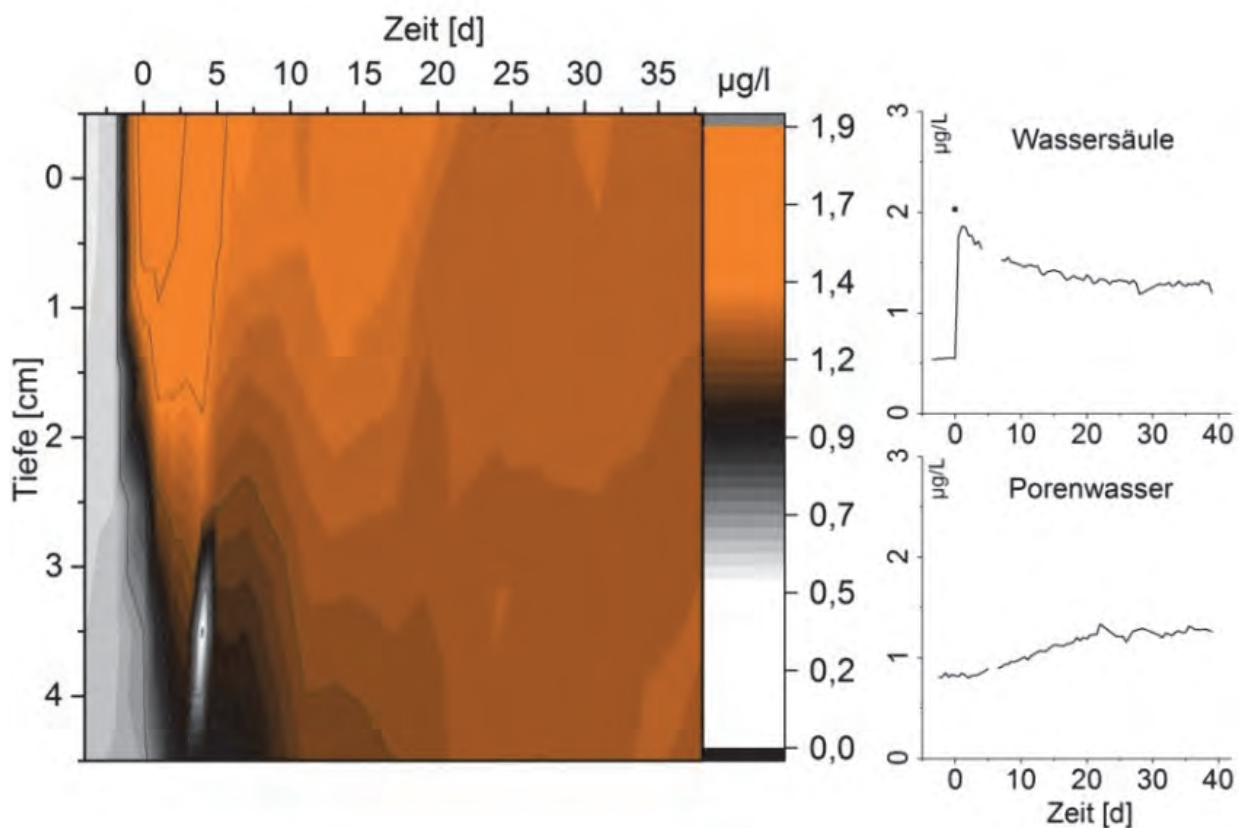


Abbildung 17: Bromid-Konzentration in den Porenwassertiefenprofilen (links), sowie in der Wassersäule (rechts oben) und im Sediment-Porenwasser (-10 cm Tiefe, rechts unten).

Die dotierten TrOCs wiesen je nach Ladung deutliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Verweilzeit in der Wasserphase auf. Die Konzentrationen der teilweise positiv geladenen TrOCs Amisulprid, Metropolol, Sitagliptin, Tramadol, ebenso wie die der Zwitterionen Fexofenadin und Ceterizin und die der neutral geladenen Stoffe Aciclovir, Carbamazepin und Fluconazol sanken sowohl in der Wassersäule als auch im Porenwasser über den Untersuchungszeitraum – oft innerhalb weniger Tage – auf das Niveau der Hintergrundkonzentration. Im Gegensatz dazu verblieben die negativ teilgeladenen Substanzen wie Diatrizoat, Diclofenac, Acesulfam, Clopidogrelsäure und Ramiprilat sowie einige neutral geladene Spezies wie Sucralose oder 10-Hydroxycarbamazeoin in der Wasserphase und verteilten sich im Zuge des Experiments vergleichbar dem Bromid. Zur Verdeutlichung sind in Abbildung 4 exemplarisch die Konzentrationen von Clopidogrelsäure, Diclofenac und Metropolol abgebildet. Eine Ausnahme bildet das Anion Valsartan, das aufgrund seiner Umwandlung in Valsartansäure innerhalb weniger Tage aus der Wassersäule verschwand.

Entsprechend ihrer erhöhten Verweilzeit in der Wassersäule nahmen die Konzentrationen der negativ geladenen TrOCs und die einiger neutral geladener Verbindungen im Sedimentporenwasser nach dem Dotieren deutlich zu. Dabei blieben die Konzentrationen im Porenwasser meist deutlich unter den Zielkonzentrationen und den Konzentrationen in der Wassersäule (Abb. 4).

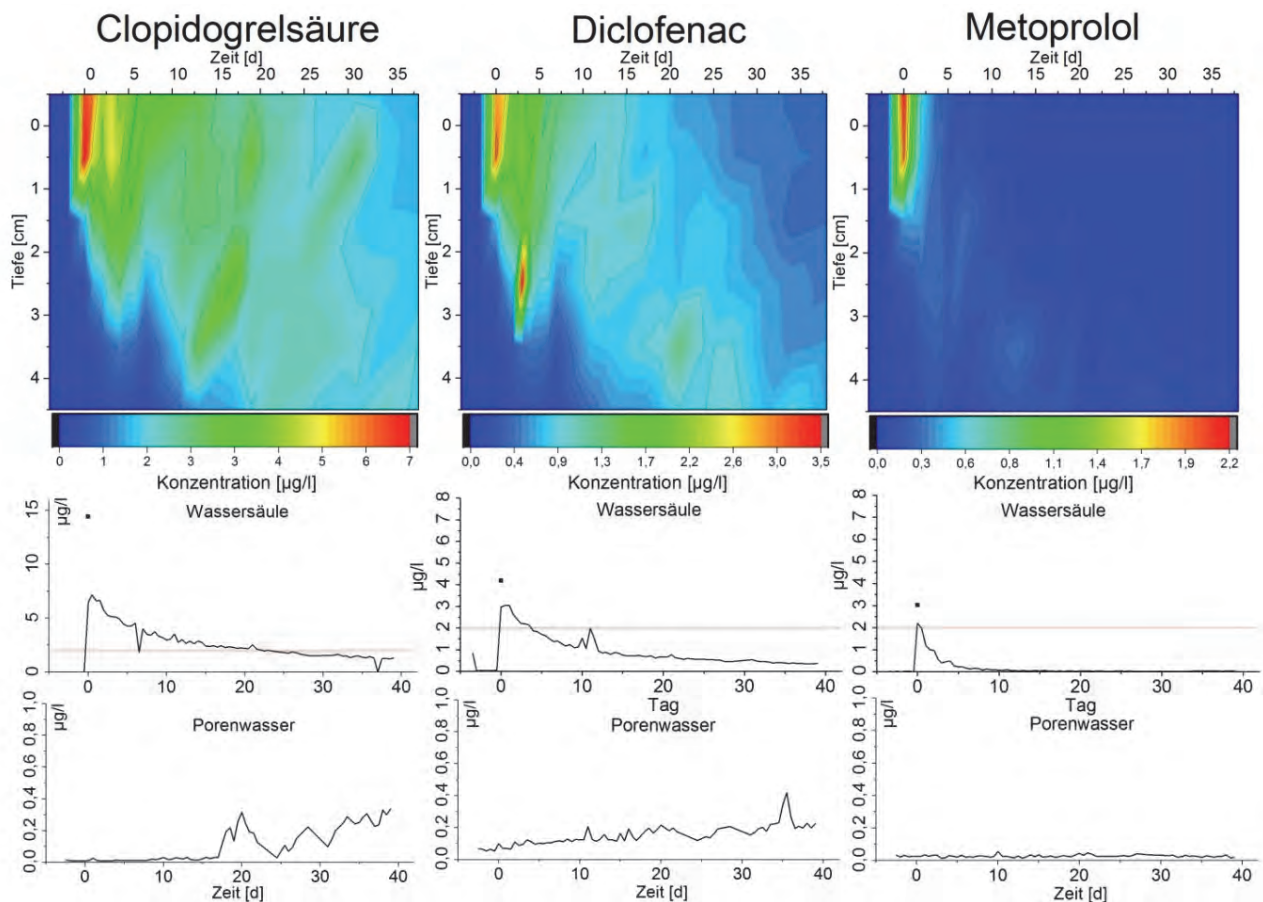


Abbildung 18: Verteilungen der in den Porenwasserprofilen gemessenen Konzentrationen von Clopidogrelsäure, Diclofenac und Metoprolol über die Tiefe und die Zeit als Heatmaps (oben) und die in der Wassersäule sowie dem Porenwassers (–10 cm) gemessenen Konzentrationen über die Zeit [d] als Liniendiagramme (unten).

Einige TP's der dotierten Substanzen wurden zumindest in Spuren im Sedimentporenwasser und in der Wassersäule nachgewiesen. In Übereinstimmung mit Studien, die über ihren Abbau unter anoxischen Bedingungen berichteten (Ghattas et al., 2017), traten bspw. die TP's von Tramadol (N,O-DM-Tramadol, O-DM-Tramadol) überwiegend unterhalb von 2 cm Tiefe auf (Abb. 5). In ähnlicher Weise wurden die TP's von Diclofenac und Gabapentin, Metoprolol und Valsartan, von denen bekannt ist, dass sie bevorzugt unter oxidischen Bedingungen umgewandelt werden (Henning et al., 2018; Wilkinson et al., 2017), überwiegend in der Wassersäule gefunden. Einzig die Valsartansäure war in derart hohen Konzentrationen vorhanden, dass von einer annähernd vollständigen Transformation der Ausgangssubstanz Valsartan ausgegangen werden kann (Abb. 5).

Im Gegensatz zu den wässrigen Proben ergab die Analyse der Sedimentkerns, dass vorrangig die positiv teilgeladenen Substanzen in hohen Konzentrationen zu finden sind, dies vorrangig in einer Tiefe von 3 bis 7,5 cm. Generell fällt auf, dass - unabhängig von ihren Konzentrationen im Porenwasser - im Sediment nur bis zu einer Tiefe von ca. 8 cm erhöhte Gehalte der dotierten TrOCs oder ihrer TP's zu finden sind (exemplarisch dargestellt in Abb. 6).

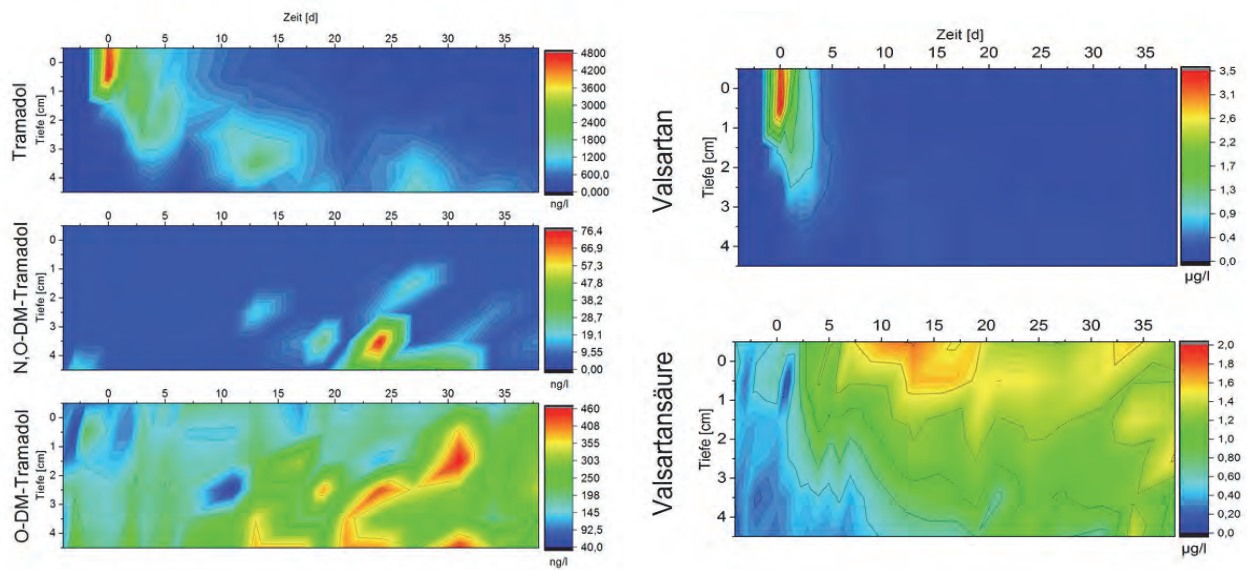


Abbildung 20: Verteilungen der in den Porenwasserprofilen gemessenen Konzentrationen von Tramadol und seinen TPs (links) und Valsartan und seinem TP (rechts) über die Tiefe und die Zeit als Heatmaps.

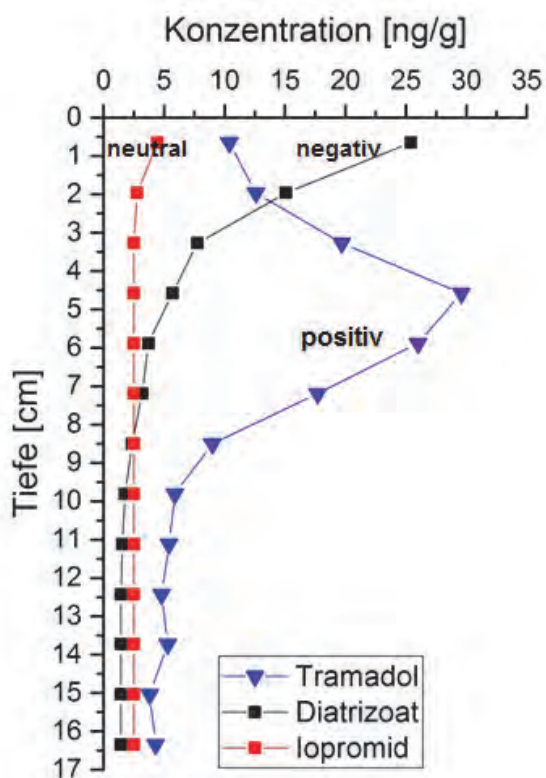


Abbildung 21: Gehalte [ng/g] von Tramadol, Diatrizoat und Iopromid im Sediment nach Ende des Experiments.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die meisten der untersuchten TrOCs wurden effektiv an und innerhalb der SWI immobilisiert. Aufgrund den Mengen Sediment im Verhältnis zum Wasser scheint die Sorption an Partikeloberflächen für viele der dotierten Spezies der dominierende Prozess zu sein. Die Ergebnisse bestätigten, dass die Mobilität vieler der eher polaren Verbindungen im Sediment hauptsächlich von ihrer Ladung abhängt und weniger von anderen Schlüsselparametern, wie beispielsweise dem logKOW. Die hohe räumliche Auflösung und die zusätzliche Analyse von TPs zeigten, dass Transformationsprozesse hauptsächlich in schmalen Bereich an der Sedimentoberfläche ablaufen und stark von herrschenden Redoxgradienten abhängig sind. Dies unterstreicht die Notwendigkeit, die SWI, einen Hotspot für Bioaktivität auf unserem Planeten, in die Umweltüberwachung einzubeziehen, und unterstreicht die Bedeutung von Sedimenten für die Ökosystemleistungen.

Literatur

- Fabricius, A.-L.; Duester, L.; Ecker, D.; Ternes, T. A. 2014. New Microprofiling and Micro Sampling System for Water Saturated Environmental Boundary Layers. *Environmental Science & Technology* 48 (14): 8053-8061.
- Schroeder, H.; Fabricius, A. L.; Ecker, D.; Ternes, T. A.; Duester, L. 2017. Metal(loid) speciation and size fractionation in sediment pore water depth profiles examined with a new meso profiling system. *Chemosphere* 179: 185-193.
- Schroeder, H.; Fabricius, A. L.; Ecker, D.; Ternes, T. A.; Duester, L. 2019. Impact of mechanical disturbance and acidification on the metal(loid) and C, P, S mobility at the sediment water interface examined using a fractionation meso profiling ICP-QQQ-MS approach. *Sci Total Environ* 651 (Pt 2): 2130-2138.
- Ghattas, A. K.; Fischer, F.; Wick, A.; Ternes, T. A. 2017. Anaerobic biodegradation of (emerging) organic contaminants in the aquatic environment. *Water Res* 116: 268-295.
- Henning, N.; Kunkel, U.; Wick, A.; Ternes, T. A. 2018. Biotransformation of gabapentin in surface water matrices under different redox conditions and the occurrence of one major TP in the aquatic environment. *Water Res* 137: 290-300.
- Wilkinson, J.; Hooda, P. S.; Barker, J.; Barton, S.; Swinden, J. 2017. Occurrence, fate and transformation of emerging contaminants in water: An overarching review of the field. *Environ Pollut* 231 (Pt 1): 954-970.

Multiple-resource limitation (co-limitation) of *Daphnia* in fluctuating environments

*Alexander Wacker*¹; *Svenja Schälicke*²; *Michael Raatz*³; *Apostolos-Manuel Koussoroplis*⁴

¹ Universität Greifswald, Zoologisches Institut & Museum; ² Universität Potsdam Institut für Biochemie und Biologie;

³ Max Planck Institut für Evolutionsbiologie, Plön; ⁴ Université Clermont Auvergne, Aubière

Recent studies showed that daphnids tend to respond differently to fluctuating versus constant resource supply even when the average supply is the same. We combine modelling and experiments to understand how *Daphnia* growth is affected by the nutritional variability of the environment. We use Dynamic Energy Budget models to study how single and multiple resource-limitations of organisms with the ability to store resources and to adjust their digestive physiology respond to the temporal structure of resource fluctuations. In a second step, we confirm the model predictions in laboratory experiments using the aquatic model organism, *Daphnia magna*, limited by either dietary phosphorus, cholesterol, or both. We show, how physiological adaptive mechanisms such as reserves and acclimation of resource assimilation, may shape the growth response of *Daphnia* to environmental resource fluctuations.

Methanaustausch der Entwässerungsgräben in zwei Niedermooren unterschiedlicher Landnutzung

Carla Welpelo

Universität Osnabrück

Drainage ditches in peatlands seem to be “hotspots” of methane emissions. The aim of this investigation was to find out how these emissions differ depending on the land use, how they are influenced by further ditch properties and how big the impact of ditches is on the methane exchange of the mires. The CH₄-Emissions of two ditches each in the two percolation mires of the WETSCAPES-project in Mecklenburg-West Pomerania were examined. One of the mires got re-wetted 20 years ago while the other one is still drained and used as grassland. Two kinds of measurement were done: The diffusive exchange was measured with the Floating-Chamber method and Bubble Traps were installed to measure the emissions via ebullition. Further field parameters were recorded and water and substrate samples were taken. The measurements were made biweekly from Mai to September 2018. This summer was exceptionally hot and dry. The methane emissions from the ditches differ significantly depending on the land use, the emissions of the re-wetted site were much higher (245,26 (± 426,5) mgCH₄m⁻²h⁻¹) as the ones from the drained grassland (31,67 (± 60,2) mgCH₄m⁻²h⁻¹). Additionally, there were significant differences within investigation areas regarding the orientation of the ditches, with the ditches with standing water having much higher emissions. In every ditch, the diffusive emissions took the main part of total emissions (> 85 %). Even if the area covered by ditches is small (< 3,4 %), the emissions have a relevant impact on total methane emissions of the investigation areas. The explaining variables in the created model were air temperature, redox potential, Ammonia-N and DOC-Content, they explained 63 % of the variation in emissions. Besides this, there seems to be a big impact of ditch condition and -vegetation.

Methan-Austausch in Gräben in Durchströmungsmooren der Trebel und Recknitz/ M-V

Carla Welpelo¹, Anke Günther², Andreas Lechner¹

¹ Universität Osnabrück, ² Universität Rostock

Die Landnutzung beeinflusst durch veränderte CO₂-, N₂O- und CH₄-Emissionen die Klimabilanz von Mooren. Einen Schwerpunkt bei den CH₄-Emissionen stellen dabei Entwässerungsgräben dar. Diese Arbeit untersuchte den Einfluss der Landnutzung auf die CH₄-Emissionen dieser Gräben. Des Weiteren sollte diskutiert werden, inwiefern die Emissionen aus Entwässerungsgräben für die CH₄-Bilanz eines Moores relevant sind. Dafür wurden in zwei Niedermoores in M-V jeweils zwei Gräben auf ihre diffusiven sowie spontanen (Gasblasen) CH₄-Emissionen untersucht. Eines der UG wurde über einen langen Zeitraum entwässert und vor 20 Jahren wiedervernässt, dagegen wird der andere Standort weiterhin entwässert und als Grünland genutzt. Die diffusiven Emissionen wurden mit einer Schwimmhaube gemessen, zur Erfassung der Gasblasen wurden Bubble Traps installiert. Die Messungen fanden von 05 - 09 2018 im Abstand von zwei Wochen statt, pro Graben wurden 5 Messungen durchgeführt bzw. 5 Bubble Traps installiert. Zusätzlich wurden Wasserproben auf Nähr- und Kohlenstoffgehalte analysiert, das Substrat beprobt sowie klimatische und physikalische Parameter aufgenommen.

Die Gräben unterscheiden sich in ihren hydrochemischen und physikalisch-morphologischen Parametern. Dabei können vor allem Unterschiede in Nährstoff- und DOC-Gehalten auf die Landnutzung zurückgeführt werden. Es wurde bestätigt, dass sich die CH₄-Emissionen aus den Gräben der beiden UG signifikant unterscheiden und dass diese z.T. mit den aus der Landnutzung resultierenden Eigenschaften zusammenhängen. Innerhalb der UG konnten ebenfalls signifikante Unterschiede durch das Fließregime/die Ausrichtung der Gräben aufgezeigt werden. Die mittleren CH₄-Emissionen für das entwässerte Gebiet betragen 31,67 mg CH₄m⁻²h⁻¹, im wiedervernässten Gebiet sind es 245,26 mg CH₄m⁻²h⁻¹. Der Anteil der diffusiven Emissionen war in allen Gräben deutlich höher (>85 %). Es konnte auch innerhalb der UG je nach Grabeneigenschaften eine hohe Variation in den Emissionen festgestellt werden, wobei die stehenden, parallel zum Vorfluter ausgerichteten Gräben deutlich mehr CH₄ freisetzen als die fließenden, orthogonal zum Vorfluter ausgerichteten.

Durch ein erstelltes Modell konnten 63 % der Emissions-Variationen erklärt werden. Die Lufttemp. sowie der DOC-Gehalt verstärken die CH₄-Emissionen, wohingegen steigende NH₄-N-Gehalte sowie ein steigendes Redoxpotential diese Emissionen verringerten. Zusätzlich werden die CH₄-Emissionen von Morphologie, Grabenvegetation und Eigenschaften der umliegenden Fläche beeinflusst. Die Emissionen auf dem als Grünland genutzten Standort liegen leicht über den Werten bisheriger Studien, dagegen übersteigen die Emissionen aus Gräben des wiedervernässten Standortes diese um ein Vielfaches.

Mikroplastik im Sediment des Muldestausees

Marina Weiss¹; Frank W. Junge²; Stephan Wagner³; Philipp Klöckner³; Katrin Wendt-Potthoff⁴

¹Universität Leipzig; ²Erdwissen Taucha; ³Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Leipzig;

⁴Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Magdeburg

Der Muldestausee ist ein seit 1975 im Zuge des Braunkohletagebaus entstandener Durchflussee der Vereinigten Mulde, der unter anderem als Rückhaltebecken für Extremhochwässer dient und als Sediment- und Schadstoffsenke gilt. Als Anzeiger von Veränderungen in der Landnutzung und der stofflichen Belastung wurden seine Sedimente eingehend untersucht. Im Rahmen einer Metallanalyse entnommene Sedimentkerne aus dem Friedersdorfer Becken von 2002 und aus dem Hauptbecken von 2012 wurden genutzt, um mögliche Ablagerungen von Mikroplastik zu detektieren. Dabei sollte gezeigt werden, ob Mikroplastik im Sediment des Muldestausees nachweisbar ist und ob ein Unterschied hinsichtlich Anzahl und Typ der Plastikpartikel in der Vor- und Nachwendezeit feststellbar ist.

Die Proben wurden mittels Siebung, chemischer Aufreinigung und Dichteseperation aufgearbeitet, um Plastikpartikel zu extrahieren. Anschließend wurden mutmaßliche Plastikpartikel der Fraktionen $> 500 \mu\text{m}$, $> 250 \mu\text{m}$, $> 100 \mu\text{m}$ und $> 50 \mu\text{m}$ unter dem Mikroskop ausgewählt und mittels Raman-Spektroskopie auf ihre chemische Zusammensetzung untersucht.

An beiden Standorten konnten Partikel in den Sedimentproben der Nachwendezeit (1990er- und 2000er Jahre) als Plastik identifiziert werden. Die Sedimente aus der Vorwendezeit enthielten keine Plastikpartikel, auch nicht in der Hochwasserlage. Die als Blindprobe untersuchten, ca. 18 Mio Jahre alten tertiären Sedimente waren ebenfalls frei von Plastik, was als Kontrolle für eine mögliche Verschleppung von Partikeln diente. Alle identifizierten Plastikpartikel gehörten der Fraktion $> 250 \mu\text{m}$ an, mit Ausnahme einer Faser der Fraktion $> 500 \mu\text{m}$. In den Fraktionen $> 100 \mu\text{m}$ und $> 50 \mu\text{m}$ wurde generell kein Plastik nachgewiesen. Nachgewiesene Polymertypen waren Polyethylen und Polypropylen (Partikel) sowie Polyamid und Polypropylen (Fasern).

Die Polymerfasern fanden sich in einer Teilprobe ohne chemische Aufreinigung, nicht aber in Laborblindwerten. Dies deutet auf eine mögliche Zerstörung empfindlicher Mikroplastikpartikel wie z. B. Fasern und Partikel der kleineren Fraktionen $> 100 \mu\text{m}$ und $> 50 \mu\text{m}$ durch die Aufreinigung hin. Die ausschließlich in jüngeren Sedimenten nachgewiesenen Plastikpartikel korrespondieren mit der seit den 1950er-Jahren stark gestiegenen Plastikproduktion. Zudem ist die Fragmentierung in kleinste Partikel oder ein biologischer Abbau in jüngeren Sedimenten möglicherweise weniger weit fortgeschritten als in den älteren Lagen, was eine Erklärung für die identifizierten Plastikpartikel $> 250 \mu\text{m}$ sein könnte. Eine mögliche Ursache für die insgesamt geringe Anzahl von Plastikpartikeln liegt in dem wenig industriell geprägten Einzugsgebiet der Mulde. Als Gegenbeispiel verläuft die Saale u. a. durch die ehemalige Produktionsstätte von Plaste und Elaste in Schkopau. Auch könnte der Entnahmeort der Kerne im Muldestausee für Mikroplastik nicht ausreichend repräsentativ sein. Eine weitere Probennahme am Nordufer entlang des Muldehauptstroms wäre zu empfehlen.

Modellierung nicht linearer Prozesse in Durchflusssystemen

Johannes Werner¹; Tobias Romankiewicz¹; Hartmut Arndt¹; Frank M Hilker²

¹ Universität zu Köln, Biozentrum; ² Osnabrück University

Modelle sind wichtige Bestandteile in unserem Leben. Sie gehen vielen wichtigen Forschungsfragen voraus und sind eng mit dem Erlangen von neuem Wissen verknüpft. Modelle versuchen hierbei, die wesentlichen Parameter von natürlichen Phänomenen zu erfassen und möglichst einfach darzustellen. Die hohe Biodiversität bei Planktonproben stellt dabei die Wissenschaft immer noch vor ein Paradoxon, da hier trotz weniger limitierender Umweltbedingungen hohe Biodiversitäten herrschen. Erste Modelle und Experimente zeigten, dass diese ein nicht lineares Verhalten aufwiesen. Eine Form davon ist das deterministische Chaos. Chaos ist dabei durchaus nicht willkürlich, sondern durch mathematische Gleichungen beschreibbar und dadurch auch in Modellen erfassbar. Erste Modelle zeigten, dass nicht lineare Prozesse als entscheidender Faktor für die hohe Biodiversität zuständig sein könnten, allerdings fehlt es hier noch an weiteren Studien und experimentellen Nachweisen. Diese wollen wir mit unserem Modellsystem nachweisen.

Das Modellsystem hatte den Zweck, ein möglichst einfaches und dennoch komplexes System eines Ein-Arten Chemostaten zu erzeugen. Dieses soll dabei helfen einen Einblick in die Chaoststehung und die notwendigen Parameter zu bekommen. In der Zukunft möchten wir die Modelle nicht nur erweitern und verbessern, sondern auch experimentelle Daten zum chaotischen Wachstum aufzeichnen. Die dafür erstellten Modelle sollen uns dabei helfen, die richtigen experimentellen Parameter zu wählen. Eine Erweiterung des Modells zu Mehr-Arten Chemostaten und Nahrungsnetzen ist dabei auch geplant.

Analyse multipler Stressoreffekte auf EPT-Taxa in einem Mesokosmenexperiment durch DNA-Metabarcoding

Marie-Thérèse Werner¹; Arne J. Beermann¹; Vasco Elbrecht²; Vera M. A. Zizka¹; Florian Leese¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² University of Guelph

Weltweit sind Fließgewässer durch eine Vielzahl von Stressoren beeinträchtigt. Die multiplen Stressoren können dabei in unvorhersehbarer Weise interagieren, weshalb die Untersuchung von Stressor-Interaktionen ein wichtiger Forschungsbereich in der Ökologie ist. Ein Nachteil der Untersuchungen, die bislang häufig auf morphologischen Bestimmungen beruhen, ist eine geringe taxonomische Auflösung (oft Familie oder Gattung). Eine Alternative bietet das DNA Metabarcoding, mit dem in dieser Studie multiple Stressoreffekte auf EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), die häufig als Indikatororganismen für die Beurteilung des Ökosystemzustandes genutzt werden, untersucht wurden.

In einem Mesokosmenexperiment von 2014 wurden die global wichtigen Stressoren Feinsediment, Fließgeschwindigkeit und Salinität in einem vollfaktoriellen Design (64 Mesokosmen, jeweils mit den Mikrohabitaten ‚Bachbett‘ und ‚Laubstreu‘, 8 Replikate pro Behandlungskombination) untersucht. In dieser Studie wurden 10.481 EPT Individuen mit Hilfe des DNA Barcoding Gens Cytochrom-c-Oxidase-Untereinheit-I (COI) analysiert. Insgesamt wurden 121 OTUs (Operational Taxonomic Units, 3 % genetische Distanz zur Abgrenzung von Arten) für die EPT-Taxa detektiert. Davon zeigten die 28 häufigsten OTUs 14 verschiedene Antwortmuster auf die experimentelle Manipulation. Generell variierten die Stressorantworten der OTUs von keiner Reaktion über Antworten auf nur einen Stressor zu Reaktionen auf komplexe Interaktionen multipler Stressoren. Zum Beispiel reagierte OTU 1 (*Ecdyonurus torrentis*) auf keinen der getesteten Stressoren, während auf OTU 8 (*Rhithrogena semicolorata*), welches ebenfalls der Eintagsfliegenfamilie der Heptageniidae angehört, ein negativ synergistischer Effekt der Stressoren zusätzliches Feinsediment und verringerte Fließgeschwindigkeit beobachtet werden konnte.

Obwohl derzeit mit DNA Metabarcoding keine exakten Abundanzen ermittelt werden können, zeigt diese Studie, dass mit dieser Methode auch bei den verhältnismäßig gut erforschten EPT-Taxa spezifische Antwortmuster genau und in standardisierter Weise erfasst werden können.

Feasibility study of an oxygen releasing compound for cost-effective sediment decomposition at two test sites (Germany, China)

Thomas Willuweit

Söll GmbH

The performance of calcium peroxide (CaO_2), an oxygen releasing compound (ORC) that promotes sediment oxidation with subsequent phosphate and metal immobilization, was investigated during a two years pilot project in a small lake (Mühlenteich) in Lower Saxony, Germany, and a six month trial project at the Caohai basin of Dian Lake, Kunming, China.

Both test areas were hypereutrophic and silted-up by organic rich sediment. After ORC injection into the sediment, substantial decrease of its thickness was measured at both study sites during the monitoring period. The residual sediment properties changed slightly, but no deterioration of aquatic life has been observed in the ecosystem. Both projects showed that adequate dosage of ORC led to sediment decomposition and thus proposes a cost-effective alternative to conventional sediment dredging.

Gewässerökologische Untersuchungen im FFH Gebiet Berkel zur Erstellung eines geeigneten Maßnahmenkonzeptes

Ramona Winkens, Franziska Roßocha, Jannes Heider, Jannik Düllmann, Julia Fröhlich, Benjamin Kupilas Patrick Günner, Saskia Rohrer, Christian Edler, Birgit Stephan, Stefan Platz, Tillmann Buttschardt

Fachhochschule Münster und Westfälische Wilhelms-Universität Münster, ² Westfälische Wilhelms-Universität Münster, ILÖK, Bezirksregierung Münster, Obere Fischereibehörde, Naturschutzzentrum Coesfeld

Die Berkel ist ein mittelgroßes Fließgewässer in Deutschland und den Niederlanden, das zum Flusssystem Rhein NRW gehört. Das Quellgebiet befindet sich südöstlich von Billerbeck an der Grenze zu den Baumbergen. Bei Zutphen mündet die Berkel in die IJssel, die wiederum in die Nordsee mündet. Die etwa 114 km lange Berkel besitzt ein etwa 40 km langes FFH-Gebiet, von der Quelle bis Vreden, von dem das Stadtgebiet Coesfeld ausgenommen ist. Die in dieser Fallstudie angestellten Untersuchungen beziehen sich ausschließlich auf dieses FFH-Gebiet und finden in einem Zeitraum von April bis Oktober 2019 statt. Ziel der gewässerökologischen Untersuchung der Berkel ist es geeignete Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen für die Fischarten Groppe (*Cottus gobio*), Bachneunauge (*Lampetra planeri*) und Bachforelle (*Salmo trutta*) zu ermitteln. Um einen ganzheitlichen Eindruck zu erhalten, werden verschiedene Untersuchungen durchgeführt:

Die Elektrofischung, die die Kernmethode dieser Fallstudie darstellt und auf die alle weiteren Untersuchungen Bezug nehmen, wird an insgesamt 32 Befischungsstrecken entlang des Ober-, Mittel- und Unterlaufs der Berkel durchgeführt. Hierbei werden Art, Abundanz, Größe und 0+ Generationen der gefundenen Fische erfasst. Zur Ermittlung der Saprobie sowie der allgemeinen Degradation des Gewässers erfolgt eine Untersuchung von Makrozoobenthos-Proben (MZB), die an neun Stellen innerhalb der Befischungsstrecken mittels Multihabitat-Sampling genommen wurden. Abundanz und Zusammensetzung des MZB geben als mögliche Nahrungsgrundlage einiger Fischarten zusätzlich Aufschluss über deren mögliche Vorkommen. Erste Ergebnisse zeigen, dass die Individuen- und Artzahlen stark variieren, wobei der Anteil der Gammariden an sämtlichen Probestellen am höchsten ist. Die Kartierung von Gewässerstrukturen stellt eine alternative Methode der Gewässerkartierung dar: Entlang sämtlicher Befischungsstrecken werden die Sohlstrukturen der Berkel sowie die Beschattung des Gewässers aufgenommen. Anders als bei einer standardisierten Gewässerstrukturgütekartierung können diese Daten herangezogen werden, um das Vorkommen von Makrozoobenthos- und Fischarten anhand spezifischer Strukturen zu erklären. Erste Ergebnisse zeigen bereits, dass die Gewässersohle hauptsächlich durch FPOM und Psammal geprägt ist. Es kommen aber auch vereinzelt Substrate wie Xylal, Makrophyten und Meso- bis Megalithal vor. Zeitgleich zu den MZB-Probenahmen und den Elektrofischungen werden jeweils pH-Wert, Temperatur, Sauerstoffsättigung und -gehalt sowie die elektrische Leitfähigkeit gemessen. Diese Parameter geben Aufschluss über die allgemeine Gewässerqualität und mögliche Fremdeinleitungen. Erste Messungen zeigen keine Auffälligkeiten für die genannten Parameter. Um zusätzlich einen ganzheitlichen Eindruck über Temperaturverlauf und Wasserstände über den Untersuchungszeitraum zu erhalten, werden 28 Temperaturlogger sowie drei Wasserstands-Logger entlang der Befischungsstrecken in der Mitte des Flussbetts platziert. Die Temperatur wird stündlich über einen

Zeitraum von Juli bis September erfasst und anschließend in Bezug auf Gewässerstruktur, Wasserqualität und Präferenzen der Fischarten ausgewertet.

Is the epipsammic community modulated by trajectory of historic or current sediment shifting?

Tamara Wonner; Anna Oprei; Michael Mutz¹; Ute Risse-Buhl²

¹ BTU-Cottbus; ² Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ

Sandy streambed sediments are subject to periodic shifting for instance in the form of migrating ripples. Microbial communities, i.e. autotrophs and ciliate grazers, need to cope with the mechanical stressor by colliding with moving sediment grains as well as with exposition to perpetual change of light and redox conditions. Typically, microbial abundances in shifting sediments are lower compared to stable sediments. However, transitions between periodic shifting (ripples) and stable (not-shifted) sediments are frequent in space and time. This historical trajectory may play a role in the response of microbial communities to periodic sediment shifting. We observed the response of the autotroph and ciliate community that had experienced four different patterns of historic and current sediment shifting. We had controlled the time since last shifting event by exposing formerly shifted and formerly stable sediments in mesh bags at the bed of the River Spree. In addition to the sediments from these bags we sampled sediment from currently shifting and stable bed patches. We placed these four sediment types in a microcosm device that simulated periodic shifting or stable sediment conditions. At day five, morphotypes of autotrophs and ciliates were quantified by light microscopy to assess community structure. First results indicate that diatom abundance and the ratio of living to dead (empty shells) diatoms was irrespective of current sediment shifting and historical trajectory. Cyanobacteria, that made up < 7% of total autotroph abundance, seemed to profit from sediment shifting since their abundance was 2 to 10 times higher in all currently shifting sediments compared to the stable control. In contrast, fewer ciliate species were observed in currently shifting sediments compared to stable sediments. So far, our data highlight that sediment shifting irrespective of the historical trajectory is an important driver of autotroph and ciliate community structure. Further parameters of biofilm structure and microbial activity will be analyzed for complete understanding of historic and current sediment shifting on the epipsammic community.

Tagesperiodische Vertikalwanderungen von Chaoborus-Larven und Wasserflöhen im Großen Heiligen Meer

Bettina Zeis, Wiebke Hörstmann-Jungemann, Marita Koch, Nadine Hoffschroer, Franziska Merten, Nina Nacke, Nadine Ritter, Jürgen Pust, Heinrich Terlutter

Universität Münster, Institut für Zoophysiology, LWL Museum für Naturkunde, Münster

Das durch Erdfall entstandene Große Heilige Meer ist der größte natürliche See in Nordrhein-Westfalen. Einige Arten des Zooplanktons des etwa 1000 Jahre alten Sees führen während der Sommerstagnation des 10 m tiefen eutrophen Gewässers ausgeprägte Vertikalwanderungen durch. Im September 2018 wurde die Zooplankton-Abundanz in fünf Tiefenabschnitten des Sees durch Netzfänge und Ultraschallsonden innerhalb einer Periode von 24 Stunden quantifiziert. Sowohl Chaoborus-Larven als auch Wasserflöhe halten sich tagsüber verstärkt im kalten und sauerstoffarmen Hypolimnion auf und kommen zur Nahrungsaufnahme während der Nachtstunden in die wärmere und sauerstoffreiche oberflächennahe Schicht. Die dominierenden pelagischen Cladoceren waren *Daphnia galeata* und *Daphnia longispina*. Die Analysen umfassen die demographische Struktur der jeweiligen Population. Darüber hinaus wurde die Hämoglobinkonzentration in den Daphnien ermittelt. Tiere aus tieferen Wasserschichten wiesen eine höhere Konzentration dieses Atmungsproteins auf, welche die Aufnahme und den Transport des hier vermindert verfügbaren Sauerstoffs erleichtert. Artspezifische Unterschiede im Induktionspotential für Hämoglobin sind Gegenstand weiterer Untersuchungen

Improving a short term algal bioassay to study effects of zinc on algal growth and photosynthetic activity

Yunduo Zhong; Claire Kowalewski; Ute Hansen; Daniela Lud

Hochschule Rhein-Waal

Elevated concentrations of heavy metals affect growth and photosynthesis of algae. Short-term toxicity of zinc on *Chlorella vulgaris* was studied in a lab experiment looking at effects on growth and photosynthetic activity. Two research questions were addressed in this study: How does *C. vulgaris* respond to increasing zinc concentration? How can the existing method to study the effects of zinc on algae be improved with regard to lab space and repeatability?

Three methods were used to study the effects: Optical density and cell chamber counting was performed at 0h, 24h, 48h and 72h. Chlorophyll fluorescence was measured at the end of the experiment at 96h.

Zinc reduced growth and photosynthetic activity significantly for all three methods. The EC₅₀ found coincides well with literature data. Optical density methods give more reliable results with smaller standard deviation as compared to results for cell counts and chlorophyll fluorescence. Exposure time could be optimized to obtain lower standard deviation for cell count results. Biomass optima of cell counting and chlorophyll fluorescence differ, more experiments are needed to improve measurements of photosynthetic activity.

Zur Wirkung von Umweltstressoren auf Makroinvertebraten-gemeinschaften in mitteleuropäischen Bächen

Adrian Zentgraf, Andreas Lechner, Kaarina Foit

^{1/2} Universität Osnabrück, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ

In dieser Masterarbeit wurde im Zusammenhang mit dem Kleingewässermonitoring des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung Leipzig untersucht, inwieweit verschiedene anthropogen und natürliche bedingte Stressoren unterschiedliche sowie kombinierte Auswirkungen auf die Makroinvertebratengemeinschaft mit sich bringen.

Die Untersuchungen erfolgten an 10 westdeutschen Bächen sowie an drei auf Deutschland verteilten Referenzbächen mit ähnlicher struktureller und damit vergleichbarer Beschaffenheit. Die Untersuchungen beinhalteten unter anderem eine Aufnahme der Makroinvertebraten inklusive Auswertung mittels SPEARpesticide-Index, eine Bewertung mittels PERLODES, sowie Wasseranalysen hinsichtlich der Pestizid-, der Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen. Zusätzlich erfolgte eine Untersuchung möglicher zusätzlicher Stressoren wie Hochwasser unter Einbeziehung von eintragsrelevanten Parametern für Pflanzenschutzmittel. Für die Aufnahme der jeweiligen Belastungen wurden bereits erprobte Verfahren angewandt und zusätzlich neu entwickelte technische Methoden wie automatische Probennehmer eingesetzt. Neben den Schadstoffeinflüssen wurde auch der Zusammenhang mit der Gewässerstruktur, die landwirtschaftlichen Nutzung des Umlandes und der jahreszeitliche Verlauf unter Beachtung der Entwicklungszeiträume der MZB ermittelt und zur Ergebnisbildung hinzugezogen. Um Zusammenhänge und Auswirkungen der potenziellen Stressoren zu erkennen, wurden die gemessenen und ermittelten Belastungen, sowie beeinflussende Faktoren und ökologischen Bewertungen miteinander korreliert. In der Auswertung zeigte sich, dass es nicht möglich ist, ein allgemein gültiges Ranking und pauschal gültige Aussagen zu den potenziell schädlichsten Stressoren zu erstellen, da die Auswirkungen je nach Konzentration und Einflussfaktoren sehr unterschiedlich sein können. Viele der potenziellen Stressoren und deren Auswirkungen zeigten starke Abhängigkeiten sowohl von der Jahreszeit, den klimatischen Bedingungen und deren Folgen (z. B. gewässerphysikalische Parameter, Pestizideinsatz, Eintragsfaktoren für Nährstoffe und Pestizide), als auch von vorliegenden Bodentypen.

Anhand der Ergebnisse wurde ersichtlich, dass Pestizide und auch andere Stressoren vor allem in Kombination einen großen Einfluss auf die Zusammensetzung der MZB haben. Wurden ökologische Voraussetzungen für ein Vorkommen empfindlicher MZB durch mehrere Stressoren belastet, so konnten in der Regel stärkere negative Auswirkungen verzeichnet werden als bei einer einzelnen nicht akut letalen Belastung. Aus diesem Grund erhöhte sich bei einem gleichzeitigen Auftreten von verschiedenen Stressoren die ökologische Degradation der untersuchten Gewässer.



(German Limnological Society)

Ergebnisse der Jahrestagung 2019

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

Westfälische Wilhelms-Universität Münster (WWU)
Münster

Münster, 23. - 27. September 2019

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch das Präsidium der DGL;
Rellinghauser Str. 334f, 45136 Essen
Ergebnisse der Jahrestagung in Münster 2019
Eigenverlag der DGL, Essen 2020

Redaktion und Layout:

Geschäftsstelle der DGL, Tanja Pottgiesser

Druck:

Hubert & Co. GmbH & Co. KG
Robert-Bosch-Breite 6, 37079 Göttingen

ISBN-Nr. 978-3-9818302-4-8

Bezug über die Geschäftsstelle der DGL:
Rellinghauser Str. 334f
45136 Essen
Tel.: 0201 – 61 76 30 51
Fax: 0201 – 61 76 30 53
E-Mail: geschaeftsstelle@dgl-ev.de
Homepage: www.dgl-ev.de

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

Inhaltsverzeichnis

PLENARVORTRÄGE	15
Ecological genomics in <i>Daphnia</i> - travelling in space and time Mathilde Cordellier	16
Die Ziele für eine nachhaltige Entwicklung als Impulse für die limnologische Bildungsarbeit Christian Eikmeie, Gisela Lamkowsky	17
Plastik in der Umwelt Christian Laforsch	18
NACHWUCHSPREISTRÄGER (Reihung)	19
When temperate streams fall dry: Humidity and trophic interactions control biofilm resilience Anna Oprei, Sanja Zlatanvić, Michael Mutz	20
Vertikalwanderung von <i>Daphnia magna</i> : Identifizierung eines fischbürtigen Kairomons Meike Anika Hahn, Christoph Effertz, Laurent Bigler, Eric von Elert	32
Removal and Transformation of Trace Organic Compounds in Hyporheic Reactors of Urban Freshwater Systems Jonas L. Schaper, Anke Putschew, Gunnar Nuetzmann, Martin Jekel, Joerg Lewandowski .	42
Rewetting events in intermittent rivers and ephemeral streams on the global scale: insights from the laboratory study within the 1000 Intermittent Rivers Project Oleksandra Shumilova, Dominik Zak, Thibault Datry, Daniel von Schiller, Arnaud Foulquier, Roland Corti, Klement Tockner, Christiane Zarfl, 1000 Intermittent Rivers Project team	49
POSTERPREISTRÄGER (alphabetisch)	59
Wanted: Groppe - auf Spurensuche in der Vechte Julia Fröhlich, Josten, J., Lober, I., Diehle, N., Günner, P., Edler, C., T.K. Buttschardt	60
Einfluss der Fraßaktivität herbivorer Fische auf benthische Algen Michael Götten, Barbara Nuyken, Cathérine Nentwig, Manfred Fetthauer, Dirk Hübner, Jörg Schneider, Carola Winkelmann, Madlen Gerke	69
Wie valide und plausibel ist DNA-Metabarcoding für die ökologische Zustandsbewertung der Fließgewässer? Till-Hendrik Macher; Jens Arle; Arne Beermann; Cristina Hartmann-Fatu; Daniel Hering; Jan Koschorreck; Peter Rolauffs; Jonas Zimmermann; Florian Leese	76
Litterbags - ein funktionaler Indikator zur Fließgewässerbewertung im Test an der Münsterschen Aa Per-Olaf Walter, Benjamin Kupilas	77
Retentionseffekte im Rhein (Köln) – Ein Jahr voll Probennahmen Jennifer Werner, Vera Kersten, Anja Scherwaß, Hartmut Arndt	81
Wird die Filtrationsleistung von <i>Corbicula fluminea</i> durch Mikroplastikfasern beeinträchtigt? Ermittlung der Filtrationsleistung mit Hilfe des Farbstoffs Neutral Red. Leonie Wersig, Diana Michler-Kozma	87

Inhaltsverzeichnis

VORTRÄGE.....	93
Möglichkeiten und Grenzen des Fischschutzes durch Rechen Beate Adam.....	94
Monitoringfrequenz von prioritären Stoffen in Fließgewässern: geringe Messfrequenzen führen zu einer Unterschätzung der mittleren jährlichen Schadstofffracht und zu signifikanten Unsicherheiten beim UQN-Assessment Denise Babitsch; Andrea Sundermann	95
Social signals and stress in Arctic charr Tobias Backström	96
Die Saar – Folgen des Ausbaus zur Bundeswasserstraße Tanja Bergfeld-Wiedemann; Volker Kirchesch; Paulin Hardenbicker; Helmut Fischer	97
Wassermilben (Acari: Hydrachnidia) in Quellen – Unterschätzte Diversität und unerwartet hoher Genaustausch Lucas Blattner; Reinhard Gerecke; Stefanie Von Fumetti.....	98
Ableitung von Makrozoobenthos-Indikatorwerten zur morphologischen Bewertung von Steh- und Fließgewässern Jürgen Böhmer	99
Limnologische Aspekte bei der Planung von Pumpspeicherwerken (PSW) Klaus-Jürgen Boos	100
Arbeit darf auch Spaß machen – Angeln als wissenschaftliche Fischereimethode Jost Borchering; Svenja Storm.....	110
Landwirtschaftliche Flächennutzung beeinträchtigt die Multifunktionalität von Fließgewässern Mario Brauns; Björn Gücker; Romy Wild	111
Spurenstoffbelastungen der Münsterschen Aa im jahreszeitlichen Wandel Johanna Buss; Saskia Rohrer; Christine Achten; Tillmann Buttschardt.....	112
30 and 35 years of re-oligotrophication in 2 Berlin lakes compared to trophic recovery of 19 other European lakes Ingrid Chorus; Antje Köhler; Camilla Beulker; Michael Hupfer	113
Northern Clingfish: How to attach with suction cups to rough surfaces Petra Ditsche; Adam Summers.....	114
Anpassungen an Quell-Lebensräume: Auswirkungen erhöhter Temperatur auf die Physiologie von Quellorganismen Joshua Ebner; Stefanie von Fumetti	115
Lern- und Forschungslandschaft „Neue Erft“: Renaturierung zum Anfassen Martina Erken; Marion Gremse	116
Lassen sich die Auswirkungen des Klimawandels in Trinkwassertalsperren durch eine Anpassung der Entnahmetiefen vermindern? Johannes Feldbauer; Thomas Petzoldt.....	117

Inhaltsverzeichnis

Equal relevance of omega-3 and omega-6 polyunsaturated fatty acids for the fitness of <i>Daphnia</i> spp. Patrick Fink; Maja Ilic; Christian Werner; Eric Von Elert	118
Phytoplankton an Rhein und Mosel im „Trockenjahr“ 2018 – seltenes Extrem oder neue Normalität? Helmut Fischer; Eberhard Hoehn; Enno Nilson; Matthias Rothe; Andreas Schöl	119
Stabile Stickstoff-Isotopenanalyse von Aminosäuren zur Bestimmung der trophischen Position – Chancen und Probleme anhand eines Fallbeispiels an Amphipoden René Gergs; Eike Sünger; Lisa Burmann; Jochen Zubrod; Patrick Fink	120
Disentangling mechanisms behind chronic effects Andre Gergs; Jutta Hager; Christina Garside; Eric Bruns; Thomas Preuss	121
Bio-manipulation in Fließgewässern: Fische können Eutrophierungseffekte im hyporheischen Interstitial verringern Madlen Gerke, Dirk Hübner, Jörg Schneider, Manfred Fetthauer, Barbara Nuyken, Theresa Graf, Roman Fricke, Michael Götten, Carola Winkelmann	122
Die Baumberge als isoliertes Grundwasser-Ökosystem und bedeutende Quellenregion im zentralen Münsterland (NRW) Patricia Göbel; Hans Jürgen Hahn; Marius Römer; Harald Strauss; Nils Weckwert	132
Veränderungen im Makrozoobenthos urbaner Fließgewässer – Ergebnisse von 10 Jahren Monitoring Diana Goertzen	133
Accumulation of microplastic by zooplankton organisms: effects of temperature and food supply Niklas Grassl, Arne Steinmetz, Lukas Sziegoleit, Bettina Zeis	134
Dunkeladaptation bei der in-situ Fluoreszenzmessung benthischer Algen Stephanie Graumnitz; Dirk Jungmann	135
Konzept der hydromorphologischen-ökologischen Aue und Herleitung hierauf basierender Leitbilder für die obere Ems Harald Grote	136
Die funktionale Struktur und Redundanz benthischer Grazer- und Shredder- Gemeinschaften unter landwirtschaftlicher Degradation Ulrike Haase; Stephanie Graumnitz; Susanne Worischka; Thomas U. Berendonk	137
Meiofaunal organisms in biofilms – A state-of-the-art report Arne Hägerbäumer; Walter Traunsperger	138
Reinhaltung von Grundwasser- Umgang mit Trinkwasserressourcen im Zeitalter des Klimawandels Hans Jürgen Hahn	139
5 α -cyprinol sulfate, a bile salt from fish, induces diel vertical migration in <i>Daphnia</i> Meike Hahn	142

Inhaltsverzeichnis

Retention von Mikroplastik durch Biofilme im Rhein Leandra Hamann; Felicia Haase; Jennifer Werner; Anja Schwerwaß; Hartmut Arndt.....	143
Mixed temperature sensitivity of methane production and consumption in Arctic freshwater streams Sarah Faye Harpenslager; Kate Randall; Guy Woodward; Alex Dumbrell; Mark Trimmer	144
Lesen im Geschwemmsel: Erfassung der Fischbiozönose durch die Analyse des Rechenguts kühlwasserbeziehender Kraftwerke Lisa Heermann; Andreas Mellin; Andreas Pilgram; Nicole Scheifhacken; Jost Borcharding	145
Die Ausbreitung von Wasserpflanzen durch Pflanzenfragmente: Was bestimmt den Ausbreitungserfolg? Patrick Heidbüchel; Andreas Hussner	146
Pflanzenschutzmittel-Monitoring in kleinen Fließgewässern im Einzugsgebiet des Dümmer Marlen Heinz; Hans-Heinrich Schuster; Matthias Stähler; Stefan Lorenz.....	147
Resilience of a temperate shallow lake to a brownification event Sabine Hilt; Garabet Kazanjian; Soren Brothers; Jan Köhler	148
Kann die Re-Etablierung von Coregonenbeständen im Scharmützelsee gelingen? Teil 2: Fischereiliche Aspekte Daniel Hühn, Brigitte Nixdorf, Jacqueline Rücker, Uwe Brämick	149
Integrated Modelling and Management of Water Resources: Nexus vs IWRM? Stephan Hülsmann; Wolf M. Mooij; Karsten Rinke.....	158
Welchen Nutzen haben Langzeitdaten für die Bewirtschaftung und den Schutz von Seen und Talsperren? Michael Hupfer; Sylvia Jordan; Robert Ladwig; Antje Köhler; Kathrin Jäschke; Karsten Rinke; Ingrid Chorus.....	159
Über die möglichen Ursachen des Characeenrückgangs in nordostdeutschen Seen – erste Ergebnisse aus dem E+E-Vorhaben “Chara-Seen” Andreas Hussner.....	160
Wie beeinflussen zeitliche und räumliche Messhäufigkeiten die Aussagekraft von Langzeitdaten am Beispiel des Klimawandels? Kathrin Jäschke; Annetrin Wagner; Tilo Hegewald; Hartmut Willmitzer; Thomas Petzoldt; Thomas U. Berendonk; Lothar Paul.....	161
Summer drought conditions force river eutrophication and drive phytoplankton to phosphorus limitation Norbert Kamjunke; Martina Baborowski; Michael Rode; Markus Weitere	162
Makrozoobenthoszönosen in wasserwirtschaftlich genutzten Fließgewässern im Harz. Ergebnisse aus Bestandsaufnahmen im Weltkulturerbe Oberharzer Wasserregal und im Einzugsbereich der Talsperren über einen Zeitraum von 25 Jahren. Helmut Kessler; Petra Sperlbaum; Jörg Widera.....	163

Inhaltsverzeichnis

Limnologie der Wasserkraft Ralf Köhler	164
Greenhouse gas emissions from dry sediments of the Elbe River during the extreme drought in 2018 Matthias Koschorreck; Maren Staniek; Simon Kögler; Ulf Mallast	166
Ausfälle der submersen Vegetation am Nordostufer des Suhrer Sees bei mit Metazachlor belastetem Zwischenabfluss und Ansätze für die ökotoxikologische Beurteilung des Risikos eines weiteren Rückgangs noch intakter Characeenbestände. Christiane Krambeck	167
Genetische Vielfalt der Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>) in Deutschland Christoph Köbsch; Thomas Schiller; Thomas U. Berendonk; Sascha Krenek	179
Der Silifizierungs-Wert (SiVa) – ein neuer Diatomeen-basierter Indikator für die Gewässertemperatur und seine Anwendung bei paläolimnologischen Untersuchungen zur Rekonstruktion der Entwicklung bayerischer Bergseen im Zuge des Klimawandels Wolfgang Küfner; Stefan Ossyssek; Jürgen Geist; Uta Raeder	180
Ökologische Bewertung von Wasserkraftanlagen - Fischarten-, turbinen- und anlagenbezogene Schädigungs- und Mortalitätsraten Gerry Lehmann, Ralf Köhler	181
Sinkverhalten von Mikroplastik in geschichteten See: Einfluss von Biofilm und Herbstzirkulation Rico Leiser; Ute Kuhlicke; Thomas R. Neu; Katrin Wendt-Potthoff	182
Fließgewässermetabolismus als funktioneller Indikator zur Bewertung von ökologischen Verbesserungen – eine Untersuchung an der Emscher-Versuchsstrecke Christian Lieske, Caroline Winking, Benjamin Kupilas, Jens Haberkamp und Mario Sommerhäuser	183
Algenperlen als Mittel zum Vergleich und zur Interkalibrierung von fluorometrischen Chlorophyll_a-Messungen Detlev Lohse	193
Pflanzenschutzmittel-Belastung kleiner Standgewässer Norddeutschlands Stefan Lorenz; Matthias Stähler; Stephan Goltermann; Marlen Heinz	194
Characterisation of a receptor for red pigment-concentrating hormone in <i>Daphnia pulex</i> Heather Marco; Heleen Verlinden; Jozef van den Broeck; Gerd Gäde	195
18 Jahre Makrozoobenthos Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg. - Und, was hat es gebracht? Michael Marten	196
Management des invasiven Kalikokrebses: von lokalen Umsetzungen zu regionalen Maßnahmen Andreas Martens; Alexander Herrmann; Andreas Stephan	211
Welche Faktoren bestimmen die Fischgemeinschaften in Europäischen Seen? Modellbasierte Varianzzerlegung geographischer, abiotischer und biotischer Effekte Thomas Mehner; Sandra Brucet	212

Inhaltsverzeichnis

Einfluss von Plastik auf die Nahrungsqualität von Biofilmen für die Süßwasserschnecke <i>Physa fontinalis</i> Diana Michler-Kozma; Friederike Gabel	213
Do microplastics affect population growth rates of different nematode species? Marie-Theres Müller; Hendrik Füser; Sebastian Höss; Walter Traunspurger	214
Auswirkungen stofflicher Belastungen auf die Fließgewässer im Einzugsgebiet der Nidda – Ergebnisse aus dem BMBF-Projekt NiddaMan Jörg Oehlmann; Denise Brettschneider; Andrea Dombrowski; Katharina Heye; Matthias Oetken; Ulrike Schulte-Oehlmann	215
Functional and structural recovery of stream biofilms at the habitat scale is based on the individual disturbance history Anna Oprei; José Schreckinger; Tatiana Kholiavko; Aline Frossard; Michael Mutz; Ute Risse-Buhl	216
Unterschiede in der Kontrolle des Zeitpunktes der Phytoplankton-Frühjahrsblüte in Seen in Europa Enzo Gronchi; Klaus Jöhnk; Dietmar Straile; Sebastian Diehl; Frank Peeters	217
Lebendige Gewässer als Ziel: die Angebote der Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (NUA) im Themenbereich Gewässerschutz Eva Pier	218
Zusammensetzung der benthischen Arten und ökologischer Status als Reaktion auf eine verbesserte Wasserqualität in Nebenflüssen des Rheins Mariya Poryazova; Carmen Gallas; Daniela Lud	219
Was wissen wir über die Wirkungen von Wasserkraftwerken auf den Zustand der Flüsse in Deutschland? Martin Pusch; Gerry Lehmann	220
Mögliche Ursachen extremer <i>E. coli</i> Grenzwertüberschreitungen an EU Badestellen des Elbeästuars Jessica Ramm; Anne Mazick	221
Klein- und großskalige genetische Untersuchung von Groppen-Populationen (<i>Cottus gobio</i>) in Sachsen Luise Richter; Clemens Kuhnitzsch; Susanne Worischka; Thomas Berendonk; Sascha Krenek	222
Spatial and temporal heterogeneity of nitrogen uptake in gravel bed streams Ute Risse-Buhl; Christine Anlanger; Christian Noss; Andreas Lorke; Daniel von Schiller; Markus Weitere	223
Analyse von nicht-linearen Dynamiken in Ein-Art Systemen Tobias Romankiewicz; Johannes Werner; Hartmut Arndt	224
Verursacht ein von invasiven Arten eingeschleppter Parasit das Aussterben der mitteleuropäischen Form von <i>Theodoxus fluviatilis</i> ? Louisa Rothmeier; Burkard Watermann; Andreas Martens; Karsten Grabow; René Gergs	226

Inhaltsverzeichnis

Problem Schwefelwasserstoff. Erfolg mittels Störungsregime!?	
Tilman Rott	226
Kann die Re-Etablierung von Coregonenbeständen im Scharmützelsee gelingen?	
Teil 1: Trophie und Sauerstoffverhältnisse	
Jacqueline Rücker, Brigitte Nixdorf, Daniel Hühn, Ingo Henschke, Uwe Brämick	236
Reproduktion des Grundwasseramphipoden <i>Niphargus aquilex</i> in Labor und Freiland	
Nora K. Rütz; Susanne I. Schmidt; Jürgen Marxsen	248
Die Ausbreitung von <i>Echinogammarus berilloni</i> am Mittleren Oberrhein	
Doris Christine Sahn; Andreas Martens	249
HDX Monitoring Wupper: Fischschutz und Wanderungen potamodromer und diadromer Arten an fünf Wasserkraftanlagen	
Nicole Scheifhacken, Britta Wöllecke	250
Does size matter? Comparison of protozoan communities in seven rivers of different size and their influence on (pathogenic) bacteria	
Anja Scherwaß; Alexandra Schönle; Alexandra Jeuck; Eike Lückerrath; Bianca Hennings; Patrick Heidbüchel; Hartmut Arndt	258
Ganzheitliches Vorgehen bei der Auswilderung nachgezüchteter Flussperlmuscheln (<i>Margaritifera margaritifera</i>) – von den Genen bis zum Gewässereinzugsgebietsmanagement	
Thomas Schiller; Felix Grunicke; Sascha Krennek; Jana Schneider; Annetkatrin Wagner; Thomas Berendonk	259
Die Invertebratenfauna in Biberdämmen – Besiedlungsstrukturen eines Multihabitatkomplexes	
Sara Schloemer; Daniel Hering; Armin Lorenz	260
Querbauwerke und ihre ökologischen Auswirkungen auf das aquatische Ökosystem	
Daniel Schmidt	261
Ist das Puzzle gelöst? Vergleichende populationsgenetische Analyse von <i>Echinogammarus berilloni</i> (Catta, 1878) von lokal zu regional und Rekonstruktion der Invasionsrouten	
Alexander Schmidt-Drewello; Elisabeth Irmgard Meyer	262
Erlebensraum Lippeaue – Grüne Infrastruktur an der Lippe in Hamm	
Oliver Schmidt-Formann	263
Von Schneckensex im Einmachglas, Östrogenen, Bisphenol-A & Co bis zu giftigen Kippen – Modellexperimente zu Schadstoffen im Wasserkreislauf für die Umweltbildung	
Wolfgang Schmitz	265
Flussperlmuscheln als Bioindikatoren: Analyse geeigneter Auswilderungshabitate im Sächsischen Vogtland	
Jana Schneider; Annetkatrin Wagner; Thomas Schiller; Felix Grunicke; Daniel Linke; Thomas Berendonk	266
Virtual Rhine – Der Rhein als virtuelle Realität in der Lehramtsausbildung	
Maik Schössow; Manuel Wagener; Florian Genz; Hartmut Arndt; André Bresges	267

Inhaltsverzeichnis

Local adaptation to photoperiod and the endogenous clock in <i>Daphnia</i> Anke Schwarzenberger; Alexander Wacker	268
Einsichten in das Abwanderverhalten von Blankaalen Ulrich Schwevers.....	269
Indirect effects of water browning on life history and biochemical composition of <i>Daphnia</i> mediated by changes in food characteristics Erik Sperfeld; Laetitia Minguez; Stella Berger; Jens Nejstgaard; Mark Gessner.....	270
Belastung eines Kleingewässers durch Kläranlageneinleitung und Straßenabfluss. Sarah Stevens; Delia Hof; Matthias Oetken; Ulrike Schulte-Oehlmann; Jörg Oehlmann	271
Migration potamodromer Fische in der Lippe - Erfasst mittels akustischer Telemetry Svenja Storm; Marc Schmidt.....	272
„Ökologische Überraschungen“ – Unerwartete Dominanzwechsel im Bodensee auf drei trophischen Ebenen trotz relativ stabiler Umweltbedingungen Dietmar Straile; Alexander Brinker; Reiner Eckmann; Harald Hetzenauer; Dominik Martin- Creuzburg; Frank Peeters; Petra Teiber-Siessegger; Karl-Otto Rothhaupt.....	273
Reinhaltung des Grundwassers Anke Uhl, Christian Griebler, Hans Jürgen Hahn	274
Mehr Licht ins Dunkel - wie kann den Ökosystemleistungen, den WRRL-Zielvorgaben und der Biodiversität im Grundwasser integral Rechnung getragen werden Anke Uhl; Christian Griebler; Hans Jürgen Hahn	280
Fernerkundungsdaten für ein flächendeckendes Monitoring verockerter Fließgewässer Christoph Ulrich; Lutz Bannehr; Michael Hupfer.....	281
Feasibility study of an oxygen releasing compound for cost-effective sediment decomposition at two test sites (Germany, China) Kai-Uwe Ulrich; Thomas Willuweit.....	282
Monitoring der Intersex-Inzidenz und der Fortpflanzungsleistung bei Amphipoden in der Nordwest-Bretagne Maja Lorina Völker; Jörg Oehlmann; Matthias Oetken.....	283
Der Wahrsmannshof – Natur für Alle Tuve von Bremen	284
The impact of diel vertical migration on fatty acid composition and allocation in <i>Daphnia</i> Eric von Elert; Meike Hahn.....	285
The food quality of stream biofilms determines the foraging behaviour of grazers Alexander T. L. Vossage; Alessandra Iannino; Patrick Fink; Markus Weitere	286
Folgen der Klimaerwärmung für Überleben, Wachstum und Auswilderung von Flussperlmuscheln im Sächsischen Vogtland Annekatriin Wagner; Jana Schneider; Thomas Schiller	287

Inhaltsverzeichnis

Cryptic species within cryptic freshwater snail species – The case of the <i>Ancylus fluviatilis</i> species complex Martina Weiss; Hannah Weigand; Alexander Weigand; Florian Leese	288
The scent of fear: identification of <i>Chaoborus</i> kairomone chemicals that induce defences in <i>Daphnia</i> Linda Weiss; Bauke Albada; Sven Meckelmann; Oliver Schmitz; Nils Metzler-Nolte; Ralph Tollrian	289
Saisonale- und Langzeit-Entwicklung der funktionellen Zusammensetzung von Phytoplankton Gemeinschaften nach Nährstoff-Reduktionen - Erkenntnisse aus 50 Jahren Monitoring der Rappbode Talsperre Valerie Wentzky; Jörg Tittel; Christoph Jäger; Karsten Rinke	290
Landwirtschaftliche Flächennutzung erhöht die benthische Sekundärproduktion in Mittelgebirgsbächen Romy Wild; Björn Gücker; Markus Weitere; Mario Brauns	291
Das Verbundprojekt WasMon-CT – satellitenbasiertes Monitoring von Chlorophyll a in Seen Thomas Wolf; Nathalie Karle; Karin Schenk; Thomas Heege	292
Funktionale Diversität im Makrozoobenthos der oberen Elbe – der Einfluss invasiver Neozoen und anderer Umweltfaktoren auf die Langzeit-Entwicklung seit 1992 Susanne Worischka; Martin Hartmann; Franz Schöll; Thomas Petzoldt	293
Vergleichende Untersuchungen zur Phosphatrücklösung aus Seesedimenten und die Wirkungen unterschiedlicher Fällungsmaterialien auf die Wasserparameter Said Yasseri	294
POSTER	295
Phosphor-Rücklösung aus Seesedimenten - Eine Meta-Analyse sequentieller Phosphorextraktionen Svenja Agethen; Tim Sebastian Epe	296
Untersuchungen zum Rückhaltevermögen von Gewässerstrukturelementen und technischen Bauwerken für Zivilsationsmüll in Fließgewässern am Bsp. der Hase in Osnabrück Anna Ameskamp, Andreas Lechner, Jörg Klasmeier	297
Macroinvertebrate colonization and breakdown dynamics of alder (<i>Alnus glutinosa</i>) and willow (<i>Salix</i> sp.) leaves at two different ecological sites of the river Münstersche Aa Marc Bauhus; Elisabeth Irmgard Meyer; Friederike Gabel	298
Analyse des Phyto- und Zooplanktons entlang des Tiefenprofils des Großen Heiligen Meeres im Naturschutzgebiet Heiliges Meer (Westf.) Julia Bleser; Dr. Bettina Zeis; Elisabeth I. Meyer; Jürgen Pust; Heinrich Terlutter	299
Erfassung der Makroinvertebratenfauna einer der letzten ‚wilden Flüsse‘ Europas, der Vjosa, durch nicht-destruktives DNA-Metabarcoding Marie Brasseur; Vera Zizka; Christopher Hempel; Remo Wüthrich; Olivia Wilfling; Emil Birnstiel; Jan Martini; Simon Vitecek; Gabriel Singer; Florian Leese	300

Inhaltsverzeichnis

Evaluation of the salinization process correlated with acidification and land use modifications in Ialomita River basin, Romania Petre Bretcan; Danut Tanislav; Daniel Dunea; Loredana Neagu Frasin.....	301
Mikrohabitat- und Substratpräferenzen unterschiedlicher Arten des Makrozoobenthos in sanddominierten Tieflandbächen Jan Brückmann, Janna Theurer	302
Naturnahe Bruthabitate von Stechmücken in Deutschland Daniel Döding, Felix Sauer, Ellen Kiel.....	307
Charakterisierung der mikrobiellen Gemeinschaft des Rheins auf unterschiedlichen anthropogenen Abfallmaterialien (Kunststoffe, Glas) im Vergleich zu Naturmaterial Sonja Ehlers; David Wolff; Nicole Brennholt; Friederike Stock; Christian Kochleus; Jochen Koop; Arne Wick; Georg Reifferscheid	314
Erster Nachweis von Mikroplastik in Süßwasserinvertebraten in Westafrika (Nigeria) Sonja Ehlers; Emmanuel Akindele; Jochen Koop.....	315
Effects of microplastic ingestion on gut passage of blackfly larvae Nadine Feldmeyer; Melanie Nadine Wendel; Ellen Kiel	316
Charakterisierung des Nahrungsspektrums von <i>Gammarus pulex</i> und <i>Gammarus fossarum</i> im Emschersystem Charlotte Frie; Lea Heberle; Armin Lorenz; Florian Leese; Martina Weiss.....	317
Mikroplastik im Kot von Vögeln in den Rieselfeldern von Münster Sam Lucy Behle; Friederike Gabel	318
Checklisten und Rote Listen der Süßwasseralgen Deutschlands Antje Gutowski, Julia Foerster, Johanna Knappe, Karl-Heinz Linne von Berg, Gabriele Hofmann, Horst Lange-Bertalot, Marcus Werum, Rolf Klee, Claudia König, Ditmar Metzeltin, Erwin Reichardt, Wolf-Henning Kusber	319
Water Management in Kathmandu, Nepal Ute Hansen; Prajesh Ghimire; Yunduo Zhong.....	325
Adaptation verschiedener Populationen der Art <i>Echinogammarus berilloni</i> (Crustacea: Amphipoda) an unterschiedliche Temperaturbereiche Verena Haupt, Alexander Schmidt-Drewello, Bettina Zeis, Elisabeth I. Meyer	326
Charakterisierung des Nahrungsspektrums von <i>Asellus aquaticus</i> , <i>Proasellus coxalis</i> und <i>Sialis lutaria</i> in renaturierten und natürlichen Gewässern Lea Heberle; Charlotte Frie; Armin Lorenz; Florian Leese; Martina Weiss.....	337
Der Biber – unterschätzter Entwicklungshelfer für NRWs Gewässer? Ramona Hinz; Sarah Gerritzen; Verena Haupt; Lukas Iking; Rainer Mohn; Elisabeth Irmgard Meyer; Ingo Bünning	338
Biologisches Effektmontoring eines Kleingewässers zur Erfassung der Auswirkungen einer Kläranlageneinleitung Delia Hof; Sarah Stevens; Matthias Oetken; Ulrike Schulte-Oehlmann; Jörg Oehlmann	339

Inhaltsverzeichnis

Blick in die Zukunft (BLIZ): Kipppunkte in limnischen Systemen Markus Hoffmann; Uta Raeder	340
Metabolic adjustments during starvation in <i>Daphnia pulex</i> Nadine Hoffschröer; Eva Klumpen; Andrea Schwalb; Ulrike Gigengack; Marita Koch; Rüdiger J. Paul; Bettina Zeis	341
Die Auswirkungen des vertikalen Aufstiegs der Büschelmückenlarven (<i>Chaoborus spec.</i>) auf die Methanflüsse in Kleingewässern Wiebke Hörstmann-Jungemann; Friederike Gabel; Svenja Agethen	342
Einfluss von Ammoniak, Konkurrenz und wechselseitiger chemischer Impulse auf die Physiologie von <i>Gammarus pulex</i> und <i>Dikerogammarus villosus</i> Thea Hose; Carola Winkelmann; Sonja Stefani; Wolfram Remmers; Thomas U. Berendonk; Susanne Worischka	343
Wasserbeschaffenheit beim Elbe-Niedrigwasser 2018 – ein Langzeitvergleich Gerd Hübner, Daniel Schwandt	344
Drivers of cryptic species coexistence. Blueprint of a new project studying freshwater gammarid communities of Sicily Kamil Hupaló; Alexander Weigand; Martina Weiss; Florian Altermatt; Diego Fontaneto; Michal Grabowski; Daniel Grabner; Bernd Sures; Florian Leese	351
Monitoring der Bever - Habitatspezifische Erfolgskontrolle in einem Tieflandfluss ein Jahr nach Umsetzung der Renaturierung Leonie Jaegers; Elisabeth I. Meyer	352
Biofilmgemeinschaften auf Mikroplastik: Mutualistische Interaktionen und Diversität Rense Jongsma; Rebekka Lülff; Anna Hübenthal; Bodo Philipp	353
Klimamonitoring in Seen Sylvia Jordan; Michael Hupfer	354
Contribution of the drawdown area to greenhouse gas emissions from an oligotrophic reservoir Philipp Keller; Uwe Spank; Matthias Koschorreck	355
Letale und subletale Toxizität der Fungizide Azoxystrobin und Kupferoxychlorid bei verschiedenen Temperaturen für <i>Gammarus fossarum</i> Viktor Klima; Stefanie von Fumetti	356
Untersuchungen zu Schadstoffen und Hormonen in Fischmuskeln und –serum von Karpfen aus einem Fischkäfigexperiment in der Donau bei Novi Sad (Serbien) Andreas Lechner, Marieke Voss, Martin Krause	357
Floristische und faunistische Besiedlung einer Wasserbehandlungsanlage zur Eisenretention Dieter Leßmann; Julia Gawronska; Lucas Wilke; Daniel Hühn	358
Methodenentwicklung zur Bewertung von faserbütigem Mikroplastik Jens Mählmann, Marco Sallat	359

Inhaltsverzeichnis

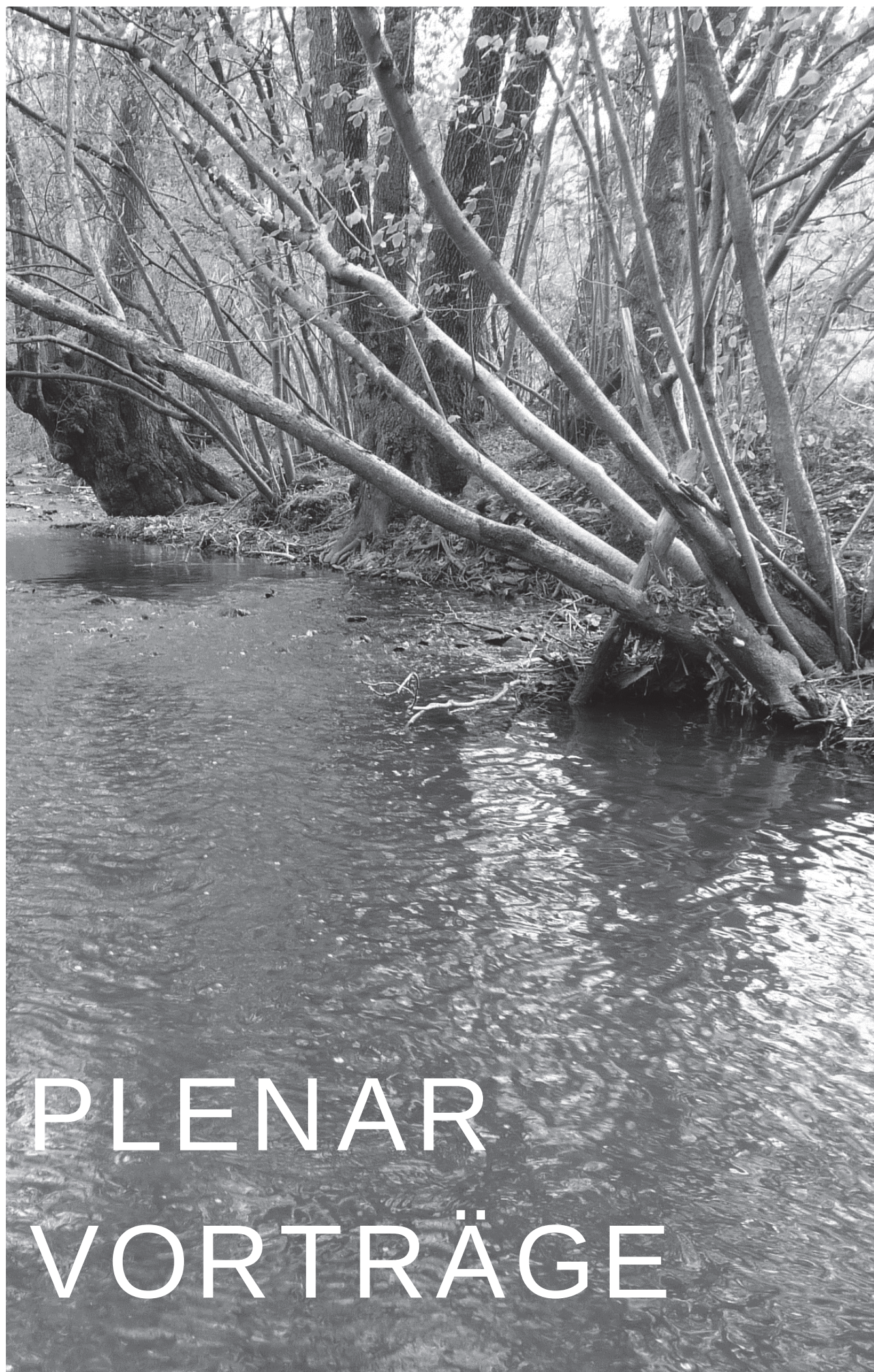
The impact of temperature and starvation on digestive enzymes in <i>Daphnia pulex</i> Franziska Merten; Bettina Zeis	367
Ship-induced waves reduce the reproduction success of <i>Daphnia magna</i> and <i>Daphnia pulex</i> Ulrike Moser, Friederike Gabel	368
Bewertung von Gewässerrenaturierungen am Beispiel der Münsterschen Aa: ergänzende Methoden für ein ganzheitliches Monitoring Mike Müller, Lelaina Teichert, Melanie Diepenbruck, Sabrina Fehlhaber, Michel Harre, Jasmin Meyer, Friederike Schumann, Leonie Bley, Benjamin Kupilas	372
The ontogenesis of <i>Daphnia magna</i> and <i>Daphnia galeata</i> Nina Nacke; Andrea Schwalb; Bettina Zeis	377
Experimente zur kontinuierlichen Beobachtung des Wachstums einer Phytoplanktonpopulation Thomas Petzoldt; Christoph Belger; David Kneis	378
Raum-zeitliche Dynamiken und Steuerungsfaktoren der Methan-Ebullition in einem kleinen Flachsee Leandra Praetzel; Marcel Schmiedeskamp; Klaus-Holger Knorr	380
Impact of autoclaved raw and treated wastewater on the survival and/or growth of <i>Legionella</i> bacteria Zhao Pu, Yingyun Zhang, Ellen Tijssse-Klasen, Ute Hansen	381
The impact of temperature and starvation on digestive enzymes in <i>Daphnia magna</i> Nadine Ritter; Bettina Zeis	386
172 km ² Vielfalt im Münsterland – biologische und hydrochemische Untersuchungen in der Münsterschen Aa Saskia Rohrer; Johanna Buss; Benjamin Kupilas; Christine Achten; Tillmann Buttschardt; Benjamin Kupilas	387
Langzeituntersuchung der Makroinvertebraten Zusammensetzung eines Fließgewässers im Rhein-Main-Observatorium durch eDNA-Metabarcoding Mandy Sander; Arne Beermann; Peter Haase; Vera Zizka; Florian Leese	388
Food quantity and biochemical food quality co-limitation: Interactive effects on different performance components of a freshwater herbivore Svenja Schällicke; Lydia-Yasmin Sobisch; Dominik Martin-Creuzburg; Alexander Wacker	389
Analysen zum Einfluss forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften mit Hilfe von eDNA Saskia Schmidt; Vera Zizka; Romana K. Salis; Jan-Niklas Macher; Paul Schmidt Yáñez; Linda Seifert; Peter Haase; Florian Leese	390
Donau Natur-FührerInnen – ein limnologisches und interkulturelles, wie Generationen- übergreifendes Bildungsprojekt Sabine Schmidt-Halewicz, Gabriela Costea	391

Inhaltsverzeichnis

Räumlich-zeitliche Variabilität von Kohlenstoffflüssen und der Einfluss auf die Abschätzung der jährlichen Gesamtemission von Flachseen in der gemäßigten Zone Marcel Schmiedeskamp; Leandra Praetzel; Klaus-Holger Knorr	397
Effects of polyethylene terephthalate microfibers on the growth and emergence of <i>Chironomus riparius</i> Lydia Setyorini; Diana Michler-Kozma; Friederike Gabel; Bernd Sures	398
Wie beeinflussen die Anwesenheit von <i>Dikerogammarus villosus</i> und eine erhöhte Ammoniak-Konzentration das Verhalten und die Nahrungsaufnahme von <i>Gammarus pulex</i> ? Sonja Stefani; Thomas Petzoldt; Thea Hose; Thomas U. Berendonk; Susanne Worischka ..	399
Projekt „Erlebensraum Lippeaue“ - Ein Blick auf die Baustelle und in die Zukunft Vera Thiede	400
Studies on the effect of reduced water availability as a driving factor for the speciation of protists in the Atacama Lennart Gutsche; Patricia Schmidt; Lea Trojahn; Joshua von Ameln; Frank Nitsche; Hartmut Arndt	401
Verteilung und Transformation organischer Spurenstoffe in der Sediment-Wasser-Grenzschicht Marieke Voss, Henning Schroeder, Lukas Reuland, Dinah Albrecht, Pavel Ondruch, Arne Wick, Lars Duester	402
Multiple-resource limitation (co-limitation) of <i>Daphnia</i> in fluctuating environments Alexander Wacker; Svenja Schälicke; Michael Raatz; Apostolos-Manuel Koussoroplis	409
Methanaustausch der Entwässerungsgräben in zwei Niedermooren unterschiedlicher Landnutzung Carla Welpelo	410
Methan-Austausch in Gräben in Durchströmungsmooren der Trebel und Recknitz/M-V Carla Welpelo, Anke Günther, Andreas Lechner	411
Mikroplastik im Sediment des Muldestausees Marina Weiss; Frank W. Junge; Stephan Wagner; Philipp Klöckner; Katrin Wendt-Potthoff	412
Modellierung nicht linearer Prozesse in Durchflusssystemen Johannes Werner; Tobias Romankiewicz; Hartmut Arndt; Frank M Hilker.....	413
Analyse multipler Stressoreffekte auf EPT-Taxa in einem Mesokosmenexperiment durch DNA-Metabarcoding Marie-Thérèse Werner; Arne J. Beermann; Vasco Elbrecht; Vera M. A. Zizka; Florian Leese	414
Feasibility study of an oxygen releasing compound for cost-effective sediment decomposition at two test sites (Germany, China) Thomas Willuweit	415

Inhaltsverzeichnis

Gewässerökologische Untersuchungen im FFH Gebiet Berkel zur Erstellung eines geeigneten Maßnahmenkonzeptes Ramona Winkens, Franziska Roßocha, Jannes Heider, Jannik Düllmann, Julia Fröhlich, Benjamin Kupilas Patrick Günner, Saskia Rohrer, Christian Edler, Birgit Stephan, Stefan Platz, Tillmann Buttschardt.....	416
Is the epipsammic community modulated by trajectory of historic or current sediment shifting? Tamara Wonner; Anna Oprei; Michael Mutz; Ute Risse-Buhl	418
Tagesperiodische Vertikalwanderungen von Chaoborus-Larven und Wasserflöhen im Großen Heiligen Meer Bettina Zeis, Wiebke Hörstmann-Jungemann, Marita Koch, Nadine Hoffschroer, Franziska Merten, Nina Nacke, Nadine Ritter, Jürgen Pust, Heinrich Terlutter	419
Improving a short term algal bioassay to study effects of zinc on algal growth and photosynthetic activity Yunduo Zhong; Claire Kowalewski; Ute Hansen; Daniela Lud	420
Zur Wirkung von Umweltstressoren auf Makroinvertebratengemeinschaften in mitteleuropäischen Bächen Adrian Zentgraf, Andreas Lechner, Kaarina Foit	421



PLENAR VORTRÄGE

Ecological genomics in *Daphnia* - travelling in space and time

Mathilde Cordellier

Universität Hamburg, Fachbereich Biologie, Institut für Zoologie, Martin-Luther-King Platz 3, 20146 Hamburg,
mathilde.cordellier@uni-hamburg.de

Daphnia, as a keystone grazer species in freshwater habitats, has become an ideal model species not only for ecotoxicology and ecological studies, but also for studying the genomic basis of adaptation to a wide range of abiotic and biotic stressors. Clonal reproduction of *Daphnia* as well as its ability to produce resting stages through sexual reproduction both contribute to their value in evolutionary research. The resting stages especially allow a glimpse in the past which is not possible with many other organisms. Here I present several studies aiming at quantifying intraspecific variation at the genetic and phenotypic level and investigating their correlation. We combined different approaches, comprising life history experiments, whole transcriptome analysis with high throughput sequencing, and comparative genomics. We uncovered substantial intra population variation for life history traits and interpopulation differentiation at the genetic level. By analyzing genome wide associations, we were able to narrow down to key genes correlated with fitness in *D. galeata* in contrasting environments, through changes at either the regulatory or the sequence level. Further investigation of these genes and their function in an ecological context is planned and relies on the ongoing sequencing efforts including other *Daphnia* species.

Die Ziele für eine nachhaltige Entwicklung als Impulse für die limnologische Bildungsarbeit

Christian Eikmeier, Gisela Lamkowsky

Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (NUA), Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE), Postfach 101051,
45610 Recklinghausen; christian.eikmeier@nua.nrwde

Im September 2015 haben sich die Vereinten Nationen auf die Agenda 2030 verständigt, die deutlich macht, dass die globalen Herausforderungen nur gemeinsam gelöst werden können. Lösungsansätze müssen sich aufeinander beziehen und alle Staaten müssen mitwirken. Die Vereinten Nationen verständigten sich dabei auf 17 Ziele für eine nachhaltige Entwicklung (engl. sustainable development goals, SDGs).

Die Bedeutung von Wasser wird mit dem SDG 6 „Verfügbarkeit und nachhaltige Bewirtschaftung von Wasser und Sanitärversorgung für alle gewährleisten“ herausgestellt. Laut Unterziel will die UN bis 2020 wasserverbundene Ökosysteme wiederherstellen, darunter Berge, Wälder, Feuchtgebiete, Flüsse, Grundwasserleiter und Seen schützen. Wasser spielt darüber hinaus aber auch für viele weitere Ziele eine entscheidende Rolle. Die Agenda unterstützt dabei, die globale Relevanz von limnologischen Prozessen herauszustellen.

Ein wichtiger Baustein im Kontext der SDGs ist Bildung. So ist der Zugang zu hochwertiger Bildung weltweit eines der 17 Entwicklungsziele. Gleichzeitig ist Bildung essentiell für den Erfolg aller übrigen 16 Entwicklungsziele. Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE) möchte uns zu zukunftsfähigem Denken und Handeln befähigen, damit wir die zahlreichen Herausforderungen auf dem Weg zur nachhaltigen Entwicklung erkennen und aus verschiedenen Perspektiven bewerten lernen.

Die Keynote gibt einen Überblick über die Agenda 2030 und seine Auswirkungen auf die Bildungsaktivitäten in NRW. Wie können die Ziele und Ansätze des BNE-Bildungskonzeptes helfen, neue Impulse für die limnologische Bildungspraxis zu finden? Beispiele aus der Praxis zeigen mögliche Ansätze auf.

Plastik in der Umwelt

Christian Laforsch

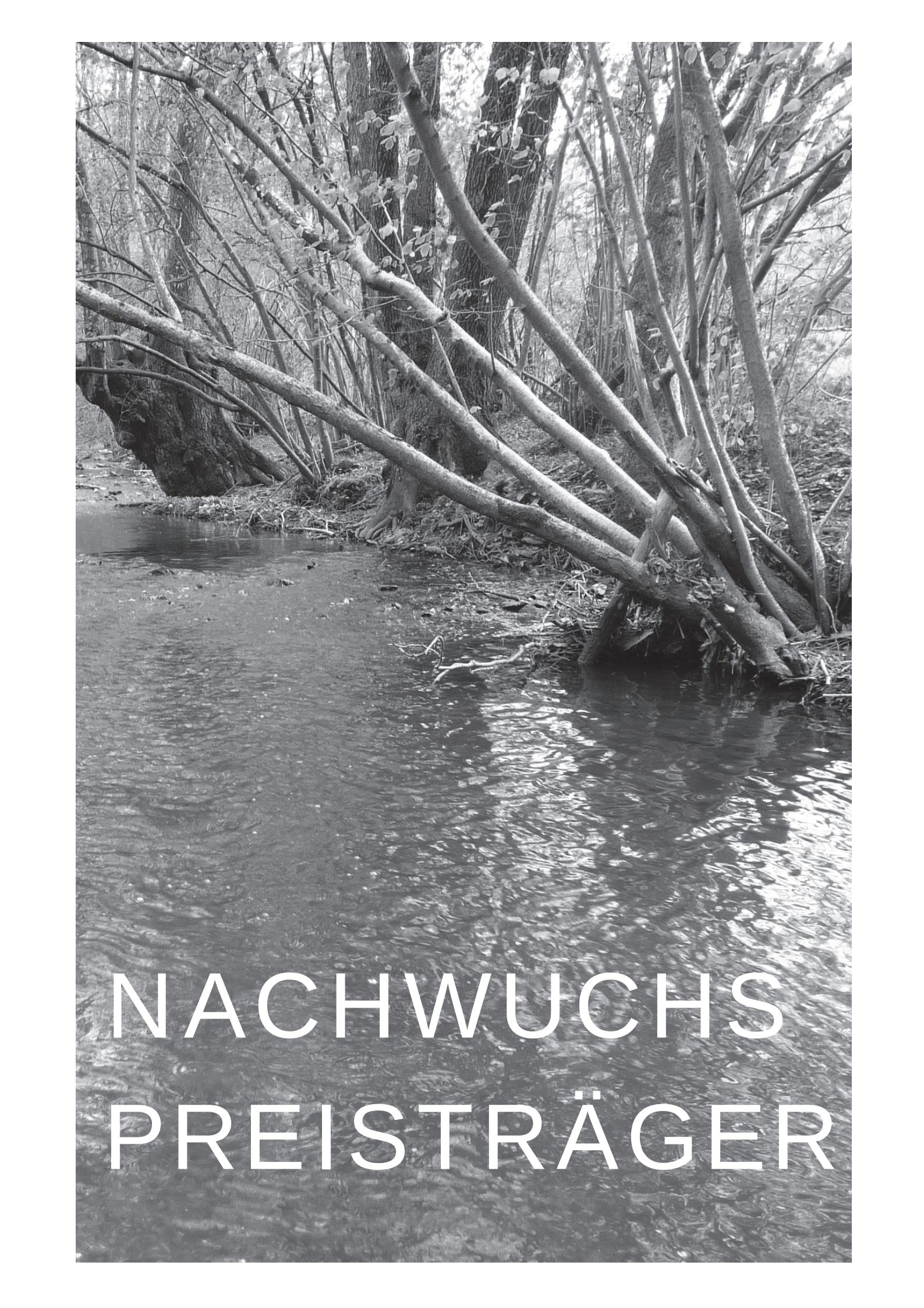
Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Tierökologie I, Universitätsstr. 30, 95440 Bayreuth,
christian.laforsch@uni-bayreuth.de

Kunststoffe sind ein wichtiger Bestandteil unseres Alltags geworden und haben aufgrund ihrer flexiblen Materialeigenschaften eine Vielzahl von technischen und medizinischen Innovationen erst ermöglicht. Kunststoffprodukte sind leicht, aber dennoch stabil, korrosionsbeständig und besitzen hervorragende isolierende Eigenschaften. Aufgrund dieser Charakteristika gibt es zwischenzeitlich eine Vielzahl von Kunststoffprodukten. Die weltweite Produktion von Kunststoffen ist daher seit den 50er Jahren von 1,7 Millionen Tonnen auf 348 Millionen Tonnen im Jahr 2017 angestiegen, wobei weiterhin steigende Produktionsraten prognostiziert werden. Das Hauptsegment aus der großen Palette der Kunststoffe (~40 %) bilden Einwegprodukte der Verpackungsindustrie.

Dementsprechend ist auch der Prozentsatz an anfallendem Plastikmüll rapide angestiegen. Ein Teil des Kunststoffabfalls gelangt durch unbedachte und unsachgemäße Entsorgung, Wind, städtische oder industrielle Abwässer in die Umwelt. Das Weltwirtschaftsforum hat beispielsweise errechnet, dass jedes Jahr allein ca. 32 % des aus Kunststoff bestehenden Verpackungsmaterials unsachgemäß in der Umwelt entsorgt wird.

Durch mechanische, chemische und biologische Degradation entstehen dabei aus großen Müllfragmenten sogenannte Mikroplastikpartikel (<5 mm). Neben diesen sekundären Mikroplastikpartikeln werden primäre Mikroplastikpartikel vorwiegend über Abwässer und die Kläranlagen in die Umwelt eingetragen, da sehr vielen Produkten wie Zahnpasta oder Reinigungsmitteln Mikroplastikpartikel zugesetzt sind. Des Weiteren kann Abrieb von unterschiedlichen Kunststoffprodukten (z. B. Landwirtschaft, Bauindustrie, Verkehr, Textilien) über diverse Eintragspfade in großen Mengen in die Umwelt gelangen. Hier zu nennen wäre beispielsweise Reifenabrieb von Kraftfahrzeugen. Mittlerweile gilt als gesichert, dass Mikroplastik weltweit in allen Lebensräumen von der Tiefsee bis hin zu den polaren Regionen in teilweise erheblichen Mengen vorkommt.

Potenzielle biologische Risiken von Mikroplastik in der Umwelt ergeben sich aus der geringen Größe der Partikel, durch die es mit der Nahrung oder Atemorgane von Organismen aufgenommen werden kann. Zu den diskutierten Risiken zählen beispielsweise die Translokation der Mikroplastikpartikel ins Gewebe, mögliche Auswirkungen auf das Darmmikrobiom, toxische Wirkungen der Additive oder die Funktion der Mikroplastikpartikel als Vector für Pathogene. Die Thematik ist jedoch sehr komplex, da Mikroplastik ein Sammelbegriff für Partikel diverser Kunststoffsorten mit unterschiedlicher Größe, Oberflächenbeschaffenheit sowie unterschiedlichen chemischen, physikalischen und mechanischen Eigenschaften ist. Zudem liegen diese Kunststoffsorten über die Zeit in unterschiedlichen Abbaustufen vor, wobei sich dadurch folglich auch die oben genannten Eigenschaften der Kunststoffe verändern können. Dies wiederum kann potenziell zu unterschiedlichen biologischen Effekten führen, so dass viele Fragen in der Mikroplastikforschung noch ungeklärt sind.

A black and white photograph of a stream flowing through a forest. Several large, fallen tree trunks are partially submerged in the water, creating a natural barrier. The water is dark and rippled, reflecting the light. The background shows more trees and foliage, creating a dense forest scene.

NACHWUCHS PREISTRÄGER

When temperate streams fall dry: Humidity and trophic interactions control biofilm resilience

Anna Oprei, Sanja Zlatanović, Michael Mutz

Department of Freshwater Conservation, BTU Cottbus-Senftenberg, 15526 Bad Saarow, opreiann@b-tu.de

Keywords: Climate change, Flow intermittency, Community respiration, Sediment moisture, Grazing

Introduction

Freshwater ecosystems are challenged by extended droughts (Krysanova et al., 2008; Sabater et al., 2016; Sutherland et al., 2008; Ylla et al., 2010), leading to increasing intermittency in streams worldwide (Dieter et al., 2011). Hydrological disconnection within river systems (Lake, 2003; Larned et al., 2010), cessation of flow (Dahm et al., 2003; Vázquez et al., 2015), desiccation of the stream bed and disrupted hyporheic flow (Fébria et al., 2012) belong to the most severe impacts of drought. Recent research focused on Mediterranean streams which experience drought on a natural, seasonal basis and, to a certain extent, show adaptation to drying (Arce et al., 2015; Timoner et al., 2012; Ylla et al., 2010) as well as fast resilience upon rewetting (Romaní et al., 2013). In contrast, little is known about the impact of irregular droughts occurring in temperate streams (Lake, 2003; Marxsen et al., 2010; Pohlen et al., 2013), which are, however, predicted to increase (Costigan et al., 2017; Sutherland et al., 2008). Dewatering of the stream bed proceeds slower as many temperate low order streams are shaded (Jones et al., 2010) and exposed to less intense droughts than Mediterranean streams (Borken and Matzner, 2009; Wanders and Van Lanen, 2015). As a result of lower radiation and temperature, higher atmospheric humidity may maintain some sediment moisture during drought (Marxsen et al., 2010). Further, there is a lack of knowledge in the influence of macro-invertebrate grazing on the biofilm reaction to dry-rewet stress. Grazing alters the biofilm structure, the nutrient content and nutrient fluxes in biofilms (Arango et al., 2009; Guo et al., 2009; Moore et al., 2012), as well as the biofilm activity (Capps et al., 2015; Liess and Hillebrand, 2004; Mulholland et al., 1991). The presence of grazers is expected to generate a different type of biofilm, which may then react differently to a dry-rewet stress. In a microcosm study, we exposed natural biofilm of shallow hyporheic gravel to four weeks of drying and a single rewet event. As proxy for activity we continuously measured biofilm community respiration. We determined the effects and interaction of invertebrate grazing and drying intensity on the functional resistance and resilience of the biofilm.

Methods

Study site and sediment sampling

Sediment samples were collected from a canopied first-order stream in Brandenburg, Germany (UTM coordinates 52°25'N and 14°07'E). The regional climate is temperate with a mean annual precipitation of 576 mm (Deutscher Wetterdienst, 2018). Despite having an ephemeral upper reach, full desiccation is rare and was last noted in 2003 (personal communication, M. Mutz). We sampled

and sieved individuals of *Potamopyrgus antipodarum* (2–6 mm) and hyporheic sediment (grain size: 2–6 mm; sampling depth: 1–10 mm) from the permanently inundated stream bed on May 25, 2016.

Microcosm set-up and experimental design

Within two hours after sampling, 37 g fresh weight of sediment (31.6 g dry weight: DW) was filled into each of 24 microcosms (30 ml glass syringes, FORTUNA OPTIMA, Poulten & Graf GmbH, Wertheim, Germany). Twenty-five individuals of *P. antipodarum* were evenly distributed among sediment grains in half of the microcosms. Microcosms were then filled up with filtered (10 µm) stream water, sealed with an airtight silicone plug, and placed in a climate chamber at 17 °C and constant darkness. Microcosms were perfused from bottom to top with stream water by peristaltic pumps (205S/CA, Watson-Marlow GmbH, Ilsfeld, Germany, and IPC 12, Cole-Parmer GmbH, Wertheim, Germany). Each treatment was replicated four times (Fig. 1). Following a 14-day aquatic adaptation period, 16 microcosms were drained and moved to a dark climate chamber at 23 °C (simulating slightly elevated temperature in the dry stream bed). Eight microcosms were exposed to 30–40 % humidity (intense drying: ID) and eight microcosms were exposed to 90–95 % water-saturated air (moderate drying: MD). After 27 days of drying, microcosms were transferred back to aquatic conditions at 17 °C and rewetted by perfusing filtered (10 µm) stream water through the sediment.

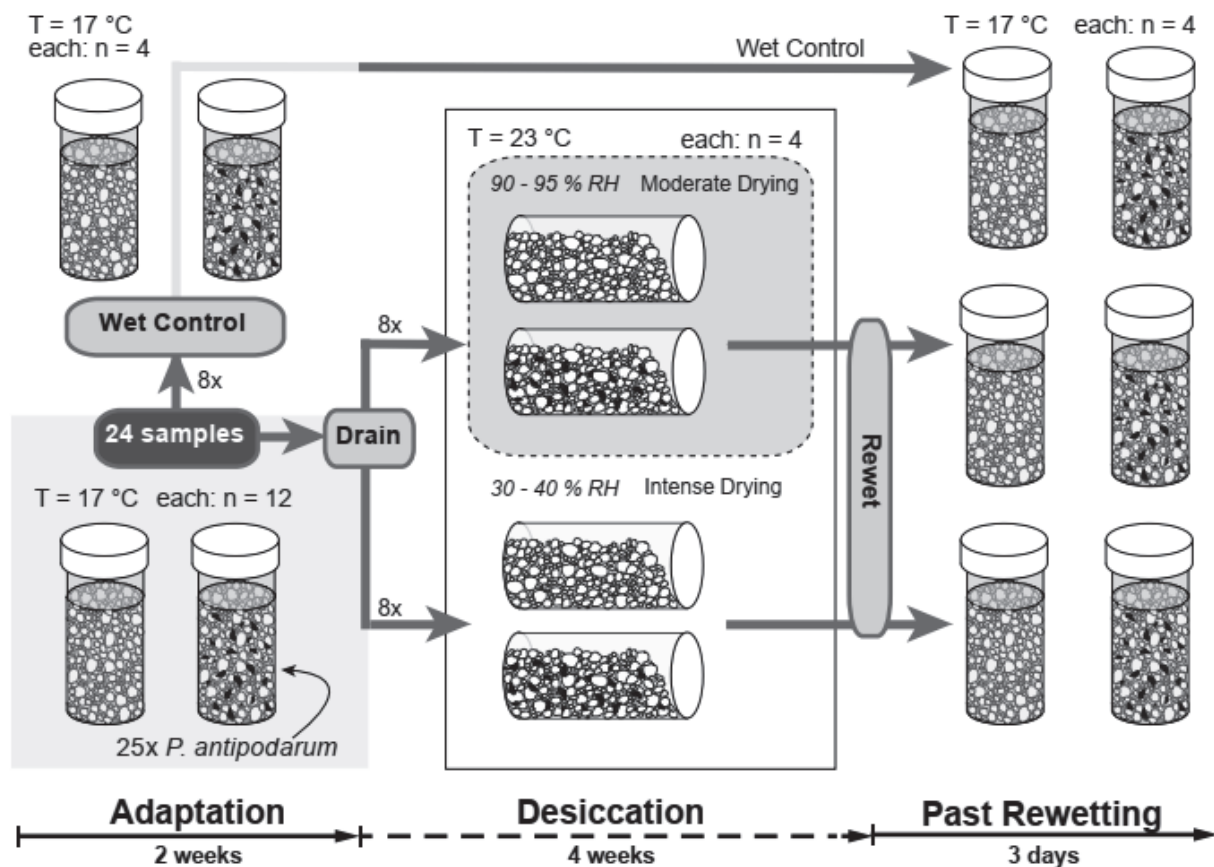


Fig. 1. Design of microcosm experiment. Twenty-four samples were collected (bottom left corner, gray box) and separated into two drying treatments groups (moderate and intense; RH = relative humidity) and one constant wet control (each n = 8). Black dots symbolize invertebrate grazers (*P. antipodarum*). The control remained in the same climate chamber at 17 °C, whereas drying treatments were exposed in a climate chamber at 23 °C.

Community respiration of the microbial biofilm (CR_{mic})

Dissolved oxygen (DO) was measured in the water before and after it perfused the sediment with an oxygen optode sensor (SP-PSt3-NAU, Precision Sensing GmbH, Regensburg, Germany) and a needle-type oxygen microsensor (NTH-PSt1, Precision Sensing GmbH, Regensburg, Germany). The difference in the DO concentrations measured before and after perfusion through the sediment served as a proxy for total sediment respiration rates (CR_{tot}). Respiration rates (CR_{tot}) during the drying process were assessed from measurements of CO_2 production using a gas analyzer (Ultraportable Greenhouse Gas Analyzer, LosGatos Research, California, USA). A respiratory quotient of 0.85 (Bott, 1996) was used to convert CO_2 production into O_2 consumption. All respiration rates were adapted to a standardized temperature of 20 °C (Q10 factor of 2; Winkler, Cherry, & Schlesinger, 1996). The sediment water content was measured gravimetrically after each respiration measurement. The biofilm community respiration (CR_{mic}) in samples with grazers was obtained by subtracting the separately measured respiration of grazers (CR_{graz}), microbial respiration from dead grazers (CR_{carc}) and microbial respiration associated with grazer feces (CR_{fec}) from the total respiration measured (CR_{tot}). Here, CR_{mic} assessed the activity of the entire biofilm community including protozoa and small meiofauna (*sensu* Weitere et al., 2018).

Grazer-, feces- and carcass-associated respiration (CR_{graz} , CR_{fec} , CR_{carc})

To measure grazer respiration (CR_{graz}), 50 individuals of *P. antipodarum* were each placed into six microcosms which contained three sterile glass beads (6 mm in diameter) each to provide sufficient surface for locomotion, and CR_{graz} was measured in aquatic conditions (DO consumption). A second set of grazers and glass beads in microcosms was exposed to the two drying treatments (MD and ID, 23 °C, 21 days of drying) and CR_{graz} was measured (CO_2 production). After drying, snails were placed on Petri dishes in stream water. Snails that attached their foot to the dish or moved within 12 h were counted alive (Alonso and Castro-Díez, 2012; Poznańska et al., 2015; Winterbourn, 1970). CR_{graz} after rewetting was obtained by multiplying the aquatic CR_{graz} by the proportion of living snails. For microbial respiration associated to dead grazers (CR_{carc}), three glass flasks (46 ml) with 45 snails each were dried for 24 days at 23 °C and 30 % relative humidity. Rewetting was performed with filtered (10 µm) stream water. CR_{carc} (DO consumption) was measured for several days with reaeration intervals in-between. Respiration per dead snail ($\mu gO_2 h^{-1} Individuum^{-1}$) was multiplied by the respective number of dead snails in the microcosms during the rewetting phase, assuming there was no CR_{carc} during desiccation. To obtain feces-associated microbial respiration, 45 snails were put on gravel colonized with biofilm in a beaker containing 250 ml of well aerated filtered (10 µm) stream water (three replicates). Feces produced by the snails were collected with a pipette, then dried and weighed to calculate the rate of feces production. CR_{fec} was measured from the suspension of freshly collected feces (0–24 h since defecation) in 2-ml respiration chambers. We assumed no feces production during drying and feces accumulation after rewetting.

Statistical analysis

The open-source statistical software R (R Core Team, 2018, version 3.5.1) was used for all data analyses. A linear mixed-effect model (LMEM) was used to analyze the grazer influence during the adaptation period (LMEM: $CR_{mic} \sim \text{grazing} + (1 + \text{time}|\text{sample})$) as well as the water content during the desiccation phase (LMEMs: $k \sim \text{grazing} + (1|\text{replicate})$ and $k \sim \text{drying intensity} + (1|\text{replicate})$). CR_{mic} during desiccation was standardized to the value at the beginning of desiccation ($CR_{mic,0}$) to account for the variability between grazed and non-grazed biofilms established during adaptation phase. During the drying period, exponential regressions were fitted and their regression exponents k (“strength” or “speed” of increase/decrease) were analyzed via analysis of variance (ANOVA,

$p < 0.05$). After rewetting, linear regressions were fitted to measurements during the immediate response (IR, 0–8 h after the addition of stream water) and their slopes were compared, while during the following short-term resilience (STR, 19–69 h), means of CR_{mic} were compared, both via ANOVA. In the case of significant interaction, Tukey's HSD test was performed post hoc.

Results

Sediment water content during drying

The initial average gravimetric sediment water content after porewater-drainage of 8.7 % was reduced exponentially (R^2 , MD: 0.99, ID: 0.91) to 5.0 % for MD and 1.4 % for ID samples during desiccation (Fig. 2). The water content was constant after day 20 (80 % of drying period) and confirmed that a complete desiccation had taken place. The drying intensity significantly affected the sediment moisture since ID led to a faster decrease ($k = -0.08$) than MD ($k = -0.02$). The presence of grazers had no influence on the dynamics of sediment water loss ($n = 8$, $X^2 = 0$, $p = 1$), whereas the drying treatment did ($n = 8$, $X^2 = 18.89$, $p < 0.05$).

Grazer-, feces- and carcass-associated respiration (CR_{graz} , CR_{fec} , CR_{carc})

Drying intensity regulated the snail mortality during desiccation. MD drying led to 40 ± 12 % snail loss, whereas ID drying had a 100 % mortality. CR_{graz} was constant during adaptation period ($0.67 \pm 0.05 \mu\text{gO}_2 \text{ h}^{-1}\text{gDW}^{-1}$, 13.0 % CR_{tot}). CR_{graz} during drying was regulated by drying intensity. From a similar start level after draining ($0.07 \pm 0.01 \mu\text{gO}_2 \text{ h}^{-1}\text{gDW}^{-1}$), CR_{graz} rapidly and was under the limit of detection by the end of desiccation. During rewetting, CR_{graz} increased to 25.3 % of CR_{tot} in MD samples. The average production of feces was $1.95 \text{ mg}_{fec} \text{ d}^{-1}$ for a microcosm with 25 snails. CR_{fec} accounted for $0.15 \pm 0.03 \mu\text{gO}_2 \text{ h}^{-1}\text{mg}_{fec}^{-1}$ before desiccation and for $0.43 \pm 0.01 \mu\text{gO}_2 \text{ h}^{-1}\text{mg}_{fec}^{-1}$ after rewetting. The relative part of CR_{fec} ranged between 5 % and 25 % CR_{tot} depending on the number of snails survived. CR_{carc} following rewetting was low during the first 8 h and increased during the following two days. Overall, CR_{carc} had the lowest relative contribution to CR_{tot} .

Community respiration of microbial biofilm (CR_{mic})

Adaptation phase (effect of grazer presence)

Samples showed a stable level of CR_{mic} during adaptation (non-grazed: $2.50 \pm 0.70 \mu\text{gO}_2 \text{ h}^{-1}\text{gDW}^{-1}$; grazed: $4.40 \pm 0.70 \mu\text{gO}_2 \text{ h}^{-1}\text{gDW}^{-1}$). Grazer presence significantly increased CR_{mic} ($n = 84$, $X^2 = 30.24$, $p < 0.05$).

Desiccation (functional resistance)

Porewater-drainage led to a reduction of CR_{mic} by 88.3 % of the mean CR_{mic} during the adaptation phase (with grazers) and by 91.2 % (without grazers), respectively. The biofilm response to drying was affected by both grazer presence (ANOVA: $n = 4$, $F_{1,12} = 268.35$, $p < 0.05$) as well as drying intensity (ANOVA: $n = 4$, $F_{1,12} = 18.08$, $p < 0.05$). Only under absence of grazers, the drying intensity explained differences in CR_{mic} (Tukey's HSD test, $p < 0.05$): MD samples maintained a small respiration level (29 % of CR_{mic} related to the beginning of desiccation), whereas ID samples dropped to 5 % CR_{mic} (Fig. 2). However, drying intensity showed no effect on CR_{mic} under presence of grazers (Tukey's HSD test, $p = 0.47$), where the strongest reaction to drying (highest k) was observed (no detectable CR_{mic} by the end of desiccation).

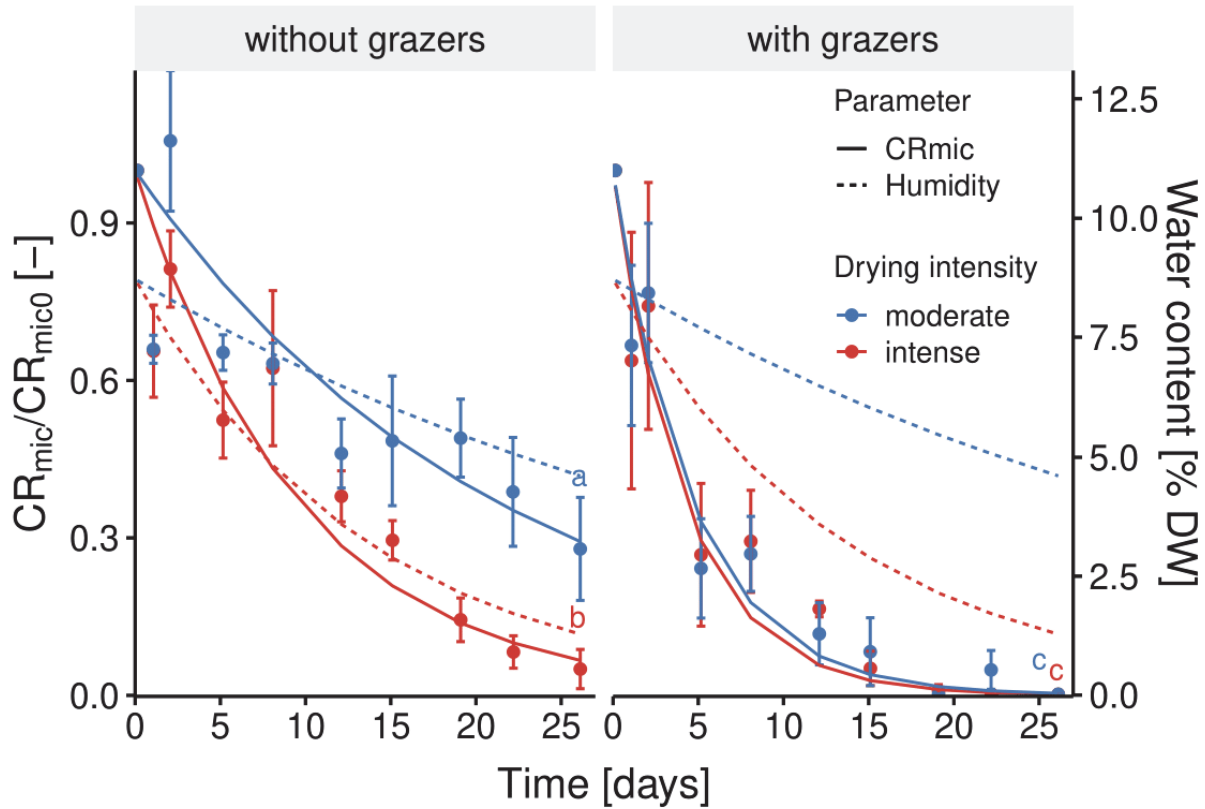


Fig. 2. Effect of drying intensity and grazer presence on the biofilm respiration (CR_{mic}) during desiccation. Drying intensity is indicated by colors. Decreasing CR_{mic} was standardized to the respective start value $CR_{mic, t=0}$ of the first measurement at $t = 0.13$ days. Fitted exponential regression lines are solid for CR_{mic} and dashed for the gravimetric water content. Same letters indicate no significant difference for regressions between paired groups (Tukey's HSD, $p < 0.05$).

Rewetting (functional resilience)

CR_{mic} increased fast after rewetting and reached a plateau after 19 h. The IR followed a linear response (0–8 h) (Fig. 3). The slope of linear regression was not regulated by the previous drying intensity and was the same as the wet control (ANOVA: $n = 4$, $F_{2,17} = 2.47$, $p = 0.11$). However, CR_{mic} increase was smaller under presence of grazers (ANOVA: $n = 4$, $F_{1,17} = 8.10$, $p < 0.05$). The STR (19–69 h) was compared to stable respiration levels during the adaptation period. The CR_{mic} plateau of the STR was termed “degree of return” (*sensu* Todman et al. (2016)). Both grazer presence and drying intensity were involved in a complex interaction (ANOVA: $n = 24$, $F_{2,18} = 47.70$, $p < 0.05$, Fig. 3). A comparatively high degree of return (79–83 %) was reached in samples without grazer presence, with no influence of the former drying intensity (Tukey's HSD test, $p > 0.99$). Under grazer presence, drying intensity did show an effect (Tukey's HSD test, $p < 0.05$). ID samples (0 % grazer survival) returned to 41 % of CR_{mic} activity during adaptation, and obtained a similar level as non-grazed biofilms (Tukey's HSD test, $p > 0.99$), whereas the lowest degree of return (15 %) was found in grazed MD biofilms.

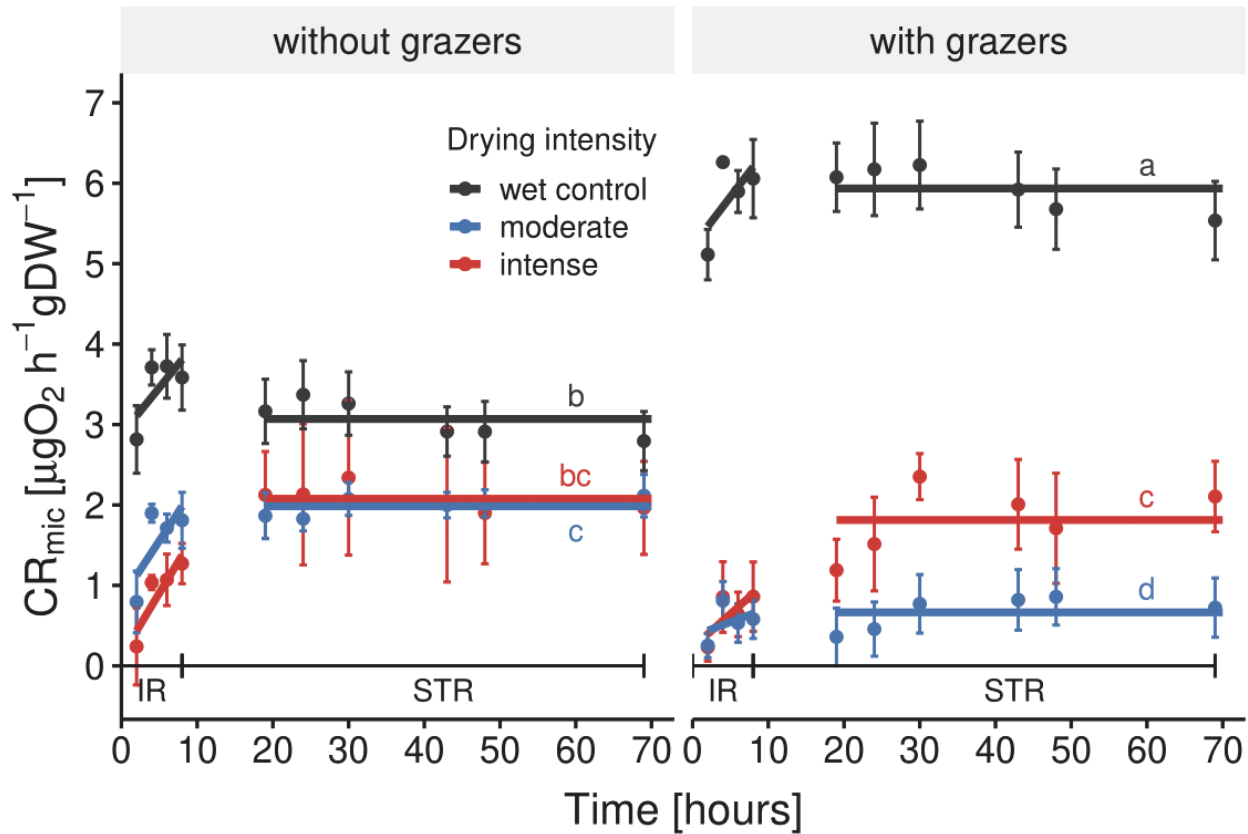


Fig. 3. Effect of drying intensity and grazer presence on the biofilm community respiration (CR_{mic}) following rewetting. Drying intensity is indicated by colors. Dots are mean respiration ($n = 4$) for each time increment, lines are linear increase during immediate response (IR, $t < 8$ h) or constant mean respiration over short-term resilience period (STR, $n = 24$, $t > 8$ h). The same letters indicate no significant difference for STR ($t > 8$ h) between paired groups (Tukey's HSD, $p < 0.05$).

Discussion

Aquatic CR_{mic} is stimulated in the presence of grazers

As expected, grazer presence stimulated CR_{mic} , which is in concordance with literature (e.g. Danielopol, 1989; Majdi et al., 2016; Traunspurger et al., 1997). Less resources are used for growth in top-down controlled organisms (Schimel et al., 2007), but respiration is stimulated to maintain viable organismic functions (Hillebrand et al., 2002). Our results of stimulated CR_{mic} under grazer presence is backed by Slos and Stoks (2008) who reported a stress-induced increase in DO consumption under predation risk. Enhanced CR_{mic} may also be caused by the release of additional resources (Hillebrand et al., 2002; Rosemond et al., 1993) from feces (Guo et al., 2009) or grazer mucus (Peduzzi and Herndl, 1991).

Cessation of flow rapidly decreased community respiration

The harsh reduction of CR_{mic} by around 90 % immediately following porewater drainage exceeded our assumptions of a strong reaction to dewatering. Temporary refuges such as damp sediment and hyporheic cavities help to withstand drying conditions (Lake, 2003; Robson et al., 2011; Timoner et al., 2012; Sabater et al., 2016). The large gravel pores in our experiment presumably drained too fast

for microbes to hide in refuges. Nutrient and DOC transport likely shifted from advection to the slower process of diffusion in the water film covering the biofilms, also contributing to the sudden decrease of CR_{mic}. In natural temperate streams, dewatering usually occurs over a longer time period (Larned et al., 2010) before the stream bed dries out completely (Bogan et al., 2015; Sabater et al., 2016; Ylla et al., 2010). Abrupt and intense desiccation may hinder metabolic adaptation of organisms (Larned et al., 2010; Timoner et al., 2012). Still, fast porewater drainage naturally occurs at riffle crests or steeper banks and under anthropogenic acceleration of dewatering.

High humidity supports the maintenance of microbial activity in non-grazed biofilm

The exponentially decreasing water content during the drying process was similar in a gravel-sand flume experiment in temperate summer (Zlatanović et al., 2018) and coincided clearly with the also exponential dynamics of CR_{mic} during desiccation. Under absence of grazers, MD samples could maintain 24 % more of their incipient CR_{mic} as ID samples. Studies of hyporheic biofilm that incorporate different drying intensities are rare in freshwater science. Gionchetta et al. (2018) found that microbes are very sensitive to minimal changes of water content. In soil science, higher moisture is known to lead to higher soil respiration (Davidson et al., 2000; Kukumägi et al., 2014; Orchard and Cook, 1983; Suseela et al., 2012). With declining bed moisture, nutrients and organic substrates become increasingly less available due to a shift in transport phenomena (advection to diffusion) (Borken and Matzner, 2009; Wang et al., 2015). With little resources available, microbes are unable to produce protective molecules, such as osmolytes, to react to increasing osmotic stress (Borken and Matzner, 2009; Moyano et al., 2013; Schimel et al., 2007). The higher activity in MD samples suggests that biofilms could have had better access to resources as desiccation continued, probably due to a thin water film on the biofilm.

Intolerance of *P. antipodarum* to drying stress

Several studies found similar high mortality rates of *P. antipodarum* (e.g. Alonso and Castro-Díez, 2012; Bennett et al., 2014; Duft et al., 2003; Lancaster and Ledger, 2015; Winterbourn, 1970) and low survival times of 4–7 days (Alonso et al., 2016; Poznańska et al., 2015; Wood et al., 2011) which are well below the duration of our drying phase. Richards et al. (2004) state a 50 % higher chance of survival if desiccation occurs under 90–100 % humidity compared to 20–25 % humidity, affirming our results of better survival in MD samples.

Snail grazers superimpose humidity effects and lower the drought resistance of biofilms

Grazed biofilms showed a much stronger decrease in CR_{mic} during drying than non-grazed biofilms, disregarding the humidity. This could be due to the inhibition of biofilm biomass accumulation and removing layers of EPS and senescent cells by grazing snails (Sabater et al., 2007). In stream biofilms cultivated on polycarbonate slides, grazing snails even removed the entire EPS structure reducing the biofilm to a thin layer of bacterial cells (Lawrence et al., 2002). Layers of EPS are known to buffer cells against moderate desiccation (Or et al., 2007; Romaní et al., 2013). The potential of thicker biofilms to attenuate drying stress might explain why the effect of drying intensity on CR_{mic} was just observed in non-grazed samples. The sediments with grazed and most likely thinner biofilms responded with maximal sensitivity even at moderate drying stress. High grazer mortality and fast decreasing CR_{mic} may be correlated, as rising water stress prevented the hydrolysis of highly nutritious snail mucus (Guo et al., 2009), leading to inaccessability for extracellular enzymes and bacteria (Peduzzi and Herndl, 1991).

Resumption of activity after rewet

Rewetting provokes a prompt resumption of biogeochemical reactions (McClain et al., 2003; Meisner et al., 2013; Timoner et al., 2012; Wang et al., 2015), leading to a fast recovery of viable ecological functions (Ylla et al., 2010). The immediate respirational reaction of dried biofilms in our experiment evidences the presence of still viable extracellular enzymes which can be stable in dry soils and sediments for weeks (Gionchetta et al., 2018; Perez-Mateos et al., 1991; Zoppini and Marxsen, 2011), and the presence of dormant cells that rapidly reactivate their metabolism (Schimel et al., 2007). The rapid onset of CR_{mic} within the first 8 h in our experiment was similar to previous studies (e.g. Marxsen et al., 2010; Sabater et al., 2016; Timoner et al., 2012; von Schiller et al., 2015). MD and ID biofilms did not achieve full resilience by the end of our experiment (≤ 83 % degree of return). Our results are consistent with the findings in experimental streams (Acuña et al., 2015; Zlatanović et al. 2018), where heterotrophic respiration did not return to pre-drying levels after rewetting. Surprisingly, under absence of grazers, the drying intensity had no effect on the degree of return. Muñoz et al. (2018) observed a similar decoupling of functional resistance and resilience which may be caused by variable reactions of different microbial groups to water stress. Several researchers report a shift of sediment community composition towards water stress resistant groups (e.g. Gram-positive bacteria) (Marxsen et al., 2010; Pohlson et al., 2013; Schimel et al., 2007). As observed in our experiment, Pohlson et al. (2013) showed that stress resistant groups relate positively to slight changes in sediment water content.

The complex effect of grazers on biofilm resilience

The effect of grazing on functional resilience of the biofilm was more complex than expected. The drying intensity was not relevant for the resistance, but did affect the short-term resilience (decoupled functional resistance and resilience). The grazed ID biofilms reached the same degree of resilience as non-grazed biofilms. This might be explained by a shift in the biofilm community composition, and possible adaptation for future dry-rewet stresses (Fébria et al., 2012; Goldman et al., 2017). We probably overestimated CR_{graz} of surviving snails after rewetting, leading to an exaggeratedly reduced CR_{mic} . According to Alonso et al. (2016), grazers that have experienced severe desiccation may suffer subsequently from prolonged organismic damage regarding their reproductive capabilities and ecological fitness. However, even if all snail grazers had zero respiration after rewetting, the degree of return would still be significantly lower than in ID sediments. We conclude that grazer activity alone cannot explain the difference in the degree of return between MD and ID sediments. The rate and extent of activity resumption of invertebrates after rewetting remain a knowledge gap and are subject to assumptions until further investigations follow.

Conclusion

We simulated a dry-rewet stress in the hyporheic sediment of a temperate stream. Our results confirm the severe impact of irregular und unpredictable drying on the metabolism in temperate streams. We showed that high sediment moisture, as found in shaded and temperate conditions, is capable of mitigating drastic desiccation by preserving an essential level of water in the sediment during dry periods. A hyporheic water film can be furthermore obtained by fractional rewetting (i.e. rainfall) (Arce et al., 2015, Gionchetta et al., 2018). Therefore, sediment biofilms of temperate streams have a better chance to withstand desiccation, than biofilms of Mediterranean streams, underlining the importance of riparian shading to reduce the drought impact. The microbial response to dry-rewet stress was shown to be altered by the presence of invertebrate grazers, most likely driven by differences in the structural composition and the EPS content of the biofilm caused by grazing. Under

predation pressure by grazers, the biofilm may lose the protective polymer layer which helps to cope with drought periods. During drying, this grazing effect is stronger than the drying intensity. Although being generally stimulated by the presence of grazers under aquatic conditions, biofilms show a lower resistance to drying under predation risk. Further, resilience to dry-rewet stress was decoupled from resistance in all samples. This is possibly caused by a shift in community composition during dry stress and past rewetting. Surprisingly, intensive grazing by snails, being common in many streams, reversed the beneficial effects of high humidity. This emphasizes the need for further investigations which include trophic interactions of stream ecosystems, to disentangle the factors controlling functional resilience.

Acknowledgements

This work was supported by the German Research Foundation (DFG, Bonn) under project MU 1464/5-1. We are thankful to G. Lippert, R. Saack and T. Wolburg for their assistance with laboratory and field work.

Literature

- Acuña, V., Casellas, M., Corcoll, N., Timoner, X., & Sabater, S. (2015). Increasing extent of periods of no flow in intermittent waterways promotes heterotrophy. *Freshwater biology*, 60(9), 1810–1823.
- Alonso, A., Castro-Díez, P., 2012. Tolerance to air exposure of the New Zealand mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca) as a prerequisite to survival in overland translocations. *NeoBiota* 14, 67–74. <https://doi.org/10.3897/neobiota.14.3140>
- Alonso, Á., Valle-Torres, G., Castro-Díez, P., 2016. Survival of an invasive aquatic snail to overland translocation in non-aquatic media: Implications for spreading. *Limnologica* 57, 60–65. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.01.002>
- Arango, C.P., Riley, L.A., Tank, J.L., Hall, R.O., 2009. Herbivory by an invasive snail increases nitrogen fixation in a nitrogen-limited stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66, 1309–1317. <https://doi.org/10.1139/F09-079>
- Arce, M.I., Sánchez-Montoya, M. del M., Gómez, R., 2015. Nitrogen processing following experimental sediment rewetting in isolated pools in an agricultural stream of a semiarid region. *Ecol. Eng.* 77, 233–241. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.035>
- Bennett, D.M., Dudley, T.L., Cooper, S.D., Sweet, S.S., 2014. Ecology of the invasive New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae), in a mediterranean-climate stream system. *Hydrobiologia* 746, 375–399. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2136-6>
- Bogan, M.T., Boersma, K.S., Lytle, D.A., 2015. Resistance and resilience of invertebrate communities to seasonal and suprasedimental drought in arid-land headwater streams. *Freshw. Biol.* 60, 2547–2558. <https://doi.org/10.1111/fwb.12522>
- Borken, W., Matzner, E., 2009. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. *Glob. Chang. Biol.* 15, 808–824. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01681.x>
- Bott, T.L., 1996. Primary productivity and community respiration, in: Hauer, F.R., Lamberti, G.A. (Eds.), *Methods in Stream Ecology*. Academic, pp. 533–556.
- Capps, K.A., Ulseth, A., Flecker, A.S., 2015. Quantifying the top-down and bottom-up effects of a non-native grazer in freshwaters. *Biol. Invasions* 17, 1253–1266. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0793-z>
- Costigan, K.H., Kennard, M.J., Leigh, C., Sauquet, E., Datry, T., Boulton, A.J., 2017. Chapter 2.2 - Flow Regimes in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams, in: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.B.T.-I.R. and E.S. (Eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*. Academic Press, pp. 51–78. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00003-6>
- Dahm, C.N., Baker, M.A., Moore, D.I., Thibault, J.R., 2003. Coupled biogeochemical and hydrological responses of streams and rivers to drought. *Freshw. Biol.* 48, 1219–1231. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01082.x>
- Danielopol, D.L., 1989. Groundwater Fauna Associated with Riverine Aquifers. *J. North Am. Benthol. Soc.* 8, 18–35. <https://doi.org/10.2307/1467399>

- Davidson, E.A., Verchot, L. V, Henrique, J., 2000. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia 53–69.
- Deutscher Wetterdienst, 2018. Niederschlag: vieljährige Mittelwerte 1981 - 2010 (Bezugsstandort) [WWW Document]. URL https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/vielj_mittelwerte.html (accessed 8.28.18).
- Dieter, D., von Schiller, D., García-Roger, E.M., Sánchez-Montoya, M.M., Gómez, R., Mora-Gómez, J., Sangiorgio, F., Gelbrecht, J., Tockner, K., 2011. Preconditioning effects of intermittent stream flow on leaf litter decomposition. *Aquat. Sci.* 73, 599–609. <https://doi.org/10.1007/s00027>
- Duft, M., Schulte-Oehlmann, U., Tillmann, M., Markert, B., Oehlmann, J., 2003. Toxicity of triphenyltin and tributyltin to the freshwater mud snail *Potamopyrgus antipodarum* in a new sediment biotest. *Environ. Toxicol. Chem.* 22, 145–152. <https://doi.org/10.1002/etc.5620220119>
- Febria, C.M., Beddoes, P., Fulthorpe, R.R., Williams, D.D., 2012. Bacterial community dynamics in the hyporheic zone of an intermittent stream. *ISME J.* 6, 1078–1088. <https://doi.org/10.1038/ismej.2011.173>
- Gionchetta, G., Oliva, F., Menéndez, M., Lopez Laseras, P., Romani, A.M., 2018. Key role of streambed moisture and flash storms for microbial resistance and resilience to long-term drought. *Freshwater Biology*, 1–17. <https://doi.org/10.1111/fwb.13218>
- Goldman, A.E., Graham, E.B., Crump, A.R., Kennedy, D.W., Romero, E.B., Anderson, C.G., Dana, K.L., Resch, C.T., Fredrickson, J.K., Stegen, J.C., 2017. Biogeochemical cycling at the aquatic-terrestrial interface is linked to parafluvial hyporheic zone inundation history. *Biogeosciences* 14, 4229–4241. <https://doi.org/10.5194/bg-14-4229-2017>
- Guo, F., Huang, Z. bin, Huang, M. qin, Zhao, J., Ke, C. huan, 2009. Effects of small abalone, *Haliotis diversicolor*, pedal mucus on bacterial growth, attachment, biofilm formation and community structure. *Aquaculture* 293, 35–41. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.03.033>
- Hillebrand, H., Kahlert, M., Haglund, A.-L., Berninger, U.-G., Nagel, S., Wickham, S., 2002. Control of microbenthic communities by grazing and nutrient supply. *Ecology* 83, 2205–2219. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2205:comcbg\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2205:comcbg]2.0.co;2)
- Jones, K. B., Slonecker, E. T., Nash, M. S., Neale, A. C., Wade, T. G., & Hamann, S., 2010. Riparian habitat changes across the continental United States (1972–2003) and potential implications for sustaining ecosystem services. *Landscape Ecology*, 25(8), 1261–1275.
- Krysanova, V., Vetter, T., Hatterman, F., 2008. Detection of change in drought frequency in the Elbe basin: Comparison of three methods. *Hydrol. Sci. J.* 53, 519–537. <https://doi.org/10.1623/hysj.53.3.519>
- Kukumägi, M., Ostonen, I., Kupper, P., Truu, M., Tulva, I., Varik, M., Aosaar, J., Söber, J., Lõhmus, K., 2014. The effects of elevated atmospheric humidity on soil respiration components in a young silver birch forest. *Agric. For. Meteorol.* 194, 167–174. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.04.003>
- Lake, P.S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshw. Biol.* 48, 1161–1172. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01086.x>
- Lancaster, J., Ledger, M.E., 2015. Population-level responses of stream macroinvertebrates to drying can be density-independent or density-dependent. *Freshw. Biol.* 60, 2559–2570. <https://doi.org/10.1111/fwb.12643>
- Larned, S.T., Datry, T., Arscott, D.B., Tockner, K., 2010. Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshw. Biol.* 55, 717–738. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02322.x>
- Lawrence, J. R., Scharf, B., Packroff, G., & Neu, T. R., 2002. Microscale evaluation of the effects of grazing by invertebrates with contrasting feeding modes on river biofilm architecture and composition. *Microbial Ecology*, 44(3), 199–207.
- Liess, A., Hillebrand, H., 2004. Invited review: Direct and indirect effects in herbivore – periphyton interactions. *Arch. für Hydrobiol.* 159, 433–453. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0159-0433>
- Majdi, N., Kreuzinger-Janik, B., Traunspurger, W., 2016. Effects of flatworm predators on sediment communities and ecosystem functions: a microcosm approach. *Hydrobiologia* 776, 193–207. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2751-5>
- Marxsen, J., Zoppini, A., Wilczek, S., 2010. Microbial communities in streambed sediments recovering from desiccation. *FEMS Microbiol. Ecol.* 71, 374–386. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2009.00819.x>
- McClain, M.E., Boyer, E.W., Dent, C.L., Gergel, S.E., Grimm, N.B., Groffman, P.M., Hart, S.C., Harvey, J.W., Johnston, C.A., Mayorga, E., McDowell, W.H., Pinay, G., 2003. Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Ecosystems* 6, 301–312. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0161-9>
- Meisner, A., Bååth, E., Rousk, J., 2013. Microbial growth responses upon rewetting soil dried for four days or one year. *Soil Biol. Biochem.* 66, 188–192. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.07.014>

- Moore, J.W., Herbst, D.B., Heady, W.N., Carlson, S.M., 2012. Stream community and ecosystem responses to the boom and bust of an invading snail. *Biol. Invasions* 14, 2435–2446. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0240-y>
- Moyano, F.E., Manzoni, S., Chenu, C., 2013. Responses of soil heterotrophic respiration to moisture availability: An exploration of processes and models. *Soil Biol. Biochem.* 59, 72–85. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.002>
- Mulholland, P.J., Steinman, A.D., Palumbo, A. V., Elwood, J.W., 1991. Role of nutrient cycling and herbivory in regulating periphyton communities in laboratory streams. *Ecology* 72, 966–982. <https://doi.org/10.2307/1940597>
- Muñoz, I., Abril, M., Casas-Ruiz, J.P., Casellas, M., Gómez-Gener, L., Marcé, R., Menéndez, M., Obrador, B., Sabater, S., von Schiller, D., Acuña, V., 2018. Does the severity of non-flow periods influence ecosystem structure and function of temporary streams? A mesocosm study. *Freshw. Biol.* <https://doi.org/10.1111/fwb.13098>
- Or, D., Phutane, S., Dechesne, A., 2007. Extracellular polymeric substances affecting pore-scale hydrologic conditions for bacterial activity in unsaturated soils. *Vadose Zone Journal*, 6(2), 298–305.
- Orchard, V.A., Cook, F.J., 1983. Relationship between soil respiration and soil-moisture. *Soil Biol. Biochem.* 15, 447–453.
- Peduzzi, P., Herndl, G.J., 1991. Mucus Trails in the Rocky Intertidal - a Highly-Active Microenvironment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 75, 267–274.
- Perez-Mateos, M., Busto, M.D., Rad, J.C., 1991. Stability and properties of alkaline phosphate immobilized by a rendzina soil. *J. Sci. Food Agric.* 55, 229–240. <https://doi.org/10.1002/jsfa.2740550208>
- Pohlon, E., Fandino, A.O., Marxsen, J., 2013. Bacterial community composition and extracellular enzyme activity in temperate streambed sediment during drying and rewetting. *PLoS One* 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083365>
- Poznańska, M., Kakareko, T., Gulanicz, T., Jermacz, Ł., Kobak, J., 2015. Life on the edge: Survival and behavioural responses of freshwater gill-breathing snails to declining water level and substratum drying. *Freshw. Biol.* 60, 2379–2391. <https://doi.org/10.1111/fwb.12664>
- R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Found. Stat. Comput. Vienna, Austria.
- Richards, D.C., O'Connell, P., Shinn, D.C., 2004. Simple Control Method to Limit the Spread of the New Zealand Mudsail *Potamopyrgus antipodarum*. *North Am. J. Fish. Manag.* 24, 114–117. <https://doi.org/10.1577/M02-133>
- Robson, B.J., Chester, E.T., Austin, C.M., 2011. Why life history information matters: Drought refuges and macroinvertebrate persistence in non-perennial streams subject to a drier climate. *Mar. Freshw. Res.* 62, 801–810. <https://doi.org/10.1071/MF10062>
- Romaní, A.M., Amalfitano, S., Artigas, J., Fazi, S., Sabater, S., Timoner, X., Ylla, I., Zoppini, A., 2013. Microbial biofilm structure and organic matter use in mediterranean streams. *Hydrobiologia* 719, 43–58. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1302-y>
- Rosemond, A., Mulholland, P., Elwood, J., 1993. Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrients and herbivores 74, 1264–1280.
- Sabater, S., Guasch, H., Ricart, M., Romaní, A., Vidal, G., Klunder, C., Schmitt-Jansen, M., 2007. Monitoring the effect of chemicals on biological communities. The biofilm as an interface. *Anal. Bioanal. Chem.* 387, 1425–1434. <https://doi.org/10.1007/s00216-006-1051-8>
- Sabater, S., Timoner, X., Borrego, C., Acuña, V., 2016. Stream Biofilm Responses to Flow Intermittency: From Cells to Ecosystems. *Front. Environ. Sci.* 4. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00014>
- Schimel, J., Balser, T.C., Wallenstein, M., 2007. Microbial Stress-Response Physiology and Its Implications for Ecosystem Function. *Ecology* 88, 1386–1394. <https://doi.org/10.1890/06-0219>
- Slos, S., Stoks, R., 2008. Predation risk induces stress proteins and reduces antioxidant defense. *Funct. Ecol.* 22, 637–642. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01424.x>
- Suseela, V., Conant, R.T., Wallenstein, M.D., Dukes, J.S., 2012. Effects of soil moisture on the temperature sensitivity of heterotrophic respiration vary seasonally in an old-field climate change experiment. *Glob. Chang. Biol.* 18, 336–348. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02516.x>
- Sutherland, W.J., Bailey, M.J., Bainbridge, I.P., Brereton, T., Dick, J.T.A., Drewitt, J., Dulvy, N.K., Dusic, N.R., Freckleton, R.P., Gaston, K.J., Gilder, P.M., Green, R.E., Heathwaite, A.L., Johnson, S.M., MacDonald, D.W., Mitchell, R., Osborn, D., Owen, R.P., Pretty, J., Prior, S. V., Prosser, H., Pullin, A.S., Rose, P., Stott, A., Tew, T., Thomas, C.D., Thompson, D.B.A., Vickery, J.A., Walker, M., Walmsley, C., Warrington, S., Watkinson, A.R., Williams, R.J., Woodroffe, R., Woodroof, H.J., 2008. Future novel threats and opportunities facing UK biodiversity identified by horizon scanning. *J. Appl. Ecol.* 45, 821–833. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01474.x>

- Timoner, X., Acuña, V., Von Schiller, D., Sabater, S., 2012. Functional responses of stream biofilms to flow cessation, desiccation and rewetting. *Freshw. Biol.* 57, 1565–1578. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02818.x>
- Todman, L.C., Fraser, F.C., Corstanje, R., Deeks, L.K., Harris, J.A., Pawlett, M., Ritz, K., Whitmore, A.P., 2016. Defining and quantifying the resilience of responses to disturbance: A conceptual and modelling approach from soil science. *Sci. Rep.* 6, 1–12. <https://doi.org/10.1038/srep28426>
- Traunspurger, W., Bergtold, M., Goedkoop, W., 1997. The Effects of Nematodes on Bacterial Activity and Abundance in a Freshwater Sediment. *Oecologia* 112, 118–122.
- Vázquez, E., Ejarque, E., Ylla, I., Romaní, A.M., Butturini, A., 2015. Impact of drying/rewetting cycles on the bioavailability of dissolved organic matter molecular-weight fractions in a Mediterranean stream. *Freshw. Sci.* 34, 263–275. <https://doi.org/10.1086/679616>
- von Schiller, D., Graeber, D., Ribot, M., Timoner, X., Acuña, V., Martí, E., Sabater, S., Tockner, K., 2015. Hydrological transitions drive dissolved organic matter quantity and composition in a temporary Mediterranean stream. *Biogeochemistry* 123, 429–446. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0077-4>
- Vörösmarty, C.J., Green, P., Salisbury, J., Lammers, R., 2000. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science* (80-.). 289, 284–288. <https://doi.org/10.1126/science.289.5477.284>
- Wanders, N., Van Lanen, H.A.J., 2015. Future discharge drought across climate regions around the world modelled with a synthetic hydrological modelling approach forced by three general circulation models. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 15, 487–504. <https://doi.org/10.5194/nhess-15-487-2015>
- Wang, L., Manzoni, S., Ravi, S., Riveros-Iregui, D., Caylor, K., 2015. Dynamic interactions of ecohydrological and biogeochemical processes in water-limited systems. *Ecosphere* 6, 1–27. <https://doi.org/10.1890/ES15-00122.1>
- Weitere, M., Erken, M., Majdi, N., Arndt, H., Norf, H., Reinshagen, M., Traunspurger, W., Walterscheid, A., Wey, J., 2018. The food web perspective on aquatic biofilms. *Ecological Monographs*. 88. [10.1002/ecm.1315](https://doi.org/10.1002/ecm.1315).
- Winkler, J.P., Cherry, R.S., Schlesinger, W.H., 1996. The Q10 relationship of microbial respiration in a temperate forest soil. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1067–1072. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00076-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00076-4)
- Winterbourn, M.J., 1970. Population studies on the New Zealand freshwater gastropod, *Potamopyrgus antipodarum* (gray). *Proc. Malacol. Soc.* 39, 139–149.
- Wood, A.M., Haro, C.R., Haro, R.J., Sandland, G.J., 2011. Effects of desiccation on two life stages of an invasive snail and its native cohabitant. *Hydrobiologia* 675, 167–174. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0814-1>
- Ylla, I., Sanpera-Calbet, I., Vázquez, E., Romaní, A.M., Muñoz, I., Butturini, A., Sabater, S., 2010. Organic matter availability during pre- and post-drought periods in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia* 657, 217–232. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0193-z>
- Zlatanović, S., Fabian, J., Premke, K., Mutz, M., 2018. Shading and sediment structure effects on stream metabolism resistance and resilience to infrequent droughts. *Sci. Total Environ.* 621, 1233–1242. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.105>
- Zoppini, A., Marxsen, J., 2011. Importance of Extracellular Enzymes for Biogeochemical Processes in Temporary River Sediments during Fluctuating Dry–Wet Conditions, *Soil Biology*. https://doi.org/10.1007/978-3-642-14225-3_6

Vertikalwanderung von *Daphnia magna*: Identifizierung eines fischbürtigen Kairomons

Meike Anika Hahn¹, Christoph Effertz¹, Laurent Bigler², Eric von Elert¹

¹Universität zu Köln, Institut für Zoologie, Zülpicher Straße 47b, 50674 Köln, meike.hahn@uni-koeln.de, ceffertz@web.de, evelert@uni-koeln.de

²University of Zurich, Department of Chemistry, Winterthurer Straße 190, 8057 Zürich

Keywords: Daphnia, Vertikalwanderung, Kairomon, induzierbare Verteidigung

Einleitung

Cladocera des Genus *Daphnia* bilden in Süßwassersystemen ein Bindeglied zwischen photoautotrophen Primärproduzenten, die sie als Nahrungsquelle nutzen und planktivoren Konsumenten, denen sie als Nahrungsquelle dienen. Als Antwort auf erhöhten Prädationsdruck haben Daphnien diverse Verteidigungsstrategien entwickelt. Diese reichen von Veränderungen des Lebenszyklus (Stibor, 1992) und der Morphologie (Tollrian, 1994) bis hin zu Verhaltensanpassungen. Die sogenannte Vertikalwanderung ist eine solche Verhaltensanpassung (Stich & Lampert, 1981). In Anwesenheit von visuell jagenden Fischen wandern Daphnien bei Sonnenaufgang vom Epilimnion ins dunkle Hypolimnion. Bei Nacht migrieren sie wiederum ins Epilimnion zurück. Dadurch senken sie die Wahrscheinlichkeit von visuell orientierten Fischen konsumiert zu werden. Dieses Verhalten wird, wie viele andere Verteidigungsmechanismen von Daphnien, durch die Anwesenheit des Räubers, genauer gesagt durch Räuber-bürtige Infochemikalien, induziert (Dodson, 1988; Lampert, 1993; Neill, 1990). Die von Fischen exsudierte Infochemikalie, welche Vertikalwanderung in Daphnien auslöst, ist per Definition ein Kairomon, da sie für den Empfängerorganismus *Daphnia* vorteilhaft und für den Fisch als Sender, von Nachteil ist (Pohnert et al., 2007). Das Kairomon wurde zuvor mittels Festphasenextraktion aus dem Hälterungswasser von Fischen angereichert und mit Hilfe von Biotests als kleines, negativ geladenes Molekül charakterisiert, für dessen Aktivität mindestens eine Hydroxylgruppe essentiell ist (Loose et al., 1993; von Elert & Pohnert, 2000; von Elert & Loose, 1996). Um das Kairomon final zu identifizieren, haben wir einen (Festphasen-) Extrakt aus dem Hälterungswasser von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) mittels HPLC fraktioniert und die Fraktionen in einem Biotest auf ihre Fähigkeit Vertikalwanderung in Daphnien zu induzieren, getestet. Die aktive Fraktion wurde per Massenspektrometrie analysiert. Dabei detektierten Masse-zu-Ladungsverhältnissen (m/z) wurden unter Einbeziehung der detektierten Isotopen-Muster und Fragmentierung mittels MS/MS Kandidaten-Moleküle zugeordnet. Diese wurden mittels chromatographischem Vergleich zu gekauften Substanzen über ihre Retentionszeit und die detektierten m/z -Verhältnisse, oder bei Abwesenheit käuflich erwerblicher Substanzen, chromatographisch aufgereinigt und mittels NMR (nuclear magnetic resonance spectroscopy) verifiziert. Die Fähigkeit der Kandidaten-Moleküle Vertikalwanderung zu induzieren wurde dosisabhängig mit Hilfe von Biotests überprüft. Zusätzlich wurden die im Fischwasser-Extrakt vorliegenden Konzentrationen selbiger Moleküle ermittelt. Dies lässt Aussagen darüber zu, welche Substanz die Kairomon-Wirkung im Fischwasserextrakt verursachen kann.

Material und Methoden

Fischwasser-Extrakt

Sechs *Rutilus rutilus* wurden bei 18°C Umgebungstemperatur für 24 Stunden in 16 L Leitungswasser inkubiert. Das Inkubationswasser wurde gefiltert (0.65 µm) und anschließend festphasenextrahiert. vier Liter Inkubationswasser wurden auf eine Methanolkonzentration von 1% (v:v) gebracht und über eine aktivierte (70 mL Methanol) und äquilibrierte (50 mL 1% Methanol) Festphasenkartusche (Mega Bond Elut, C₁₈-Silikat, 75 g, Agilent Technologies) gezogen. Die Festphase wurde mit 200 mL Methanol eluiert. Dieser Extrakt wurde zur Trockene eingedunstet und anschließend in 80 µL Methanol aufgenommen. Zur Herstellung von aktivem Fischwasser als Positivkontrolle von Biotests wurde dieser Extrakt in selbigem Maße, in dem er konzentriert wurde, wieder in Wasser verdünnt.

HPLC-Fraktionierung

Der Fischwasser-Extrakt wurde mittels HPLC über eine 250 x 4 mm-Säule (Nucleosil 100-5 C₁₈, Macherey-Nagel, Düren, Germany) in sechs Fraktionen aufgetrennt. Als mobile Phase dienten (A) Wasser und (B) Acetonitril + Methanol (13/6, v/v). Beide Laufmittel enthielten 0.015 % (v/v) Ameisensäure und 10 mM Ammoniumacetat. Der folgende Gradient wurde mit einer Flussrate von 1 mL/min und einer Säulenofen-Temperatur von 30°C gefahren: 0 min: 35% B, 1.5 min: 35% B, 2.1 min: 40% B, 9 min: 45% B, 9.6 min: 55% B, 16.5 min: 65% B, 19.5 min: 100% B, 25.5 min: 100% B, 25.8 min: 35% B, 33 min: 35% B. Ein Split teilte das HPLC-Eluat so auf, dass simultan 80% von einem Fraktionssammler aufgefangen wurden, während 20% zur Analyse ins Massenspektrometer (MS; Exactive Orbitrap) geleitet wurden. Die Analyte wurden durch Electrospray Ionization (ESI) negativ ionisiert und dann im Bereich von 120-150 *m/z* mit einer Frequenz von 1 Scan/Sekunde detektiert. Die Stickstoffflüsse als Hüll- und Hilfsgas betrugen 35 bzw. 5 gerätespezifische Einheiten, Spray-Spannung: 4.3 kV, Kapillar-Spannung: -60 V, Tubuslinsen-Spannung: -200 V, Skimmer-Spannung: -20 V, Kapillar-Temperatur: 325 °C. Das Massenspektrometer (MS) wurde täglich mit der LTQ ESI-Kalibrier Mixtur kalibriert. Sowohl UHPLC, als auch MS wurden über die Software Xcalibur (Thermo Scientific) kontrolliert.

Biotest

Daphnia magna Klon B, isoliert aus dem Großen Binnensee (Lampert, 1991), wurden als Versuchstiere in bereits etablierten Biotests zur Vertikalwanderung eingesetzt (Loose et al., 1993). Die Temperatur- (8-22°C) und Lichtverhältnisse (Hell:Dunkel = 16:8 Std.) eines stratifizierten Sees wurden in einem Wasserbad von 1 m Tiefe nachgestellt. Das Wasserbad wurde mit Plexiglasröhren (2 cm x 100 cm) bestückt, die mit je 5 Versuchstieren besetzt und der zu testenden Substanz (Fischwasser-Extrakt, HPLC-Fraktionen, Gallensalze) versetzt wurden. Zudem wurde vier Tage gealtertes und mit Druckluft begastetes, membranfiltriertes (0.45 µm) Leitungswasser zur Hälterung der Versuchstiere in die Röhren gefüllt. Die Tiere wurden zweimal täglich ad libitum (2 mg C * L⁻¹ Tag⁻¹) mit einer Suspension von *Acutodesmus obliquus* aus semikontinuierlichen Batch-Kulturen gefüttert. Ebenso wurden zweimal täglich die Aufenthaltstiefen der Daphnien innerhalb der Röhren abgelesen (±5 cm). Die über den zweiten Versuchstag (48 Stunden nach Ansetzen des Versuchs) errechneten Röhrenmittelwerte der Aufenthaltstiefen wurden per Levene Test auf Homoskedastizität geprüft. Mit Hilfe von one-way ANOVAs und darauffolgenden Tukey HSD Tests wurden Treatment-spezifische Unterschiede der Aufenthaltstiefen ermittelt.

Quantifizierung von Gallensalzen

Gallensalze wurden mittels UHPLC-MS, wie oben beschrieben („HPLC-Fraktionierung“) analysiert. Während Taurochenodeoxycholsäure (TCDCA) mittels Standardadditionsverfahren quantifiziert wurde, wurde 5 α -Cyprinolsulfat (α -CPS) als Äquivalente von Cholesterolsulfat quantifiziert. Gründe dafür waren, dass α -CPS nicht käuflich erwerblich war und die Struktur von Cholesterolsulfat eine ähnlich gute Ionisierbarkeit, also eine vergleichbare Detektion, wie die von α -CPS annehmen lässt. Alle Messungen (Kalibriergeraden und Proben) wurden als Triplikate in der Matrix von EFI durchgeführt, um Effekte anderer Analyte auf die Messung zu kompensieren. Um Schwankungen in der Sensitivität des MS herauszurechnen, wurden alle MS-Signale der zu quantifizierenden Analyte auf das Signal von Glycocholsäure normalisiert, die vor den Messungen als Standard zu jeder Probe hinzugefügt wurde.

Identifizierung von Gallensalzen

Gallensalze wurden mittels UHPLC-MS unter Einbeziehung ihrer Masse-zu-Ladungs-Verhältnisse (m/z) und ihrer Retentionszeiten identifiziert. α -CPS wurde zudem mittels MS/MS analysiert. Die Messungen wurden auf einem UltiMate 3000 UHPLC System (Thermo Fisher) durchgeführt. Die Auftrennung der Analyte erfolgte bei 60°C auf einer C₈-Säule (BEH, C₈, 100 mm x 2.1 mm, Acquity). Als mobile Phase dienten (A) ultrapures Wasser und (B) Acetonitril + 2-Propanol (7/3, v/v), die 10 mM Ammoniumacetat und 0.1% Essigsäure enthielten. Der folgende Gradient wurde gefahren: min: 40% B, 1 min: 40% B, 8 min: 75% B, 9 min: 100% B, 12.1 min: 40% B, 14 min: 40% B, 16 min: 40% B. Massenspektrometrische Analysen wurden an einer Q Exactive Hybrid Quadrupole-Orbitrap (Thermo Fisher) unter Verwendung von Electro-Spray-Ionisierung durchgeführt. Eine Spray-Spannung von 2.5 kV wurde zur negativen Ionisierung bei Hüll-, Hilfs- und Spülgas-Flussraten von 50, 13 und 3 gerätespezifischen Einheiten angelegt. Kapillar- und Hilfsgaserhitzer-Temperatur lagen bei 263 und 425 °C. Während der MS/MS-Messungen wurden Anionen des exakten m/z -Verhältnisses von α -CPS (531.2997 m/z) durch eine Kollisionsenergie von 50 eV fragmentiert. Zur Auswertung der Messungen wurde die Software Xcalibur (Thermo Scientific) benutzt.

Datenbank-Recherche

Für die Identifizierung von möglichen Kandidaten für das Kairomon wurden exakte m/z -Verhältnisse und Isotopenmuster, welche in der aktiven HPLC-Fraktion aufgezeichnet wurden, mit Hilfe der Software MassWorks (Cerno BIOSCIENCE) in die statistisch wahrscheinlichsten zugrundeliegenden Summenformeln überführt. In der Online-Datenbank PubChem wurde darauffolgend nach Molekülen mit diesen Summenformeln gesucht.

Aufreinigung von 5 α -Cyprinolsulfat

Da 5 α -Cyprinolsulfat nicht käuflich erwerblich war, wurde es wie in Hahn et al. (2018) beschrieben aus Gallenflüssigkeit von *Cyprinus carpio* mittels Festphasenextraktion, enzymatischen Verdaus und HPLC-Fraktionierung angereichert und aufgereinigt. Seine Identität wurde per NMR und MS/MS verifiziert.

Ergebnisse und Diskussion

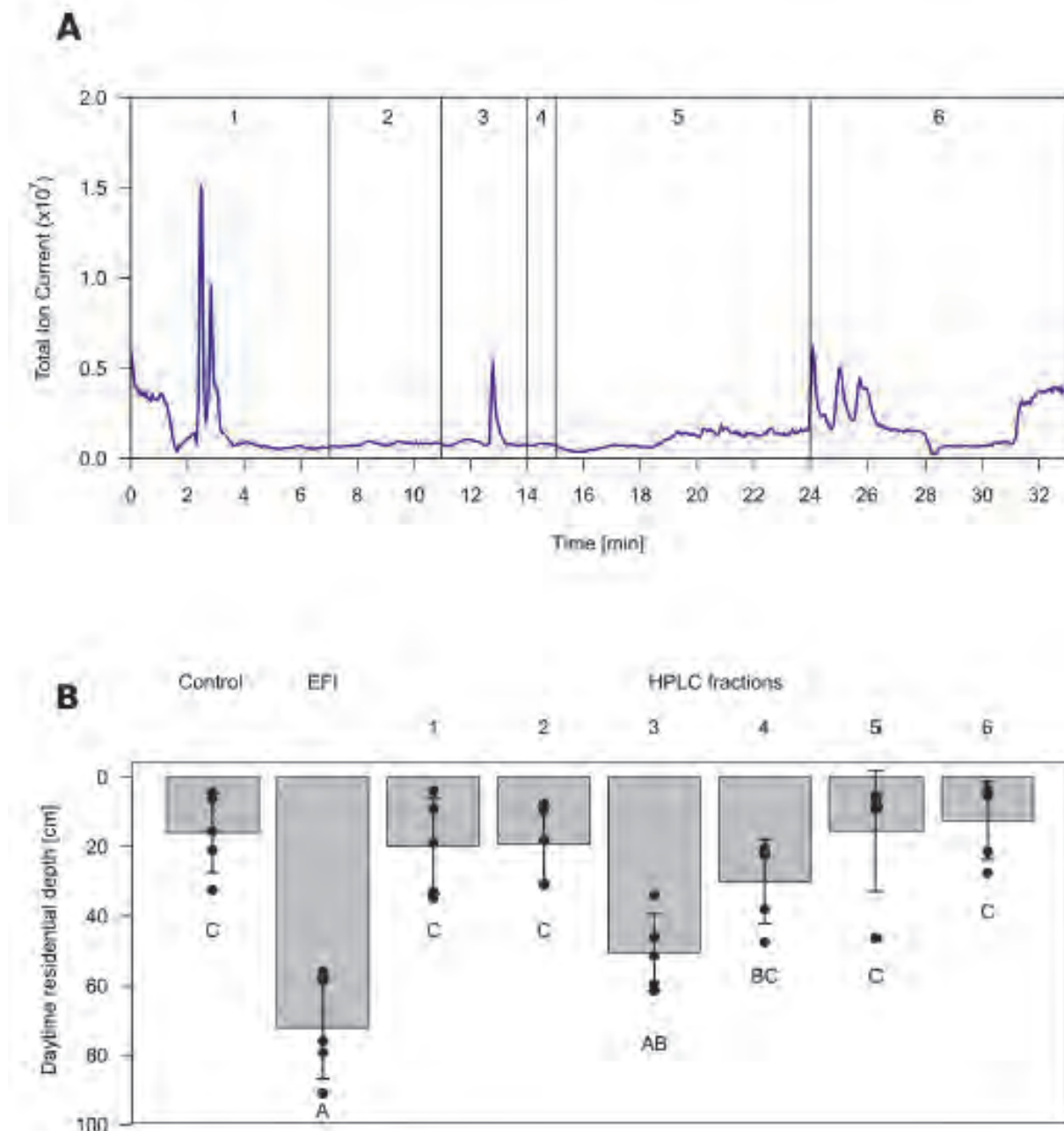


Abb. 1: Chromatogramm und biologische Aktivität von Fischwasser-Extrakt (EFI). (A) Chromatogramm von EFI nach Separation auf einer 250 x 4 mm Säule (Nucleosil 100-5 C18, Macherey-Nagel, Düren) unter Verwendung der Ammoniumacetat-gepufferten mobilen Phase A: Wasser und B: Acetonitril/Methanol (13:6, v/v), wobei der Anteil von B über die Zeit steigt. Vertikale Linien und Nummerierungen verweisen auf die gesammelten Fraktionen. **(B)** Verhaltensantwort von *Daphnia magna* auf EFI und dessen Fraktionen. Die Kontrolle enthält dasselbe Volumen organischen Lösungsmittels wie EFI und dessen Fraktionen. Die mittlere Aufenthaltstiefe von *Daphnia magna* bei Tag ist dargestellt ($\pm$ SD, n=4). Verschiedene Buchstaben verweisen auf statistisch verschiedene Tiefen nach einer ANOVA, gefolgt von Tukey's HSD Test.

Während der Fischwasser-Extrakt (EFI) im Biotest eine signifikant tiefere Aufenthaltstiefe von *Daphnia magna* (~70 cm) im Vergleich zur Kontrolle (~15 cm) induzierte, induzierte nur Fraktion 3 eine Aufenthaltstiefe, die signifikant von der Kontrolle abwich und statistisch nicht von der durch EFI induzierten Aufenthaltstiefe zu unterscheiden war (Abb. 1). Aus diesem Ergebnis wurde abgeleitet, dass die für die Vertikalwanderung verantwortliche Infochemikalie aus EFI in Fraktion 3 zu finden ist. Das gemittelte Massenspektrum, das während des Zeitfensters von Fraktion 3 aufgenommen wurde, wurde daraufhin extrahiert (Abb. 2 A) und das abundanteste Masse-zu-Ladungsverhältnis (m/z) von 531.29993 als Kandidat für das Kairomon weiter untersucht. Die Fragmentierung des Ions mittels MS/MS führte zur erneuten Detektion des ursprünglichen Ions und zur Detektion eines Produktions mit einem m/z -Verhältnis von 96.95996 (Abb. 2 B). Das m/z -Verhältnis des Produktions entsprach mit einer geringen Abweichung von $\Delta = -1.44$ ppm dem von HSO_4^- (96.96010). Dies implizierte, dass das Kandidaten-Ion eine Sulfatgruppe trägt. Unter Einbeziehung des Isotopenmusters des Kandidaten-Ions wurde mittels der Software MassWorks (cerno BIOSCIENCE) eine theoretische Summenformel für das Ion berechnet: $[\text{M-H}]^+ : \text{C}_{27}\text{H}_{48}\text{O}_8\text{S}$. Die Datenbankrecherche (PubChem) zu dieser Summenformel deutete auf die Substanz 5 α -Cyprinolsulfat (α -CPS), einen C_{27} -Gallenalkohol, hin. α -CPS wurde in größeren Mengen aus der Gallenflüssigkeit von *Cyprinus carpio* aufgereinigt und mittels MS/MS und NMR verifiziert (Hahn et al., 2018). Über den Vergleich von Retentionszeiten wurde die Anwesenheit von α -CPS schließlich in Fraktion 3 des Fischwasser-Extrakts bestätigt.

Um auszuschließen, dass keine anderen strukturnahen Moleküle, die Aktivität von Fraktion 3 erklären, wurde gezielt im gemittelten Massenspektrum von Fraktion 3 nach m/z -Verhältnissen anderer Gallensalze gesucht. Die Gallensäure Taurochenodeoxycholsäure (TCDCA) konnte mittels exaktem m/z -Verhältnis (Abb. 2 A), sowie dem Vergleich ihrer Retentionszeit zu der von gekauftem TCDCA, in Fraktion 3 bestätigt werden. Sowohl α -CPS, als auch TCDCA, wurden hinsichtlich ihrer Fähigkeit Vertikalwanderung in *D. magna* zu induzieren, in Biotests untersucht (Abb. 3). Zudem wurden beide Stoffe im Fischwasser-Extrakt quantifiziert, um nicht nur eine Aussage darüber treffen zu können, ob sie per se Vertikalwanderung induzieren können, sondern ob dies auch bei Konzentrationen, wie sie im Fischwasserextrakt vorlagen, möglich ist. Auf diese Weise stellte sich heraus, dass zwar beide Substanzen signifikant tiefere Aufenthaltstiefen von *D. magna* induzieren konnten, jedoch nur für α -CPS eine Schwellenkonzentration nötig war, die deutlich unter der ermittelten Konzentration im Fischwasser-Extrakt lag (α -CPS: Schwellenkonzentration=100 pM, Fischwasser-Extrakt=1.03 nM; TCDCA: Schwellenkonzentration: 20 μM , Fischwasser-Extrakt: 0.14 nM). Somit ist die Kairomon-Wirkung von EFI auf α -CPS zurückzuführen. Da taurinkonjugierte Gallensäuren wie TCDCA schnell durch bakteriellen Verdau dekonjugiert werden können (Shimada, 1969) und dieser Prozess auch im verwendeten Biotest denkbar ist, wurde auch die dekonjugierte Form Chenodeoxycholsäure (CDCA) in vergleichbaren Konzentrationen wie TCDCA auf die Induktion von Vertikalwanderung getestet. Im untersuchten Konzentrationsbereich kam es zu keiner Reaktion der Tiere (Abb. 3 C).

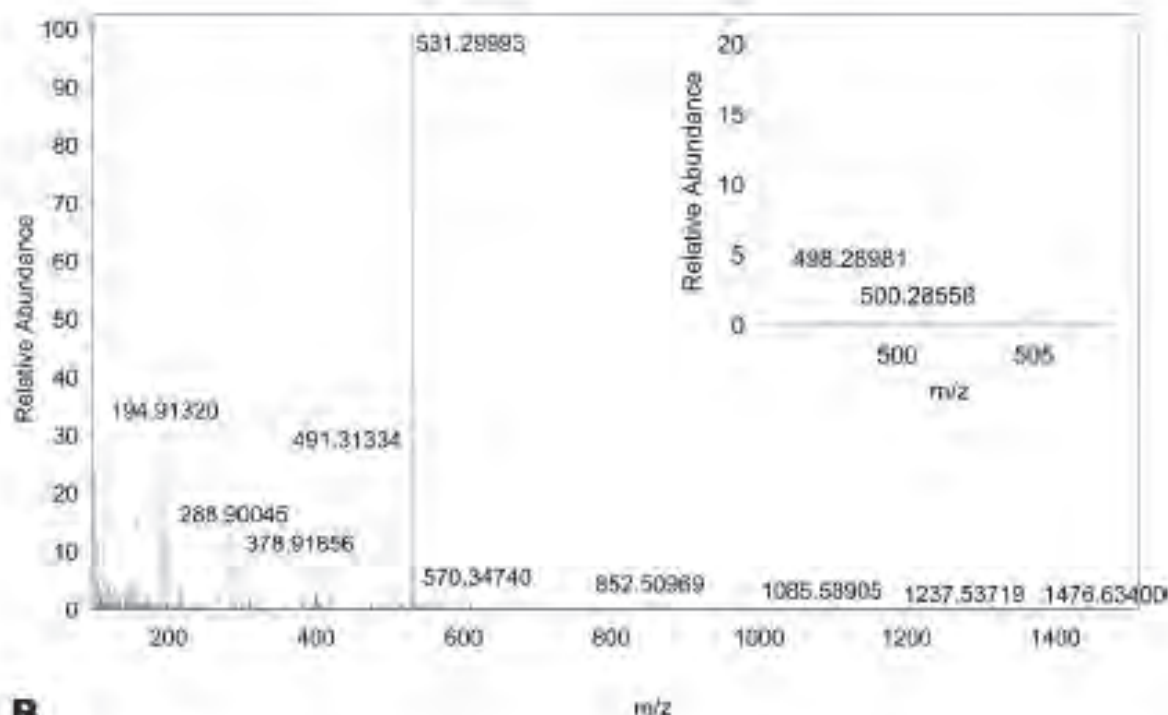
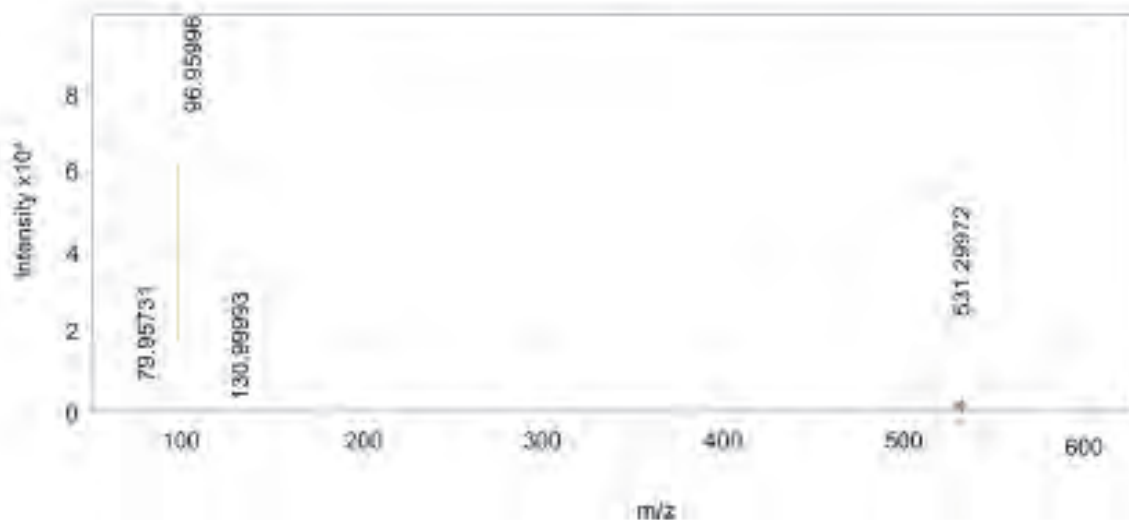
A**B**

Abb. 2: MS-Daten der biologisch aktiven HPLC-Fraktion (Fraktion 3). (A) Extrahiertes negatives ESI-MS Spektrum aus dem Zeitfenster der aktiven Fraktion 3 (Abb. 1; 11-14 min). m/z 531.29986 [M-H]⁻ weist auf die Anwesenheit von 5 α -Cyprinolsulfat hin (α -CPS), und m/z 498.28981 [M-H]⁻ (siehe Vergrößerung) verweist auf die konjugierte Gallensäure Taurocheonodeoxylcholsäure (TCDCA). (B) MS-MS nach negativer Ionisierung von m/z 531.29986 [M-H]⁻: 96.95996 (HSO₄-calc= m/z 96.96010, Δ = -1.44 ppm). Das Fragmentmuster suggeriert die Anwesenheit einer Sulfatgruppe in m/z 531.29986 [M-H]⁻.

Die Identifizierung von α -CPS als fischbürtiges Kairomon ist im Einklang mit den bisher ermittelten chemischen Charakteristika des Kairomons (Loose et al., 1993; von Elert & Loose, 1996). Als Gallensalz wird α -CPS in Fischen in der Leber aus Cholesterol synthetisiert und für die Fettverdauung genutzt (Maldonado-Valderamma, 2011). Ein geringer Teil wird dabei immer über die Kiemen, den Verdauungstrakt und den Harnapparat an das umgebende Medium abgegeben. Dies macht Gallensalze zu verlässlichen Kairomonen, da sie unabhängig vom Ernährungsstatus der Fische exsudiert werden (Buchinger, 2014) und von Daphnien als Information genutzt werden können. Die Zusammensetzung der Gallensalze ist bei Fischen einer Ordnung ähnlich, während sie sich zwischen verschiedenen Ordnungen unterscheidet (Hagey et al., 2010). Im Einklang mit unseren Ergebnissen wurde bei einigen Fischarten der Ordnung Cypriniformes, die namensgebend für Cyprinol ist, nachgewiesen, dass sie Vertikalwanderung-induzierende Kairomone exsudieren (Lass & Spaak, 2003). Für jene Fischarten liegt die Vermutung nahe, dass Daphnien auch bei ihnen Vertikalwanderung als Reaktion auf α -CPS, als induzierte Verteidigung ausführen. Für Fischarten anderer Ordnungen wie Barsche, Stichlinge (Perciformes) oder Hechte (Esociformes) wurde bereits gezeigt, dass sie ein zu dem von Cypriniformes produzierten Kairomon chemisch ähnliches Kairomon exsudieren, welches Vertikalwanderung in Daphnien induziert (von Elert & Pohnert, 2000). Die Literatur deutet bisher an, dass Fische dieser Ordnungen kein α -CPS produzieren (Hagey, 2010). Zukünftig wäre die Untersuchung der Gallensalze jener Fischarten als potentielle Kairomone von Interesse, um herauszufinden, ob verschiedene Kairomone für die Induktion von Vertikalwanderung verantwortlich sind. Zudem drängt sich die umgekehrte Frage auf, ob α -CPS als Kairomon nicht nur Vertikalwanderung, sondern zahlreiche weitere Verteidigungen in Daphnien induziert, wie Lebenszyklusveränderungen (Stibor, 1992) oder morphologische Anpassungen (Tollrian, 1994). Die Identifizierung von α -CPS als Kairomon eröffnet außerdem die Möglichkeit In-Situ-Konzentrationen zu ermitteln, die zeitlich und räumlich variierende Amplituden der Vertikalwanderung erklären können. Auf molekularer Ebene ist die Identifizierung des α -CPS-bindenden Rezeptors in Daphnien von Interesse. Potenzielle Infodisruption des Rezeptor-Liganden-Systems könnte in Zukunft untersucht werden.

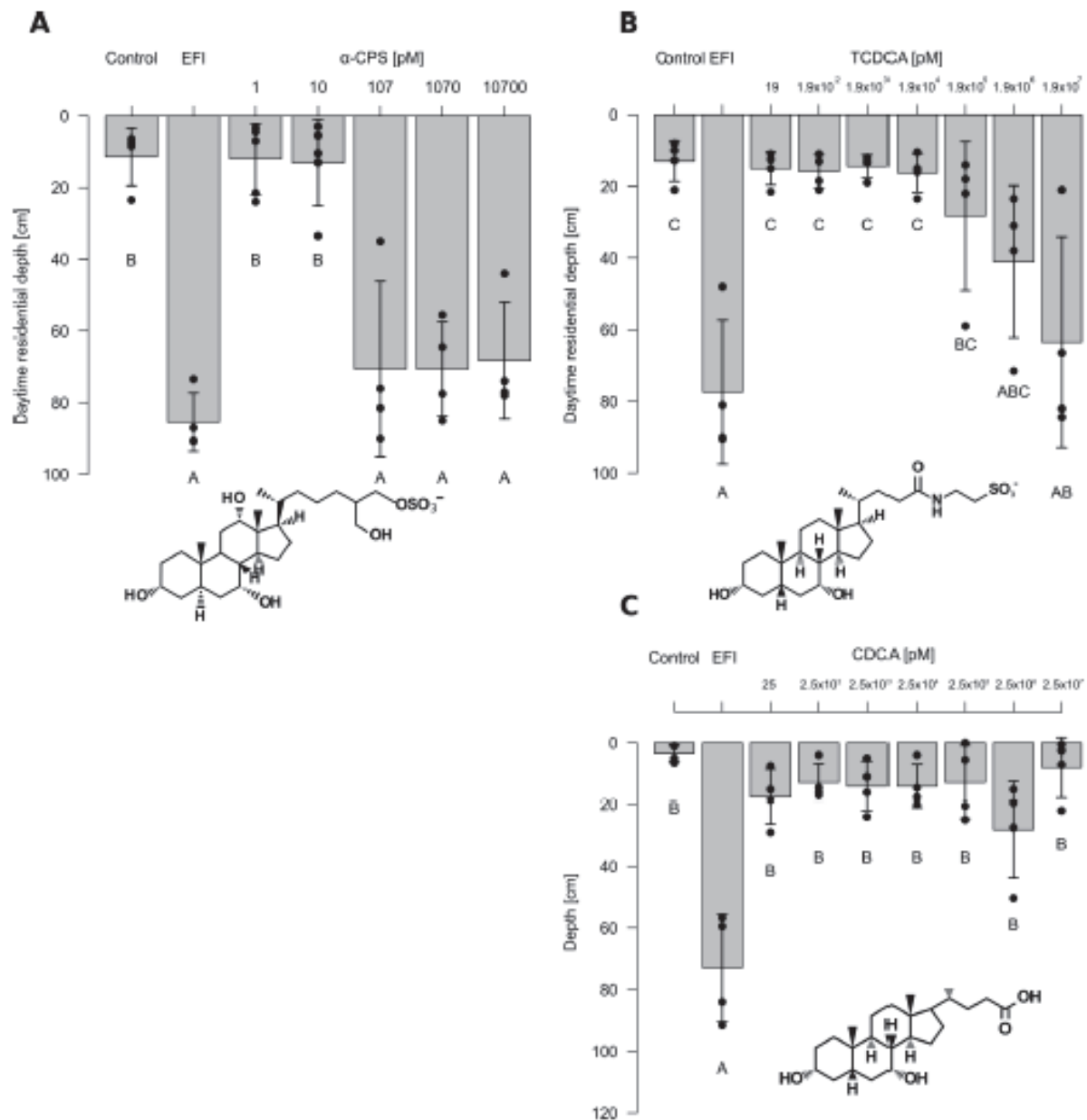


Abb. 3: Effekte von Fischwasser-Extrakt (EFI) und von steigenden Konzentrationen ausgewählter Gallensalze auf die Vertikalwanderung von *Daphnia magna*. Einfluss von (A) 5 α -Cyprinolsulfat (α -CPS), (B) Taurochenodeoxycholsäure (TCDCA) und (C) Chenodeoxycholsäure auf Verhaltensantworten in *Daphnia magna*. Die Kontrollen enthalten Volumina puren organischen Lösungsmittels, die den Volumina von EFI bzw. Gallensalzlösungen entsprechen. Die mittlere Aufenthaltstiefe von *Daphnia magna* am Tag ist dargestellt ($\pm$ SD, n=3-4). Ein Tag-Nach-Zyklus von 18:8 Stunden wurde mittels Licht simuliert. Verschiedene Buchstaben verweisen auf statistisch verschiedene Tiefen nach einer one-way ANOVA, gefolgt von Tukey's HSD Test.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der Gallenalkohol 5 α -Cyprinolsulfat wurde als fischbürtiges Kairomon identifiziert, welches Vertikalwanderung in *Daphnia magna* induziert. Dieses Ergebnis lenkt die Aufmerksamkeit bei der Untersuchung von Infochemikalien auf Gallensalze im Allgemeinen und lässt zukünftig weiterführende Versuche zu. Die Wirkung von α -CPS auf molekularer Ebene, die Störung dieser Wirkung, sowie die Untersuchung von α -CPS als mögliche Infochemikalie in weiteren Kontexten könnten dabei in den Fokus rücken.

Danksagung

Wir möchten uns herzlichst bei Lee R. Hagey bedanken, der uns für einen Vorversuch den Gallenalkohol 5 α -Cyprinolsulfat zur Verfügung gestellt hat. Desweiteren danken wir Patrick Fink für hilfreiche Kommentare bei der Erstellung der ersten Version der Publikation, auf die sich der Beitrag bezieht. Außerdem möchten wir den Mitarbeitern der MS-Plattform der Universität zu Köln für ihre Mitwirkung danken. Die Arbeit ist im Rahmen einer Doktorarbeit entstanden. Die zugehörige Publikation erschien in eLife, Volume 8, Artikelnummer e44791 (2019), DOI: <https://doi.org/10.7554/eLife.44791>.

Literatur

- Buchinger, T.J.; Li, W.; Johnson, N.S. (2014): Bile salts as semiochemicals in fish. *Chemical Senses* **39**:647-654.
- Dodson, S. (1988): The ecological role of chemical stimuli for the zooplankton: Predator-avoidance behavior in *Daphnia*. *Limnology and Oceanography* **33**:1431-1439.
- Hagey, L.R.; Møller, P.R.; Hofmann, A.F.; Krasowski, M.D. (2010): Diversity of bile salts in fish and amphibians: evolution of a complex biochemical pathway. *Physiological and Biochemical Zoology* **83**:308-321.
- Hahn, M.; von Elert, E.; Bigler, L.; Díaz Hernández, M.D.; Schloerer, N.E. (2018): 5 α -Cyprinol sulfate: Complete NMR assignment and revision of earlier published data, including the submission of a computer-readable assignment in NMReDATA format. *Magnetic Resonance in Chemistry* **56**:1201-1207.
- Lampert, W. (1991): The dynamics of *Daphnia magna* in a shallow lake. *SIL Proceedings* **24**:795-798.
- Lampert, W. (1993): Ultimate causes for vertical migration of zooplankton: new evidence for the predator avoidance hypothesis. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft/Ergebnisse der Limnologie* **39**:79-88.
- Lass, S.; Spaak, P. (2003): Chemically induced anti-predator defences in plankton: a review. *Hydrobiologia* **491**:221-239.
- Loose, C.J.; von Elert, E.; Dawidowicz, P. (1993): Chemically-induced vertical migration in *Daphnia*: a new bioassay for kairomones exuded by fish. *Archiv für Hydrobiologie* **126**:329-337.
- Maldonado-Valderrama, J.; Wilde, P.; Macierzanka, A.; Mackie, A. (2001): The role of bile salts in digestion. *Advances in Colloid and Interface Science* **165**:36-46.
- Neill, W.E. (1990): Induced vertical migration in copepods as a defence against invertebrate predation. *Nature* **345**:524-526.
- Pohnert, G.; Steinke, M.; Tollrian, R. (2007): Chemical cues, defence metabolites and the shaping of pelagic interspecific interactions. *Trends in Ecology & Evolution* **22**:198-204.
- Shimada, K.; Bricknell, K.S.; Finegold, S.M. (1969): Deconjugation of bile acids by intestinal bacteria: review of literature and additional studies. *Journal of Infectious Diseases* **1991**:273-281.
- Stibor, H. (1992): Predator induced life-history shifts in a freshwater cladoceran. *Oecologia* **92**:162-165.
- Stich, H.-B., Lampert, W. (1981): Predator evasion as an explanation of diurnal vertical migration by zooplankton. *Nature* **293**:396-398.
- Tollrian, R. (1994): Fish-kairomone induced morphological changes in *Daphnia lumholtzi* (SARS). *Archiv für Hydrobiologie* **30**:69-75.

- von Elert, E.; Loose, C.J. (1996): Predator-induced diel vertical migration in *Daphnia*: enrichment and preliminary chemical characterization of a kairomone exuded by fish. *Journal of Chemical Ecology* **22**:885-895.
- von Elert, E.; Pohnert, G. (2000): Predator specificity of kairomones in diel vertical migration of *Daphnia*: a chemical approach. *Oikos* **88**:119-128.
- .

Removal and Transformation of Trace Organic Compounds in Hyporheic Reactors of Urban Freshwater Systems

Jonas L. Schaper,^{1,2} Anke Putschew,² Gunnar Nuetzmann,^{1,3} Martin Jekel² and Joerg Lewandowski^{1,3}

¹ Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Department Ecohydrology, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, Germany

² Technical University of Berlin, Chair of Water Quality Engineering, Strasse des 17. Juni 135, 10623 Berlin, Germany

³ Humboldt University Berlin, Geography Department, Rudower Chaussee 16, 12489 Berlin, Germany

Keywords: groundwater-surface water interactions, pharmaceuticals, organic micropollutants, biotransformation, streambed sediments

Introduction

Trace organic compounds (TrOCs) which originate from wastewater treatment plants are almost ubiquitous in urban surface waters (Bradley et al., 2016; Loos et al., 2013) where they pose risks for drinking water production (Pal et al., 2014) and weaken ecosystem health (Brodin et al., 2013; Kidd et al., 2007; Richmond et al., 2018; Schwarzenbach et al., 2006). The hyporheic zone (HZ) is commonly defined as the portion of streambed sediments that is permeated with surface water (Boano et al., 2014). Hyporheic sediments are typically characterized by steep biogeochemical gradients, high microbial abundances and a diverse microbial community (Boano et al., 2014; Krause et al., 2017; Lewandowski et al., 2019) and are considered to efficiently remove certain TrOCs (Lewandowski et al., 2011). However, quantitative information on the in-situ reactivity (i.e., first-order removal rate constants) of TrOCs in the HZ and qualitative information on the biogeochemical factors that control TrOC reactivity in hyporheic sediments is widely lacking. Via hyporheic exchange flows (HEFs), i.e., the sum of all exchange flows that enter the HZ from the surface water and return to the surface water somewhere downstream (Gooseff, 2010), hyporheic reactions can influence streamwater chemistry (Harvey et al., 2013). The relative importance of the HZ to overall reach-scale TrOC removal has hitherto not yet been investigated and the relationship between hyporheic exchange characteristics and reach-scale TrOC removal is unclear.

The present work therefore aimed at i) elucidating the in-situ reactivity of TrOCs in the HZ under varying biogeochemical and hydrological conditions and ii) assessing the relative importance of the HZ for the reach-scale fate of TrOCs in small urban rivers. It was hypothesized that in hyporheic sediments many TrOCs can efficiently be removed over relatively short (i.e., decimeter-scale) flow paths and that, similar to findings in bank filtration systems (Massmann et al., 2006), TrOCs reactivity in the HZ is strongly dependent on redox conditions. It was further hypothesized that, if the HZ is capable of removing TrOCs along decimeter flow paths, the in-stream, i.e., the reach-scale, fate of TrOCs in small, urban streams will be largely controlled by their respective reactivity in the HZ. The in-stream reactivity of many TrOCs is consequently expected to increase with the intensity of hyporheic exchange flows.

Materials and Methods

Two field studies were conducted in River Erpe, an urban lowland stream in Berlin, Germany, that receives between 60% and 90% of its discharge from a municipal wastewater treatment plant. Hyporheic porewater samples were collected passively via porewater peepers (Hesslein, 1976; Schaper et al., 2018b) (study I) and actively via self-constructed minipoint samplers (Posselt et al., 2018; Schaper et al., 2019) (study II). Hyporheic transport characteristics were determined using heat (Gordon et al., 2012) and electrical conductivity as tracers. First-order removal rate constants and retardation coefficients of multiple TrOCs were subsequently estimated as a function of depth from hyporheic TrOC concentrations and transport characteristics using steady state (study I) and transient (study II) solutions of the one-dimensional advection-dispersion transport equation (Genuchten & Alves, 1982):

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \lambda c$$

in which c denotes the concentration of a (reactive) TrOC, D_h is the effective hydrodynamic dispersion coefficient [$L^2 T^{-1}$], R the retardation coefficient (-), v is the vertical porewater velocity [$L T^{-1}$], and λ is a first-order removal rate constant [T^{-1}].

As part of another field study (Schaper et al., 2018a) conducted in the Sturt River, Adelaide, Australia, porewater samples and surface water grab samples were collected to estimate hyporheic and reach-scale reactivity of TrOCs in the wet and the dry season. Tracer experiments were conducted in both seasons to assess seasonal differences in stream residence time and hyporheic exchange intensity via the transient storage model (Bencala & Walters, 1983).

Results and Discussion

Some TrOCs such as the anticonvulsant carbamazepine are relatively stable along the investigated hyporheic flow paths (10-40 cm). Others such as the anti-diabetic drug metformin, its main transformation product (TP) guanylurea (Trautwein & Kümmerer, 2011) and the anticonvulsant gabapentin are readily removed within the HZ of River Erpe (Figure 1 & 2). The concentrations of the antihypertensive drugs olmesartan, irbesartan, candesartan and valsartan also significantly decreased in the HZ of River Erpe, while concentrations of their common TP valsartan acid (Letzel et al., 2015; Nödlér et al., 2013) increased (Figure 1). At least part of the removal of the four sartan compounds can therefore be attributed to transformation to valsartan acid. Although removal of valsartan acid has been described in bank filtration systems (Hellauer et al., 2018), concentrations of its parent compounds were likely too high in the HZ of River Erpe and thus net formation rates were higher than potential valsartan acid removal rate.

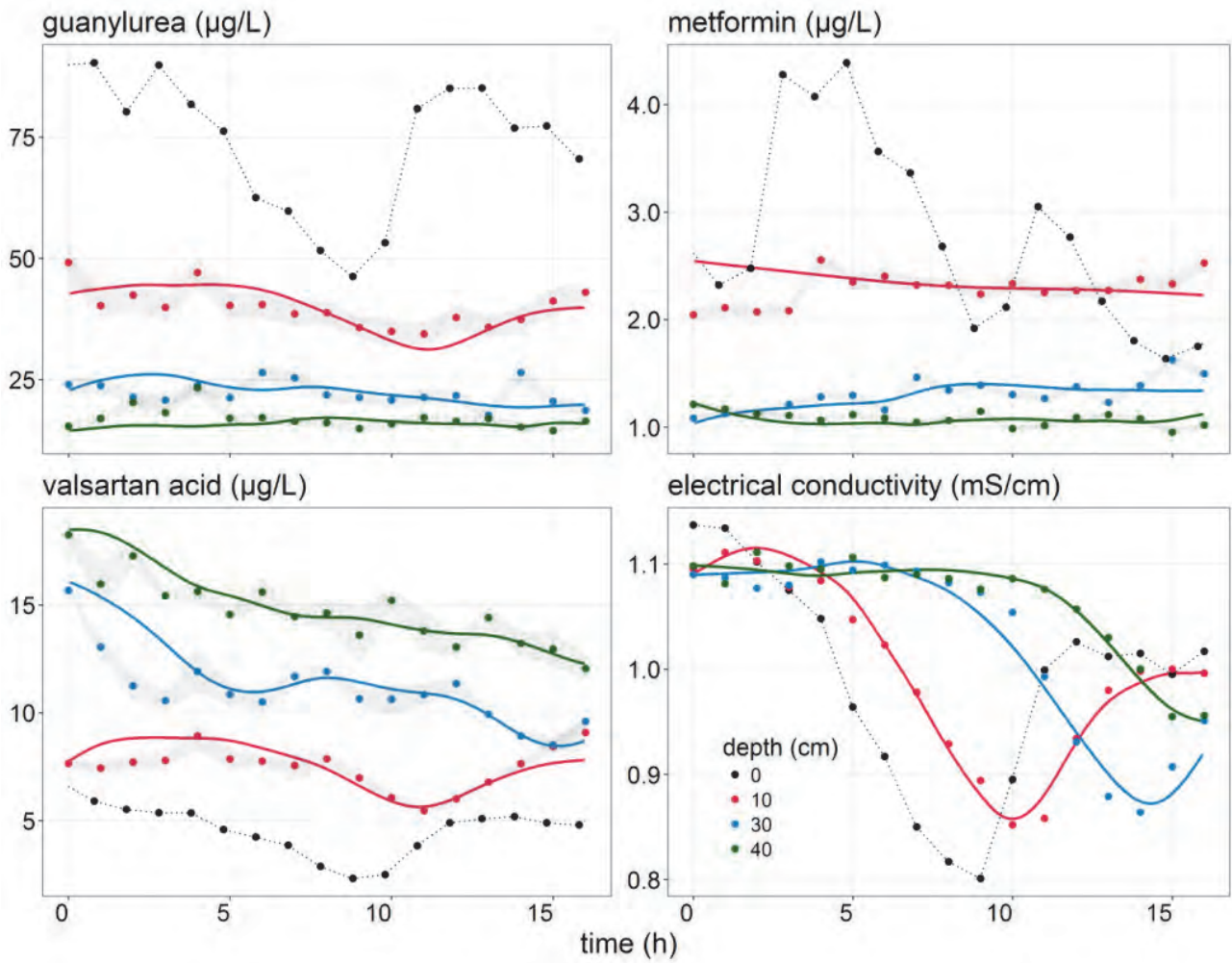


Figure 1: Measured (dots) and modeled (solid lines) concentration time series in 10 cm, 30 cm and 40 cm depth in the hyporheic zone (HZ) and measured concentration time series in the surface water (0 cm) of guanylylurea (GUA), metformin (MEF), valsartan acid (VSA) and electrical conductivity (EC). For concentration time series measured in the HZ, analytical uncertainty (one standard deviation) is shown in grey. Note that the EC signal served as a conservative tracer to estimate retardation coefficients and first-order removal rates of the investigated TrOCs. For modeling purposes, concentration time series in the surface water were linearly interpolated (black dashed line) and that for EC no measurement uncertainties were available (adopted from Schaper et al. 2019).

For the majority of TrOCs that were removed along the investigated flow paths, half-lives were found to be significantly lower in oxic and suboxic sections (i.e., sections in which nitrate concentrations remained constant and decreased, respectively) compared to anoxic sections (i.e., sections in which concentrations of ferrous iron and manganese increased) of the HZ (Figure 1) (Schaper et al., 2018b). In oxic and suboxic sections of the HZ, TrOC half-lives range in the order of several hours. Half-lives were found to be lowest in the shallow hyporheic zone (upper 10 cm) in sections in which turnover rates of dissolved organic carbon are also the highest (Schaper et al., 2019).

For some TrOCs such as valsartan acid and acesulfame retardation coefficients (R) are indifferent from 1 (no retardation). For other TrOCs such as metoprolol ($R = 4.5 \pm 0.5$), carbamazepine ($R = 3.6 \pm 0.3$) or metformin ($R = 15.3 \pm 2.2$), however, retardation coefficients were calculated to be larger than 1, which indicates that reversible sorption processes may lead to substantial retardation of TrOCs along hyporheic flow paths.

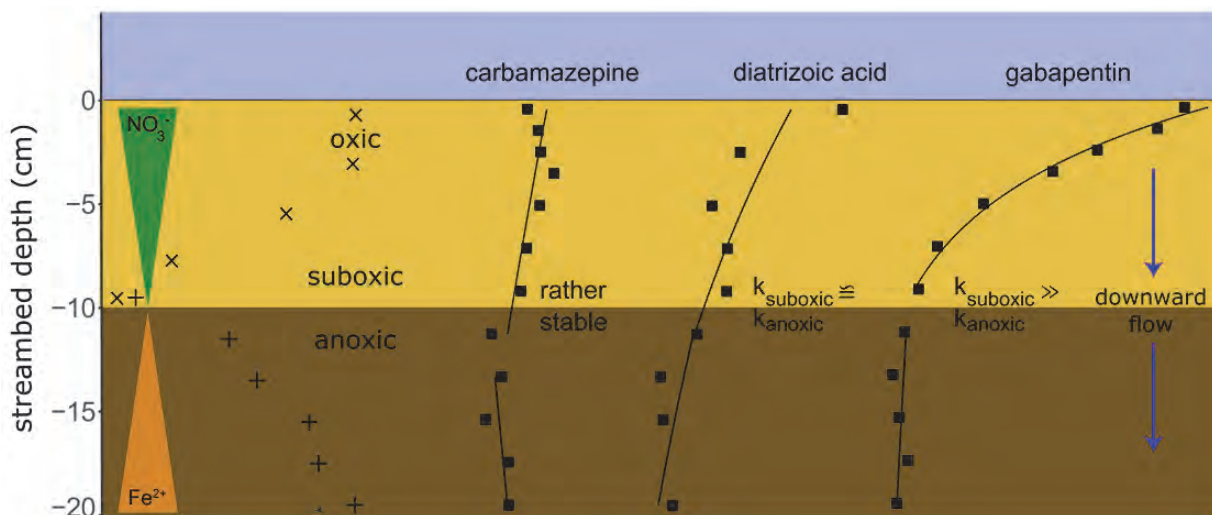


Figure 2: Redox zonation in the HZ of River Erpe and concentration depth profiles of three TrOCs obtained using porewater peepers (study I). While some TrOCs, (e.g. carbamazepine) are found to be rather stable in the HZ, others such as diatrizoic acid and gabapentin are well removed along hyporheic flow paths. Adopted from Schaper et al. 2018b.

In the Sturt River 13 out of 26 investigated TrOCs were found to be persistent both along a 3 km river reach and along the investigated hyporheic flow paths. The remaining 13 TrOCs were significantly removed along the river reach and in the HZ. For the majority of the TrOCs that were removed (11 out of 13) in-stream, i.e., reach-scale, half-lives decreased with increasing intensity of HEFs. Valsartan acid was found to be the only TP that was significantly formed along the river stretch and in the HZ, while other TPs such as guanylurea and hydroxyl-diclofenac were removed in both the surface water and within the HZ. Modeled transient storage parameters and correlations between reach-scale (i.e., in-stream) and hyporheic removal (Figure 3) suggest that, if HEFs are relevant on the reach scale, hyporheic sediments are the main contributor to in-stream removal of TrOCs (Schaper et al., 2018a).

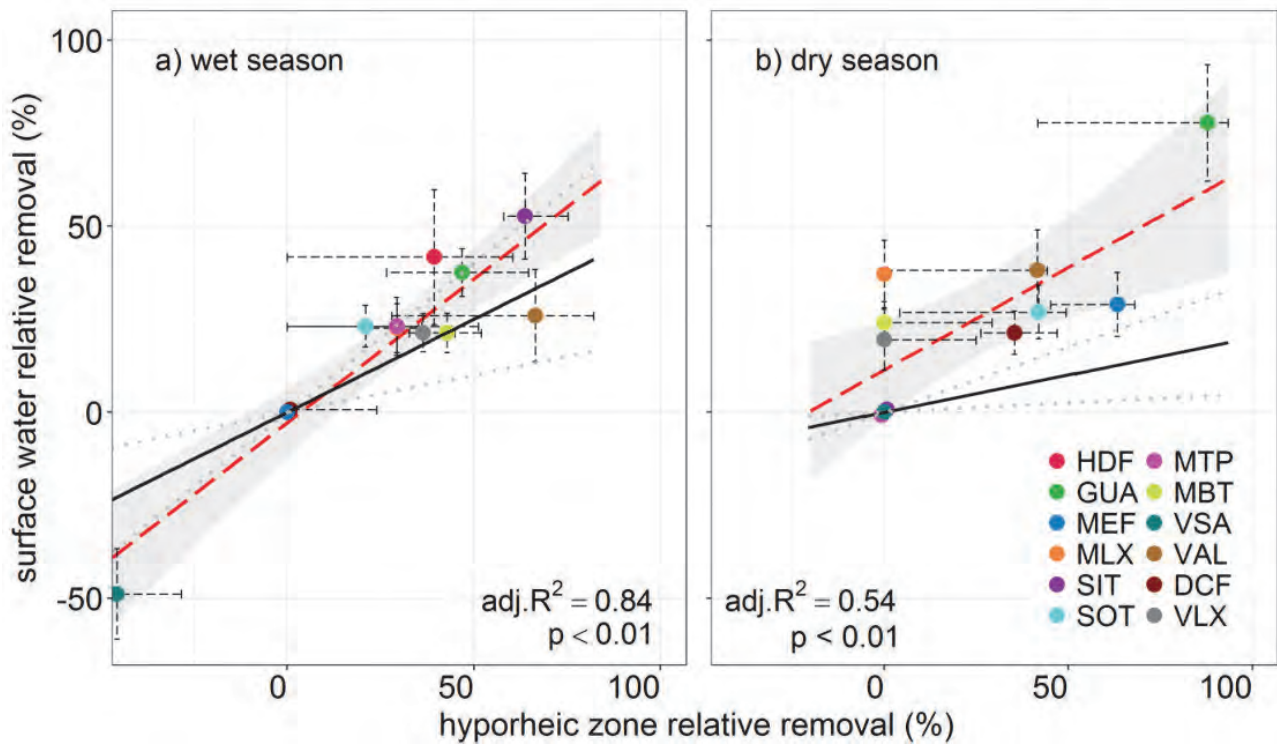


Figure 3: Correlation (red dashed line and associated 95% confidence interval in grey) between the median hyporheic relative removal (%) and the reach-scale relative removal between Site A and Site B during the wet season (a) and the dry season (b) in the Sturt River, Adelaide, Australia. The black line represents a theoretical mixing line that depicts the predicted in-stream removal (%) given a relative removal in the (HZ) after a mean residence time in the transient storage zone, i.e. the HZ. Error ranges (± 1 standard deviation) of the theoretical mixing line are shown with a grey dotted line. Regression lines and associated 95% confidence intervals are plotted in red and grey shading, respectively. Note that hydroxyl-diclofenac (HDF) was only detected above LOQ during the wet season experiments. GPL, gabapentin-lactam; VLX, venlafaxine; DCF, diclofenac; VAL, valsartan; VSA, valsartan acid; MBT, methylbenzotriazole; MTP, metoprolol; GAB, gabapentin; SOT, sotalol; SIT, sitagliptin; OXA, oxazepam; MLX, O-desmethylvenlafaxine; MTA, metoprolol acid; MEF, metformin; GUA, guanylurea. Adopted from Schaper et al. 2018a.

Conclusion

Overall it is concluded that hyporheic sediments are able to considerably remove many TrOCs including various transformation products over short (dm) flow paths. River restoration measures that aim at increasing the intensity of hyporheic exchange flows in general and the intensity of exchange flows through the shallow hyporheic zone in particular will increase in-stream TrOC removal and will hence improve water quality in urban streams. Future work should determine whether hyporheic sediments constitute a real sink for TrOCs and to which extent the HZ functions as a source of more stable and more toxic transformation products.

Acknowledgements

The presented work was part of a doctoral thesis, which has been conducted within the Research Training Group ‘Urban Water Interfaces (UWI)’ (GRK 2032/1) funded by the German Research Foundation (DFG). Funding was also provided by the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No. 641939 (HypoTRAIN) and No. 734317 (HiFreq) and additionally by the Australia–Germany Joint Research Cooperation Scheme of Universities Australia and the German Academic Exchange Service (DAAD, grant No. 57216806).

Literature

- Bencala, K. E., & Walters, R. A. (1983). Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream: A transient storage model. *Water Resources Research*, 19, 718–724. <https://doi.org/10.1029/WR019i003p00718>
- Boano, F., Harvey, J. W., Marion, A., Packman, A. I., Revelli, R., Ridolfi, L., & Wörman, A. (2014). Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications. *Reviews of Geophysics*, 52, 603–379. <https://doi.org/10.1002/2012RG000417>. Received
- Bradley, P. M., Journey, C. A., Button, D. T., Carlisle, D. M., Clark, J. M., Mahler, B. J., Nakagaki, N., Qi, S. L., Waite, I. R., & VanMetre, P. C. (2016). Metformin and other pharmaceuticals widespread in wadeable streams of the southeastern United States. *Environmental Science and Technology Letters*, 3, 243–249. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00170>
- Brodin, T., Fick, J., Jonsson, M., & Klaminder, J. (2013). Dilute concentrations of a psychiatric drug alter behavior of fish from natural populations. *Science*, 339, 814–815. <https://doi.org/10.1126/science.1226850>
- Genuchten, V., & Alves. (1982). Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation. *U.S. Department of Agriculture, Technical Bulletin*, 1661, 151.
- Gooseff, M. N. (2010). Defining hyporheic zones - advancing our conceptual and operational definitions of where stream water and groundwater meet. *Geography Compass*, 4, 945–955. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2010.00364.x>
- Gordon, R. P., Lautz, L. K., Briggs, M. A., & McKenzie, J. M. (2012). Automated calculation of vertical pore-water flux from field temperature time series using the VFLUX method and computer program. *Journal of Hydrology*, 420–421, 142–158. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.053>
- Harvey, J. W., Böhlke, J. K., Voytek, M. A., Scott, D., & Tobias, C. R. (2013). Hyporheic zone denitrification: Controls on effective reaction depth and contribution to whole-stream mass balance. *Water Resources Research*, 49, 6298–6316. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20492>
- Hellauer, K., Karakurt, S., Sperlich, A., Burke, V., Massmann, G., Hübner, U., & Drewes, J. E. (2018). Establishing sequential managed aquifer recharge technology (SMART) for enhanced removal of trace organic chemicals: Experiences from field studies in Berlin, Germany. *Journal of Hydrology*, 563, 1161–1168. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.044>
- Hesslein, R. H. (1976). An in situ sampler for close interval pore water studies. *Limnology and Oceanography*, 21, 912–914. <https://doi.org/10.4319/lo.1976.21.6.0912>
- Kidd, K. A., Blanchfield, P. J., Mills, K. H., Palace, V. P., Evans, R. E., Lazorchak, J. M., & Flick, R. W. (2007). Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 8897–8901. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609568104>
- Krause, S., Lewandowski, J., Grimm, N. B., Hannah, D. M., Pinay, G., McDonald, K., Martí, E., Argerich, A., Pfister, L., Klaus, J., Battin, T., Larned, S. T., Schelker, J., Fleckenstein, J., Schmidt, C., Rivett, M. O., Watts, G., Sabater, F., Sorolla, A., et al. (2017). Ecohydrological interfaces as hot spots of ecosystem processes. *Water Resources Research*, 53, 6359–6376. <https://doi.org/10.1002/2016WR019516>
- Letzel, T., Bayer, A., Schulz, W., Heermann, A., Lucke, T., Greco, G., Grosse, S., Schüssler, W., Sengl, M., & Letzel, M. (2015). LC-MS screening techniques for wastewater analysis and analytical data handling strategies: Sartans and their transformation products as an example. *Chemosphere*, 137, 198–206. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.083>
- Lewandowski, J., Putschew, A., Schwesig, D., Neumann, C., & Radke, M. (2011). Fate of organic micropollutants in the hyporheic zone of a eutrophic lowland stream: Results of a preliminary field study. *Science of the Total Environment*, 409, 1824–1835. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.028>

- Lewandowski, J., Arnon, S., Banks, E., Batelaan, O., Betterle, A., Broecker, T., Coll, C., Drummond, J. D., Garcia, J. G., Galloway, J., Gomez-Velez, J., Grabowski, R. C., Herzog, S. P., Hinkelmann, R., Höhne, A., Hollender, J., Horn, M. A., Jaeger, A., Krause, S., et al. (2019). Is the hyporheic zone relevant beyond the scientific community? *Water (Switzerland)*, 11. <https://doi.org/10.3390/w11112230>
- Loos, R., Carvalho, R., António, D. C., Comero, S., Locoro, G., Tavazzi, S., Paracchini, B., Ghiani, M., Lettieri, T., Blaha, L., Jarosova, B., Voorspoels, S., Servaes, K., Haglund, P., Fick, J., Lindberg, R. H., Schwesig, D., & Gawlik, B. M. (2013). EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *Water Research*, 47, 6475–6487. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.024>
- Massmann, G., Greskowiak, J., Dünnebier, U., Zuehlke, S., Knappe, A., & Pekdeger, A. (2006). The impact of variable temperatures on the redox conditions and the behaviour of pharmaceutical residues during artificial recharge. *Journal of Hydrology*, 328, 141–156. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.12.009>
- Nödler, K., Hillebrand, O., Idzik, K., Strathmann, M., Schipperski, F., Zirlewagen, J., & Licha, T. (2013). Occurrence and fate of the angiotensin II receptor antagonist transformation product valsartan acid in the water cycle - A comparative study with selected β -blockers and the persistent anthropogenic wastewater indicators carbamazepine and acesulfame. *Water Research*, 47, 6650–6659. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.034>
- Pal, A., He, Y., Jekel, M., Reinhard, M., & Gin, K. Y. H. (2014). Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. *Environment International*, 71, 46–62. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.05.025>
- Posselt, M., Jaeger, A., Schaper, J. L., Radke, M., & Benskin, J. P. (2018). Determination of polar organic micropollutants in surface and pore water by high-resolution sampling-direct injection-ultra high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 20, 1716–1727. <https://doi.org/10.1039/c8em00390d>
- Richmond, E. K., Rosi, E. J., Walters, D. M., Fick, J., Hamilton, S. K., Brodin, T., Sundelin, A., & Grace, M. R. (2018). A diverse suite of pharmaceuticals contaminates stream and riparian food webs. *Nature Communications*, 9, 4491. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06822-w>
- Schaper, J. L., Posselt, M., McCallum, J. L., Banks, E., Hoehne, A., Meinikmann, K., Shanafield, M., Batelaan, O., & Lewandowski, J. (2018a). Hyporheic exchange controls fate of trace organic compounds in an urban stream. *Environ. Sci. Technol.*, 52, 12285–12294. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03117>
- Schaper, J. L., Seher, W., Nützmänn, G., Putschew, A., Jekel, M., & Lewandowski, J. (2018b). The fate of polar trace organic compounds in the hyporheic zone. *Water Research*, 140, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.040>
- Schaper, J. L., Posselt, M., Bouchez, C., Jaeger, A., Nuetzmänn, G., Putschew, A., Singer, G., & Lewandowski, J. (2019). Fate of Trace Organic Compounds in the Hyporheic Zone: Influence of Retardation, the Benthic Biolayer, and Organic Carbon. *Environmental Science and Technology*, 53, 4224–4234. research-article. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06231>
- Schwarzenbach, R. P., Escher, B. I., Fenner, K., Hofstetter, T. B., Johnson, C. A., Von Gunten, U., & Wehrli, B. (2006). The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science*, 313, 1072–1077. <https://doi.org/10.1126/science.1127291>
- Trautwein, C., & Kümmerer, K. (2011). Incomplete aerobic degradation of the antidiabetic drug Metformin and identification of the bacterial dead-end transformation product Guanylurea. *Chemosphere*, 85, 765–773. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.057>

Rewetting events in intermittent rivers and ephemeral streams on the global scale: insights from the laboratory study within the 1000 Intermittent Rivers Project

Oleksandra Shumilova¹, Dominik Zak^{1,2}, Thibault Datry³, Daniel von Schiller⁴, Arnaud Foulquier⁵, Roland Corti^{1,3}, Klement Tockner⁶, Christiane Zarfl⁷ and 1000 Intermittent Rivers Project team⁸

¹ Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Berlin, Germany (shumilova@igb-berlin.de)

² Department of Bioscience, Aarhus University, Silkeborg, Denmark (doz@bios.au.dk)

³ National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture (IRSTEA), Lyon, France (thibault.datry@irstea.fr)

⁴ University of the Basque Country, Bilbao, Spain (d.vonschiller@ub.edu)

⁵ Laboratoire d'Écologie Alpine, Grenoble Alpes University, Grenoble, France (arnaud.foulquier@univ-grenoble-alpes.fr)

⁶ Austrian Science Fund (FWF), Vienna, Austria (Klement.Tockner@fwf.ac.at)

⁷ Center for Applied Geosciences, Eberhard Karls Universität Tübingen, Tübingen, Germany (christiane.zarfl@uni-tuebingen.de)

⁸ 1000 intermittent rivers project (https://1000_intermittent_rivers_project.irstea.fr/)

Keywords: temporary rivers, leaching, sediments, leaves, biofilms

Introduction

Intermittent rivers and ephemeral streams (IRES) are waterways that cease to flow at some points in space and time along their course (Acuña et al. 2014). Actually they cover more than half of the global river network, and they are predicted to expand in both time and space due to global change (Larned et al. 2010; Datry et al. 2017). Research on nutrient and organic matter (OM) dynamics in IRES is restricted to selected case studies, which limits understanding their role in biogeochemical cycles at catchment and global scales (Datry et al. 2014; von Schiller et al. 2017).

From a biogeochemical perspective, IRES function as punctuated biogeochemical reactors (Larned et al. 2010; Datry et al. 2010). During rainfall and flow recovery events coarse particulate organic material (CPOM) accumulated within the dry phase is reflooded. This leads to a massive pulsed release of nutrients and OM, known as first-pulse events (Obermann et al. 2007). Concentrations of released substances may exceed baseflow values by orders-of-magnitude and thus constitute a substantial proportion of annual fluxes (Bernal et al. 2013). Released nutrients and OM fuel heterotrophic consumers, control processes of nutrient cycling, fate of dissolved organic matter (DOM) and stream metabolism (Baldwin & Mitchell 2000; Fellman et al. 2013; Skoulikidis et al. 2017). At the same time they may cause eutrophication and hypoxia in downstream reservoirs and coastal areas (Hladyz et al. 2011; Whitworth et al. 2012).

The release of dissolved nutrients and OM from CPOM, biofilm mats and sediments during rewetting events is defined as leaching (e.g., Bärlocher 2005; Nykvist 1963). Leachates from leaves, the major fraction of accumulated CPOM in dry river beds (Datry et al. 2018), contain high concentrations of

DOC (from 6 to 39 % of the leaf bulk carbon content), nutrients (e.g., phosphorus, nitrogen, potassium), soluble sugars, carbonic and amino acids, phenolic substances, and proteins (Nykqvist 1963; Bärlocher 2005). Similarly, leaching from sediments of IRES releases large concentrations of inorganic nitrogen (e.g., Tzoraki et al. 2007; Arce et al. 2014; Merbt et al. 2016). Furthermore, dry riverbeds are often covered by epilithic biofilm mats (further referred as “biofilms”), composed of microorganisms (algae, bacteria, fungi) embedded in a matrix of extracellular polymeric substances (Sabater et al. 2016). The leachate from biofilms may contain highly bioavailable organic carbon and nitrogen due to the accumulation of exudates and products of cell lysis (Romani et al. 2017).

The quantity and quality of nutrients and OM released upon rewetting will depend on physico-chemical characteristics and field-scale loadings of substrates found within the riverbed (e.g. Hladysz et al. 2011). Physical state and chemical composition of accumulated substrates are controlled by environmental variables that act at both large (influenced by climate) and local scales (e.g., influenced by river geomorphology, land use, riparian canopy, timing and duration of the dry phase) (Aerts 1997; Datry et al. 2018; von Schiller et al. 2017). Despite the general knowledge of the process of nutrient and OM release in IRES upon rewetting and controlling factors, it remains unknown what concentrations and qualitative characteristics of leached substances can be expected and whether they can be rationally predicted based on environmental variables within the riverbeds.

In the present study, we experimentally simulated pulsed rewetting events under laboratory conditions using substrates collected in 205 IRES globally. The study was conducted as a part of the international research initiative „1000 Intermittent Rivers Project“ (Datry et al. 2016, http://1000_intermittent_rivers_project.irstea.fr/). The aims of the study presented here were to (i) compare the quantity and quality of nutrients and OM released from accumulated leaves, biofilms and bed sediments, (ii) identify the environmental variables that explain the variability of release rates, and (iii) estimate area-specific (per m² of bed surface) flux rates of nutrients and OM during pulsed rewetting events. We focused on common nutrient and OM species, which control essential ecosystem processes such as primary production and microbial respiration (Elser et al. 2007; Conley et al. 2009). Furthermore, we estimated the size categories and optic properties of released DOM, as proxies of its quality. We expect the quantities of nutrients and OM and qualitative characteristics of DOM to differ significantly among substrates, depending on substrate characteristics, which are determined by environmental variables. Our results will contribute to understanding the role of pulsed rewetting events in IRES and will stimulate research on the role of IRES in the regional and global nutrient and OM cycles.

Materials and Methods

Detailed description of materials and methods used in the study are provided in Shumilova et al. 2019. A total of 205 IRES (Fig. 1), located in 27 countries and spanning 13 Köppen-Geiger climate classes, were sampled during the dry period within the frame of the 1000 Intermittent Rivers Project, applying a standardized protocol (Datry et al. 2016). Briefly, for each river, a characteristic river reach, defined as 10 times the width of the average active channel, was selected. Each reach was sampled for CPOM (leaves), epilithic biofilms (if present) and sediments.



Fig. 1: Location of the sampling sites (N = 205) across five climate zones. Climate zones according to Köppen–Geiger classes are marked with different colors

Nine environmental variables were selected to analyze their influence on the leachates' characteristics for each reach. As proxies of a large scale influence, we used the aridity index and potential evapotranspiration (PET), extracted from the Global Aridity and PET database (for details see Datry et al. 2018). River width, fraction (%) of riparian cover within the riverbed (visually estimated river bed area covered by vegetation), dry period duration, altitude and fraction (%) of pasture, forest and urban areas within the catchment were selected as proxies of a local influence. These parameters were recorded in situ by participants of the 1000 Intermittent Rivers Project.

The experiment and chemical analyses of leachates were conducted at the Department of Chemical Analytics and Biogeochemistry of the Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries in Berlin. Leachates were produced using standardized procedure (20°C, 4 hours duration, NaCl as a leaching solution, for details see Shumilova et al. 2019). After filtration leachates were analysed for DOC, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , SRP and concentration of phenolics using standardized methods. A subset of samples representing different climate zones was selected for analysis of dissolved organic nitrogen (DON) concentrations and characterisation of DOM fractions using size-exclusion chromatography (SEC) with organic carbon and organic nitrogen detection (LC-OCD-OND analyzer, DOC-Labor Huber, Karlsruhe, Germany). DOM was classified into three major sub-categories: (i) biopolymers (BP), (ii) humic or humic-like substances (HS) including building blocks and (iii) low-molecular weight substances (LMWS) including low molecular weight acids and low molecular weight neutral substances. For further qualitative characterisation of DOM we calculated fluorescence index (FI), humification index (HIX) and freshness index ($\beta:\alpha$) based on fluorescence excitation-emission matrices for all DOM samples (for details see Shumilova et al. 2019).

In addition, for each type of substrate, organic C and total N content were determined using elemental analyzers. Obtained values of nutrients and OM concentrations in leachates were used to calculate respective release rates per g of dry substrate (total leaching rates) and per g of respective element, C or N, in the substrate (relative leaching rates). Total leaching rates allow estimating areal fluxes upon rewetting based on the substrate masses accumulated at the field scale. Relative leaching rates indicate a potential of substrates to release nutrients and OM in relation to C and N content in substrates.

Total areal flux of nutrients and OM from a representative square meter of the riverbed was calculated based on information about masses of leaves and biofilms accumulated per 1 m² of dry riverbeds (Datry et al. 2018), as well as on average mass of sediments present within 1 m² of surface area. Overall, the total areal flux is the sum of nutrients and OM leached from all substrates found within the dry riverbed.

For detailed description of statistical analysis see Shumilova et al. 2019. Differences in the total and relative leaching rates from different substrates were assessed using the Kruskal-Wallis non-parametric test followed by the Dunn test with Bonferroni correction for post hoc comparison. Partial least squares (PLS) regression models were applied to analyse the effect of environmental variables and substrate characteristics (independent variables X) on the quantitative (concentrations of nutrients and OM) and qualitative (qualitative characteristics of DOM) characteristics of the leachates (dependent variable Y) (Wold et al. 2001). In order to partition variance in quantitative and qualitative characteristics of nutrients and OM explained by different groups of variables (environmental variables, substrate characteristics, and the effect of environmental variables through their impact on measured substrate characteristics), we used the approach suggested in Borcard et al. 1992.

Results and Discussion

Leaching of organic matter and nutrients

Leachates released from the different substrates differed significantly in concentrations of nutrients and OM (for detailed results see Fig. 3 in Shumilova et al. 2019). Substrates of organic origin (leaves and biofilms) released higher concentrations of nutrients and OM compared to sediments, which was consistent with results from other studies on nutrients and OM release from different kinds of substrates that can be found within riverbeds (e.g., Ostojić et al. 2013). Substrates of organic origin and sediments differed also in magnitudes of released inorganic species. Leaves and biofilms released higher concentration of SRP compared to nitrogen species, while in sediments it was opposite similarly as observed in previous field and laboratory studies (e.g., Tzoraki et al. 2007; Skoulidakis & Amaxidis 2009).

Sediments had the lowest total leaching rates per gram of substrate, but their relative leaching rates of nitrate (i.e. per g of nitrogen contained in the substrate) were higher compared to the leachates from biofilms and leaves. During the dry period, sediments are in contact with air, which leads to accumulation of inorganic nitrogen in the form of nitrate due to increased nitrification and inhibited denitrification (Arce et al. 2014; Merbt et al. 2016).

Among all substrates, higher variability could have been expected in the total leaching rates from sampled leaves due to a large diversity of factors that affect the amount of soluble compounds in leaves. This includes physiological characteristics of the leaves (e.g., thickness and toughness) and heterogeneity of leaf material in terms of drying history and preconditioning due to invertebrates, microbial preconditioning, and exposure to UV-light (Fellman et al. 2013; Abril et al. 2016; Dieter et al. 2011). However, the highest variability was observed for biofilms and sediments. In biofilms, this was most likely related to different survival rates upon rewetting of algae and bacteria present in the biofilm matrix (Timoner et al. 2012; Sabater et al. 2016). In addition, biofilms trap nutrients and OM within their matrix, which also contributes to the variability in leaching rates (Sabater et al. 2016). Similarly, several factors affect leaching from sediments ranging from dissolution of salts accumulated on sediment particles to mineralization of cytoplasmic solutes of dead communities or release of intracellular solutes upon rewetting (Baldwin & Mitchell 2000; Marxsen et al. 2010). The

high proportion of microbially derived DOM in sediment leachates underlines the importance of mineralization processes in this substrate.

In addition to quantitative variability, leachates released from different substrates analysed in this study varied in the qualitative characteristics of released DOM affecting their potential to contribute to ecosystem processes (see Fig. 4 in Shumilova et al. 2019). Biofilms released DOM with qualitative characteristics that suggest its higher potential bioavailability (low aromaticity, DOC:DON, phenolic:DOC ratios). This is related to compositional and structural characteristics of the biofilms, whose mass is mainly represented by microorganisms with a low C:N ratio and has a low abundance of structural compounds and secondary metabolites (e.g., lignin, phenols) compared to leaves. Biofilm leachates also contained the highest percentage of biopolymers in comparison with other size fractions of DOM. BPs may play a key role as source of bioavailable DOM in IRES and are more likely to be retained within the riverbed upon rewetting (Romani et al. 2006; von Schiller et al. 2015). Scouring of biofilms from areas where they are located during rewetting events can in addition lead to increases in highly bioavailable material within the river network due to redistribution with water flow (Ylla et al. 2010).

Dissolved OM released from sediments and leaves differed in the origin of DOM and its molecular categories distribution, although no significant differences in SUVA₂₅₄ values (indicator of aromatic carbon content) were found. In sediments compared to leaves, a higher proportion of leached DOM originates from microbial cell lysis and release of intracellular solutes (Baldwin & Mitchell 2000; Merbt et al. 2016), or might be modified by microbial activity that recovered immediately after rewetting (Ylla et al. 2010; Sabater et al. 2016). We observed a very high variability in values of FI and $\beta:\alpha$ for sediments which shows that the contribution of microbially derived DOM from sediments is highly variable, potentially due to different survival rates and composition of communities (Marxsen et al. 2010; Pohlen et al. 2013). In contrast to the case of sediments, DOM from leaves had a clear plant origin and indicated a lower contribution of microbial processes to leaching.

Considering the distribution of DOM size fractions (see Fig. 5 in Shumilova et al. 2019), HS were the most abundant category in the leachates from all investigated substrates, which was consistent with the composition of DOM characterized after rewetting of IRES in other field studies (von Schiller et al. 2015). However, leaves had a higher relative proportion of LMWS. Due to their small size, these molecules are highly mobile and can mobilize from stream-riparian interface to groundwater (Romani et al. 2006). This indicates that upon rewetting in IRES this size fraction of DOM might avoid immobilization at stream-riparian interface compared more bioavailable molecules of large size (e.g. BP released in high amount from biofilms).

Inter-climate comparison

Comparison of leachates based on climate zones showed significant differences only in total leaching rates from sediments (see Table 2 and Table S4 in Shumilova et al. 2019). Continental and arid zones opposed to each other in magnitudes of leaching rates and aromatic carbon content of leachates. In the arid zone, organic matter accumulates to a lower extent than in the continental zone, thus lower concentrations of nutrients can be released to sediments and therefore expected during flush events. However, implications of remobilized nutrients and OM on the ecosystem can be greater in this zone due to a lower aromaticity of released DOM and thus its higher potential bioavailability (Weishaar et al. 2003). Based on our analysis, such differences across climate zones are related to the duration of dry periods (in our study 260 ± 241 days (mean and SD) for arid and 106 ± 67 days for continental zone, see Table S1 in Shumilova et al. 2019), type of riparian vegetation and the effect of photodegradation. The latter is more pronounced in arid zones where vegetation cover, and thus shading, is low ($49 \pm 33\%$

in the arid zone and $81 \pm 25\%$ in the continental zone). In addition, the aridity index was 2.6 times higher in the arid zone compared to the continental zone. Increased aridity leads to a reduction in nutrient concentrations in soil due to increased soil erosion and a reduced riparian cover accompanied by lower nitrogen mineralization (Schimmel & Bennet 2004; Delgado-Baquerizo et al. 2013).

Drivers of leachates characteristics

Understanding which factors control the quantitative composition and qualitative characteristics of leachates that are released during rewetting events in IRES is a prerequisite to predict peak nutrient loads across geographical locations and their potential ecological consequences. The analysis on variance partitioning shows that drivers of leachates' quantitative composition and qualitative characteristics differ among studied substrates and are climate-specific (see Fig. 6 in Shumilova et al. 2019). In case of sediments, environmental variables had the highest influence on the substrate characteristics and thus on the variance in the concentrations and quality of leachates. In case of leaves and biofilms, variance in both quantitative composition and qualitative characteristics of leachates was best predicted based on environmental variables alone. Results indicate that environmental variables influenced leaching through other substrate characteristics rather than carbon and nitrogen content and their stoichiometric ratio measured in our study. Such characteristics as structural compounds, toughness, and content of secondary metabolites in substrates could have affected leaching through the effect on their mass loss during the dry phase and simulated rewetting, and on activity of microbial community in leachates.

Potential evapotranspiration (PET) was found to be an influential environmental variable for the quantitative composition of leachates for both leaves and sediments (see Fig. 6 in Shumilova et al. 2019). PET reflects the ability of the atmosphere to remove water through the process of evapotranspiration, therefore being an indicator of soil and litter moisture availability (Aerts et al. 1997; Zomer et al. 2007). In addition, evapotranspiration was recognized as a key indicator of climatic control on litter decomposition on the global scale (Aerts et al. 1997). In sediments, moisture serves as a regulator of survival and composition of microbial and thus degrading communities present within sediments (Timoner et al. 2012). In the beds of IRES in particular, a low moisture level reduces litter decomposition, which increases the DOC release upon rewetting (Abril et al. 2016).

Overall, predictors for the quantitative composition and qualitative characteristics of leachates are subject to inter-substrate and cross-climate differences. In the arid zone, where IRES usually are characterized by open canopy (Steward et al. 2012), aridity and riparian cover best explain the variance in sediment leachates. Vegetation type and dynamics in arid areas can significantly alter the nutrient content of the sediments, which in general contain less organic C and total N compared to more humid regions (Delgado-Baquerizo et al. 2013). The type of land use (mainly the fraction of pasture) explains a high percentage of variance in concentrations of nutrients and OM in the leachates from leaves, but not from sediments. The presence of agricultural areas in catchments reduces plant vegetation along the river channel and thus increases the insolation of the riverbed promoting photochemical mineralization and biodegradability of accumulated CPOM (Abril et al. 2016). Only in the continental and tropical climate zones, the duration of the dry period had a strong influence on the variance in leachates in our analysis. In many case studies, however, it was recognized as an important factor that influences leaching from substrates in IRES because the intensity and duration of the dry period changes the composition and matrix structure of the substrate (von Schiller et al. 2017). Most likely, this discrepancy can be explained by the fact that substrates were collected within the duration of dry period, when substrates with different drying history had been accumulated. In addition, our study was conducted under laboratory conditions, therefore it was not possible to account for additional factors that potentially influence leaching in the field (e.g. temperature at the

moment of leaching, intensity of precipitation, severity and timing of a rewetting event, volume of a flood, local topography that influences preferential flow paths etc. (Baldwin & Mitchell 2000; Hlayz et al. 2011; Bernal et al. 2013)).

Among factors that could have an effect on quantitative and qualitative composition of released leachates, but were not measured in our study, is moisture content in the sediments of riverbeds at the moment of samples' collection, which depends on such factors as temperature, rainfall and evaporation (Larned et al. 2010; Steward et al. 2012). Moisture can affect decomposition rates of leaves within the bed of IRES with higher mass loss under moist conditions due to more active role of microbial decomposers (Abril et al. 2016). In sediments itself, presence of water (e.g. due to rainfall that rewet sediments, but does not create surface flow) can create anoxic sites that may lead to denitrification and reduction in nitrate content (e.g. Arce et al. 2015; von Schiller et al. 2017). Apart from moisture, variability in microbial communities associated with substrates can affect decomposition of accumulated materials, release of DOM upon rewetting and bacterial growth (von Schiller et al. 2017).

Areal fluxes from dry riverbeds

Under field conditions, nutrient loads delivered with rewetting events in IRES will depend not only on the release per g of substrates, but also on their field scale loadings. In IRES, accumulation of plant litter on the dry riverbed can reach up to 963 g m⁻² depending on aridity, river width, catchment area, riparian cover and drying duration (Datry et al. 2018). By comparing areal fluxes from different IRES, we aimed to see whether the amounts of substrate material accumulated within the riverbeds (mainly plant litter and biofilms) determine the fluxes of the nutrients and OM species that are transported downstream. In analyzed IRES, the largest amounts of leaves were found in the continental (median 54 g m⁻²) and the temperate zones (43 g m⁻²). In addition, both leaves and sediments were characterized by the highest leaching rates in the continental zone. Higher values of areal nutrient and OM fluxes estimated for IRES within the continental zone thus results from a combination of the extent of accumulated leave material, initially higher nutrient and OM contents in the plant litter as well as a decline in the rates of OM decomposition generally observed with increasing latitude (Boyer et al. 2017; Meentemeyer 1978). Higher allochthonous input of OM in the form of leaves also results in a higher nutrient content in the sediments. Depending on local conditions, other substrates, such as wood (Datry et al. 2018), are also present within the beds of IRES, however their contribution to the nutrient load is relatively small compared to leaf litter and sediments (O'Connell et al. 2000; Hladysz et al. 2011).

Comparison of areal fluxes from IRES during single rewetting events with data on nutrient loads in catchments with perennial rivers (see Table S6 in Shumilova et al. 2019) shows that, in case of a rewetting event, IRES provide a pulse of nutrients that can be an order of magnitude higher compared to an average annual or event controlled load during storm or snow melt in perennial systems. Therefore, the data obtained in our study serve as the basis for further upscaling and modelling of the processes observed on a laboratory scale in order to address ecological implications of rewetting events at catchment scales.

Conclusions

We identified IRES to function as pulsed biogeochemical reactors at a global scale. The underlying experiments were conducted under laboratory conditions such that actual magnitudes of leached substances may differ in the natural environment. Our data serve also as a basis for further upscaling

and modeling of the processes observed in the laboratory to address ecological implications of rewetting events at catchment scales. Potential implications for the functioning of rivers could be determined by the effect of leached substances on the degree of nutrient limitation of microorganisms downstream, and therefore community composition (Demi et al. 2019) as well as on the fate of refractory substances and intensification of their decomposition through the so-called “priming effect” (Guenet et al. 2010). The results of our study support the recent call for developing effective strategies for the management of IRES to avoid negative consequences for downstream ecosystems caused by excessive nutrient and OM load.

Acknowledgments

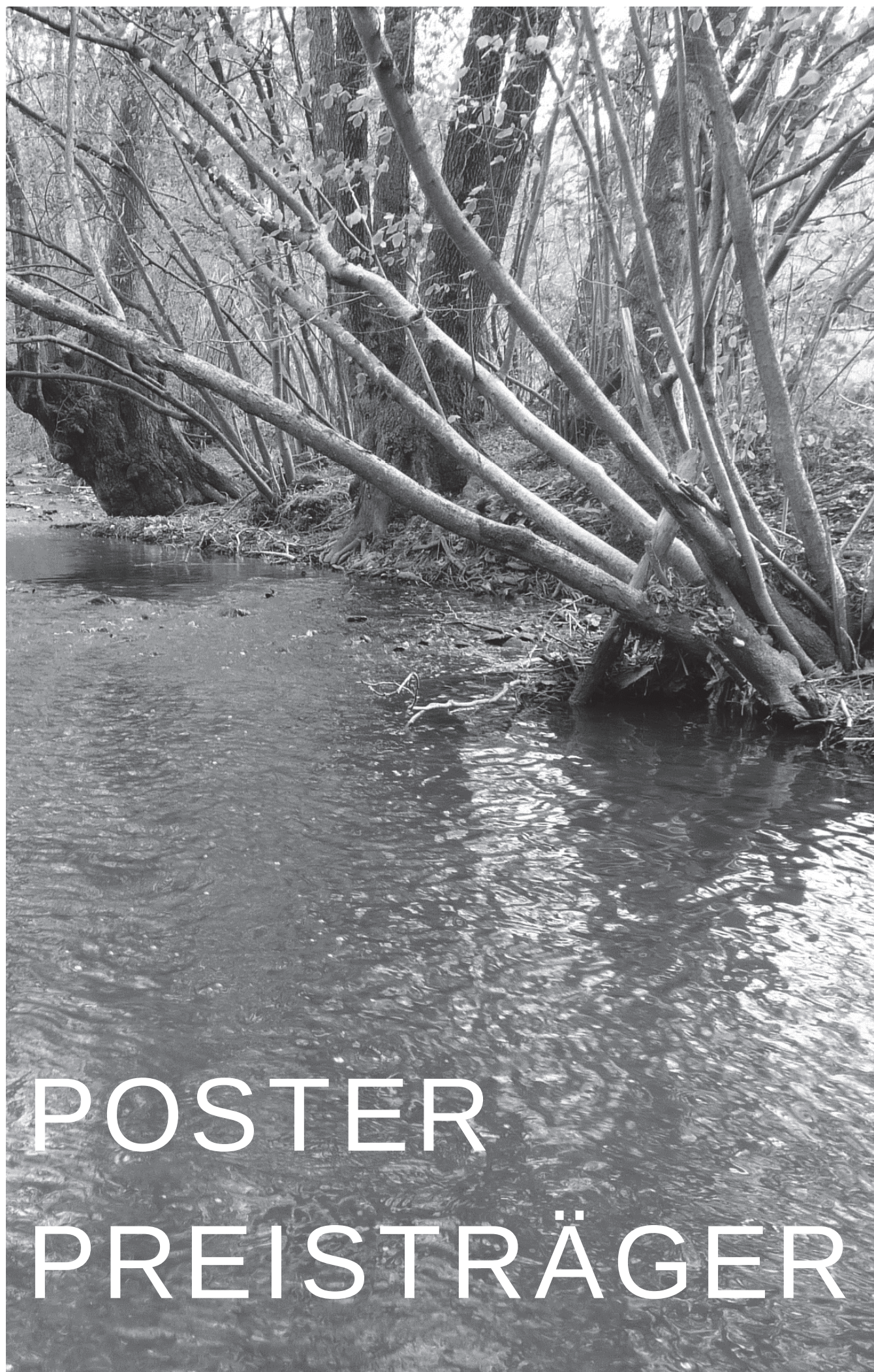
This work has been carried out within the SMART Joint Doctorate Programme ‘Science for the Management of Rivers and their Tidal systems’ funded by the Erasmus Mundus Joint Doctorate Programme of the European Union ([http:// www.riverscience.it](http://www.riverscience.it)). O.S. was also supported by a grant for a short-term scientific mission to the University of the Basque Country, Spain, within the COST Action CA15113 (SMIRES, Science and Management of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams, www.smires.eu) and IGB equal opportunity fund for young female scientists. We are thankful to the members of the Department on Chemical Analytics and Biogeochemistry at IGB for support with the laboratory analysis, Gabriel Singer for advice on statistical analysis, Geremie Fonvielle for support with absorbance-fluorescence analysis.

Literature

- Abril, M., Munoz, I., & Menendez, M. (2016). Heterogeneity in leaf litter decomposition in a temporary Mediterranean stream during flow fragmentation. *Science of the Total Environment*, 553, 330–339.
- Acuña, V., Datry, T., Marshall, J., Barceló, D., Dahm, C. N., Ginebreda, A., McGregor, G., Sabater, S., Tockner, K., & Palmer, M. A. (2014). Why should we care about temporary waterways? *Science*, 343, 1080–1081.
- Aerts, R. (1997). Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79, 439–449.
- Arce, M., Sánchez-Montoya, M. M., Vidal-Abarca, M. R., Suárez, M. L., & Gómez, R. (2014). Implications of flow intermittency on sediment nitrogen availability and processing rates in a Mediterranean headwater stream. *Aquatic Science*, 76, 173–186.
- Arce, M.I., Sánchez-Montoya, M. M., & Gómez, R. (2015) Nitrogen processing following experimental sediment rewetting in isolated pools in an agricultural stream of a semiarid region. *Ecological Engineering*, 77, 233–241.
- Baldwin, D. S., & Mitchell, A. M. (2000). The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: a synthesis. *Regulated Rivers Research and Management*, 16, 457–467.
- Bärlocher, F. (2005). Leaching. In Graça, M. A. S., Bärlocher, F., & Gessner, M. O. (Eds.), *Methods to study litter decomposition: a practical guide* (pp. 33 – 36).. Springer, Netherlands.
- Bernal, S., von Schiller, D., Sabater, F., & Martí, E. (2013). Hydrological extremes modulate nutrient dynamics in mediterranean climate streams across different spatial scales. *Hydrobiologia*, 719, 31–42.
- Borcard, D., Legendre, P., & Drapeau, P. (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73, 1045–1055.
- Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K. E., Lancelot, C., & Likens, G. E. (2009). Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, 323, 1014–1015.
- Datry, T., Corti, R., Foulquier, A., von Schiller, D., & Tockner, T. (2016). One for all, all for one: a global river research network. *Eos*, 97, 13–15.
- Datry, T., Bonada, N., Boulton, A. J. (2017) General introduction. In Datry T, Bonada N & Boulton A (Eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams* (pp. 1 - 16). Academic Press.

- Datry, T., Foulquier, A., Corti, R., von Schiller, D., Tockner, K., Mendoza-Lera, C., Zoppini, A. (2018). A global analysis of terrestrial plant litter dynamics in non-perennial waterways. *Nature Geoscience*, 11, 497– 503.
- Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F. T., Zaady, E. (2013). Decoupling of soil nutrient cycles as a function of aridity in global drylands. *Nature*, 502, 672–676.
- Demi, L.M., J.P. Benstead, A.D. Rosemond, Maerz, J. C. (2019). Experimental N and P additions alter stream macroinvertebrate community composition via taxon-level responses to shifts in detrital stoichiometry. *Functional Ecology*, 33, 855–867.
- Dieter, D., von Schiller, D., Garcia-Roger, E., Sanchez-Montoya, M. M., Gomez, R., Mora-Gomez, J., Sangiorgio, F., Gelbrecht, J., & Tockner, K. (2011). Preconditioning effects of intermittent stream flow on leaf litter decomposition. *Aquatic Sciences*, 73, 599–609.
- Elser, J. J., Bracken, M. E. S., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., Ngai, J. T., Seabloom, E. W., Shurin, J. B., & Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10, 1135–1142.
- Fellman, J. B., Petrone, K. C., & Grierson, P. F. (2013). Leaf litter age, chemical quality, and photodegradation control the fate of leachate dissolved organic matter in a dryland river. *Journal of Arid Environments*, 89, 30–37.
- Guenet B., Danger M., Abbadie L., Lacroix G. (2010). Priming effect: bridging the gap between terrestrial and aquatic ecology. *Ecology*, 91: 2850–2861.
- Hladyz, S., Watkins, S. C., Whitworth, K. L., & Baldwin, D. S. (2011). Flows and hypoxic blackwater events in managed ephemeral river channels. *Journal of Hydrology*, 401 (1–2), 117–125.
- Larned, S. T., Datry, T., Arscott, D. B., & Tockner, K. (2010). Emerging concepts in temporary- river ecology. *Freshwater Biology*, 55, 717–738.
- Marxsen, J., Zoppini, A., & Wilczek, S. (2010). Microbial communities in streambed sediments recovering from desiccation. *FEMS Microbiology Ecology*, 71, 374–386.
- Meentemeyer, V. (1978). Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*, 59, 465–472.
- Merbt, S. N., Proia, L., Prosser, J. I., Casamayor, E. O., & von Schiller, D. (2016). Stream drying drives microbial ammonia oxidation and first flush nitrate export. *Ecology*, 97(9), 2192–2198.
- Nykvist, N. (1963). Leaching and decomposition of water-soluble organic substances from different types of leaf and needle litter. *Studies for Forest Success*, 4, 339–349.
- Obermann, M., Froebrich, J., Perrin, J.-L., & Tournoud, M.-J. (2007). Impact of significant floods on the annual load in an agricultural catchment in the Mediterranean. *Journal of Hydrology*, 334, 99–108.
- O’Connell, M., Baldwin, D. S., Robertson, A. I., & Rees, G. (2000). Release and bioavailability of dissolved organic matter from floodplain litter: influence of origin and oxygen levels. *Freshwater Biology*, 45, 333–342.
- Ostojić, A., Rosado, J., Miliša, M., Morais, M., & Tockner, K. (2013). Release of nutrients and organic matter from river floodplain habitats: simulating seasonal inundation dynamics. *Wetlands*, 33, 847–859.
- Pohlen, E., Fandino, O. A., & Marxsen, J. (2013). Bacterial community composition and extracellular enzyme activity in temperate streambed sediment during drying and rewetting. *PLoS One*, 8, 1–14.
- Romani, A. M., Vazquez, E., & Butturini, A. (2006). Microbial availability and size fractionation of dissolved organic carbon after drought in an intermittent stream: biogeochemical link across the stream–riparian interface. *Microbial Ecology*, 52, 501–512.
- Romani, A. M., Chauvet, E., Febria, C., Mora-Gomez, J., Risse-Buhl, U., Timoner, X., Weitere, M., & Zeglin, L. (2017). The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: prokaryotes, fungi, and protozoans. In Datry T, Bonada N & Boulton A (Eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams* (pp. 161 - 181). Academic Press.
- Sabater, S., Timoner, X., Borrego, C., & Acuña, V. (2016). Stream biofilm responses to flow intermittency: from cells to ecosystems. *Frontiers in Environmental Science*, 4, 1–14.
- Shumilova, O., Zak, D., Datry, T., von Schiller, D., Corti, R., Foulquier, A., Obrador, B., Tockner, K., Zarfl, C. (2019) Simulating rewetting events in intermittent rivers and ephemeral streams: a global analysis of leached nutrients and organic matter. *Global Change Biol.* 25(5):1591–1611.
- Skoulidakis, N., & Amaxidis, Y. (2009). Origin and dynamics of dissolved and particulate nutrients in a minimally disturbed Mediterranean river with intermittent flow. *Journal of Hydrology*, 373, 218–229.
- Skoulidakis, N., Vardakas, L., Amaxidis, Y., & Michalopoulos, P. (2017). Biogeochemical processes controlling aquatic quality during drying and rewetting events in a Mediterranean non-perennial river reach. *Science of the Total Environment*, 575, 378–389.

- Steward, A.L., von Schiller, D., Tockner, K., Marshall, J.C., & Bunn, S.E. (2012). When the river runs dry: human and ecological values of dry riverbeds. *Frontiers in the Ecology and the Environment*, 10, 202–209.
- Timoner, X., Acuña, V., von Schiller, D., & Sabater, S. (2012). Functional responses of stream biofilms to flow cessation, desiccation and rewetting. *Freshwater Biology*, 57, 1565–1578.
- Tzoraki, O., Nikolaidis, N. P., Amaxidis, Y., & Skoulikidis, N. T. (2007). Instream biogeochemical processes of a temporary river. *Environmental Science and Technology*, 41, 1225–1231.
- von Schiller, D., Graeber, D., Ribot, M., Timoner, X., Acuna, V., Marti, E., Sabater, S., & Tockner, K. (2015). Hydrological transitions drive dissolved organic matter quantity and composition in a temporary Mediterranean stream. *Biogeochemistry*, 123, 429–446.
- von Schiller, D., Bernal, S., Dahm, C. N., & Martí, E. (2017). Nutrient and organic matter dynamics in intermittent rivers. In Datry T, Bonada N & Boulton A (Eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams* (pp. 135 - 152). Academic Press.
- Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R., & Mopper, K. (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition of dissolved organic matter. *Environmental Science and Technology*, 37, 4702–4708.
- Whitworth, K. L., Baldwin, D. S., & Kerr, J. L. (2012). Drought, floods and water quality: drivers of a severe hypoxic blackwater event in a major river system (the southern Murray–Darling Basin, Australia). *Journal of Hydrology*, 450–451, 190–198.
- Wold, S., Sjöström, M., & Eriksson, L. (2001). PLS-regression: a basic tool of chemometrics. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 58, 109–130.
- Ylla, I., Sanpera-Calbet, I., Vazquez, E., Romani, A. M., Munoz, I., Butturini, & A., Sabater, S. (2010). Organic matter availability during pre-and post-drought periods in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia*, 657, 217–232.
- Zomer, R. J., Bossio, D. A., Trabucco, A., Yuanjie, L., Gupta, D. C. & Singh, V. P. (2007). Trees and water: smallholder agroforestry on irrigated lands in northern India. *International Water Management Institute (IWMI Research Report 122)*, Colombo, Sri Lanka.



POSTER
PREISTRÄGER

Wanted: Groppe - auf Spurensuche in der Vechte

Julia Fröhlich¹, Josten, J.¹, Lober, I.¹, Diehle, N.¹, Günner, P.¹, Edler, C.² und T.K. Buttschardt¹

¹Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie,
AG Angewandte Landschaftsökologie und Ökologische Planung

²Bezirksregierung Münster, Obere Fischereibehörde

Keywords: Gewässermonitoring, Wasserrahmenrichtlinie, Groppe, FFH-Gebiet Vechte, Managementplan

Zusammenfassung

Die Groppe (*Cottus gobio*), als schützenswerter Grundfisch, stellt im FFH-Gebiet Vechte (DE-3809-302) eine der landesweit bedeutsamsten Populationen dar. Die Art reagiert empfindlich gegenüber anthropogenen Umwelteinflüssen und gewässerstrukturellen Defiziten (Wittkugel, 2005). Nach dem Jahr 2009 kam es zu einem drastischen Rückgang der Groppen-Bestände in der Vechte. Für das FFH-Gebiet Vechte gilt die Groppe als wertgebende FFH-Art, daher setzt das Projekt mit den gewässerökologischen Untersuchungen zur Ursachenermittlung ein.

Im Frühjahr 2018 wurden auf einer Fließstrecke von 17 km an insgesamt 16 Probestellen gewässerökologische Untersuchungen vorgenommen. Dabei wurden die Gewässerstrukturgüte nach LANUV (2012) sowie die Makrozoobenthos-(modifiziert nach Meier et al., 2006) und die Fischbiozönose (nach Dußling, 2009) erfasst. Stichprobenartig wurden an repräsentativen Standorten physikochemische Untersuchungen durchgeführt und kontinuierliche Zeitmessreihen zur Wassertemperatur und -standshöhen aufgestellt.

Die Spurensuche zeigte, dass die Vechte auf dem untersuchten Abschnitt einen defizitären Gewässerzustand aufweist. Die Zielart Groppe konnte nicht nachgewiesen werden. Um ein Wiederbesiedlungspotenzial in der Vechte zu schaffen, ist die Herstellung der biologischen Durchgängigkeit von vorrangiger Bedeutung. Neben der Groppe profitieren weitere aquatische Organismen von dieser Maßnahme. Außerdem sollte auf Grundlage der erhobenen Daten die Erstellung eines geeigneten Managementplans zur Entwicklung des FFH-Gebietes Vechte das Ziel sein.

Einleitung und Untersuchungsgebiet

Im Rahmen eines Studienprojekts des kooperativen Studiengangs Wasserwissenschaften der Westfälischen-Wilhelms-Universität und der Fachhochschule Münster wurden gewässerökologische Untersuchungen zum Verschwinden der Groppe (*Cottus gobio*) im FFH-Gebiet Vechte (DE-3809-302) durchgeführt. Ausgangspunkt der Untersuchungen war ein drastischer Rückgang der Groppen-Bestände im FFH-Gebiet.

Das Untersuchungsgebiet an der Vechte liegt im Westmünsterland, innerhalb der Münsterländer Tieflandbucht, und ist geprägt durch die Münsterländer Parklandschaft. Die Vechte ist als

sandgeprägter Tieflandbach (LAWA Fließgewässertyp 14, NRW Fließgewässertyp ‚Sandgeprägtes Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen‘) klassifiziert (MNULV, 2018). Der Abschnitt des Untersuchungsgebietes erstreckte sich von der Gemeinde Rosendahl bei Darfeld bis nach Metelen. Damit umfasst es etwa 17 Fließkilometer, sowie die vier Nebenbäche Burloer Bach bei Rosendahl, ein unbenannter Bach bei Schöppingen, die Haverschultenwelle und der Feldbach bei Metelen. Die Vechte ist in dem Untersuchungsabschnitt ein kleiner naturnaher Fluss in der Sandlandschaft, mit Kiesvorkommen im Sediment. Durch die Naturnähe und die insgesamt gute Gewässergüte wurde eine für das Tiefland herausragende und damit landesweit bedeutsame Population der Groppe im Untersuchungsgebiet registriert, sodass dieses als FFH-Gebiet ausgewiesen wurde (LANUV, 2013).

Die Groppe (*Cottus gobio*) ist ein nachtaktiver Grundfisch, dessen Verbreitungsgebiet sich nahezu über ganz Europa erstreckt (BUWAL, 2004). Sie ist ein Leitfisch der Forellen- und Äschenregion und besiedelt das Lückensystem von klaren, sommerkühlen, sauerstoffreichen Bächen und Flüssen mit kiesig-sandigen bis steinigen Bodensubstrat (LANUV, 2011). Der Fisch stellt große Ansprüche an seinen Lebensraum und weist eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Umwelteingriffen auf. Da die Groppe als Grundfisch wenig Mobilität aufweist, stellen besonders gewässerstrukturelle Defizite wie Abschnürungen, Schwellen oder kanalartige Rinnen Gefährdungsfaktoren dar (Wittkugel, 2005). Bereits Abschnürungen von 15 - 20 cm können von ihr nicht überwunden werden. Gewässer aufwärts gerichtete Kompensationswanderungen, die einen genetischen Austausch zwischen den Teilpopulationen gewährleisten, können nicht wahrgenommen werden (Barandun, 1990).

Methodik

Zur Berechnung des ökologischen Zustandes der Vechte wurde die Bewertungssoftware ASTERICS (4.0.4) mit PERLODES und das fischbasierte Bewertungssystem fiBs verwendet. Die Eingangsdaten des fischbasierten Bewertungssystems wurden mittels Elektrobefischungen an Gewässerstrecken in der Vechte akquiriert. Das auf Makrozoobenthos-Taxa basierende System PERLODES bezog seine Eingangsdaten aus der Multi Habitat Sampling-Methode und der anschließenden Taxabestimmung.

Stichprobenartig wurden physikochemische Gewässeruntersuchungen durchgeführt, zudem wurden an repräsentativen Gewässerstationen Datalogger in das Pelagial und im Uferbereich eingesetzt um kontinuierliche Zeitmessreihen (Messzeitraum: ~ 60d, Messturnus: 1h) zu den Parametern Temperatur (°C) und Wasserstandshöhe (cm) im Untersuchungsgebiet Vechte aufzustellen.

Zur Erfassung und Bewertung der Gewässerstruktur wurde eine Vor-Ort-Erhebung direkt am Gewässer durchgeführt, wofür die Erhebungsbögen des LANUV Arbeitsblatt 18 (Stand 2012) verwendet wurden.

Ergebnisse und Diskussion

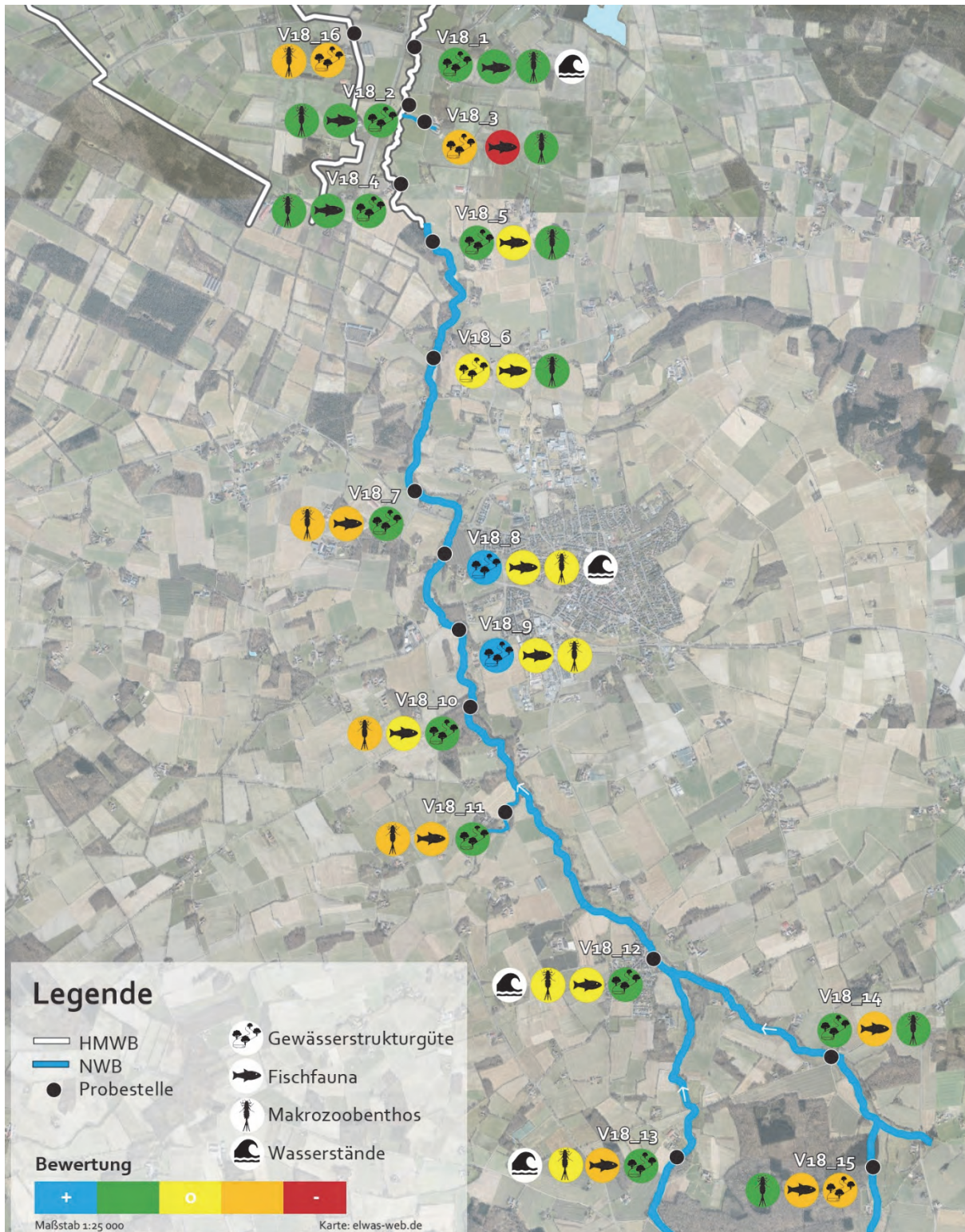


Abbildung 1: Ergebnisse der gewässerökologischen Untersuchungen im gesamten Untersuchungsgebiet

Gewässerstrukturgüte

Grundlegend zeigte sich, dass die Gewässerstrukturgüte der Vechte in den meisten Abschnitten mäßig bis stark verändert war. Defizite lagen vor allem beim Fehlen von Gewässerrandstreifen und erkennbaren strukturellen Differenziertheiten des Gewässerbettes. Gewässerrandstreifen entlang des Gewässers sollen der uneingeschränkten Gewässerentwicklung dienen und können den direkten Stoffeintrag, von z. B. Dünger und Pestiziden in das Gewässer vermindern. Das Fehlen der Gewässerrandstreifen entlang der Vechte kann einen entscheidenden Einfluss gehabt haben, dass die Gropenpopulation rückläufig ist, da die Groppe neben dem Eintrag von chemischen Stoffen, auf eine Versauerung des Gewässers reagiert. Ein pH-Wert unter 4,7 ist tödlich für den Grundfisch (BUWAL, 2004).

Des Weiteren variieren die Lebensraumanprüche der Groppe zwischen den einzelnen Altersgruppen, sodass eine mosaikartige Verteilung von Substraten wie Schotter, Kies und Steine im Gewässerbett, sowie eine Strömungsdiversität im Lauf bevorzugt werden (Leuner, 1994). Die Gewässerstrukturgütekartierung ergab, dass im Verlauf der Vechte vielerorts geringe Strömungsdiversitäten und Tiefen-varianzen vorzufinden waren, auch fehlten besondere Lauf-, und Sohlenstrukturen, wie z. B. Totholz, Kolke. Erkennbare Strömungsunterschiede an der Wasseroberfläche sind ein Zeiger für die hydraulisch, sedimentologisch und biologisch wirksame Gliederung und die strukturelle Differenziertheit des Gewässerbettes.

Das Tiefen-Breiten-Verhältnis hat zudem einen entscheidenden Einfluss auf die Abflussdynamik eines Fließgewässers. Mit zunehmender Profiltiefe verändert sich das Abflussverhalten, da mehr Wasser durch das Gerinne aufgenommen werden kann, dies bewirkt eine höhere Abflusskapazität, eine höhere Schleppkraftbelastung und eine entsprechende Strukturverarmung der Sohlen und der Ufer (LANUV, 2012). Die damit einhergehende Strukturverarmung der Gewässersohle führt zum Verlust von Laichhabitaten, Versteckmöglichkeiten, sowie Räumen zur Nahrungsbeschaffung für die Groppe.

Als natürliches Refugium zu einem vorhandenen monotonen Substrat dienen der Groppe Unterstandsmöglichkeiten wie Totholz, Wurzelstände und Wasserpflanzen (Leuner, 1994). All diese besonderen Lauf-, Sohl- oder Uferstrukturen konnten in der Kartierung nur selten erfasst werden und könnten somit Strukturen darstellen, die durch ihr Fehlen mit dazu beigetragen haben, dass sich die Population der Groppe dezimierte.

Da die Groppe als Grundfisch wenig Mobilität aufweist, stellen besonders gewässerstrukturelle Defizite wie Abschüsse, Schwellen oder kanalartige Rinnen Gefährdungsfaktoren dar, bereits Abschüsse von 15 - 20 cm nicht überwunden werden (Wittkugel, 2005). Durch die Kartierung zeigte sich, dass sich im Untersuchungsgebiet eine Vielzahl von Querbauwerken befinden. Diese Querbauwerke stellen als „Geschiebefalle“ und als „Wanderbarriere“ für die Organsimen eine Unterbrechung und Störung des Gewässerökosystems dar. Die meisten dieser Querbauwerke gingen mit einem strömungsverarmten Rückstau mit für das Gewässer untypischen Struktur- und Biotopverhältnissen einher. Durch die Querbauwerke im Gewässer können Gewässer aufwärts gerichtete Kompensationswanderungen der Groppe, die einen genetischen Austausch zwischen den Teilpopulationen gewährleisten, nicht wahrgenommen werden.

Des Weiteren wäre als negativer Faktor zu nennen, dass zum Fehlen der Gewässerrandstreifen hinzukommt, dass gewässertypische Ufer- und Umfeldvegetationen oftmals fehlten. Sie stellen für naturnahe Fließgewässer ein Mosaik von belichteten und beschatteten Gewässerabschnitten dar, bei der die Beschattung im Sommer ein übermäßiges Erwärmen des Fließgewässers verhindert (LANUV, 2012).

Zusammenfassend zeigt die durchgeführte Gewässerstrukturgütekartierung damit, dass es durchaus fehlende Habitate und Wanderungshindernisse für die Groppe innerhalb der Vechte gibt. Diese Strukturen waren jedoch auch schon während der letzten Kartierung (2012) anzutreffen und können somit nicht der entscheidende Faktor für drastischen Rückgang der Groppe sein.

Fischfauna

Der Vechte ist als *normal water body* (NWB) die vorgesehene Fischreferenzzönose „FiGt06“, sowie für die als *heavily modified waterbody* (HMWB) eingestuften Beprobungsstrecken V18_1 bis V18_4 die Referenzzönose „luh_FiGT06“ für den Gewässertyp „Tieflandbäche mit Landentwässerung und Hochwasserschutz“ zugeordnet.

Die Ergebnisse des Untersuchungsgebiets zeigen überwiegend mäßige bis unbefriedigende fischökologische Zustände (Tabelle 1). Dies lässt sich einerseits auf das Fehlen von typspezifischen Leitarten sowie der geringen Artenabundanz zurückführen, die folglich in verschiedenen Qualitätsmerkmalen eine Abwertung in der Bewertung der Zustandsklassifikation induzieren. Die erfassten Arten (zumeist < 10 Arten) in den Beprobungsstrecken waren für die jeweilige Fischregion standorttypisch, sodass überwiegend gute bis sehr gute Indexwerte in Bezug auf die Fischregion festgestellt werden. Die zumeist geringen Abundanzen der Leit- und Begleitarten weichen stark von der Individuenzahl der Referenzzönosen ab. Die Schmerle (*Barbatula barbatula*) bildet dabei jedoch die Ausnahme, da diese in allen Beprobungsstrecken die dominanteste Art mit Abundanzen von ≥ 100 Individuen darstellt.

Tabelle 1: Ergebnisse der Bewertungen nach fiBS

Probestellen	fiBS		
V18_01	gut	V18_08	mäßig
V18_02	gut	V18_09	mäßig
V18_03	schlecht	V18_10	mäßig
V18_04	gut	V18_11	unbefriedigend
V18_05	unbefriedigend	V18_12	mäßig
V18_06	mäßig	V18_13	unbefriedigend
V18_07	unbefriedigend	V18_14	unbefriedigend
		V18_15	unbefriedigend

Makrozoobenthos

Insgesamt wurden 71 Taxa in der Vechte nachgewiesen. Die artenreichste Gruppe waren die Trichoptera mit 9 Taxa, gefolgt von den Ephemeroptera mit 5 Taxa. Jedoch wiesen die Crusatacea mit durchschnittlich 301 Organismen pro Probestelle die höchste Abundanz auf, gefolgt von Ephemeroptera mit 83 Organismen pro Probestelle. Die höchsten Diversitäten nach Shannon-Wiener lagen an den Probestellen V18_15 (2,33) und V18_5 (2,28) vor, wohingegen die Probestelle V18_16 (1,18) im Feldbach die geringste Diversität aufzeigte. Typische Vertreter wie *Ephemera danica*, *Lype phaeopa* und Vertreter der Gattung *Sericostoma* konnten vereinzelt nachgewiesen werden (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008).

Insgesamt wiesen 8 von 16 Probestellen im Untersuchungsgebiet ein defizitäres Ergebnis (mäßige und unbefriedigende Zustands-/Potenzialklasse) auf. Zurückzuführen ist dies auf die schlechte Bewertung des Moduls Allgemeine Degradation (Abb. 2). Betrachtet man die Gesamtbewertung des

ökologischen Zustandes, so wies keine der untersuchten Stellen einen sehr guten Zustand auf. Jeweils 25 % der Probestellen wurden mit „mäßig“ oder sogar nur mit „unbefriedigend“ bewertet (Abb. 2).

Auf der gesamten Fließstrecke wurde die Saprobie mit „gut“ bewertet. In der Vechte liegt damit sehr wahrscheinlich keine organische Belastung vor. Dennoch indizieren die Ergebnisse ein komplexes Stressorgefüge, vor allem hydromorphologische Defizite der Vechte rücken dabei in den Vordergrund. Der mäßige deutsche Fauna Index, der Mangel an Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (EPT)-Organismen sowie das Fehlen von sensitiven Indikatorarten weisen auf einen Mangel an sekundären Habitatstrukturen wie Totholz hin (Hering et. al., 2004). Dieser Mangel an sekundär Substraten könnte den Artenschwund der Groppe in der Vechte befördert haben. Die Groppe kolonisiert im Verlauf ihres Entwicklungszyklus ein Mosaik von Substraten. Für die Eiablage und für juvenile Organismen bedarf es vorwiegend feine, kiesige Substrate, wohingegen adulten Groppen gröbere Substratpräferenzen zum Schutz vor Strömung und Prädatoren aufweisen. Die Verschlammung des Sediment-Lückensystem und monotonisierte Strömungen beeinträchtigen somit den Lebenszyklus der Groppe gravierend. (BUWAL, 2004; Waterstraat & Wachlin, 2012)

Die Darfelder Vechte (V18_15) und der untersuchte Abschnitt des Rockeler Mühlenbachs (V18_14) zeigten einen guten ökologischen Zustand auf. Vor allem die Makrozoobenthos-Fauna der Darfelder Vechte wies eine hohe Vielfalt an Trichoptera (7 Taxa), die höchste Abundanz von EPT-Arten (54 %) und kaum Litoral-Besiedler (3 %) auf. Dies könnte eine potenzielle Quellpopulation für die Wiederbesiedlung des Mittellaufs mit einer gewässertypspezifische Makrozoobenthos-Fauna sein. Jedoch benötigt es dafür die Herstellung der biologischen Durchgängigkeit auf der gesamten Fließstrecke.

Alles in allem zeigen die Ergebnisse der Makrozoobenthos Untersuchung deutliche Auswirkungen von morphologischer Degradation auf. Die Artenzusammensetzung und Funktionalität der Lebensgemeinschaft weichen deutlich von einem guten ökologischen Zustand ab.

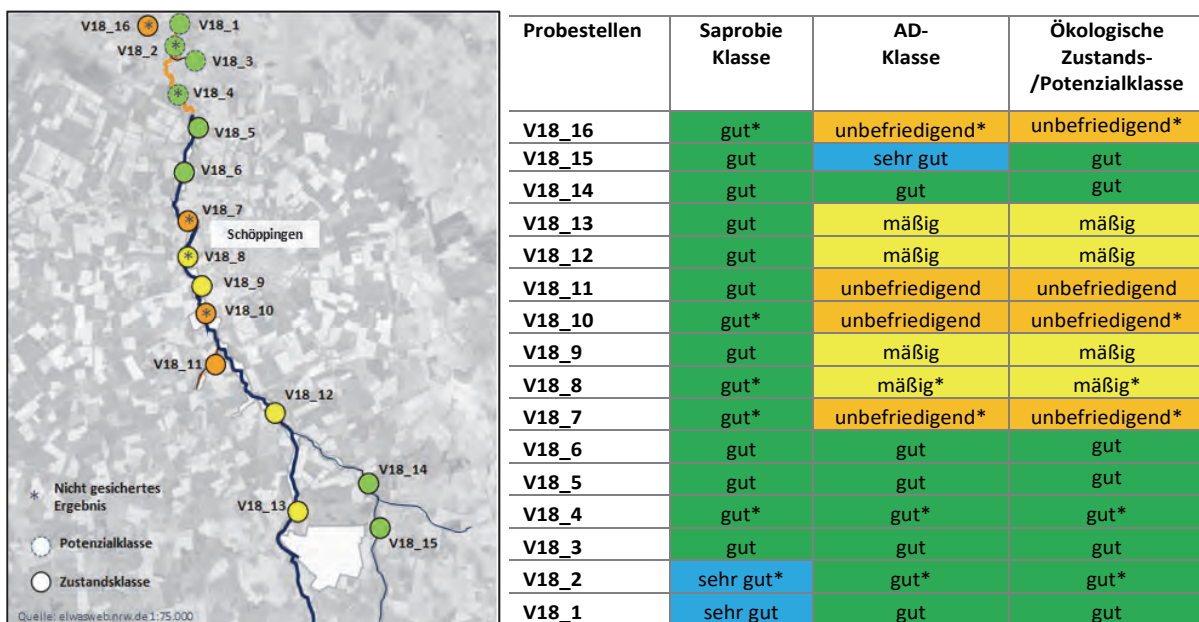


Abbildung 2: Ergebnisse der Makrozoobenthos Untersuchung an allen Probestellen.

*nicht gesichertes Ergebnis aufgrund unzureichender Abundanzsumme

Wasserstände und Wasserchemie

Die an insgesamt vier Gewässerstationen aufgestellten Messwertgeber (Cera-Diver & Baro-Diver, Firma: Van Essen Instruments B.V.) konnten den Längsverlauf der Vechte bezüglich der Parameter

Temperatur (°C) und Wasserstandshöhe (cm) repräsentieren. Die Auswertung der gemessenen Werte zeigt die Wechselbeziehung der Wasser- und Lufttemperatur zur Wasserstandshöhe, gemäß dem jahreszeitlichen Verlauf. Abbildung 3 beinhaltet die Ganglinien der Messergebnisse von Messstelle V18_1, die stellvertretend für die Gesamttendenz der Messergebnisse anderer Stationen stehen. Die eingezeichneten Trendlinien verdeutlichen dabei den entgegengesetzten zeitlichen Verlauf der Parameter. Bei gleichzeitiger Abnahme des Wasserstands, stieg das Temperaturniveau des Wassers auf 27°C (maximal gemessener Wert im Beprobungszeitraum) an, sodass die Überlebenschance als erheblich erschwert der nach LANUV (2011) an sommerkühlen und sauerstoffreichen Gewässern angepassten Fischart eingestuft werden kann. Das kurzzeitige Niederschlagsereignis um den 07.06.19, das zu einem Anstieg des Wasserpegels führte, wird durch die bereits eingesetzte fortlaufende Abnahme der Wasserstandshöhe abgelöst, die einen weiteren Stressor (lokale Abgrenzung und Migrationhemmnis) für die Groppe darstellt.

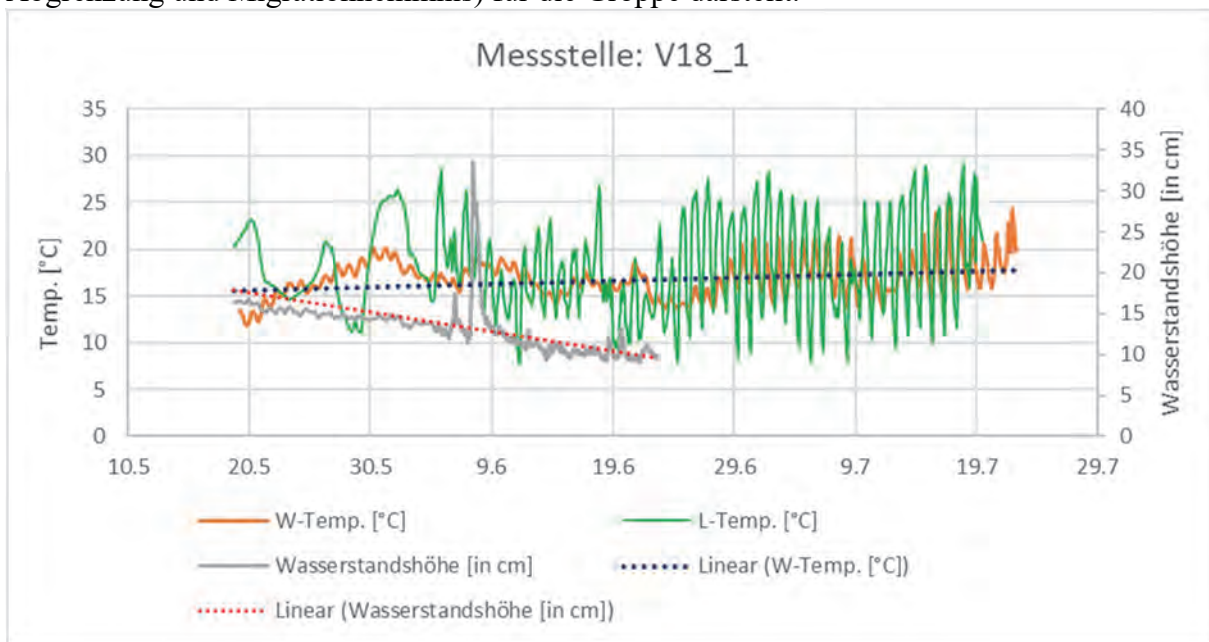


Abbildung 3: Ganglinien der Messergebnisse von Messstelle V18_1

Im Rahmen der punktuellen physikochemischen Untersuchungen konnten keine signifikanten Pestizid-Arzneimittelrückstände festgestellt werden; ebenso wenig Auffälligkeiten in der Ionenzusammensetzung des Wassers. Die Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial nach OGeV (2016) konnten bei der durchgeführten Stichprobe erfüllt werden.

Fazit

Zusammenfassend ergaben sich für die Vechte überwiegend mäßige bis unbefriedigende Ergebnisse der gewässerökologischen Untersuchungen (Abb. 1). Lediglich der Unterlauf erreichte eine gute ökologische Potenzialklasse (Fisch- und Makrozoobenthos-Fauna). Zudem zeigte die Darfelder Vechte einen guten ökologischen Zustand bezüglich der Makrozoobenthos - Zönose und bietet Potenzial für eine mögliche Wiederbesiedlung. Wohingegen die Fischzönose dort ein unbefriedigendes Bild aufzeigte. Der Mittelauf des Untersuchungsgebietes verfehlte den guten ökologischen Zustand (Fisch- und Makrozoobenthos-Fauna). Die schlechte Bewertung lässt sich auf Fehlen von Leit- und Indikatorarten sowie einer gering diversen Fauna zurückführen. Alles in allem

liegt die Vechte im Untersuchungsgebiet als strukturell mäßig bis deutlich verändertes Gewässer vor. Der verursachte Rückstau vieler Querbauwerke induziert eine Verarmung an besonderen Lauf-, Sohl- und Uferstrukturen, was sich durch den Verlust an Struktur- und Habitatvielfalt zeigt. Dies geht zudem mit einer gewässertypunspezifischen, artenarmen Makrozoobenthos Lebensgemeinschaft und einem schlechten Migrationsindex der Fischfauna einher.

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse jedoch keine Auffälligkeiten, die das signifikante Verschwinden der Groppe in den letzten Jahren erklären könnten. Im Vergleich zu den Ergebnissen aus den Vorjahren liegen zudem keine deutlichen Verschlechterungen bezüglich der Gewässerstruktur oder des allgemeinen fischökologischen Zustandes vor. Im Vergleich mit den Ergebnissen aus dem 3. Monitoringszyklus (2012-2014) weichen die Ergebnisse der Makrozoobenthosfauna in der Vechte deutlich ab (gute ökologische Zustandsklasse). Jedoch basiert diese Bewertung für etwa neun Fließkilometern auf Daten aus lediglich einer Probestelle bei Eggerode nahe V18_12, wodurch kein aussagekräftiger Vergleich möglich ist (Elwas-web, 2019).

Insgesamt fiel der mäßig-unbefriedigende ökologische Zustand und die fehlende ökologische Durchgängigkeit der Vechte im FFH - Gebiet unverkennbar auf. Die Zielart Groppe konnte nicht nachgewiesen werden. Für das FFH - Gebiet Vechte wurden bereits wichtige Entwicklungsziele und -maßnahmen formuliert. Als wichtigstes Entwicklungsziel gilt u.a. die Erhaltung einer stabilen Groppen-Population durch die Erhaltung von naturnahen Gewässerabschnitten und einer insgesamt guten Gewässergüte (Natura, 2000). Gemäß des Standarddatenbogens des FFH - Gebiets Vechte weist die Groppe einen guten Gesamtzustand auf, wobei keine Daten für diese Bewertung zugrunde liegen (EU, 2018). Die Befischungsergebnisse der vorrangegangenen Jahre sowie die Ergebnisse dieser Untersuchung belegen einen schlechten Gesamtzustand der Groppenpopulation in der Vechte. Dies bedeutet ein Verschwinden der landesweit bedeutsamen Population der Groppe (EU, 2018). Gemäß FFH - Richtlinie muss der „günstige“ Erhaltungszustand, der zur Ausweisung als Natura2000 Gebiet geführt hat, dauerhaft durch Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen gesichert bleiben (FFH-RL, 1992). Auf Grundlage der erhobenen Daten sollte daher die Erstellung eines geeigneten Managementplans zur Entwicklung des FFH-Gebietes Vechte das Ziel sein. Dabei sollte die Herstellung der biologischen Durchgängigkeit von vorrangiger Bedeutung sein, um ein Wiederbesiedlungspotenzial in der Vechte zu schaffen.

Literatur

- Barandun, J. (1990): Auswirkungen von Verbreitungsbarrieren auf das Vorkommen von Groppen. Natur und Landschaft 65 (2): 66-68.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) (2004): Biologie, Gefährdung und Schutz der Groppe (*Cottus gobio*) in der Schweiz. – Mitteilungen zur Fischerei Nr. 77, Bern.
- DÜBLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.
- ELWAS WEB (2019): Ökologische Zustandsklasse; 3. Zyklus 2012-2014; OFWK ID: DE_NRW_9286_166212, Vechte, Messtelle 800077. Abrufbar unter <https://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf#> (zuletzt abgerufen am 20.07.2019)
- EU (Europäische Union) (2018): Standarddatenbogen für besondere Schutzgebiete (BSG) DE3809302. Amtsblatt der Europäischen Union. <http://natura2000-meldedok.naturschutzinformationen.nrw.de/natura2000-meldedok/web/babel/media/sdb/s3809-302.pdf> (abgerufen am 28.06.2019).
- FFH-RL (1992): Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen vom 21 Mai 1992.
- Hering, D., Meier, C., Rawer-Jost, C., Feld, C. K., Biss, R., Lohse, S. & Böhmer, J. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. Limnologica 34: 398-415.

- OGewV (2016), Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGeWV). Anlage 6 (zu § 2 Nummer 6, § 5 Absatz 5 Satz 1 und 2, § 10 Absatz 2 Satz 1). from http://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/anlage_6.html
- OGewV (2016), Anlage 7 (zu § 5 Absatz 4 Satz 2)). (n.d.). Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten. Retrieved Oktober 20, 2018, from http://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/anlage_7.html
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2011): Steckbrief Groppe <http://www.dv-bl.de/wp-content/uploads/steckbrief-groppe.pdf> [abgerufen am 25.05.18].
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2012): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. LANUV Arbeitsblatt 18. Recklinghausen.
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2013): Natura 2000-Nr. DE-3809-8302. <http://natura2000-meldedok.na-turschutzhinformatioenen.nrw.de/natura2000-meldedok/de/fachinfo/listen/meldedok/DE-3809-302> [abgerufen am 15.07.2018].
- Leuner, E. (1994). Über die Substratansprüche der Mühlkoppe (*Cottus gobio*). Fischer & Teichwirt. 6: 207-208.
- Meier, C.; Haase, P.; Rolaufts, P.; Schindehütte, K.; Schöll, F.; Sundermann, A. & Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Stand Mai 2006.
- MUNLV NRW (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz). (2018): Kartendienst: ELWAS-Web. Düsseldorf. Von <http://www.elwasweb.nrw.de/el-was-web/index.jsf#> (abgerufen am 23.05.2018).
- NATURA (2000): Erhaltungsziele und -maßnahmen, De-3809-302 Vechte <http://natura2000-meldedok.naturschutzhinformatioenen.nrw.de/natura2000-meldedok/web/babel/media/zdok/DE-3809-302.pdf> (abgerufen am 28.06.2018).
- Pottgiesser T. & Sommerhäuser, M. (2008): Erste Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/13_Typ14_April2008.pdf?command=downloadContent&filename=13_Typ14_April2008.pdf (abgerufen am 01.06.2018).
- Waterstraat, A. & Wachlin, V. (2012) verändert nach Steinmann & Bless (2004): Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten Anhang II – *Cottus gobio* FFH-Code 1163. LUNG, Güstrow.
- Wittkugel, C. (2005): Untersuchungen zum Vorkommen der Groppe (*Cottus gobio*) im Bereich der Rheinvorstreckung am Bodensee (Vorarlberg). Vorarlberger Naturschau 16: 93-104.

Einfluss der Fraßaktivität herbivorer Fische auf benthische Algen

Michael Götten¹, Barbara Nuyken¹, Cathérine Nentwig¹, Manfred Fetthauer², Dirk Hübner³, Jörg Schneider⁴, Carola Winkelmann¹, Madlen Gerke^{1, 5}

¹ Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Universitätsstraße 1, 56070 Koblenz, michael.goetten@uni-koblenz.de, bnuyken@uni-koblenz.de, cnentwig@uni-koblenz.de, cawinkelmann@uni-koblenz.de; ² ARGE Nister/Obere Wied e.V., 57629 Stein-Wingert, m.fetthauer@t-online.de;

³ Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien Marburg, 35041 Marburg, dirk-huebner@arcor.de;

⁴ Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien Frankfurt, 60323 Frankfurt a. M.,

bfs-schneider@web.de; ⁵ Bayerisches Landesamt für Umwelt, 82407 Wielenbach, madlen.gerke@lfu.bayern.de

Keywords: Eutrophierung, benthisches Grazing, Top-Down-Steuerung, *Chondrostoma nasus*

Einleitung

Eutrophierung führt zu einer übermäßigen Steigerung der Primärproduktion, die sich negativ auf den ökologischen Zustand von Gewässern auswirkt (Biggs, 2000; Dodds *et al.*, 2002; Smith *et al.*, 1999). In Fließgewässern verursachen durch Eutrophierung hervorgerufene Massenentwicklungen benthischer Algen starke pH-Wert- und Sauerstoffschwankungen im Oberflächenwasser (Dodds & Welch, 2000; Hilton *et al.*, 2006). Übermäßiges Wachstum benthischer Algen reduziert die Durchlässigkeit des hyporheischen Interstitials (biogene Kolmation; Ibisch *et al.*, 2009; Hartwig & Borchardt, 2015; Smith *et al.*, 1999; Dodds *et al.*, 2002). Der mikrobielle Abbau abgestorbener Algenbiomasse im Interstitial führt außerdem zu einer erhöhten Sauerstoffzehrung (Ibisch *et al.*, 2009; Wood & Armitage, 1997; Hartwig & Borchardt, 2015). Die Kombination aus der reduzierten Sauerstoffzufuhr aus dem Oberflächenwasser und der erhöhten Sauerstoffzehrung führt zu einem Sauerstoffdefizit im Interstitial, wodurch die Habitatfunktion des Interstitials für Makrozoobenthos sowie für Eier und Larven kieslaichender Fische stark beeinträchtigt wird (Hübner *et al.*, 2009; Ingendahl, 2001; Geist & Auerswald, 2007). Um die Habitatfunktion des Interstitials und damit die Biodiversität eutrophierter Gewässer zu schützen ist es daher notwendig, die Massenentwicklungen benthischer Algen zu verhindern.

Herbivore Fische können prinzipiell die Algenbiomasse in Fließgewässern reduzieren, wie sowohl in Mesokosmenexperimenten (Martin *et al.*, 2016; Veach *et al.*, 2018) als auch in Freilandexperimenten gezeigt wurde (z. B. Power *et al.*, 1985; Schneck *et al.*, 2013; Flecker *et al.*, 2002). Benthisches Grazing kann außerdem die Zusammensetzung der Algengemeinschaft (Gelwick & Matthews, 1992; Pringle & Hamazaki, 1997; Abe *et al.*, 2007) sowie das Wachstum benthischer Algen beeinflussen (Lamberti *et al.*, 1989; Sturt *et al.*, 2011). In Mitteleuropa gibt es wenige herbivore Fischarten in Fließgewässern. Die einzige obligat herbivore Art ist die Nase (*Chondrostoma nasus*). Sie ernährt sich von benthischen Algen, die sie mit ihrer Unterlippe von Steinen abschabt (Corse *et al.*, 2010; Vater, 1997). Die Nase ist ein Schwarmfisch; auch adulte Fische bilden große Schwärme, die bis zu mehrere hundert Individuen umfassen können (Lusk, 1967). Obwohl ihre Bestände stark zurückgegangen sind, ist sie immer noch in vielen Flüssen vertreten (Melcher *et al.*, 2012; Reckendorfer *et al.*, 2001).

Im Rahmen eines Biomanipulationsexperimentes an einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss wurde der Nasenbestand über vier Jahre hinweg gesteuert und der Einfluss verschiedener Fischdichten auf die Biomasse und das Wachstum benthischer Algen analysiert. Es wurde erwartet, dass hohe Bestände der herbivoren Nase die mittlere Biomasse benthischer Algen in einem Flussabschnitt reduzieren. Um zu untersuchen, wie sich die Fraßaktivität der Nase kleinskalig auswirkt, wurden das RNA/DNA Verhältnis als Indikator für das Algenwachstum (Mewes *et al.*, 2017) und die Algenzusammensetzung auf Steinen mit und ohne Fraßspuren von Nasen bestimmt. Es wurde erwartet, dass die Fraßaktivität der Nasen auf dieser Skala zu einer Erhöhung des RNA/DNA-Verhältnisses führt und die Algenzusammensetzung verändert.

Material und Methoden

Das Biomanipulationsexperiment fand in der Nister, einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss im Westerwald statt (Siegsystem; vgl. Beschreibung in Gerke *et al.*, 2018). Das Biomanipulationsexperiment wurde auf Grundlage eines modifizierten Before-After-Control-Impact-Designs (BACI; Stewart-Oaten *et al.*, 1986; Underwood, 1992) in zwei jeweils ca. 550 m langen Versuchsstrecken in zwei experimentellen Phasen durchgeführt. Dabei diente die untere Strecke als Referenzstrecke mit einem relativ konstanten Fischbestand über den gesamten Verlauf des Experiments. Die obere Strecke diente als Manipulationsstrecke, in welcher der Fischbestand zwischen den beiden Phasen des Experimentes verändert wurde (siehe Abb. 4). In der ersten Phase (Sommer 2015 – Sommer 2017) wurde ein unterschiedlich hoher Fischbestand in den beiden Versuchsstrecken eingestellt. Dazu wurde der bereits vor Beginn des Experimentes relativ hohe Fischbestand in der Referenzstrecke gestützt, während er in der Manipulationsstrecke minimiert wurde (Referenzstrecke: 234 ± 46 Nasen > 15 cm pro 100 m, Manipulationsstrecke: 15 ± 26 Nasen > 15 cm pro 100 m). In der zweiten Phase (Sommer 2017 – Sommer 2019) wurde in beiden Strecken ein ähnlich hoher Fischbestand eingestellt (Referenzstrecke: 149 ± 86 Nasen > 15 cm pro 100 m; Manipulationsstrecke: 143 ± 22 Nasen > 15 cm pro 100 m).

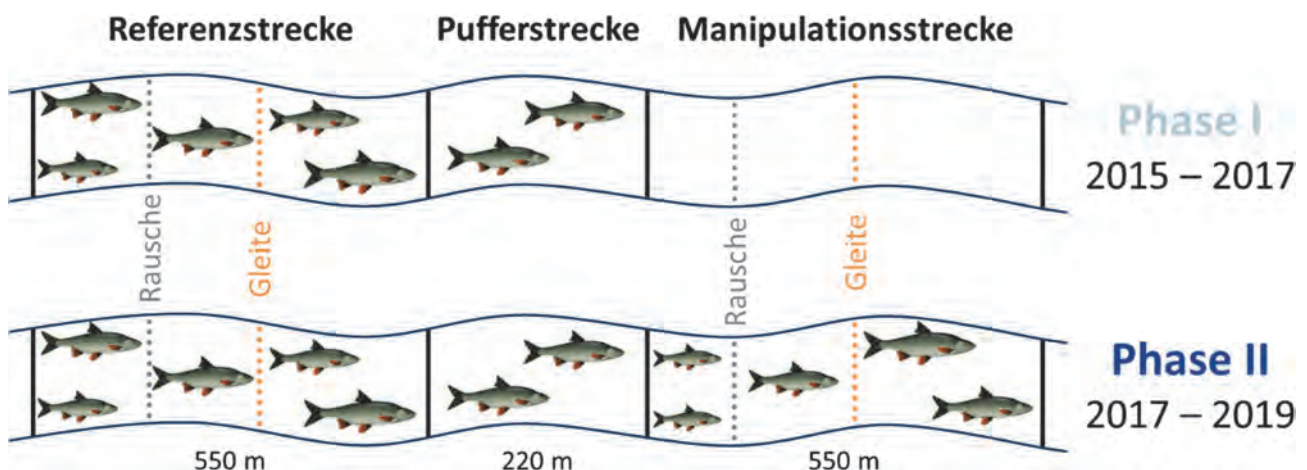


Abb. 4: Prinzipskizze des Biomanipulationsexperiments nach Before-After-Control-Impact-Design (BACI)

Durch das zweiphasige Design kann überprüft werden, ob Unterschiede zwischen den Strecken tatsächlich auf der Manipulation der Fischdichte und nicht etwa auf natürlichen Unterschieden zwischen den Strecken (z. B. Lichtbedingungen oder Sedimentzusammensetzung) oder aber Unterschieden zwischen den einzelnen Versuchsjahren (z. B. Wettersituation im Frühling) beruhen.

Zwischen den beiden Versuchsstrecken befand sich eine 220 m lange Pufferstrecke, in der der Fischbestand ebenfalls gestützt wurde. Dies war nötig, um Randeffekte im oberen Bereich der Referenzstrecke zu vermeiden. Die Strecken wurden durch dynamische Fischwehre nach Mühlbauer *et al.* (2003) voneinander abgegrenzt. Die Bestände in den Versuchsstrecken wurden über den gesamten Versuchszeitraum drei Mal pro Jahr durch Elektrofischungen mittels der Markierungs-Wiederfangmethode kontrolliert. Außerdem wurden Maßnahmen zur Stabilisierung der erhöhten Fischbestände in der Referenz- und der Pufferstrecke und in der zweiten Phase auch in der Manipulationsstrecke durchgeführt (Nachbesatz, Vergrämung des Kormorans).

Zur Bestimmung der Algenbiomasse wurden in beiden Strecken jeweils zehn Steine entlang zweier Transsekte (Rausche und Gleite) entnommen und je Transsekt eine Mischprobe erzeugt. In Phase I erfolgten die Probenahmen monatlich und in Phase II alle zwei Wochen. Die Anpassung des Beprobungsintervalls war notwendig für eine ausreichend hohe Anzahl an Messterminen in Phase II, da für Phase II ursprünglich eine kürzere Dauer geplant war (bis Ende 2018) und die Verlängerung bis 2019 erst kurzfristig ermöglicht wurde. Im Labor wurde die Chlorophyll *a*-Konzentration (bezogen auf die Oberfläche der zehn Steine) als Maß für die Biomasse lebender Algen bestimmt (Mewes *et al.*, 2017). Für die statistische Auswertung wurde nur die Differenz der Chlorophyll *a*-Konzentration zwischen den Strecken (Manipulation-Referenz) in beiden Phasen verglichen (RIA; Carpenter *et al.*, 1989). Nur eine signifikante Änderung der Differenz zwischen Manipulations- und Referenzstrecke zwischen den Phasen ist als Effekt der experimentellen Steuerung der Fischbestände zu interpretieren.

Um zu untersuchen, wie sich die Fraßaktivität der Nase kleinskalig auf Algenzusammensetzung und Algenwachstum auswirkt, wurde im Sommer 2017 der Aufwuchs auf jeweils fünf Steinen aus der Referenzstrecke mit und ohne Fraßspuren von Nasen beprobt. Die Algenzusammensetzung der Suspension wurde auf Großgruppenniveau mikroskopisch bei 400-facher Vergrößerung bestimmt und mittels Permanova verglichen.

Das RNA/DNA-Verhältnis als Indikator für die Wachstumsrate der Algensuspension (Mewes *et al.*, 2017) wurde für Proben von jeweils drei der fünf Steine im Labor bestimmt und mittels t-Test verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Durch die Fraßaktivität der Nasen konnte zumindest im Bereich der Gleite die Biomasse benthischer Algen, gemessen als Chlorophyll *a*-Konzentration, signifikant reduziert werden, denn in Phase II war die Differenz der Chlorophyll *a*-Konzentration zwischen den Strecken im Bereich der Gleite signifikant stärker negativ als in Phase I (Differenz Phase I: -4%; Differenz Phase II: -37%; $p < 0,01$; $n \geq 17$; RIA; Abb. 5, links). In der Rausche wurde keine Änderung der Differenz zwischen den Phasen nachgewiesen ($p = 0,64$; $n \geq 17$; RIA; Abb. 5, rechts). Die Chlorophyll *a*-Konzentration der Proben aus der Manipulationsstrecke war bereits in Phase I niedriger als in der Referenzstrecke (negative Differenz Manipulation-Referenz). Dieser Unterschied ist aber wahrscheinlich durch ein höheres Lichtangebot in der Referenzstrecke zu erklären.

Die Veränderung der Differenz zwischen den Versuchsstrecken um 33% in Phase II zeigt, dass Nasen tatsächlich in der Lage sind, die Biomasse benthischer Algen zu reduzieren. Daraus folgt, dass durch die Fraßaktivität der Nasen möglicherweise auch die negativen Effekte hoher Algenbiomassen, insbesondere eine Verschlechterung der Habitatbedingungen im Interstitial infolge biogener Kolmation, reduziert werden können.

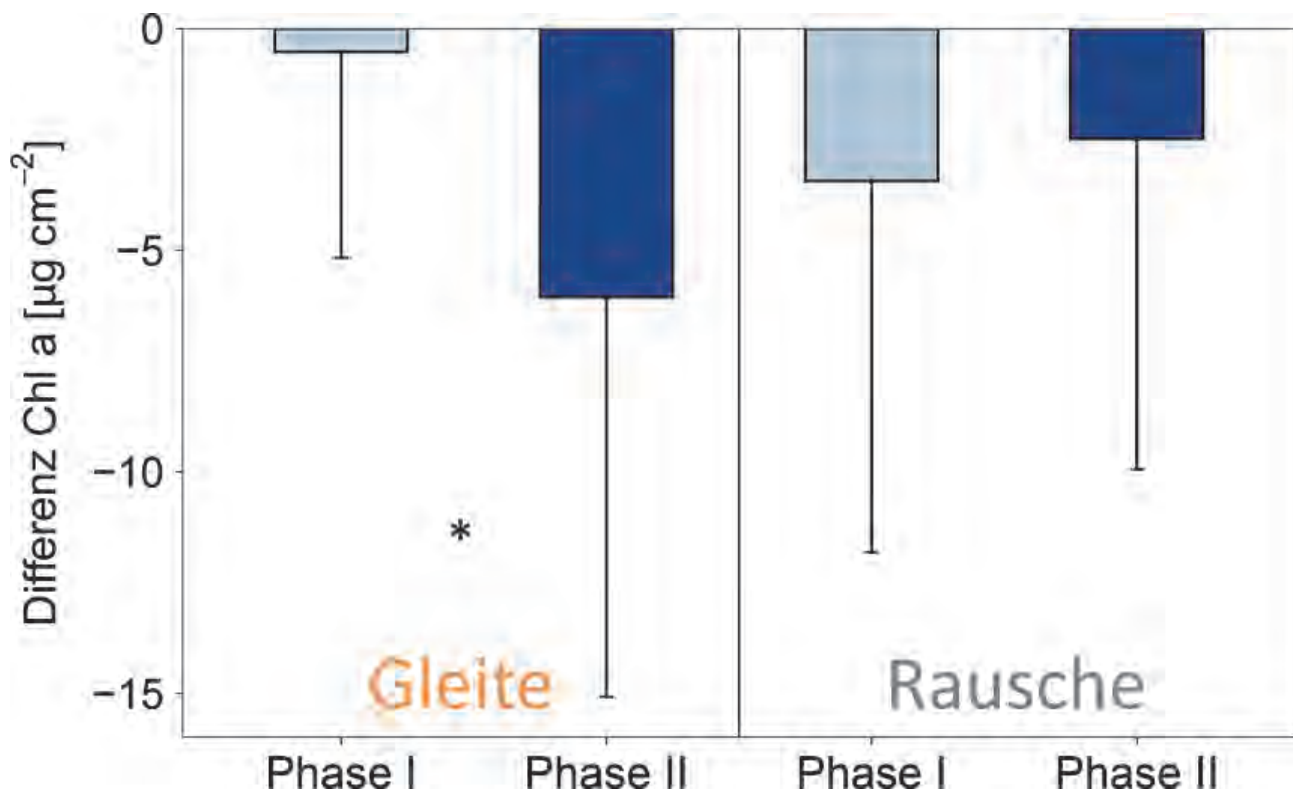


Abb. 5: Vergleich der Differenzen (Manipulation-Referenz) der Chlorophyll *a*-Konzentrationen zwischen den beiden Versuchsphasen, aufgeteilt nach Gleite (links) und Rausche (rechts), $n \geq 17$

Das Ausbleiben eines Effekts im Bereich der Rausche könnte auf eine geringere Fraßaktivität der Nasen in diesem Bereich zurückzuführen sein. Durch die geringere Gewässertiefe ist die Rausche für großwüchsige Nasen bei Niedrigwasser als Fraßplatz ungeeignet. Außerdem führt die höhere Strömung in der Rausche wahrscheinlich zu einem erhöhten Abrieb benthischer Algen, welcher Effekte der Fraßaktivität überdecken könnte.

Dass der beobachtete Unterschied zwischen den Phasen tatsächlich ein direkter Einfluss der Fraßaktivität der Nasen ist, wird durch die Ergebnisse der kleinskaligen Untersuchung unterstützt. Zum einen wird deutlich, dass Nasen durch ihre Fraßaktivität die Algenzusammensetzung beeinflussen. Steine mit und ohne Fraßspuren der Nasen zeigten eine signifikant unterschiedliche Algenzusammensetzung ($p = 0,02$; $R^2 = 0,44$; $n = 5$; Permanova; Abb. 6). Auf Steinen mit Fraßspuren war der Anteil an Cyanobakterien deutlich höher und der Anteil an Diatomeen deutlich niedriger als auf Steinen ohne Fraßspuren. Zum anderen deuten die Befunde der RNA/DNA Verhältnisse auf ein kompensatorisches Wachstum der benthischen Algen nach dem Abweiden durch die Nasen hin. Das RNA/DNA-Verhältnis auf Steinen mit Fraßspuren war signifikant höher als auf Steinen ohne Fraßspuren ($p < 0,01$; $n = 3$; t-Test; Abb. 7).

Die unterschiedliche Algenzusammensetzung auf Steinen mit und ohne Fraßspuren von Nasen war zu erwarten, da auch frühere Studien gezeigt haben, dass benthisches Grazing die Algenzusammensetzung verändern kann (Gelwick & Matthews, 1992; Pringle & Hamazaki, 1997; Abe *et al.*, 2007). Der verringerte Diatomeenanteil auf Steinen mit Fraßspuren könnte dabei darauf zurückzuführen sein, dass Nasen Diatomeen als Nahrung bevorzugen (Freyhof, 1995; Corse *et al.*, 2010). Ein kompensatorisches Wachstum auf Steinen mit Fraßspuren lässt sich damit erklären, dass die oberen Lagen der benthischen Algen abgeweidet werden, wodurch die darunter gelegenen besser mit limitierenden

Ressourcen wie Licht und Nährstoffen versorgt werden (Lamberti & Resh, 1983; McCormick & Stevenson, 1989, 1991).

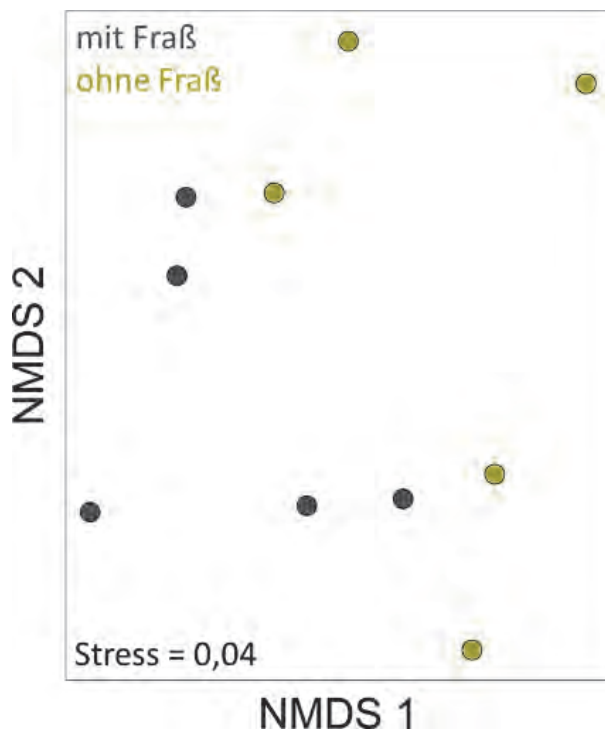


Abb. 6: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung der Algenzusammensetzung auf Steinen mit und ohne Fraßspuren, n = 5

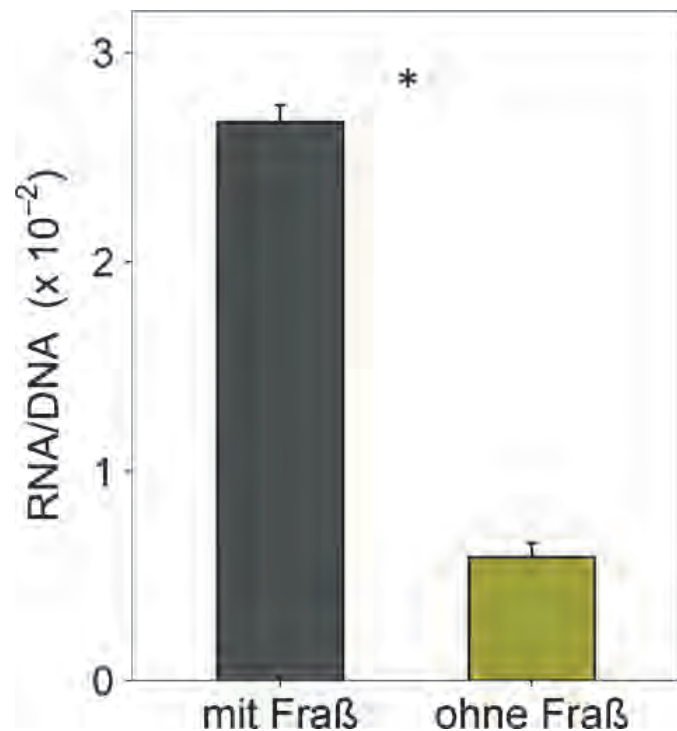


Abb. 7: RNA/DNA-Verhältnis auf Steinen mit und ohne Fraßspuren, n = 3

Zusammenfassung

In den kleinskaligen Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass Nasen durch ihre Fraßaktivität die Zusammensetzung und das Wachstum benthischer Algen direkt beeinflussen. Im großskaligen Experiment zeigte sich, dass sie in Gewässerbereichen mit hoher Fraßaktivität auch langfristig zu einer Reduktion der Biomasse benthischer Algen beitragen können. In Anbetracht des Umstandes, dass Nährstoffeinträge meist aus diffusen Quellen stammen und ihre Reduzierung daher oft außergewöhnlich schwierig ist, könnte der Schutz oder Wiederaufbau hoher Bestände herbivorer Nasen ein geeignetes Mittel sein, um schädliche Eutrophierungseffekte zu reduzieren und somit die Biodiversität in Gewässern nachhaltig zu sichern.

Danksagung

Ein herzlicher Dank geht an unseren Mitarbeiter Christian Sodemann sowie an alle Kolleginnen und Kollegen, die uns bei den Freilandarbeiten unterstützt haben. Ein weiterer Dank geht an Meike Koester und Jochen Becker für ihr stets konstruktives Feedback bei der Erstellung des Posters. Alle Untersuchungen entstanden im Rahmen des von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung finanzierten Modell- und Demonstrationsvorhabens BIOEFFEKT (2813BM010, Laufzeit 2015-2018).

Literatur

- Abe S.-I., Uchida K., Nagumo T. & Tanaka J. (2007) Alterations in the biomass-specific productivity of periphyton assemblages mediated by fish grazing. *Freshwater Biology*, **52**, 1486–1493, doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01780.x.
- Biggs B.J.F. (2000) Eutrophication of streams and rivers. Dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *Journal of the North American Benthological Society*, **19**, 17–31, doi:10.2307/1468279.
- Carpenter S.R., Frost T.M., Heisey D. & Kratz T.K. (1989) Randomized Intervention Analysis and the Interpretation of Whole-Ecosystem Experiments. *Ecology*, **70**, 1142–1152, doi:10.2307/1941382.
- Corse E., Costedoat C., Chappaz R., Pech N., Martin J.-F. & Gilles A. (2010) A PCR-based method for diet analysis in freshwater organisms using 18S rDNA barcoding on faeces. *Molecular ecology resources*, **10**, 96–108, doi:10.1111/j.1755-0998.2009.02795.x.
- Dodds W.K., Smith V.H. & Lohman K. (2002) Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**, 865–874, doi:10.1139/f02-063.
- Dodds W.K.K. & Welch E.B. (2000) Establishing nutrient criteria in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, **19**, 186–196, doi:10.2307/1468291.
- Flecker A.S., Taylor B.W., Bernhardt E.S., Hood J.M., Cornwell W.K., Cassatt S.R., Vanni M.J. & Altman N.S. (2002) Interactions between Herbivorous Fishes and Limiting Nutrients in a Tropical Stream Ecosystem. *Ecology*, **83**, 1831, doi:10.2307/3071768.
- Freyhof J. (1995) Feeding traces as an indicator of habitat choice in nase, *Chondrostoma nasus*. *FOLIA ZOOLOGICA-PRAHA*, **44**, 57–62.
- Geist J. & Auerswald K. (2007) Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology*, **52**, 2299–2316, doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01812.x.
- Gelwick F.P. & Matthews W.J. (1992) Effects of an Algivorous Minnow on Temperate Stream Ecosystem Properties. *Ecology*, **73**, 1630–1645, doi:10.2307/1940016.
- Gerke M., Cob Chaves D., Richter M., Mewes D., Schneider J., Hübner D. & Winkelmann C. (2018) Benthic grazing in a eutrophic river: cascading effects of zoobenthivorous fish mask direct effects of herbivorous fish. *PeerJ*, **6**, e4381, doi:10.7717/peerj.4381.
- Hartwig M. & Borchardt D. (2015) Alteration of key hyporheic functions through biological and physical clogging along a nutrient and fine-sediment gradient. *Ecohydrology*, **8**, 961–975, doi:10.1002/eco.1571.
- Hilton J., O'Hare M., Bowes M.J. & Jones J.I. (2006) How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *The Science of the total environment*, **365**, 66–83, doi:10.1016/j.scitotenv.2006.02.055.
- Hübner D., Borchardt D. & Fischer J. (2009) Cascading effects of eutrophication on intragravel life stages of European Grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Advances in Limnology*, 205–224.
- Ibisch R.B., Seydell I. & Borchardt D. (2009) Influence of periphyton biomass dynamics on biological colmation processes in the hyporheic zone of a gravel bed river (River Lahn, Germany). *Advances in Limnology*, **61**, 87–104.
- Ingendahl D. (2001) Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rhine. *Journal of Fish Biology*, **58**, 325–341, doi:10.1111/j.1095-8649.2001.tb02256.x.
- Lamberti G.A., Gregory S.V., Ashkenas L.R., Steinman A.D. & McIntire C.D. (1989) Productive Capacity of Periphyton as a Determinant of Plant-Herbivore Interactions in Streams. *Ecology*, **70**, 1840–1856, doi:10.2307/1938117.
- Lamberti G.A. & Resh V.H. (1983) Stream Periphyton and Insect Herbivores: An Experimental Study of Grazing by a Caddisfly Population. *Ecology*, **64**, 1124–1135, doi:10.2307/1937823.
- Lusk S. (1967) Population dynamics of *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758) in the Rokytna river. *Acta sc. nat. Brno*, **1**, 473–522.
- Martin E.C., Gido K.B., Bello N., Dodds W.K. & Veach A. (2016) Increasing fish taxonomic and functional richness affects ecosystem properties of small headwater prairie streams. *Freshwater Biology*, **61**, 887–898, doi:10.1111/fwb.12752.
- McCormick P.V. & Stevenson R.J. (1989) Effects of Snail Grazing on Benthic Algal Community Structure in Different Nutrient Environments. *Journal of the North American Benthological Society*, **8**, 162–172, doi:10.2307/1467634.
- McCormick P.V. & Stevenson R.J. (1991) Grazer control of nutrient availability in the periphyton. *Oecologia*, **86**, 287–291.

- Melcher A.H., Lautsch E. & Schmutz S. (2012) Non-parametric methods—Tree and P-CFA—for the ecological evaluation and assessment of suitable aquatic habitats: a contribution to fish psychology. *Psychological Test and Assessment Modeling*, **54**, 293–306.
- Mewes D., Spielvogel S. & Winkelmann C. (2017) RNA/DNA ratio as a growth indicator of stream periphyton. *Freshwater Biology*, **62**, 807–818, doi:10.1111/fwb.12903.
- Mühlbauer M., Traxler E., Zitek A. & Schmutz S. (2003) Das dynamische Fischwehr Ein hochwassersicheres Fischwehr zur Untersuchung der Fischwanderung in kleinen bis mittelgroßen Flüssen. *Österreichs Fischerei*, **56**, 136–148.
- Power M.E., Matthews W.J. & Stewart A.J. (1985) Grazing Minnows, Piscivorous Bass, and Stream Algae. Dynamics of a Strong Interaction. *Ecology*, **66**, 1448–1456, doi:10.2307/1938007.
- Pringle C.M. & Hamazaki T. (1997) Effects of fishes on algal response to storms in atropical streams. *Ecology*, **78**, 2432–2442, doi:10.1890/0012-9658(1997)078[2432:EOFOAR]2.0.CO;2.
- Reckendorfer W., Keckeis, Tiitu V., Winkler G., Zornig H. & Schiemer F. (2001) Diet shifts in 0+ nase, *Chondrostoma nasus*: Size-specific differences and the effect of food availability. *Archiv für Hydrobiologie*, **135**, 425–440.
- Schneck F., Schwarzbald A. & Melo A.S. (2013) Substrate roughness, fish grazers, and mesohabitat type interact to determine algal biomass and sediment accrual in a high-altitude subtropical stream. *Hydrobiologia*, **711**, 165–173, doi:10.1007/s10750-013-1477-x.
- Smith V.H., Tilman G.D. & Nekola J.C. (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, **100**, 179–196, doi:10.1016/S0269-7491(99)00091-3.
- Stewart-Oaten A., Murdoch W.W. & Parker K.R. (1986) Environmental Impact Assessment. “Pseudoreplication” in Time? *Ecology*, **67**, 929–940, doi:10.2307/1939815.
- Sturt M.M., Jansen M.A.K. & Harrison S.S.C. (2011) Invertebrate grazing and riparian shade as controllers of nuisance algae in a eutrophic river. *Freshwater Biology*, **56**, 2580–2593, doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02684.x.
- Underwood A.J. (1992) Beyond BACI. The detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **161**, 145–178, doi:10.1016/0022-0981(92)90094-Q.
- Vater M. (1997) Age growth of the undermouth *Chondrostoma nasus* in the Slovak stretch of the Danube river. *Biologia*, **52**, 653–661.
- Veach A.M., Troia M.J., Jumpponen A. & Dodds W.K. (2018) Top–down effects of a grazing, omnivorous minnow (*Camptostoma anomalum*) on stream microbial communities. *Freshwater Science*, **37**, 121–133, doi:10.1086/696292.
- Wood & Armitage (1997) Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environmental Management*, **21**, 203–217, doi:10.1007/s002679900019.

Wie valide und plausibel ist DNA-Metabarcoding für die ökologische Zustandsbewertung der Fließgewässer?

Till-Hendrik Macher¹; Jens Arle²; Arne Beermann¹; Cristina Hartmann-Fatu¹; Daniel Hering¹; Jan Koschorreck²; Peter Rolauffs¹; Jonas Zimmermann³; Florian Leese¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² Umweltbundesamt; ³ Freie Universität Berlin

Biodiversität ist ein wichtiger Faktor bei der ökologischen Zustandsbewertung von Fließgewässern. Makroinvertebraten, Fische, Makrophyten und das Phytobenthos (inbes. Diatomeen) sind die wichtigsten biologischen Qualitätselemente (BQEs) und werden für die klassischen Zustandsbewertung durch morphologische Bestimmung erfasst. In den letzten Jahren wurden DNA-basierte Methoden als Alternativen und Ergänzungen zum klassischen, Morphologie-basierten Monitoring entwickelt. Mit Hilfe dieses „DNA-Barcodings“ können bewertungsrelevante BQEs in den Fließgewässern bereits erfasst und in Datenbanken hinterlegt werden. Mit der Weiterentwicklung von Hochdurchsatzmethoden (sog. „DNA-Metabarcoding“) können anschließend – mit Rückgriff auf die Datenbank – ganze Artengemeinschaften auf einmal erfasst werden. Hierfür ist im Optimalfall nur noch eine Wasserprobe, auch eDNA (‘environmental DNA’; Umwelt-DNA) genannt, notwendig. Die in der Probe vorhandenen DNA-Moleküle der dort vorkommenden Organismen werden extrahiert, Markergene amplifiziert und sequenziert und ergeben nach der Daten-Prozessierung eine Identitätenliste der dort vorkommenden Organismen. Vorherige Studien haben das Potenzial des DNA-Metabarcodings bereits für die drei typischen biologischen Qualitätselemente (BQEs) “Fische”, “Phytobenthos” und “Makrozoobenthos” getestet. In vielen Fällen scheint die Verwendung DNA basierter Methoden sinnvoll und bereits möglich. Zur Nutzung von DNA-Metabarcoding als Erhebungsinstrument für behördliches Monitoring ist jedoch eine Standardisierung der Probennahme und eine Validierung der Robustheit der Methode, in Übereinstimmung mit den rechtlich verbindlichen Indikatoren, zwingend erforderlich. Dementsprechend besteht in Deutschland, wie auch international, Bedarf an großflächigen Pionierstudien zur Plausibilisierung, Interkalibrierung und Standardisierung von DNA-Metabarcoding im behördlichen Monitoring. Hierzu wurde das Projekt “GeDNA” (Gewässer eDNA im behördlichen Kontext) als Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zwischen der Universität Duisburg-Essen und dem Umweltbundesamt (UBA) initiiert. Das Projekt wird am Beispiel von drei Bundesländern (Nordrhein-Westfalen, Bayern und Sachsen) und vier Gewässertypen (5/9 und 14/15) die Anwendung der neuen Methoden prüfen und auf der Grundlage eines direkten Vergleichs DNA-basierter und klassischer Bewertungsmethoden für die BQEs Makrozoobenthos, Fische und Phytobenthos konkrete Empfehlungen für die behördliche Gewässerbeobachtung erarbeiten.

Litterbags - ein funktionaler Indikator zur Fließgewässerbewertung im Test an der Münsterschen Aa

Per-Olaf Walter, Benjamin Kupilas

· Angewandte Landschaftsökologie und Ökologische Planung; Institut für Landschaftsökologie
Heisenbergstraße 2, 48149 Münster
per.olaf.walter@gmail.com, benjamin.kupilas@uni-muenster.de

Keywords: Litterbags, funktionale Indikatoren, Streuabbau

Hintergrund

Der ökologische Zustand unserer Fließgewässer wird in der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bisher letztlich mit Hilfe *biologischer Indikatoren* bewertet: Fische, Makrophyten, Makrozoobenthos und Phytoplankton werden erfasst und mit der Artengemeinschaft eines Referenzzustandes verglichen, woraus sich Defizite ableiten lassen. Dabei wird ein gewisses Maß an Biodiversität mit einem funktionierenden Ökosystem gleichgesetzt, was oftmals nicht zutrifft. Daher wird zunehmend deutlich, dass die klassischen Indikatoren durch neue Ansätze ergänzt werden müssen, welche die Ökosystemfunktionen und Interaktionen zwischen Organismen berücksichtigen (Friberg 2014). *Funktionale Indikatoren* erfassen ökosystemare Abläufe und können ergänzend zu den klassischen Indikatoren zu einem ganzheitlichen Verständnis der Gewässerökosysteme führen. Zu den funktionalen Indikatoren zählen z. B.

- Fließgewässermetabolismus,
- Primärproduktion,
- Sekundärproduktion,
- Nahrungsnetze,
- und Streuabbau,

wobei letzterer im Fokus der vorliegenden Untersuchung steht.

Seit mehr als einem Jahrzehnt werden Studien zur Streuabbau in Fließgewässern entlang verschiedener Umweltgradienten durchgeführt. In das Gewässer eingetragenes Laub stellt eine wichtige Nahrungsgrundlage für Makroinvertebraten dar und beeinflusst so das gesamte Nahrungsnetz des Fließgewässers. Diese Schlüsselrolle macht den Streuabbau zu einem aussagekräftigen Indikator für den funktionalen Zustand eines Gewässers. Obgleich zahlreiche Studien die Eignung der Methode zur ergänzenden Beschreibung des Ökosystems belegen (Woodward et al. 2012; Chauvet et al. 2016), wird sie bis dato kaum angewandt.

Fragestellung

Im Rahmen eines funktionalen Monitorings haben wir die Methode an der Münstersche Aa - einem durch intensive landwirtschaftliche Nutzung geprägten Tieflandbach in NRW - getestet. Dazu wurden folgende Fragestellungen untersucht:

- Welche Zusammenhänge bestehen zwischen der Abbaurate von Laubstreu und den Nährstofffrachten im Gewässerabschnitt?
- Weist das Laub der heimischen Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) höhere Abbauraten auf als das Laub des Japanischen Staudenknöterichs (*Reynoutria japonica*), der als Neophyt immer häufiger entlang von Gewässern vorkommt und lokal die Nahrungsbasis im Gewässer verändern kann?

Methode

An vier Probestellen im Einzugsgebiet der Münsterschen Aa wurden pro Laubart (*Alnus glutinosa* und *Reynoutria japonica*) jeweils fünf grobmaschige und fünf feinmaschige *Litterbags* eingebracht. Die unterschiedlichen Maschenweiten ermöglichen die Bestimmung des makrobiellen (Maschenweite 10 mm) und mikrobiellen (Maschenweite 0,58 mm) Abbaus. Je Litterbag wurden fünf Gramm der jeweiligen Laubart eingewogen (+/- 0,25 g). Die vier Probestellen bilden jeweils unterschiedliche Umwelteinflüsse ab:

Probestelle 1: Die Lasbecker Aa (einer der Zuflüsse zur Münsterschen Aa) kurz hinter dem Quellaustritt.

Probestelle 2: Die Münstersche Aa, vor der Passage durch das Stadtgebiet, weist hier ein stark landwirtschaftlich geprägtes Umland auf.

Probestelle 3: Die Münstersche Aa nach der Passage durch die Stadt bildet an dieser Stelle urbane Einflüsse ab.

Probestelle 4: Die Münstersche Aa nach dem Zufluss der ehemaligen Rieselfelder der Stadt Münster und kurz vor der Mündung in die Ems.

Die Litterbags wurden nach einem Monat entnommen, im Labor gereinigt, getrocknet (55° für 48 h) und die verbleibende Masse ermittelt. Zusätzlich wurden an jeder Probestelle Wasserproben genommen und im Labor auf NO₃, NH₄ und PO₄ analysiert, von denen der Nitratgehalt für die spätere Auswertung genutzt wurde.

Ergebnisse und Diskussion

Die Abbaurate beider Laubarten zeigte eine starke Korrelation mit der Nitratfracht im Gewässer (Abb. 1). Dies deckt sich mit den Erkenntnissen von Woodward et al. (2012), der zeigen konnte, dass der Streuabbau verstärkt im meso- bis eutrophen Bereich stattfindet, während er bei sehr geringen und sehr hohen Nährstoffbelastung gering ist. Der zunehmende Masseverlust in Abhängigkeit vom Nitratgehalt in unserer Studie zeigt, dass die Funktionsfähigkeit des Gewässers (in Bezug auf die Streuabbau) bei einem maximalen Nitratgehalt von 45 mg/l noch nicht überschritten wurde.

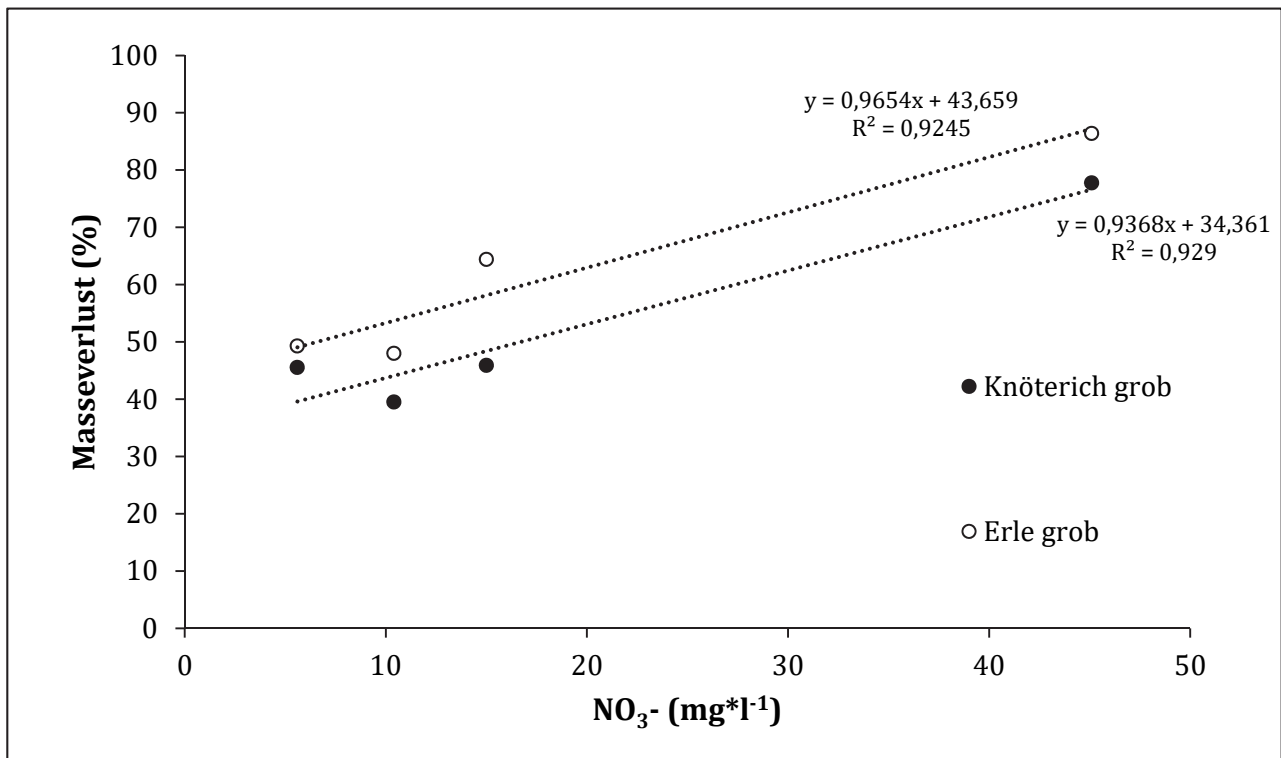


Abb. 1: Masseverlust nach Nitratgehalt für die grobmaschigen Litterbags

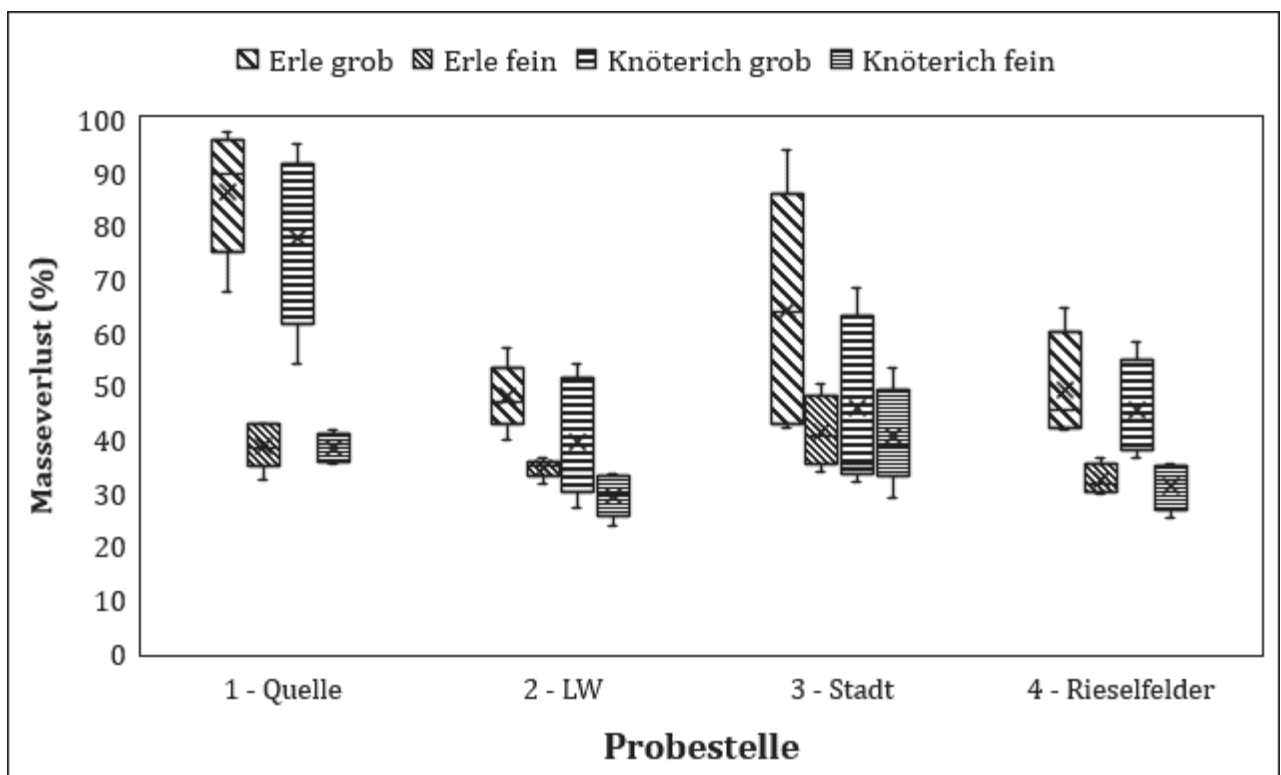


Abb. 2: Masseverlust nach Masseverluste nach Laubart, Maschenweite und Probestelle

Der Vergleich des Abbaus von Erlen- und Knöterichlaub zeigte keine signifikanten Unterschiede, was darauf hinweist, dass sowohl die einheimische als auch die invasive Pflanzenart von den Organismen als Nahrung genutzt werden (Abb. 2).

Ausblick

Die erprobte Methode erwies sich als vielversprechend für die ergänzende, funktionale Betrachtung von Fließgewässerabschnitten und kann zu einem besseren Verständnis des vorliegenden Systems und seiner Stressoren beitragen. Das im Rahmen des Projektes erprobte Litterbag-Sampling ist für den flächendeckenden Einsatz allerdings sehr zeit- und arbeitsaufwendig. Um auf einer größeren Skala dennoch den Umsatz organischen Kohlenstoffs als funktionalen Indikator erfassen zu können, kann ein Ersatz für die Blätter nützlich sein. Infrage kommen dafür Stoffe mit hohem Zelluloseanteil, dem Hauptbestandteil pflanzlicher Masse.

Nachdem in anderen Untersuchungen Baumwollstreifen als Alternative zum Laub zum Einsatz kamen (Tiegs et al. 2019), wurden in dem Projekt CROSSLINK Abbauraten eines Produktes getestet, welches aus 75% Cellulose und 25% Baumwolle besteht und bei geringen Kosten leicht zu standardisieren ist. Streifen aus diesem Material wurden in Fließgewässerökosystemen entlang eines Nährstoffgradienten eingesetzt. Zeitgleich wurden Abbauraten von natürlichem Laub (*Alnus glutinosa*) und reinen Baumwollstreifen gemessen. Der Vergleich der drei Produkte zeigte, dass die CROSSLINK-Streifen eine höhere Ähnlichkeit zu Laub aufweisen als reine Baumwollstreifen (Friberg & Kupilas et al. in prep.). Sie bilden somit einen vielversprechenden Ansatz, um den Streuabbau als funktionalen Indikator in Analyse und Monitoring des Gewässerzustandes zu integrieren.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen eines studentischen Forschungsprojektes im Masterstudiengang der Wasserwissenschaften an der WWU Münster. Für viel Geduld bei der zigfachen Überarbeitung des Posters und eine ausgezeichnete Betreuung bedanke ich mich beim Co-Autor der vorliegenden Arbeit, Dr. Benjamin Kupilas.

Literatur

- Chauvet, E. et al. (2016): Litter Decomposition as an Indicator of Stream Ecosystem Functioning at Local-to-Continental Scales: Insights from the European RivFunction Project. In: Advances in Ecological Research, Vol 55, S. 99 - 181
- Friberg, N. (2014): Impacts and indicators of change in lotic ecosystems. In: WIREs Water, Vol 1, S. 513 - 531
- Tiegs, S. D. et al. (2019): Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones. In: Science Advances, Vol 5: eaav0486
- Woodward, G. et al. (2012): Continental-Scale Effects of Nutrient Pollution on Stream Ecosystem Functioning. In: Science, Vol 336, S. 1438 - 1440

Retentionseffekte im Rhein (Köln) – Ein Jahr voll Probennahmen

Jennifer Werner¹, Vera Kersten¹, Anja Scherwaß¹, Hartmut Arndt¹

¹ Universität zu Köln, Allgemeine Ökologie, Zulpicherstr. 47b, 50674 Köln, jwerner18@uni-koeln.de

Keywords: Retention, Biofilm, Bakterien, Rhein, Protozoen

Einleitung

Biofilme spielen nicht nur in Fließgewässern, wie dem Rhein, sondern allen Gewässertypen eine große Rolle für das gesamte Ökosystem (Weitere et al. 2005). Auf kleinstem Raum ist eine Vielfalt an Protozoen, Meiofauna und Makrozoobenthos zu finden, welche sich gegenseitig beeinflussen und Nahrungsquellen bilden (Weitere et al. 2018). Verschiedene Studien haben gezeigt, dass die Organismen des Biofilms sich nicht nur aus dem Benthos sondern auch aus dem Pelagial ernähren und so einen Einfluss auf die Organismen und ihre Abundanz im Freiwasser von Flüssen haben können (Weitere et al. 2005; Ackermann et al. 2011). Zuvor wurde der Großteil der Beteiligung zur benthisch-pelagischen Kopplung vor allem den Muscheln zugesprochen. In jüngeren Studien konnte schon gezeigt werden, dass auch Biofilm bewohnende Ciliaten (vor allem Peritriche und Heterotriche) Einfluss auf die pelagische Artengemeinschaft nehmen und aus dem Pelagial vor allem die Bakterien konsumieren (Kathol, Fischer und Weitere 2011). Oft dominieren Ciliaten, in Bezug auf ihre Biomasse, Biofilme und ihre Filteraktivität kann die der Makroinvertebraten übersteigen und so einen größeren Einfluss auf die benthisch-pelagische Kopplung haben (Arndt et al. 2003).

Ein großer Teil der Biofilm bewohnenden Organismen sind Suspensionsfresser und ernähren sich von den Bakterien, Algen und Protozoen des Pelagials (Weitere, Schmidt-Denter & Arndt 2003). Die Frage, die in der auf dem Poster vorgestellten Studie nachgegangen werden sollte, war, ob die Organismengemeinschaft des Biofilms einen Einfluss auf die im Pelagial befindlichen Bakterien und Pathogenen hat und wie dieser Einfluss sich auswirkt. Außerdem wurde untersucht wie diese Organismengemeinschaft des Biofilms zusammengesetzt ist und wie diese sich im Verlauf des Jahres verändert.

Material und Methoden

Die Versuche wurden auf der Ökologischen Rheinstation der Universität zu Köln (Oberländer Werft, Rheinkilometer 684,5 km, 50968 Köln-Marienbourg) durchgeführt (Abb. 1). Am Heck des Schiffes befindet sich eine Plattform mit zwei eingelassenen, verschieden breiten Fließrinnen (35 cm und 70 cm), die direkt vom Wasser des Rheins durchflossen werden und dadurch Experimente unter natürlichen Bedingungen bei unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten ermöglichen (Abb. 1). Drei Fließkammern aus Plexiglas (101x16.8x7.1 cm) wurden in die 35 cm langen Fließrinnen (Fließgeschwindigkeit ähnlich der der Bühnenfelder) der Plattform ausgelegt und die hintere Hälfte mit 200 Glaskugeln ($r=12,5$ mm) als Biofilmsubstrat befüllt (Abb. 1 C + D).

Das Experiment wurde Ende April 2018 gestartet und wöchentliche Probennahmen erfolgten von Juni 2018 bis Mai 2019. Hierfür wurden Proben der Stellen A vor dem Biofilm und B nach dem Biofilm der drei Fließkammern genommen. Die Proben wurden mit 10 ml Spritzen entnommen, in 50 ml Tubes (Tube 50ml: Sarstedt) überführt und mit 37%igem Formaldehyd (Endkonzentration 2% Formaldehyd) fixiert. Die fixierten Proben wurden dann mit DAPI angefärbt (0,01 µg/ml Endkonzentration; Porter & Feig 1980) und 4 ml der angefärbten Proben wurden auf einen schwarzen Membranfilter (0,2 µm Porengröße, Nucleopore: Whatman) aufgetragen. Die Quantifizierung der Filter erfolgte mit einem Epifluoreszenzmikroskop (Zeiss Axioskop, 1000fache Vergrößerung). Zusätzlich wurde die Artengemeinschaft des Biofilms auf den Glaskugeln untersucht. Hierfür wurde wöchentlich aus jeder Rinne eine Glaskugel entnommen und durch eine neue ersetzt. Der aufwuchs der Glaskugeln wurde abgeschabt und in eine 20 ml Suspension von gefiltertem Rheinwasser gegeben (0,2µm Porengröße; Zellulose Nitrat Filter; Whatman). In drei Mal 5µl Tropfen wurde die Artengemeinschaft unter einem Lichtmikroskop (Zeiss Axiostar Microscope with 200 – 400x Vergrößerung) mit Hilfe der Live-Count-Method bestimmt.

Die Rückhalteeffekte wurden aus der Differenz der Mittelwerte zwischen Probenpunkt A und B ermittelt, Avona und t-Test wurden zur Bewertung der Unterschiede durch R 3.5.0 für Windows berechnet.

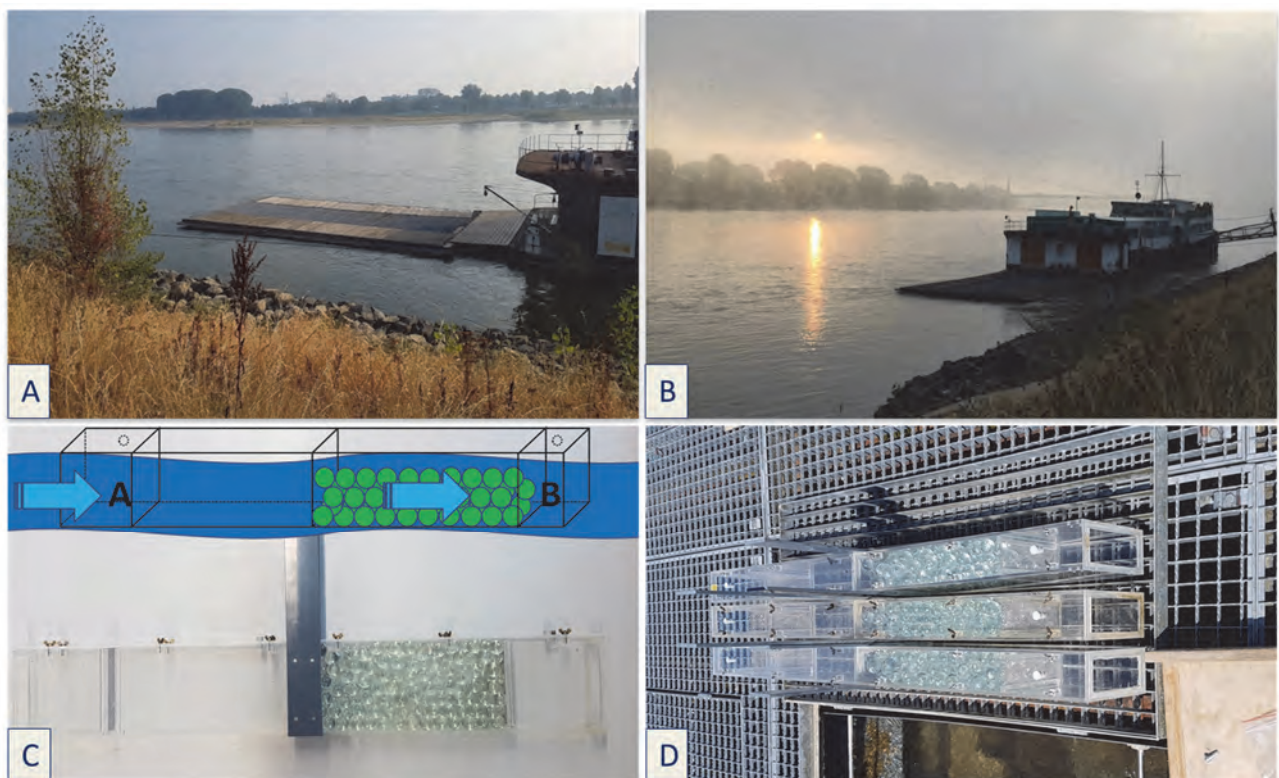


Abb. 1: Durchführungsort der Experimente, A und B Ökologische Rheinstation der Universität zu Köln mit angehängter Plattform (Oberländer Werft, Rheinkilometer 684,5 km, 50968 Köln-Marienburg); Versuchsaufbau, C und D Plexiglas Fließkammern (101x16.8x7.1 cm) gefüllt mit Glaskugeln, D Versuchsaufbau an der Fließrinne der Plattform der Ökologischen Rheinstation.

Ergebnisse

Die Abundanz (in Ind. ml⁻¹) als auch die Retention (in %) der Bakterien im Freiwasser des Rheins waren im Verlauf des Experiments schwankend. Der Retentionseffekt des Biofilms auf die planktischen Bakterien in der Fließkammer war immer positiv und zeigte eine Reduktion zwischen 33% und 62% der Bakterienabundanz zwischen dem einströmenden und ausströmenden Freiwassers des Rheins (Abb. 1 C).

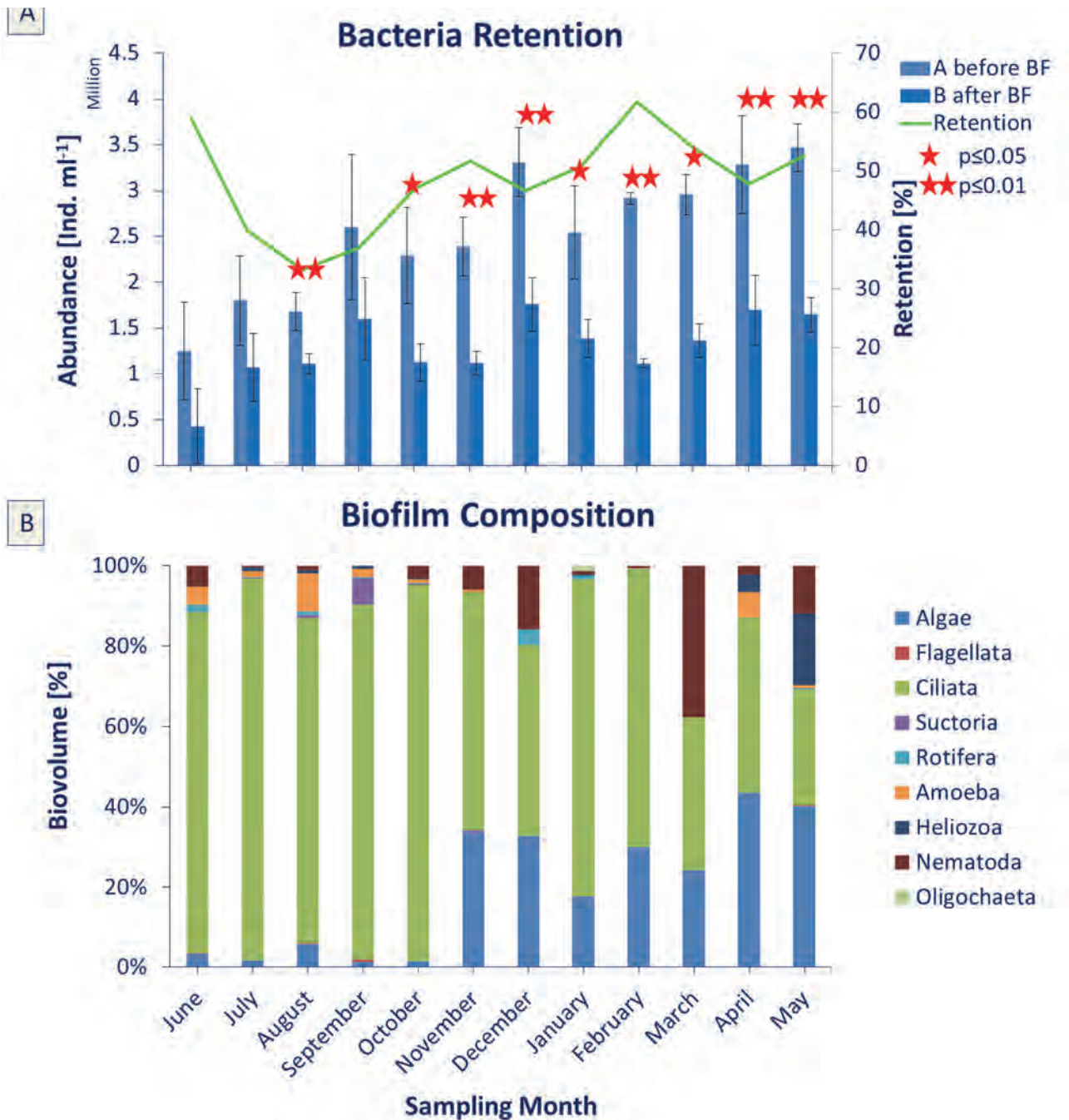


Abb. 2: A Bakterienretention, Bakterienabundanz (in Ind. ml⁻¹) an der Probenstelle A vor dem Biofilm und B nach dem Biofilm und Bakterienretention (in %) durch den Biofilm von Juni 2018 bis Mai 2019. (Anova: $p \leq 0,05$, $p \leq 0,01$). B Biofilmzusammensetzung, Biovolumen (in %) von Algen, Flagellaten, Ciliaten, Sauginfusorien, Rotatorien, Amöben, Heliozoen, Nematoden und Oligochaeten des Biofilms von Juni 2018 bis Mai 2019

In Bezug auf das Biovolumen sind die Ciliaten die dominierende Organismengruppe im gesamten Jahresverlauf (nicht so ausgeprägt von März bis Mai 2019), im Winter 2018 nahmen dann auch die Algen einen größeren Anteil am Biovolumen.

Zu Beginn des Experiments zeigte sich kein signifikanter Unterschied in der Abundanz der ein- und ausströmenden Bakterien. Seit August 2018 war der Retentionseffekt, mit Ausnahme von September 2018 in dem die Standardabweichung sehr groß war, durchgehend signifikant (Anova: $p \leq 0,05$, $p \leq 0,01$) (Abb. 2 A). Hierbei waren die Abundanz (in Ind. ml^{-1}) und die Retention (in %) der Bakterien in den Sommermonaten (Juni bis August 2018) niedriger als im Winter 2018. Im Februar 2018 stieg die Retention auf die Abundanz, der den Biofilm passierenden Bakterien, im Durchschnitt auf 62% an. In diesem Monat war das Biovolumen (in %) der Ciliaten im Vergleich zu anderen, aktiv fressenden Organismen, deutlich größer und nur die Algen waren mit einem weiteren deutlichen Anteil im Biovolumen vorhanden (Abb. 2 B). Im April und Mai 2019 war die Abundanz der Bakterien vor dem Biofilm mit am höchsten, allerdings war auch die Retention in diesen beiden Monaten hoch, sodass die Abundanz hinter dem Biofilm deutlich geringer war.

Der Anteil der Ciliaten im Biovolumen war über den Jahresverlauf fast immer deutlich größer als die Anteile der anderen Organismengruppen, im Juli und Oktober 2018 lag diese sogar bei 90 %. Nach August 2018 hat der Biofilm sich verringert und neu gebildet wodurch das Biovolumen der Algen durch eine geringe Abundanz sehr klein ausfällt (nicht in Graphen gezeigt) und im Verhältnis das Biovolumen der Ciliaten noch mehr heraus sticht. In den Monaten März, April und Mai 2019 nahm die Dominanz des Biovolumens der Ciliaten ab und Nematoden als auch Heliozoen nahmen einen größeren Teil ein. Auch der Anteil der Algen im Biofilm ist in den Frühjahrsmonaten 2019 erhöht, hier zeigt sich ein starker Anstieg in der Abundanz (nicht in Graphen gezeigt). In diesen Monaten liegt die Retention der planktischen Bakterien um 50 %.

Diskussion

Die Ergebnisse dieser Studie zeigten, dass es einen schwankenden, jedoch immer nachweisbaren Retentionseffekt auf Bakterien des Freiwassers des Rheins über den gesamten Experimentzeitraum gab. Viele Ciliaten des Biofilms (*Stentor* sp., *Vorticella* sp., *Zoothamnium* sp.) ernähren sich von den Algen, Flagellaten und Bakterien des Pelagials, und auch die Flagellaten des Biofilms konsumieren Bakterien und reduzieren so deren Abundanz (Weitere et al. 2005; Ackermann et al. 2011). Die Abundanz und die Retention der einströmenden Bakterien des Freiwassers des Rheins waren über den Experimentverlauf schwankend und sind durch die unterschiedlichen Bedingungen und Parameter des Wassers und der unterschiedlichen Biofilmzusammensetzung im Jahresverlauf zu erklären. Während Heterotrichia (*Stentor* sp.) und Peritrichia (*Vorticella* sp.) die Sommermonate dominieren sind in den Wintermonaten andere Peritrichia (*Zoothamnium* sp.) vorhanden. Beide Organismengruppen sind allerdings Filtrierer und daran beteiligt Bakterien aus dem Pelagial zu konsumieren und deren Retention zu begünstigen. Früher wurde diese Rolle vor allem dem Makrozoobenthos, vor allem den Bivalvia, zugesprochen. Kathol et al. (2011) konnten zeigen, dass die bis dahin vernachlässigten Konsumierer des Biofilms einen maßgeblichen Einfluss auf die Organismen des Pelagials haben, und anders als das Markozooobenthos sich schneller auf veränderte Bedingungen in ihrer Umgebung anpassen können. Im Zeitraum dieser Studie war der Rhein und seine Organismen über einen längeren Zeitraum einem sehr niedrigen Pegel und hohen Temperaturen ausgesetzt (Sommer 2018, Daten nicht gezeigt), in dieser Zeit sind viele Bivalvia verendet und auch der Biofilm hat sich reduziert, allerdings war er immer vorhanden und hat aktiv gefiltert. Das zeigt, dass der Biofilm auch unter extremen Bedingungen Bakterien reduzieren kann, während

Makrozoobenthos unter bestimmten Bedingungen hierzu nicht mehr in der Lage ist. Ab November 2018 sind auch Algen in Bezug auf das Biovolumen auf dem Biofilm stärker vertreten, diese können zwar nicht aktiv auf die Retention der Bakterien einwirken, bieten ihnen aber ein Substrat zum Anheften und Verbleiben auf dem Biofilm. Die Bakterien des Pelagials werden nicht nur durch Konsumenten aktiv reduziert, sondern heften sich auch an den Biofilm an und führen so zu einem passiven Reduktionseffekt, der dem Biofilm gutgeschrieben werden kann. In den gezeigten Ergebnissen wurde allerdings nicht quantifiziert in welchem Maße die Bakterien konsumiert oder am Biofilm angeheftet waren.

Obwohl eine eindeutige Definition eines extremen Events durch die verschiedenen Aspekte unterschiedlicher wissenschaftlicher Bereiche schwierig ist (McPhilips 2018), ist deutlich zu sehen dass die Biofilme zur Zeit der hohen Wassertemperaturen (bis zu 27,2 °C) und des niedrigen Pegels (knapp unter 100cm) im Sommer 2018 (August und September, Daten nicht gezeigt) deutlich dünner waren als in den Monaten zuvor. Auch die Retention auf die Bakterien ist in diesen beiden Monaten am niedrigsten und könnte ein Indiz dafür sein wie es in Zukunft mit weiteren und häufigeren extremen Perioden um die Selbstreinigung unserer Flüsse bestimmt ist.

Durch den Eintrag von bakteriell belastetem Wasser aus Kläranlagen und der Landwirtschaft wird es weiterhin notwendig sein unsere Flüsse durch die Begünstigung und Förderung von Biofilmen, durch Oberflächenvergrößerung und zur Verfügung stellen von Substraten, zu unterstützen und einen positiven Effekt auf die Wasserqualität im Hinblick auf die Bakterienabundanz im Freiwasser unserer Flüsse zu fördern. Ist eine Renaturierung durch die Notwendigkeit der Nutzung durch Binnenschifffahrt nicht möglich, müssen hier andere Möglichkeiten gefunden werden. Die Oberflächenvergrößerung im vorliegenden Experiment hat gezeigt wie schon auf kleinem Raum Bakterien des Pelagials durch benthische Organismen effektiv reduziert werden können (siehe auch Kathol et al. 2011). Eine weitere Möglichkeit könnte darin bestehen Biofilme in Kläranlagen einzusetzen um zu verhindern, dass bakteriell belastetes Wasser überhaupt erst in Flüsse gerät.

Durch den positiven Retentionseffekt auf Bakterien kann angenommen werden, dass auch andere Partikel, z. B. Mikroplastik, das auch durch verschiedene Quellen wie Kläranlagen, Reifenabrieb und Plastikmüll (Bertling et al. 2018) eingetragen wird, durch den Biofilm aus dem Flusswasser gefiltert werden können. Daher wurden in einem Vorversuch der Retentionseffekt auf Mikroplastikpartikel (Polyscience Europe GmbH, Fluoresbrite® polystyrene microspheres; 2µm, 6µm, 10µm) untersucht. Erste Ergebnisse des Versuchs konnten dabei einen Rückhalteeffekt des Biofilms auf die Mikroplastikpartikel zeigen. Auch wurde beobachtet, dass verschiedene Organismen des Biofilms in der Lage sind die Plastikpartikel aufzunehmen. Auf diesen Ergebnissen basierend werden weitere Versuche durchgeführt. Sie zeigen nicht nur welche Rollen Biofilme in der Beseitigung von Mikroplastik aus unseren Flüssen und in der Rückhaltung auf deren weiteren Weg in Richtung Meer spielen, sondern lassen auch vermuten, dass sich Mikroplastik auch auf die Organismen in Flussgewässern und auf die Protozoen in Biofilmen einen Einfluss haben kann.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die hier gezeigte Studie unterstreicht die Wichtigkeit des Biofilms in Flüssen. Biofilmgemeinschaften sind in der Lage Bakterien aus dem Pelagial des Flusses heraus zu filtern und die Qualität des Wassers zu verbessern. Aus den Ergebnissen geht die Rolle der Biofilme in Gewässern hervor und verdeutlicht die Notwendigkeit Flüsse wieder zu renaturieren oder eine Möglichkeit zu finden mehr Oberflächen für den Aufwuchs von Biofilmen zu schaffen. Durch

Vorversuche kann angenommen werden, dass Biofilme auch einen Einfluss auf Mikroplastik im Gewässer von Flüssen haben kann.

Danksagung

Die auf dem Poster vorgestellte Studie wurde im Rahmen einer Doktorarbeit (Jennifer Werner) und einer Masterarbeit (Vera Kersten) durchgeführt. Ich bedanke mich hiermit bei Vera Kersten für die Hilfe besonders in der Anfangsphase und ihre Unterstützung im weiteren Verlauf des Experiments. Des Weiteren möchte ich mich für die Möglichkeit an diesem spannenden Thema arbeiten zu können bei Hartmut Arndt und für eine offene Tür für jegliche Fragen bei Anja Scherwaß bedanken.

Literatur

- Ackermann, B., Esser, M., Scherwaß, A., Arndt, H. (2011): Long-term dynamics of microbial biofilm communities of the river Rhine with special references to ciliates. *International Review of Hydrobiology* 96: 1-19.
- Arndt H., Schmidt-Denter K., Auer B. & Weitere M. (2003): Biofilms and protozoans. In: *Fossil and Recent Biofilms, Mats and Networks* (Eds W.E. Krumbein, D.M. Paterson & G.A. Zavarzin): 173–189. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bertling, J., Bertling, R., Hamann, L. (2018): *Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT* (Hrsg.), Oberhausen, Juni 2018
- Kathol, M., Fischer, H., Weitere, M., (2011): Contribution of biofilm-dwelling consumers to pelagic-benthic coupling in a large river. *Freshwater Biology* 56: 1160-1172.
- McPhillips, L., E., Chang, H., Chester, M., V., Depietri, Y., Friedman, E., Grimm, N., B., Kominoski, J., S., McPhearson, T., Méndez-Lázaro, P., Rosi, E., J., Shafiei Shiva, J., (2018): Defining Extreme Events: A Cross-Disciplinary Review. *Earth's Future*: 441-455
- Porter K., G., Feig, Y., S. (1980): The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography* 25 (5): 943-948.
- Weitere, M., Erken, M., Majdi, N., Arndt, H., Norf, H., Reinshagen, M., Traunspurger, W., Walterscheid, A., Wey, J. K. (2018): The food web perspective on aquatic biofilms. *Ecological Monographs* 0 (0): 1-17.
- Weitere, M., Scherwaß, A., Sieben, K-T., Arndt, H. (2005): Planktonic food web structure and potential carbon flow in the lower river Rhine with the focus on the role of protozoans. *River Research and Applications* 21: 535-549.
- Weitere M., Schmidt-Denter K. & Arndt H. (2003): Laboratory experiments on the impact of biofilms on the plankton of a large river. *Freshwater Biology* 48: 1983–1992.

Wird die Filtrationsleistung von *Corbicula fluminea* durch Mikroplastikfasern beeinträchtigt? Ermittlung der Filtrationsleistung mit Hilfe des Farbstoffs Neutral Red.

Leonie Wersig¹, Diana Michler-Kozma

Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Landschaftsökologie, Heisenbergstraße 2, 48149 Münster

¹ l_wers02@wwu.de

Keywords: Mikroplastik, Mikroplastikfasern, Filtration, *Corbicula fluminea*, Neutralrot

Einleitung

Mikroplastik (MP) ist zu einem omnipräsenten Umweltproblem unserer marinen und limnischen Systeme geworden. Der Begriff beschreibt Partikel unter 5 mm Größe, die aus verschiedensten Quellen stammen können (Arthur et al. 2008). Primäres MP wird gezielt für industrielle Zwecke oder Kosmetikprodukte produziert, wohingegen sekundäres Mikroplastik erst durch den Zerfall von Makroplastik entsteht (Cole et al. 2011). Insbesondere an Kläranlagen kommt es zu erhöhten Einträgen von MP in Fließgewässer, wobei hier Mikroplastikfasern (MPF) aus Synthetikkleidung einen großen Anteil einnehmen (Talvitie et al. 2015; Napper & Thompson 2016). Abhängig von der Dichte des Materials oder Prozesse, wie z. B. Aggregation (Alimi et al. 2018) oder Biofouling, kann es zum Absinken der MPF in der Wassersäule kommen (Kooi et al. 2017). Das MP wird so für benthische Lebewesen verfügbar. Insbesondere benthische Filtrierer wie Muscheln sind betroffen, da ihre Nahrungsaufnahme wenig selektiv ist (Bertling et al. 2018). Aufgrund ihres hohen Filtrationspotenzials nehmen Muscheln eine wichtige Stellung in aquatischen Ökosystemen ein (Su et al. 2016). Sie übernehmen eine Vielzahl von Ökosystemleistungen und entziehen als Biofilter Partikel aus dem Wasser und dem Sediment (Vaughn et al. 2008). Bei einer hohen Muschelbiomasse sind Muscheln dazu in der Lage, Nährstoffe im Wasser durch Aufnahme und Umwandlung in Weichgewebe, Schale und Exkremente potenziell zu verringern (Strayer 2014). Ein Rückgang von Muscheln könnte bedrohliche Auswirkungen auf verschiedene trophische Ebenen haben, da sie in Nahrungsketten „bottom-up“ Nährstoffe und Energie bereitstellen (Vaughn 2018).

Laborstudien haben bereits Auswirkungen von MP belegt, die von Neurotoxizität und DNA-Schäden (Ribeiro et al. 2017) bis hin zum Ventilschluss bei Muscheln unter einer extrem hohen MP-Belastung (Wegner et al. 2012) reichen. In einer Studie von Woods et al. (2018) induzierte die Exposition von MPF mit einer Länge von etwa 450 µm eine deutlich reduzierte Filtrationsleistung bei *Mytilus edulis*. Durch die Aufnahme von MP kann es zu mechanisch verursachten Verletzungen im Darmgewebe kommen (Rochman et al. 2017). Su et al. (2018) haben nachgewiesen, dass Muscheln die Variabilität der Mikroplastikverschmutzung insbesondere in Süßwasserkörpern widerspiegeln.

In der vorliegenden Studie wurde stellvertretend für benthische Filtrierer und Detritusfresser die Süßwassermuschel *Corbicula fluminea* als Modellorganismus gewählt. *C. fluminea* wurde verschiedenen Konzentrationen kurzer (~ 50 µm) MPF aus reinem Polyethylenterephthalat (PET)

ausgesetzt, um konzentrationsspezifische Effekte auf das Filtrationsverhalten zu testen. Ergänzend wurden Faeces und Pseudofaeces hinsichtlich des Vorkommens von MPF analysiert. Ziel war es nachzuweisen, dass *C. fluminea* MPF aufnehmen kann und zu untersuchen, ob sich MPF auf die Quantität der produzierten Faeces und Pseudofaeces auswirken.

Material und Methoden

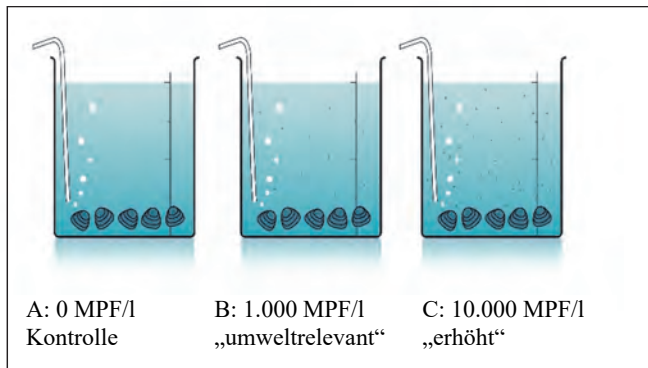


Abb. 1: Versuchsaufbau

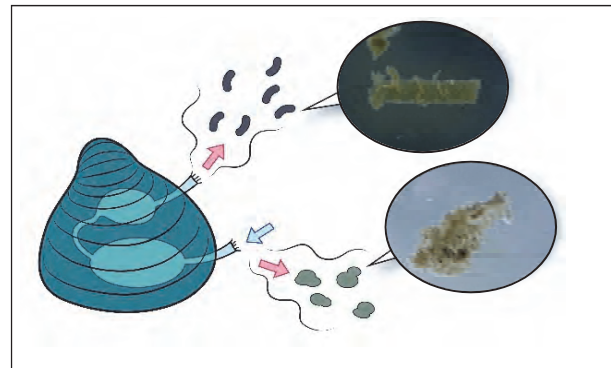


Abb. 1: Faeces- und Pseudofaecesproduktion

Hälterung

75 Individuen (Schalenlänge: mean size $\pm$ SD, $24,60 \pm 0,67$ mm, $n = 75$) aus der Lippe wurden auf drei Testgruppen mit unterschiedlichen MPF-Konzentrationen aufgeteilt (vgl. Abb. 1). Jede Testgruppe bestand aus fünf Replikaten mit jeweils 5 Individuen. Die MPF mit einem Durchmesser von $14 \mu\text{m}$ bestehen aus reinem PET (Goodfellow Cambridge Limited). Mit Hilfe eines Kryostaten wurden die MPF in gefrorenem Zustand auf eine Länge von etwa $50 \mu\text{m}$ geschnitten (Cole 2016). Gruppe A diente als Kontrolle und wurde somit keinen MPF ausgesetzt. In der Gruppe B sollte mit 1.000 MPF/l eine potenziell realistische Belastung simuliert werden, welche etwa der doppelten Konzentration der in der Nordsee nachgewiesenen Menge von 650 Fasern/l entspricht (Dubaish & Liebezeit 2013). Dem hingegen wurde die Gruppe C einer deutlich höheren Konzentration ausgesetzt, um durch MP verursachte Effekte nachzuweisen, die eventuell bei der niedrigen Konzentration noch nicht auftreten. In allen Gruppen wurden die Muscheln in rekonstituiertem Wasser (OECD 2010) bei 20°C , konstanter Belüftung und einem Tag-Nacht-Rhythmus von 16:8 gehältert. Ein Wasserwechsel erfolgte wöchentlich und zweimal wöchentlich wurde mit *Spirulina spp.*-Pulver *ad libitum* gefüttert.

Filtrationsleistung

Die Filtrationsleistung (f) der Muscheln wurde wöchentlich über einen Zeitraum von sieben Wochen anhand einer Neutralrot-Lösung gemessen (Martinez-Haro et al. 2016). Zunächst wurde eine Neutralrot-Stammlösung (1 g/l) hergestellt, mit Hilfe dessen die Neutralrot-Lösungen von 5 mg/l für die Filtrationsmessung hergestellt wurden. Pro Replikat wurde ein Becherglas mit einem Volumen von einem Liter (V) der Neutralrotlösung präpariert, in dem der Filtrationsdurchgang für eine Stunde unter Lichtausschluss erfolgte. Unmittelbar vor und nach der Filtration wurden Proben entnommen ($1500 \mu\text{m}$). Um die Absorptionen der Proben anschließend am Photometer (Cary 100 UV-Vis, Agilent) bei einer Wellenlänge von 545 nm zu messen, wurden sie zuvor mit HCl auf einen pH von 4 - 5 angesäuert. Durch eine Kalibrationsgerade konnten die Konzentrationen vor (C_0) und nach (C_1) dem Filtrationsdurchgang ermittelt werden. Die Filtrationsleistung pro Muschel wurde schließlich über den Konzentrationsunterschied nach Coughlan (1969) berechnet:

$$f = \frac{V}{n * t} \log \frac{C_0}{C_1}$$

Faeces und Pseudofaeces

Der organische Schwebstoffanteil im Wasser dient filtrierenden Muscheln als Nahrung. Über die Wimpern wird Wasser herangestrudelt und an den Kiemen abfiltriert. Unverdauliche Partikel werden teils direkt wieder in Schleimpaketen als Pseudofaeces ausgeschieden. Dem hingegen handelt es sich bei Faeces um Ausscheidungen, die den Darmtrakt passiert haben (Hagendorff et al. 1996).

Unmittelbar nach der letzten Filtrationsmessung (Woche 7) wurden die Muscheln großzügig mit *Spirulina ssp.*-Pulver gefüttert. Die Muscheln verblieben für 1,5 h in der Suspension. Anschließend wurde das mit MPF und *Spirulina ssp.*-Pulver versetzte Wasser durch reines rekonstituiertes Wasser ersetzt. Nach Ablauf von 24 h und der damit einhergehenden Darmentleerung wurden die Faeces und Pseudofaeces aus den Bechergläsern mit Hilfe einer Transferpipette abgesammelt. Die produzierten Faeces und Pseudofaeces wurden visuell am Digitalmikroskop (VH-Z20R, Keyence) auf das Vorkommen von MPF analysiert (vgl. Abb. 2). Zur besseren Sichtbarkeit wurden die PET-MPF mit dem Färbepulver iDyePoly blau angefärbt.

Ergebnisse

Filtrationsleistung

Alle Testgruppen zeigen einen abnehmenden Trend in ihrer Filtrationsleistung, allerdings liegen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Testgruppen (Kruskal-Wallis-Test; $p < 0,05$) über den Versuchszeitraum vor.

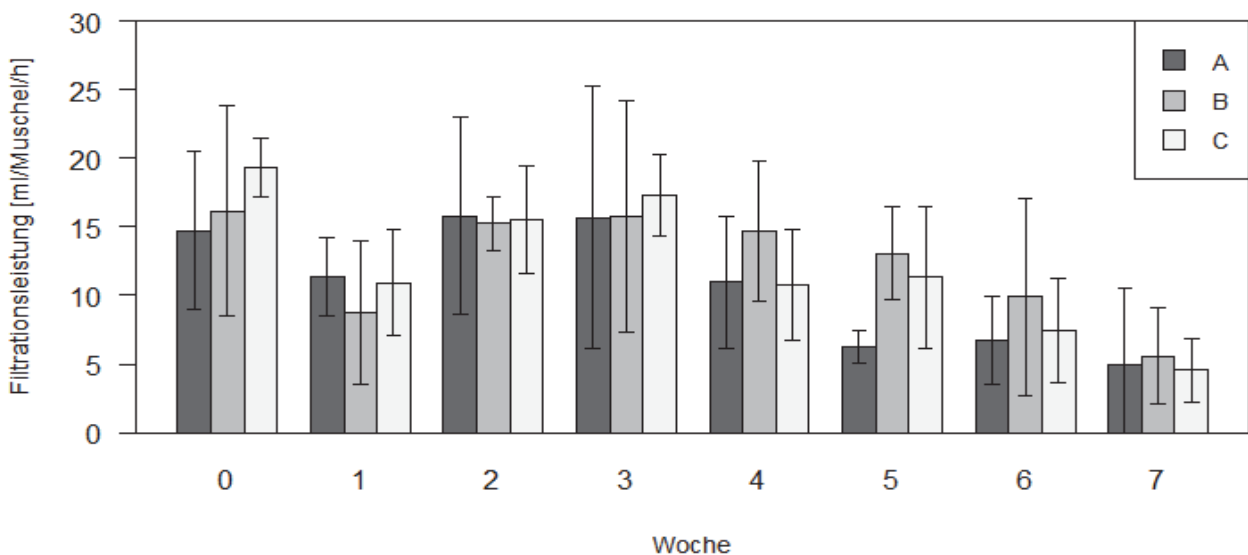


Abb. 3: Filtrationsleistung [ml/Muschel/h] der Testgruppen (A: Kontrolle, B: „umweltrelevant“, C: „erhöht“)

Faeces und Pseudofaeces

In Faeces und Pseudofaeces konnten MPF nachgewiesen werden. Mit zunehmender MPF-Konzentration steigt die Anzahl der produzierten Faeces und Pseudofaeces an (Spearman-Korrelation; $p < 0,001$, $r_{sp} > 0,5$). Die Faeces und Pseudofaeces aus Gruppe C weisen einen höheren MPF-Anteil auf als diejenigen aus Gruppe B (Faeces: + 10 %, Pseudofaeces: + 35 %). Es bestehen signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen A und C in Bezug auf die produzierten Faeces und Pseudofaeces, aber auch in Bezug auf die Anteile an Faeces und Pseudofaeces mit und ohne MPF (Kruskal-Wallis-Test: $p < 0,05$; Nemenyi-Test: $p < 0,05$).

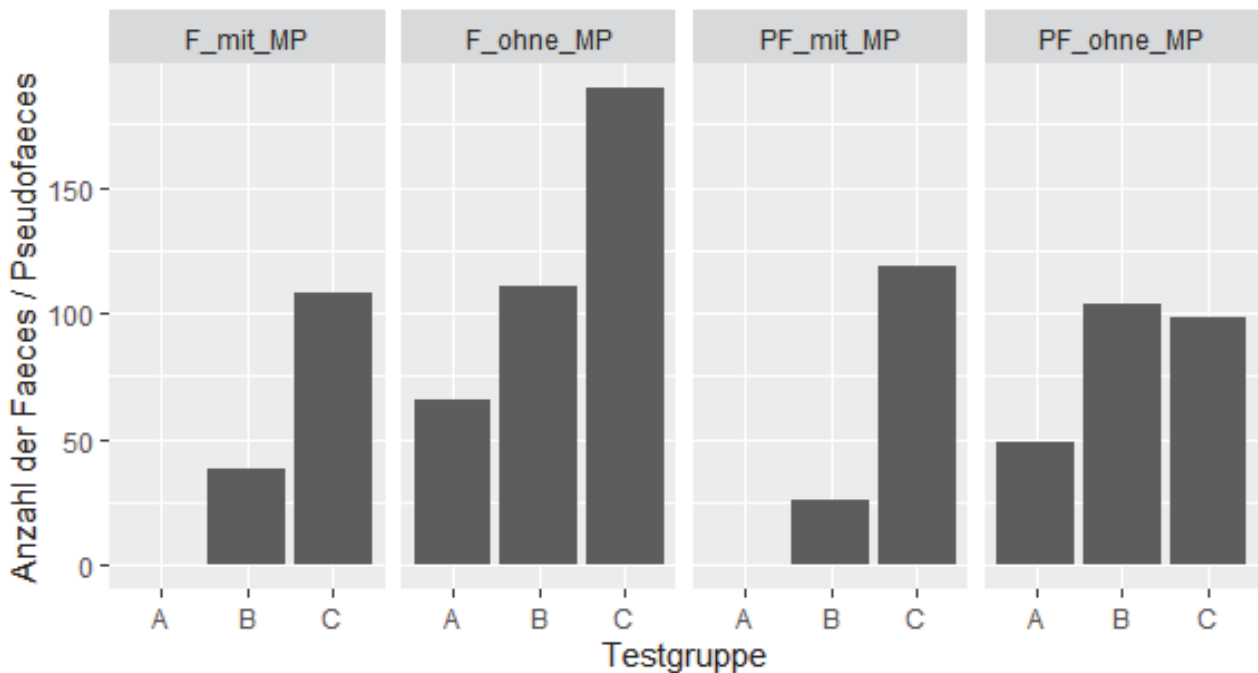


Abb. 4: Produzierte Faeces / Pseudofaeces innerhalb der Testgruppen (F = Faeces; PF = Pseudofaeces, MP = Mikroplastik)

Diskussion

Die Analyse der Faeces bestätigt, dass *C. fluminea* kurze MPF (~50 µm) aufnimmt, diese den Verdauungstrakt passieren und ausgeschieden werden können. Es besteht eine Korrelation zwischen Verfügbarkeit und Aufnahme von MPF (Li et al. 2019).

Über den Versuchszeitraum konnten keine Effekte von MPF (~50 µm) auf die Filtrationsleistung von *C. fluminea* nachgewiesen werden. Andere Studien konnten durch den Einsatz von längeren Fasern einen signifikanten Effekt auf die Filtrationsleistung nachweisen (Woods et al. 2018). Dies deutet darauf hin, dass längere Fasern schädlicher sind als kurze Fasern. Kurze MPF passieren scheinbar problemlos den Verdauungstrakt, ohne innere Verletzungen zu verursachen. Im Gegensatz zu gealtertem MP enthält reines PET weniger Additive und hat somit weniger toxisches Potenzial (Guilhermino et al. 2016).

Mit steigender MP-Konzentration in den Testgruppen steigt die Pseudofaecesproduktion an. Das lässt darauf schließen, dass *C. fluminea* die MPF teils als anorganisches Material erkennt und diese als Reaktion direkt wieder ausstößt (Wegner et al. 2012). Durch eine erhöhte Pseudofaecesproduktion

können weniger Nährstoffe aufgenommen werden, was langfristig zur Schwächung des Metabolismus führt (Riisgård 1991).

Ausblick

Da durch Fragmentation von Makroplastik der Anteil an MP weiter zunehmen wird, sollte in Zukunft der Fokus von Untersuchungen auf die Auswirkungen von MP auf Organismen unter realen Bedingungen gelegt werden. In einer natürlichen Umgebung kann die Filtration sowie die Aufnahme und das Ausstoßen von MPF durch Muscheln von verschiedenen Umweltfaktoren beeinflusst werden, die in Laborversuchen nicht erfasst werden. In Anbetracht der großen Unterschiede zwischen den im Expositionsexperiment verwendeten MPF und denjenigen unter realen Umweltbedingungen sollten in zukünftigen Laborversuchen Mikrokunststoffe mit umweltrelevanten Eigenschaften bezüglich Art, Form und Größe berücksichtigt werden.

Danksagung

Diese Untersuchung fand im Rahmen einer Masterarbeit an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster am Institut für Landschaftsökologie statt. Die Arbeit wurde unterstützt vom Verbundprojekt MikroPlaTaS, welches durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert wird.

Literatur

- Alimi, O. S.; Farner Budarz, J.; Hernandez, L. M.; Tufenkji, N. (2018): Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. In: *Environmental science & technology* 52 (4), S. 1704–1724.
- Arthur, C.; Baker, J.; Bamford, H. (2008): Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. NOAA Marine Debris Program. National Oceanic and Atmospheric Administration. U.S. Department of Commerce, 2008.
- Bertling J., Bertling R., Hamann L. (2018): Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik Umsicht (Hrsg.). Oberhausen.
- Cole, M.; Lindeque, P.; Halsband, C.; Galloway, T. S. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. In: *Marine pollution bulletin* 62 (12), S. 2588–2597.
- Cole, M. (2016): A novel method for preparing microplastic fibers. In: *Scientific reports* 6, S. 34519.
- Coughlan, J. (1969): The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions. In: *Mar Biol* 2 (4), S. 356–358.
- Dubaish, F.; Liebezeit, G. (2013): Suspended Microplastics and Black Carbon Particles in the Jade System, Southern North Sea. In: *Water Air Soil Pollut* 224 (2), S. 2050.
- Guilhermino, L.; Vieira, L. R.; Ribeiro, D.; Tavares, A. S.; Cardoso, V.; Alves, A.; Almeida, J. M. (2018): Uptake and effects of the antimicrobial florfenicol, microplastics and their mixtures on freshwater exotic invasive bivalve *Corbicula fluminea*. In: *The Science of the total environment* 622–623, S. 1131–1142.
- Hagendorff, R.; Nehring, S.; Leuchs, H. (1996): Eine Literaturübersicht zum Thema “Auswirkungen erhöhter Schwebstoffgehalte durch Baggern und Verklappen auf Muscheln”. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Mitteilung Nr. 11. Beiträge zum Workshop am 15.11.1995 in Hamburg. Koblenz.
- Kooi, M.; van Nes, E. H.; Scheffer, M.; Koelmans, A. A. (2017): Ups and Downs in the Ocean: Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. In: *Environmental science & technology* 51 (14), S. 7963–7971.
- Li, L.; Su, L.; Cai, H.; Rochman, C. M.; Li, Q.; Kolandhasamy, P. et al. (2019): The uptake of microfibers by freshwater Asian clams (*Corbicula fluminea*) varies based upon physicochemical properties. In: *Chemosphere* 221, S. 107–114.

- Martinez-Haro, M.; Pais-Costa, A. J.; Verdelhos, T.; Marques, J. C.; Acevedo, P. (2016): Optimising a clearance index based on neutral red as an indicator of physiological stress for bivalves. In: *Ecological Indicators* 71, S. 514–521.
- Napper, I. E.; Thompson, R. C. (2016): Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. In: *Marine pollution bulletin* 112 (1-2), S. 39–45.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (2010): Detailed review paper (DRP) on molluscs life-cycle toxicity testing. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris. Health and Safety Publications. Series on Testing and Assessment 121. ENV/JM/MONO(2010)9.
- Ribeiro, F.; Garcia, A. R.; Pereira, B. P.; Fonseca, M.; Mestre, N. C.; Fonseca, Tainá G. et al. (2017): Microplastics effects in *Scrobicularia plana*. In: *Marine pollution bulletin* 122 (1-2), S. 379–391.
- Riisgård, H. U. (1991): Filtration rate and growth in the blue mussel, *Mytilus edulis* Linneaus, 1758: Dependence on algal concentration. In: *Journal of Shellfish Research* 10 (1), S. 29–35.
- Rochman, C. M.; Parnis, J. M.; Browne, M. A.; Serrato, S.; Reiner, E. J.; Robson, M.; et al. (2017): Direct and indirect effects of different types of microplastics on freshwater prey (*Corbicula fluminea*) and their predator (*Acipenser transmontanus*). In: *PloS one* 12 (11): e0187664.
- Strayer, D. L. (2014): Understanding how nutrient cycles and freshwater mussels (Unionoida) affect one another. *Hydrobiologia* 735, S. 277 – 292.
- Su, L.; Cai, H.; Kolandhasamy, P.; Wu, C.; Rochman, C. M.; Shi, H. (2018): Using the Asian clam as an indicator of microplastic pollution in freshwater ecosystems. In: *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)* 234, S. 347–355.
- Talvitie, J.; Heinonen, M.; Pääkkönen, J.-P.; Vahtera, E.; Mikola, A.; Setälä, O.; Vahala, R. (2015): Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 72 (9), S. 1495–1504.
- Vaughn, C. C.; Nichols, S. J.; Spooner, D. E. (2008): Community and foodweb ecology of freshwater mussels. *Journal of the North American Benthological Society* 27, S. 409 – 423.
- Wegner, A.; Besseling, E.; Foekema, E. M.; Kamermans, P.; Koelmans, A. A. (2012): Effects of nanopolystyrene on the feeding behavior of the blue mussel (*Mytilus edulis* L.). In: *Environmental toxicology and chemistry* 31 (11), S. 2490–2497.
- Woods, M. N.; Stack, M. E.; Fields, D. M.; Shaw, S. D.; Matrai, P. A. (2018): Microplastic fiber uptake, ingestion, and egestion rates in the blue mussel (*Mytilus edulis*). In: *Marine pollution bulletin* 137, S. 638–645.



VORTRÄGE

Möglichkeiten und Grenzen des Fischschutzes durch Rechen

Beate Adam

Institut für angewandte Ökologie

Um das Eindringen von Fischen in für sie gefährliche Bereiche wasserbaulicher Anlagen zu verhindern, können Rechen wirkungsvolle mechanische Barrieren sein. Die Schutzwirkung ist allerdings von der lichten Weite der Rechenstäbe abhängig: Diese muss geringer sein, als die Körperdicke oder -höhe eines Fisches, der von einer Passage abgehalten werden soll.

Allerdings bestehen weitreichende Wissensdefizite über die artspezifischen Körperproportionen einheimischer Fisch- und Neunaugenarten. Um diese Kenntnislücke, nicht zuletzt in Hinblick auf die Festlegung von Bemessungswerten für den Fischschutz durch Rechen zu schließen, wurden an der Elbe über viele Jahre die Längen von mehr als 200.000 Fischen und Neunaugen aus 32 Arten sowie die Körperhöhen- und -dicken von 10.000 Exemplaren systematisch vermessen. Demnach verändern sich die Proportionen der Fische in Abhängigkeit von der Gesamtlänge in charakteristischer und artspezifischer Weise. Auf der Grundlage der erhobenen Daten wurden artspezifische Kurvengleichungen zur Berechnung der längenabhängigen Körperdicken und Körperhöhen erstellt, die sich z. T. beträchtlich von den bisher publizierten, jedoch für die wasserbauliche Umsetzung relevanten Werten unterscheiden. Im Vortrag wird unter Anwendung dieser Grundlagen aufgezeigt, welche Chancen und Grenzen dem Einsatz von Rechen für den Schutz abwandernder Fische zukommen.

Monitoringfrequenz von prioritären Stoffen in Fließgewässern: geringe Messfrequenzen führen zu einer Unterschätzung der mittleren jährlichen Schadstofffracht und zu signifikanten Unsicherheiten beim UQN-Assessment

Denise Babitsch; Andrea Sundermann

Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt

In europäischen Fließgewässern wird die Wasserverschmutzung als einer der wichtigsten und am weitesten verbreiteten Stressfaktoren für aquatische Organismen angesehen. In diesem Zusammenhang sieht die Europäische Wasserrahmenrichtlinie vor, dass prioritäre Stoffe mindestens zwölfmal pro Jahr gemessen werden sollen, um die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen (UQN) aussagekräftig überprüfen zu können. Dennoch werden die prioritären Stoffe in der Praxis oft deutlich seltener beprobt. Schadstoffkonzentrationen können aufgrund vieler Faktoren, wie z. B. Eintragspfade, Saisonalität und Durchflussbedingungen, im Jahresverlauf sehr variabel sein – mit vereinzelt auftretenden Spitzenkonzentrationen. Wenn prioritäre Stoffe innerhalb eines Jahres nicht ausreichend oft gemessen werden, besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass Spitzenkonzentrationen nicht erfasst werden. Bisher wurde kaum erforscht, wie Mittelwerte aus reduzierten jährlichen Probenanzahlen die tatsächlichen mittleren Jahresfrachten von prioritären Stoffen schätzen und wie sie sich auf das UQN-Assessment auswirken.

Aus diesem Grund wurde am Beispiel von hochfrequenten, in der Elbe gemessenen, Wochenmischproben der prioritären Stoffe Fluoranthen und Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) mithilfe von Messfrequenzsimulationen untersucht, (a) wie genau simulierte mittlere Jahresfrachten die tatsächlichen mittleren Jahresfrachten schätzen und welchen Einfluss die Probenanzahl und die Eigenschaften der Datensätze dabei haben, (b) ob kleine Probenanzahlen zu einem systematischen Fehler (Unter- und Überschätzung) der tatsächlichen mittleren Jahresfracht führen und (c) wie sich die Probenanzahl auf das UQN-Assessment auswirkt. Die ersten Ergebnisse aus Messfrequenzsimulationen für Fluoranthen und DEHP zeigten, dass die Schätzgenauigkeit sowohl von der Probenanzahl als auch von Datensatzeigenschaften wie Datenverteilung und Variabilität beeinflusst wird. Die simulierten mittleren Jahresfrachten von kleineren Probenanzahlen unterschätzten im Mittel systematisch die tatsächliche mittlere Jahresfracht. Bei zwei der untersuchten Datensätze überschritt die tatsächliche mittlere Jahresfracht die UQN. Mithilfe der Messfrequenzsimulationen wurde der Anteil an simulierten mittleren Jahresfrachten, deren Werte die UQN nicht überschritten und die somit die UQN-Überschreitung der tatsächlichen mittleren Jahresfracht falsch einschätzten, ermittelt. Die Ergebnisse zeigten, dass die korrekte Schätzung der UQN-Überschreitung sowohl von der Probenanzahl als auch von den Eigenschaften der Datensätze abhing. Besonders bei kleineren Probenanzahlen schätzte ein durchaus signifikant großer Anteil der simulierten mittleren Jahresfrachten die UQN-Überschreitung falsch ein. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Wahl der Probenanzahl eine wichtige Rolle bei der Bewertung von Umweltqualitätsnormen spielt.

Die Erstautorin wird von der Hans-Böckler-Stiftung gefördert.

Social signals and stress in Arctic charr

Tobias Backström

Universität Koblenz-Landau

Melanin-based pigmentation has been associated with aggression across vertebrates, i.e. darker animals are more aggressive. This pattern is also apparent in teleost fishes, and in salmonids melanin-based pigmentation has also been associated with stress responsiveness in Atlantic salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). However, the salmonid Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) also have carotenoid-based pigmentation in addition to the melanin-based pigmentation. Thus, to elucidate if carotenoid-based pigmentation, social signalling (aggression) and stress are associated in Arctic charr, a series of experiments were performed. The experiments included behavioural trials, photographing individuals for image analysis, and stress tests. The results could be used for selection of stress-resistant and non-aggressive fish based on pigmentation and would thus be beneficial for the welfare in Arctic charr farming.

Funded by The Swedish Research Council for Environment, Agricultural Sciences and Spatial Planning (FORMAS).

Die Saar – Folgen des Ausbaus zur Bundeswasserstraße

Tanja Bergfeld-Wiedemann; Volker Kirchesch; Paulin Hardenbicker; Helmut Fischer

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

Die Saar entspringt in den nördlichen Vogesen und mündet nach 227 km bei Konz in die Mosel. Die Sauerstoffgehalte zeigen über 40 Jahren bis heute eine deutliche Belastung der Saar an. Die Ursachen hierfür haben sich im Laufe der Zeit stetig verändert. Zum einen wurde der ca. 100 km lange deutsche Abschnitt der Saar in den Jahren 1974-2000 zur Großschifffahrtsstraße ausgebaut. Dabei wurden neue Wehranlagen errichtet und der Flusslauf um ca. 10 km verkürzt. Die Flussquerschnitte wurden vergrößert, die Wassertiefen erhöht und die Uferböschungen befestigt. Dies hat deutliche Auswirkungen auf die Hydraulik, insbesondere wurde die Fließgeschwindigkeit durch den Ausbau stark verringert und dadurch die Aufenthaltszeiten des Wassers erhöht. Im Sommer bei niedrigen Abflüssen führen die niedrigen Fließgeschwindigkeiten zu einer geringen atmosphärischen Wiederbelüftung der Saar. Insbesondere in den tiefen Stauhaltungen Mettlach und Serrig kommt es dann bei geringer Turbulenz und starker Sonneneinstrahlung zusätzlich zu einer Schichtung des Wasserkörpers, d. h. hohe Sauerstoffwerte an der Oberfläche niedrige in den tieferen Schichten. Dadurch wird der atmosphärische Sauerstoffeintrag über die Gewässer Oberfläche zusätzlich verringert. Zum anderen zeichnete sich die Saar zu Beginn der Ausbaumaßnahmen durch eine hohe Abwasserbelastung aus, die zum Teil bereits in Frankreich in die Saar und einige ihrer Nebenflüsse gelangte. Parallel zum Ausbau hat sich die Abwasserbelastung im Laufe der Jahre durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen deutlich verringert, allerdings besteht immer noch Handlungsbedarf. Die Veränderungen der Belastung über die letzten 40 Jahre werden am Beispiel des Ammoniumgehaltes vorgestellt. Die Auswirkungen des Ausbaus auf den Stoffhaushalt der Saar werden anhand von Gütemodellergebnissen erläutert.

Wassermilben (Acari: Hydrachnidia) in Quellen – Unterschätzte Diversität und unerwartet hoher Genaustausch

Lucas Blattner¹; Reinhard Gerecke²; Stefanie Von Fumetti¹

¹ Universität Basel; ² Universität Tübingen

Wassermilben gelten als eines der diversesten Taxa in aquatischen Ökosystemen. Insbesondere in Quellen weisen sie eine überdurchschnittlich hohe Artenvielfalt auf. In Europa sind bis heute 137 Arten als krenobiont oder krenophil beschrieben und die Entdeckung neuer Arten ist durch molekularbiologische Methoden keine Seltenheit. Der komplexe Lebenszyklus der Wassermilben beinhaltet vor dem Adultus eine parasitisch lebende Larve, ein freilebendes Nymphen Stadium und zwei Ruhestadien. Wassermilben verbreiten sich passiv während ihres ektoparasitischen Larvalstadiums und ihre Verbreitungsrouten sind abhängig von den Wirtsarten. Quellen werden auf Grund ihrer oft isolierten Lage im Gelände und ihrer einzigartigen physikochemischen Bedingungen als Insel ähnliche Habitate bezeichnet was auf einen reduzierten Genaustausch zwischen Populationen krenobionter Wassermilbenarten schliessen lässt. Mit Hilfe von zwei genetischen Markern (mtCO1 und r28S) wurde die bis jetzt hauptsächlich auf Morphologie basierte Artbeschreibung der in zentral Europa häufigsten Wassermilben Arten verifiziert. Unsere Resultate zeigen, dass ein relativ grosser Anteil noch nicht beschriebener Arten zu erwarten ist und dass bei der Wahl genetischer Artbestimmungs-Marker das Phänomen der sogenannten mito-nuclear discordance beachtet werden muss. Erste populationsgenetische Daten zeigen zudem komplexe Verbreitungsmuster und weisen auf einen unerwartet geringen Isolationsgrad der Quellpopulationen hin.

Ableitung von Makrozoobenthos-Indikatorwerten zur morphologischen Bewertung von Steh- und Fließgewässern

Jürgen Böhmer

Bioforum GmbH

Die Wasserrahmenrichtlinie führte zur Entwicklung von Makrozoobenthos-Bewertungsverfahren zur Bewertung des „ökologischen Zustands“, welche die „allgemeine Degradation“ widerspiegeln, jedoch nur wenig spezifische Aussage über die Auswirkungen der morphologischen Degradation der Gewässer erlauben. Spezifische Makrozoobenthos-Indizes zur hydromorphologischen Gewässerbewertung stehen auch außerhalb der Wasserrahmenrichtlinie nicht zur Verfügung.

Daher wurde ein Ansatz entwickelt, Gewässertyp-spezifische Indikatorwerte fürs Makrozoobenthos abzuleiten, die für eine Bewertung des hydromorphologischen Zustands eingesetzt werden könnten.

Die Möglichkeiten und Grenzen einer derartigen Bewertung sowie die bislang erzielte Aussagequalität werden vorgestellt und diskutiert.

Limnologische Aspekte bei der Planung von Pumpspeicherwerken (PSW)

Klaus-Jürgen Boos

Büro für Gewässerkunde und Landschaftsökologie, Ziehrerstrasse 11, 66130 Saarbrücken, bgl.boos@t-online.de.

Keywords: Wasserkraft, Pumpspeicherwerk, Gewässerbeeinflussung, Güteprognose

Einleitung

Das PSW Atdorf sollte mit einer Leistung von 1400 MW, einem Speichervermögen von 13 GWh und einer Investitionssumme von 1,6 Milliarden Euro das größte Pumpspeicherwerk in Europa werden. Damit übertraf das Neubauvorhaben die Leistungsfähigkeit eines mittelgroßen Kernkraftwerkes.

Oberbecken (Hornbergbecken II) und Unterbecken (Haselbecken) war jeweils ein nutzbares Volumen von ca. 9 Millionen m³ vorgesehen. Oberbecken und Unterbecken liegen 8 km voneinander entfernt und sind über einen 8 km langen Stollen verbunden. Entsprechend groß ist der Auswirkungsbereich.



Abb. 1: Funktionsschema des PSW Atdorf mit Oberbecken, Unterbecken und Verbindungsstollen

Für Pumpspeicherwerke wie das PSW Atdorf dienen primär der Energiespeicherung sowie der Netzregulierung. Vorteile dieser Technik sind ihre hohe Effizienz (72-82 %) und ihre Eigenschaft sehr schnell auch bei einem Totalausfall des Stromnetzes (Schwarzstartfähigkeit) in Betrieb gehen zu können. Die Planungen für das Projekt erfolgten zwischen 2009 und 2017. Aufgrund der Nachfrage- und Ertragssituation wurde auf den Bau der Anlage aber schließlich verzichtet.

Eingriffe

Anfänglich war nicht klar, welche limnologischen Aspekte überhaupt vom Bau und Betrieb einer solchen Anlage betroffen sind. Generell kann zwischen unmittelbaren und mittelbaren Eingriffen unterschieden werden.

Unmittelbare Eingriffe

Während des Baus von Ober- und Unterbecken und während des Betriebs ergeben sich unmittelbare Eingriffe durch Überbauung oder Überstauung von Fließgewässern und Stillgewässern. Damit ist fast immer ein Verlust dieser Gewässer verbunden. Die Beeinträchtigungen beschränken sich meist auf das Baufeld.

Auch die Neuanlage von Ober- und Unterbecken stellt einen unmittelbaren Eingriff dar, wobei ein neuer Lebensraum (Stillgewässer) entsteht, von dem je nach Beschaffenheit ein unterschiedlich starker Einfluss ausgeht. Von Relevanz ist dabei sowohl die Beschaffenheit des Wassers in den Becken selbst als auch diejenige seiner Abläufe (Abfluss in Fließgewässer, Infiltrat in den Untergrund/Grundwasser).



Abb. 2: Wehrabecken (links) und Hornbergbecken (rechts) als Beispiele für Unter- und Oberbecken. Die im Untersuchungsgebiet befindlichen Seen dienten zur Modelleichung.

Mittelbare Eingriffe

Sowohl während des Baus, aber auch während des Betriebs ergeben sich mittelbare Einflüsse, die in erheblichem Umfang die limnischen Milieubedingungen in einem breiten Einwirkkorridor beeinflussen können. So verringert der Bau des Oberbeckens durch seine Abdichtung die Grundwasserneubildung. Der Bau der Verbindungsstollen zwischen Ober- und Unterbecken entwässert einen breiten Korridor. Dieses Wasser dringt als Bergwasser in den Verbindungsstollen ein und beeinflusst durch seine Wasserbeschaffenheit die Qualität des Beckenwassers. Gleichzeitig verringern sich in dem Einwirkungskorridor Oberflächenabflüsse oder Quellschüttungen bzw. versickern ganz.

Die Ursachen für die starke Entwässerungsfunktion des Verbindungsstollens und der untertägigen Bauwerke sind Störungen im Untergrund. Trotz Abdichtungsmaßnahmen mittels Injektionsbohrung gelangen während der Bauphase ca. 116 l/s und im Betrieb ca. 80 l/s Bergwasser in die Untertagebauwerke der beiden Becken.

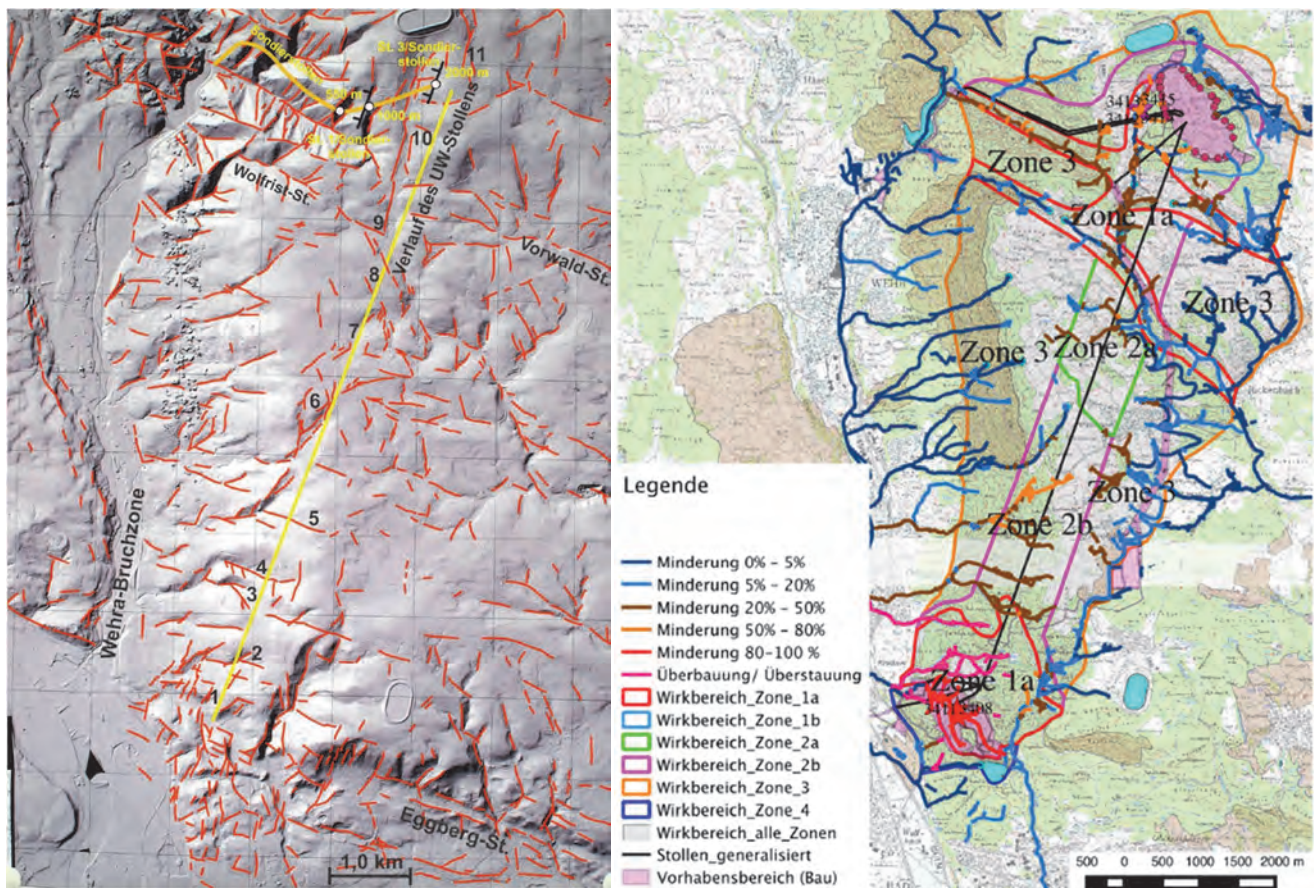


Abb. 3: Über Störungen im Untergrund (links) fließt Bergwasser (Quell- und Grundwasser) in den UW-Stollen, so dass es zu Wasserdefiziten in den Oberflächengewässern kommt.

In der Tabelle 1 ist die Wasserhaushaltsbilanz dargestellt. Obwohl den Becken nur wenig Grund- und Oberflächenwasser direkt zufließt, ist die Wasserverweilzeit infolge des starken Bergwasserzuflusses sehr gering. Entsprechend stark sind die Einflüsse, die von dem Bergwasserabflüssen auf die Wasserqualität der Becken sowie den Wasserhaushalt der Umfeldgewässer ausgeht.

Tab. 1: Wasserhaushaltsbilanz von Hornbergbecken II und Haselbecken

Zuflüsse	Einheit	Bau	Betrieb
Oberflächen- und Grundwasserzufluss	l/s	11,3	11,3
Zufluss Bergwasser	l/s	115,7	80,4
Niederschlagswasserüberschuss	l/s	19,5	19,5
Gesamtmenge	l/s	146,5	111,2
Wasserverweilzeit	Jahre	2,5	3

Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Becken und den Abläufen

Die Prognosen zur Entwicklung des Temperaturhaushaltes und der Wasserqualität wurden mit dem 1-D hydrodynamischen Modell DYRESM und dem Programmpaket CAEDYM erstellt. Die Eichung des Modells erfolgte an den bestehenden Gewässern des Pumpspeicherwerks Wehrabecken / Hornbergbecken. Dadurch konnte die Prognosegenauigkeit erheblich verbessert werden.

Untersuchungsgegenstand

Bei dem Betrieb der Anlage wird zwischen Ersteinstau (275 Tage), Regelbetrieb mit Stromproduktion (20 Jahre), Revision ohne künstliche Umwälzung bei vollständiger hydraulischer Trennung der beiden Becken während Wartungsarbeiten (ca. 3 Jahre) sowie außergewöhnlichen Betriebsweisen (Schnellentleerung in den Rhein) unterschieden. Bewertet wurden im Rahmen der gutachterlichen Bearbeitung alle vier Zustände. Da es sich nicht um ein geschlossenes System handelt, ist die Wasserqualität in den beiden Becken insbesondere auch wegen der Abflüsse und Infiltrate von ausschlaggebender Bedeutung für die Eingriffsbewertung.

Die im Pendelbetrieb (turbिनieren/pumpen) gefahrenen Becken sind in der Betriebsphase polymiktisch. Da die Kühlung der Turbinen, der Pumpen und des Generators mit dem Beckenwasser erfolgt, erwärmt sich dieses entsprechend der Anlageneffizienz (Wälzwirkungsgrad) erheblich. Bei einem Wälzwirkungsgrad von 78% und einer genutzten Leistung von 1.400 MW tragen 400 MW zur Erwärmung des Beckenwassers bei.

Entsprechend weicht der Temperaturhaushalt von dem natürlicher Seen der Region ab und erreicht Maximaltemperaturen, wie sie für Stillgewässer in Süd-Spanien kennzeichnend sind.

Regelbetrieb: Energieflussdichte= 219,4 W/m² (=Südspanien)

Nullvariante*: Energieflussdichte= 103,5 W/m²

- theoretischer Wert ohne betriebsbedingten Wärmeeintrag

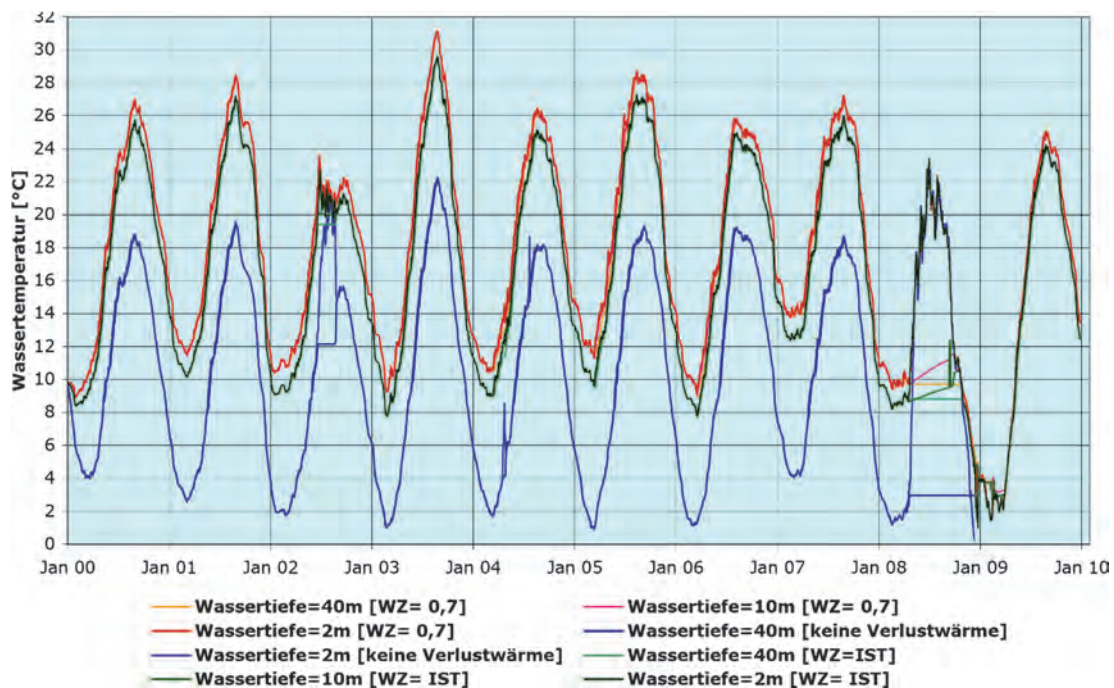


Abb. 4: Temperaturentwicklung in einem polymiktischen Speicherbecken bei unterschiedlichem Energieeintrag durch Verlustwärme (WZ 0,7 und WZ=0,78) bzw. ohne Verlustwärme

In der Abbildung 4 ist das Simulationsergebnis der Temperaturentwicklung von Hornbergbecken II und Haselbecken bei unterschiedlichen Wärmeeinträgen dargestellt. Bei einer Anlageneffizienz von 70 % (Wälzwirkungsgrad=0,7) wird eine Maximaltemperatur im polymiktischen Wasserkörper von bis zu 31,5 °C erreicht. Bei 78 % sind es immerhin noch bis zu fast 30 °C. Ohne Eintrag von Abwärme würde bei einem polymiktischen Gewässer im Schwarzwald unter den Klimabedingungen von 2003 hingegen nur eine Maximaltemperatur von 22 °C erreicht werden.

Die starke Erwärmung des Beckenwassers und die permanente Wasserumwälzung haben erhebliche Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit. In der Anfangsphase (Ersteinstau) ist das Beckenwasser durch Sauerstoffdefizite, Nährstoffrücklösung und Ammoniumanreicherung geprägt. Im anschließenden Regelbetrieb erfolgt durch den starken Wasseraustausch sukzessive der Wandel zu einem mesotrophen, polymiktischen Gewässer mit geringer bis mäßiger Algendichte. Kennzeichnend für die Sedimente ist die Anreicherung von Arsen, das geogen im Grundwasser und Bergwasser in erhöhten Konzentrationen vorkommen kann.

Ersteinstau

Während des Ersteinstaus, der über 274 Tage gestaffelt erfolgt, kommt es trotz Beseitigung der Vegetationsdecke im Unterbecken zu deutlichen Sauerstoffdefiziten. Für die Sauerstoffzehrungsraten über Waldböden wurden im Programmpaket anstatt der Angaben von HIPSEY et al. (2006) die Angaben der TGL 27 885/04 zu Grunde gelegt.

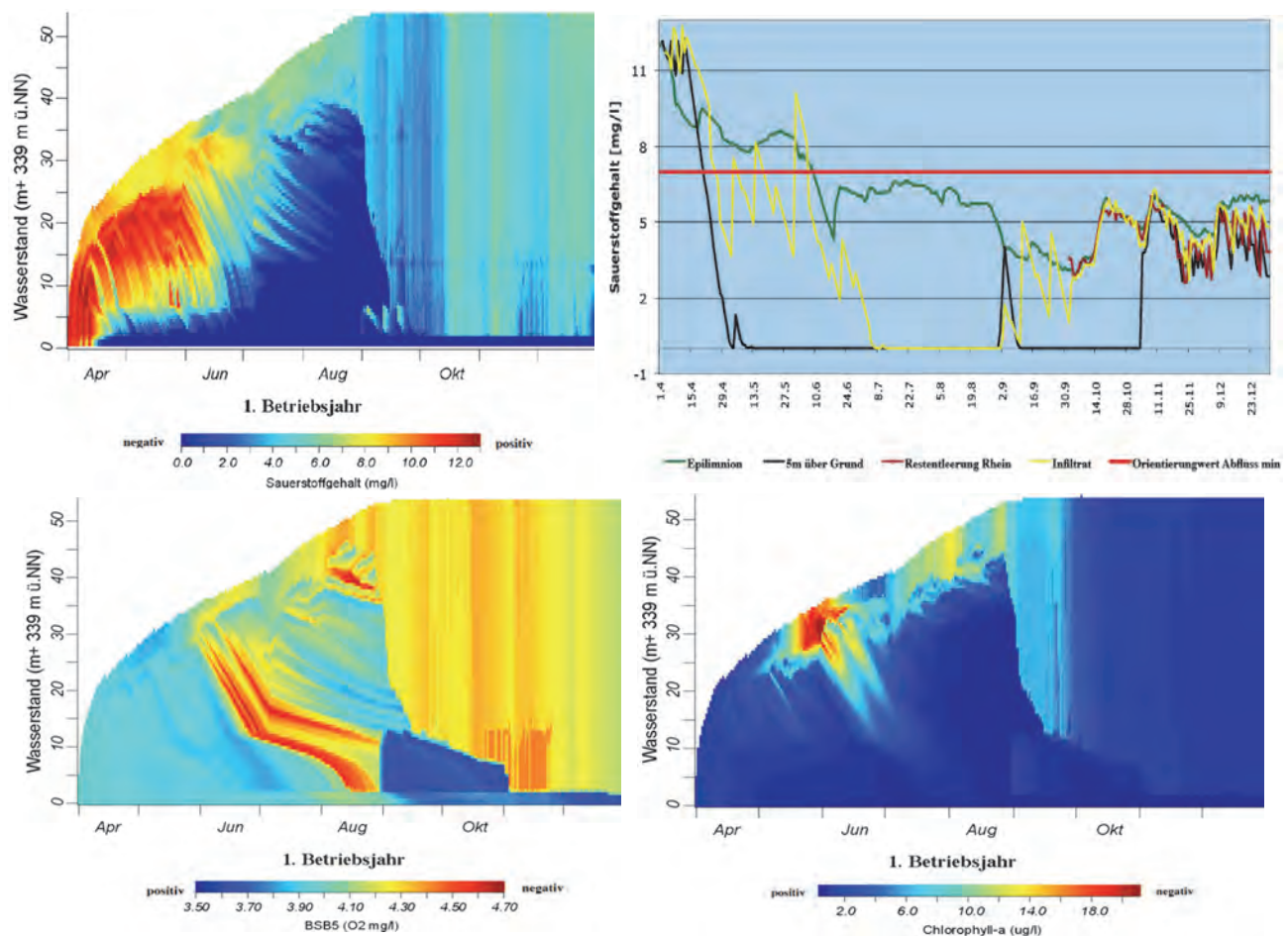


Abb. 5: Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes, der BSB₅-Werte und der Chlorophyll-a Gehalte beim Ersteinstau mit intermittierender Betriebsweise

Nur beim Ersteinstau können sich aufgrund des zeitweise hohen Zehrungspotentials der Sedimente ungünstige Bedingungen einstellen, so dass zur Stabilisierung des Sauerstoffhaushaltes für den Ersteinstau die Oxidation des Wasserkörpers mittels technischem Sauerstoff vorgesehen war.

Regel und Revisionsbetrieb

Im Regelbetrieb dominieren relativ hohe Wassertemperaturen. Weder im Oberbecken noch im Unterbecken kommt es trotz der hohen Wassertiefe zu Gewässereinschichtungen. Ausnahmen sind Betriebspausen (Revisionshasen), während denen z. B. eine kurze Maschinenrevision stattfindet.

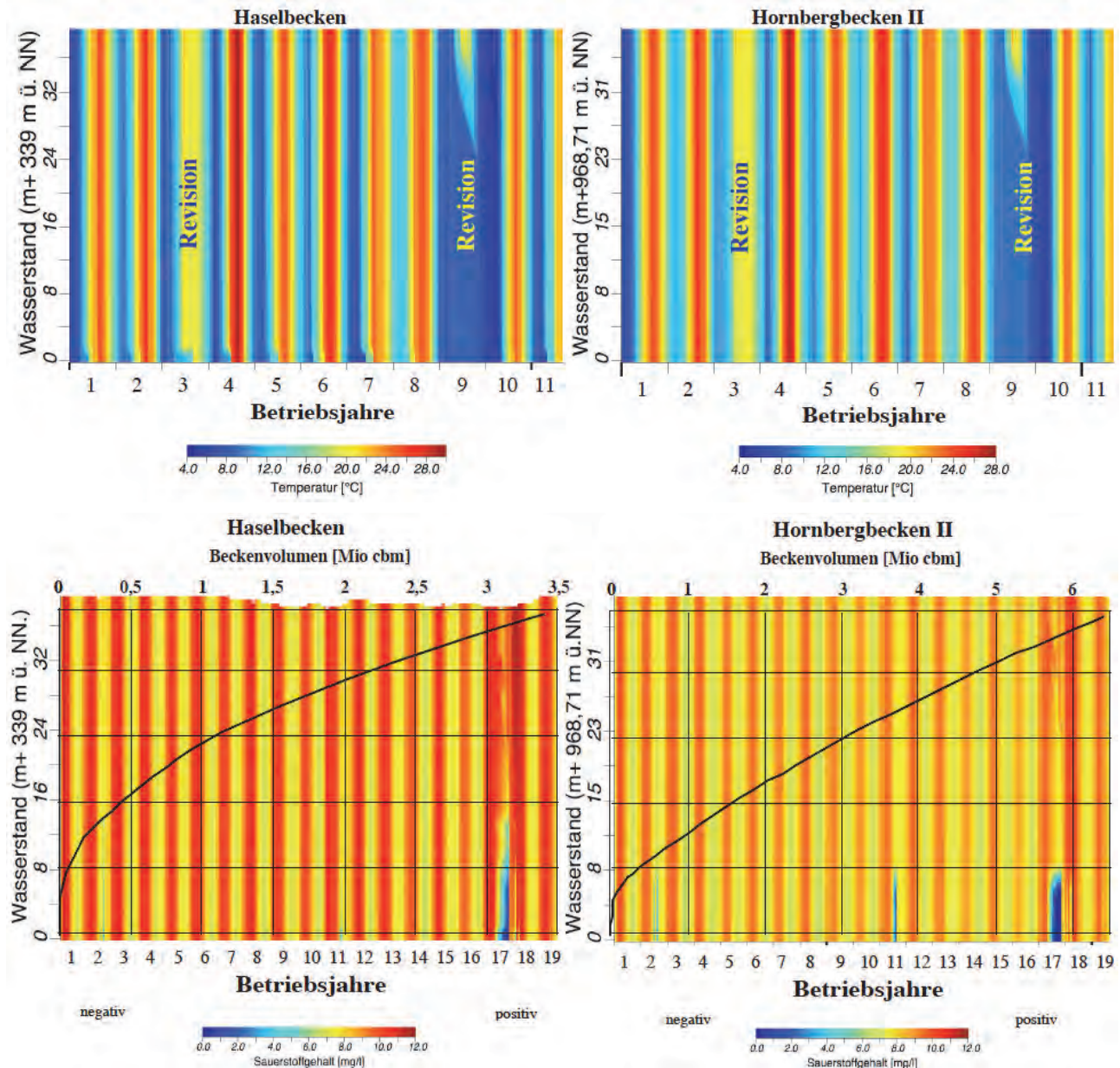


Abb. 6: Entwicklung des Temperatur - und Sauerstoffhaushaltes im Regel- und Revisionsbetrieb

Die bei den Modellergebnissen zu erkennende deutlich Verbesserung der Wasserbeschaffenheit im Regelbetrieb (vgl. Abbildungen 6 und 7) ist die Folge einer ca. 10 Jahre nach Ersteinstau abgeschlossenen Regenerationsphase.

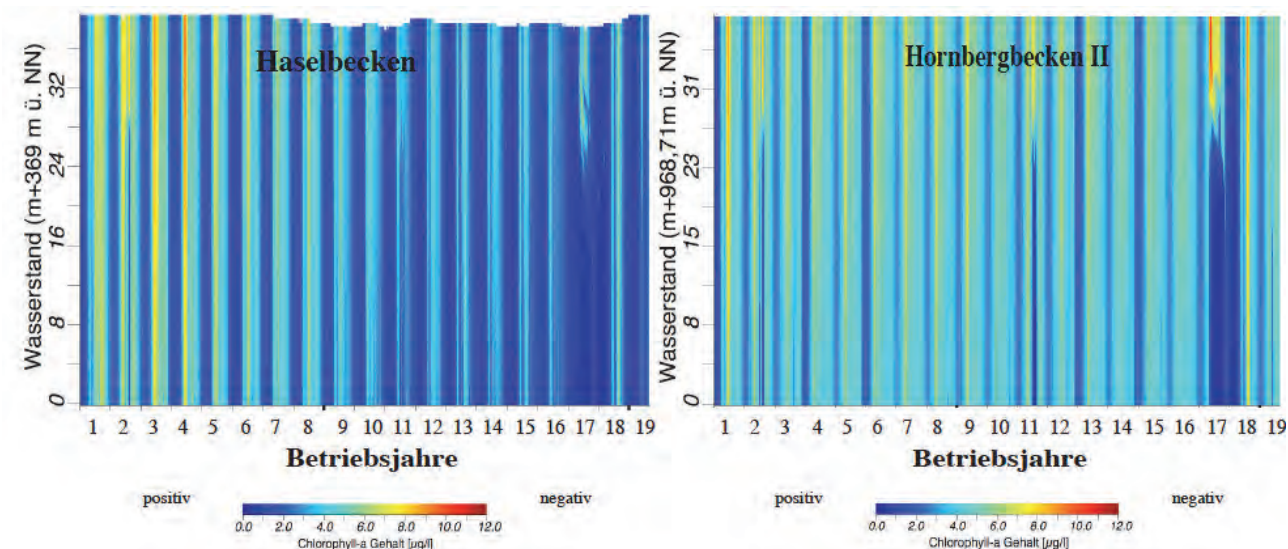


Abb. 7: Entwicklung der Chlorophyll-a Gehalte im Regelbetrieb

Eine Besonderheit stellt die geogene Arsenbelastung im Untersuchungsgebiet dar. Da das eingesetzte Modell DYRESM/CAEDYM Arsen selbst nicht als Komponente berücksichtigen kann, wurde Arsen hinsichtlich des Freisetzungs- und Rückhaltevermögens zum einen als konservative zum anderen als reaktive Substanz behandelt. Bei der Behandlung als reaktive Substanz wurde ein dem Eisen vergleichbares Retentions- und Freisetzungsvermögen angenommen. Im Regelbetrieb ergab die Modellierung nur für die Wasserkomponente Infiltration in den Untergrund einen merklicher Arsenausstrag. Um diesen zu unterbinden, war ein Zurückpumpen des Infiltrats vorgesehen.

Im Revisionsbetrieb, der im Rahmen des Gutachtens gesondert untersucht wurde, schichteten sich beide Becken ein und es konnte aufgrund der ungünstigen Beckengeometrie im Tiefenwasser zu Sauerstoffdefiziten und Stoffanreicherungen kommen. Da die Sedimente und die Zuflüsse eine geogene Grundbelastung mit Arsen aufwiesen, kam es zur Arsenanreicherung in der Tiefe. Der redoxsensitiven Arsen-Freisetzung sollte mit der schon für den Ersteinbau vorgesehenen Belüftung mittels technischem Sauerstoff begegnet werden.

Insgesamt wurde für beide Becken auch langfristig eine gute Wasserbeschaffenheit prognostiziert. Defizite, die sich beim Ersteinbau oder der Revision ergeben, könnten durch technische Maßnahmen (Sauerstoffbelüftung, Rückpumpen des Infiltrats) kompensiert werden.

Beeinflussung der Umfeldgewässer (Fließgewässer und Teichanlagen)

Die Beeinflussung des Wasserhaushaltes durch die Ableitung des Bergwassers in die Becken verursacht Wasserdefizite in zahlreichen Gewässern des Umfeldes. Zur Ermittlung des Belastungspotentials erfolgte eine Bestandsaufnahme aller Fließgewässer und der 165 Stillgewässer. Diese 165 zumeist sehr kleinen Teiche wurden auf der Grundlage morphologischer, chemisch-physikalischer und biologischer Merkmale erfasst und mittels multivariater Verfahren (iterative Clusteranalyse) vier deutlich voneinander unterscheidbaren Gruppen zugeordnet. Dabei wurde jede Gruppe entsprechend der vorherrschenden Qualitätskomponenten typisiert und aus jeder der 4 Gruppen besonders charakteristischste Gewässer ausgewählt, deren Besiedlungsbild (Makrophyten, Makrozoobenhtos und Phytoplankton) sodann untersucht wurde.

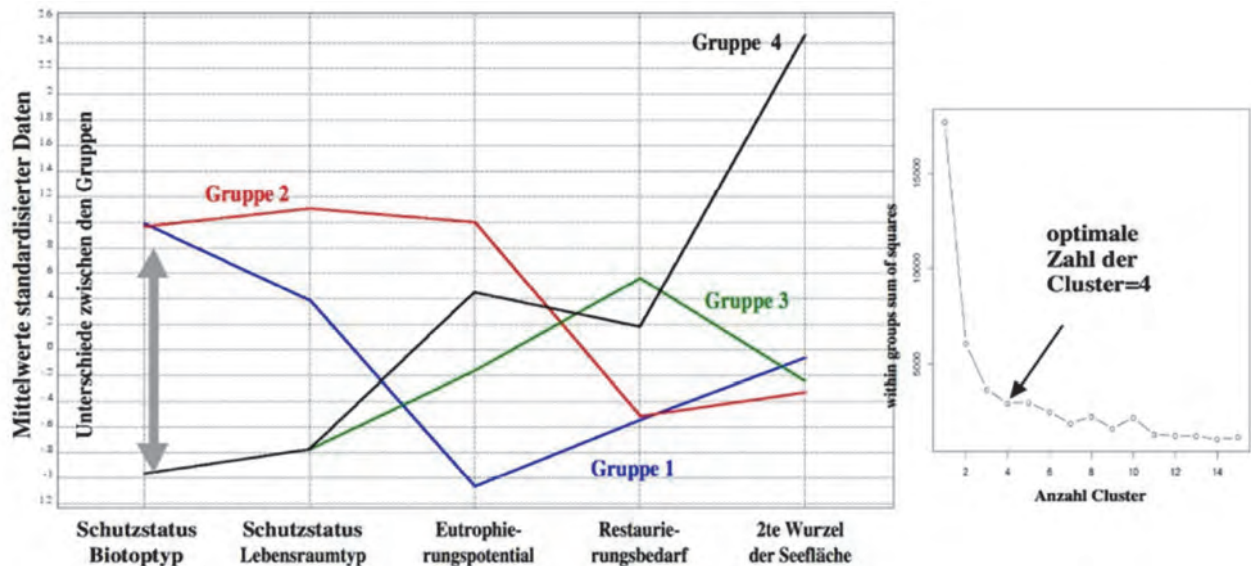


Abb. 8: Partitionierte Clusteranalyse k-means: Gruppierungsergebnis Merkmalsausprägung

Für diese gruppentypischen Gewässer wurde die Gewässerentwicklung prognostiziert. Die Modellierung mittels DYRESM/CAEDYM und BATHTUB (Butcher 2014) zeigte, dass die Stillgewässer weniger empfindlich auf die Verringerung der Zuflussraten reagierten als die Fließgewässer. Aufgrund der im Untersuchungsgebiet sehr günstigen Fließgewässerbeschaffenheit wirkte sich eine Zuflussreduktion, sofern sie nicht den Totalverlust des Gewässers zur Folge hatte, nicht erheblich auf die Wasserbeschaffenheit und Milieubedingungen des betroffenen Stillgewässers aus. Lediglich stärkere Wasserverluste mit der Gefahr des Austrocknens erforderten eine Kompensation oder den Ausgleich an anderer Stelle.

Kompensation der Eingriffe

Durch den Bau des Pumpspeicherwerkes war mit erheblichen Eingriffen bezüglich der Oberflächengewässer zu rechnen, die eines Ausgleichs bedurften.

- So konnte durch die Prognose der Beckentemperaturen in den neu entstehenden Speicherbecken gezeigt werden, dass es zu Wassertemperaturen von bis zu 30 °C kommen kann. Um die Stromgewinnung auch unter diesen Bedingungen zu gewährleisten, wären besondere Maßnahmen zur Anlagenkühlung notwendig geworden.
- Für den Ersteinbau der Anlage wurden die stärksten Überformungen ermittelt, so dass für diese Situation eine Sauerstoffbegasung vorzusehen war. Diese sollte auch bei Anlagenstillsand (z. B. Maschinenrevision) zur Vermeidung starker Sauerstoffdefizite im Tiefenwasserkörper genutzt werden.
- Durch die Anlage der Becken und Druckstollen entstehen Wasserverluste für Oberflächengewässer, Grundwasser und Quellen. Zur Kompensation war die Dotation von Beckenwasser vorgesehen. Dieses müsste stark abgekühlt (≤ 12 °C) werden, damit kaltstenotherme Arten (*Bythinella badensis*) nicht negativ beeinflusst werden. Eine weitere Aufbereitung des Beckenwassers wäre nur für die Dotation von Dohlenkrebsgewässern (Entkeimung) notwendig. Durch die numerischen Modellierungen konnte gezeigt werden, dass das Beckenwasser ansonsten über eine sehr gute Wasserbeschaffenheit verfügt.

- Nur das beim Unterbecken in den Untergrund infiltrierende Wasser könnte durch Redoxprozesse erhöhte Arsengehalte aufweisen. Das Arsen ist geogenen Ursprungs. Um erhöhte Arsengehalte zu kompensieren, sollte mittels Abwehrbrunnen das Infiltrat abgepumpt und in das oxische Beckenwasser zurückgeleitet werden.
- Da durch die Dotationsmaßnahmen nicht alle Stillgewässer zu erhalten gewesen wären, wurde als Ausgleichmaßnahme ein Neugewässer geplant, um den Verlust an Stillgewässern im Gebiet zu kompensieren.
- Weitere Kompensationsmaßnahmen waren nicht notwendig. So konnte für unterschiedliche Abflussverhältnisse des Rheins gezeigt werden, dass auch unter pessimalen Bedingungen ein Schnellablass der Becken nicht zu einer merklichen Beeinflussung des nächsten Vorfluters (Rhein) führen würde.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der Bau eines Pumpspeicherwerkes stellt einen erheblichen Eingriff dar. Dies betrifft die Wasserqualität der neu entstehenden Speicherbecken, die Beschaffenheit der Abläufe und die Beeinflussung der Umfeldgewässer. Nicht nur für die Ermittlungen dieser Wirkungen und ihres Ausmaßes, sondern auch für die Planung geeigneter Kompensationsmaßnahmen ist ein limnologischer Fachbeitrag notwendig, der ohne geeignete Prognosemodelle nicht mehr auskommt. Dabei muss die Limnologie Aussagen zu den folgenden Sachverhalten machen:

- Temperaturhaushalt des Beckenwasser
- Wasserbeschaffenheit des Beckenwasser und der Abläufe beim Ersteinbau, während des Betriebs sowie während der Revision (Maschinenstillstand)
- Menge und Qualität der Abflüsse wie Überlauf und Schnellablass sowie des Infiltrats in den Untergrund
- Geeignete Kompensationsmaßnahmen zur Stabilisierung des Sauerstoffhaushaltes beim Ersteinbau und der Revision sowie zur Vermeidung von Grundwasserbelastungen durch in den Untergrund infiltrierendes Beckenwasser
- Beschaffenheit des Beckenwassers im Hinblick auf seine Eignung als Dotationswasser, wenn dieses zur Stützung des Wasserhaushaltes von Fließgewässern, Stillgewässern und Grundwasser genutzt werden soll.
- Güteentwicklung von Kleingewässern im Umfeld, die aufgrund des Eingriffs von der Verminderung der Wasserzuflüsse betroffen sind.

Literatur

- BOOS, K.-J. (2015a): Antragsteil E.V Gewässerökologisches Fachgutachten. 195 Seiten. Stand: Z.0 Endfassung zur Offenlage. Datei: ATD-GE-PFA-E.05. Erstellt im Auftrag der Schluchseewerk AG
- BOOS, K.-J. (2015b): Gewässerökologisches Fachgutachten Anlage 1. Wehrabecken / Hornbergbecken I. ATD-GE-PFA-E.05-00100. 134 Seiten. Erstellt im Auftrag der Schluchseewerk AG
- BOOS, K.-J. (2015c): Antragsteil D.I. Umweltverträglichkeitsstudie Teilschutzgut Oberflächengewässer – Stillgewässer Schutzgut Wasser. 202 Seiten. Stand: Z.0 Endfassung zur Offenlage. Datei: ATD-GE-PFA-D.01-26300
- Butcher, J. (2014): <http://www3.epa.gov/region1/eco/tmdl/pdfs/vt/bathtub-model-quality-assurance.pdf>
- Hipse, M.R. et al. (2006): Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM v2. v2.3 Science Manual. Centre for Water Research, University of Western Australia
- TGL 27 885/04 (1985): Fachbereichsstandard, Nutzung und Schutz der Gewässer, Stehende Binnengewässer – Wassergütebewirtschaftung wasserwirtschaftlicher Speicher, Leipzig: Verlag für Standardisierung, 6 S.

Arbeit darf auch Spaß machen – Angeln als wissenschaftliche Fischereimethode

Jost Borchering¹; Svenja Storm²

¹ Universität zu Köln; ² Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.

Grundelarten aus dem Ponto-kaspischen Raum wurden im Rhein in der Regel zuerst durch Angler nachgewiesen. Erst danach begannen die vielfältigen wissenschaftlichen Untersuchungen zum Verständnis der Autökologie dieser invasiven Arten und ihren Auswirkungen auf das Ökosystem. Angeln als wissenschaftliche Methode zur quantitativen Bestanderfassung ist dabei seit 2010 ein integraler Bestandteil unserer Untersuchungen am Niederrhein. Dabei wird standardisiert jedes Jahr Anfang Juli über rund 8 Stunden mit jeweils 2 Angelruten in zwei Habitaten (Steinschüttung, Sandflächen im Strom) geangelt und dabei jeder gefangene Fisch bestimmt, vermessen und mit einem Zeitstempel für weitere Untersuchungen konserviert. Invasive Arten durchlaufen nach Etablierung in einem neuen Lebensraum häufig einen sogenannten Boom-Bust-Cycle, d. h. nach einer anfänglichen Boom-Phase mit rasant steigenden Dichten, folgt in der Regel das Einpendeln der Populationsdichten auf einem deutlich niedrigeren Niveau, die sogenannte Bust-Phase. Dies konnten wir anhand der standardisierten Angelbefischungen am Rhein auch für die Kesslergrundel (*Ponticola kessleri*) und die Schwarzmaulgrundel (*Neogobius melanostomus*) nachweisen. Nach dem erstmaligen Auftreten der Arten in 2006 (Kesslergrundel), bzw. 2008 (Schwarzmaulgrundel), konnte für beide Arten der Höhepunkt der Boom-Phase rund 4-6 Jahre nach den jeweiligen Erstnachweisen ermittelt werden. Seitdem nehmen die mit dem Angeln erfassten Aktivitätsdichten beider Arten ab. Neben diesen Aktivitätsdichten konnten wir darüber hinaus weitere interessante Detailergebnisse mit den standardisierten Angelsurveys erzielen, beispielsweise hinsichtlich der Verteilung der Arten in den befischten Habitaten, der Geschlechterverteilung und der Größen der gefangenen Tiere. Auch dienen die konservierten Grundeln als Grundlage für eine Vielzahl von Untersuchungen (Ernährung, Morphologie, Reproduktion, Genetik etc.), die uns dem Verständnis des Invasionsprozesses und der beobachteten Abundanzveränderungen der Arten sowie ihres Einflusses auf das Ökosystem näherbringen können.

Landwirtschaftliche Flächennutzung beeinträchtigt die Multifunktionalität von Fließgewässern

Mario Brauns¹; Björn Gucker²; Romy Wild¹

¹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ; ² Federal University of São João del-Rei

Die Zunahme und Intensivierung landwirtschaftlicher Nutzflächen und die damit verbundene Abholzung, Eutrophierung und Reduktion der Habitatheterogenität können zum Verlust spezifischer Eigenschaften von Fließgewässern führen. Frühere Studien beschränkten sich auf die Quantifizierung der Auswirkung auf Biodiversität bzw. ausgewählte einzelne Fließgewässerfunktionen, so dass ein umfassendes Verständnis über die gleichzeitigen Auswirkungen auf wesentliche Fließgewässerfunktionen fehlt. Im Rahmen eines umfangreichen Projektes an natürlichen und landwirtschaftlich genutzten Bächen im Harz wurde das Antwortverhalten der funktionellen Variablen benthische Primärproduktion, Abbau organischer Substanz, Sekundärproduktion und Nahrungsnetzinteraktionen quantifiziert. Die resultierenden Werte wurden als logarithmierte Antwortverhältnisse (log response ratios) mittels gemischter Modelle statistisch ausgewertet. Ziel war die Identifikation derjenigen Funktionen, die am stärksten von landwirtschaftlicher Nutzung beeinträchtigt werden. Die Aufnahmerate von terrestrischem gelöstem organischem Material, die Biofilm-Grazer-Interaktionsstärke sowie die Biofilm-Zuwachsrate reagierten am sensitivsten auf landwirtschaftliche Flächennutzung. Die klassischen Funktionsindikatoren Laubabbau und Biofilm-Metabolismus reagierten dagegen weniger sensitiv. Somit konnte gezeigt werden, dass die mit Landwirtschaft assoziierten funktionellen Konsequenzen von der betrachteten Ökosystemfunktion abhängen, was weitreichende Implikationen für eine funktionell basierte Bewertung von Fließgewässern hat.

Spurenstoffbelastungen der Münsterschen Aa im jahreszeitlichen Wandel

Johanna Buss¹; Saskia Rohrer²; Christine Achten¹; Tillmann Buttschardt²

¹ Universität Münster Institut für Geologie und Paläontologie; ² Universität Münster Institut für Landschaftsökologie

Die Münstersche Aa zählt mit ihrem Einzugsgebiet (EZG) von 172 km² zu den erheblich veränderten Fließgewässern und erreicht wie viele Tieflandbäche in NRW nicht das „gute ökologische Potenzial“, das in der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) gefordert wird (MULNV NRW, 2015). Kennzeichnend für das EZG ist der heterogene Verlauf der Münsterschen Aa mit einem stark landwirtschaftlich geprägten Oberlauf, einem Staubereich, einer stark urban geprägten Fließstrecke im Stadtgebiet sowie einem durch Abwasser aus der Hauptkläranlage Münster beeinflussten Unterlauf. Diese Charakteristik bietet eine Vielzahl von Eintragungsmöglichkeiten für anthropogene Spurenstoffe, wie Pestizide und Arzneimittel. Die Auswirkungen der Spurenstoffe auf aquatische Organismen sind dabei durch die Vielzahl von Einzelsubstanzen sehr komplex und bisher nur wenig erforscht (Polard et al., 2011).

Durch ein dichtes Netz an Probenahmestellen im gesamten EZG, sowie Wochenmischproben zweier automatisierten Probensammler nach dem oberen Einzugsgebiet und im Mündungsbereich wird das Gewässer räumlich und zeitlich hoch aufgelöst beprobt. Vor-Ort Parameter (pH, Temperatur, Leitfähigkeit, O₂-Gehalt), TOC-Gehalt, Anionen, Kationen und organische Spurenstoffe (HPLC-HRMS) werden zur Beurteilung der Gewässerqualität herangezogen. Außerdem werden Befischungen und Makrozoobenthos-Untersuchungen durchgeführt.

Die Ergebnisse der ersten Stichtagsbeprobung zeigen deutliche Zusammenhänge zwischen dem Abfluss der Münsterschen Aa und der Stoffbelastung. Bei abwasserbürtigen Stoffen, wie z. B. dem Betablocker Metoprolol lässt sich bei hohem Abfluss ein Verdünnungseffekt beobachten. Außerdem treten diese Stoffe nur nach Zuleitung aus Kläranlagen auf. Für Pestizide hingegen zeigt sich eine Korrelation von Konzentrationsmaxima nach Ausbringzeiten im Zusammenhang mit Niederschlägen und dadurch erhöhten Abfluss.

Im Laufe des Projekts sollen die oben genannten Eintragspfade im jahreszeitlichen Wandel noch genauer charakterisiert werden und mit gewässerökologischen Ergebnissen verknüpft werden. Außerdem ist die hydrochemische Begleitung kleiner Maßnahmen gemäß WRRL (z. B. Totholzeinbau, Gewässerrandstreifen) geplant.

Gefördert wird das Projekt durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU).

Literatur

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz, 2015
Polard et al., 2011;

30 and 35 years of re-oligotrophication in 2 Berlin lakes compared to trophic recovery of 19 other European lakes

Ingrid Chorus¹; Antje Köhler²; Camilla Beulker¹; Michael Hupfer³

¹ Umweltbundesamt (UBA); ² Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin; ³ Institut für Gewässer-ökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm

Phosphorus loads to Lake Tegel and Schlachtensee were abruptly and drastically (40- to 100-fold) reduced during the early 1980's – at water exchange rates of ≈ 5 times per year for Lake Tegel and ≈ 1.5 times for Schlachtensee, causing total phosphorus (TP) concentrations to decline exponentially from 600-800 $\mu\text{g L}^{-1}$ to $< 25 \mu\text{g/L}$. Phytoplankton biomass responded with lower maxima once TP concentrations had declined to less than 100 $\mu\text{g/L}$, but TP clearly determined biomass levels only below a TP threshold of 25-50 $\mu\text{g/L}$ (annual means): then annual mean concentrations of chlorophyll-a (previously 40-60 $\mu\text{g/L}$) declined to $< 10 \mu\text{g/L}$. Release of redox-sensitively bound P from the sediments proved to be less of a problem than anticipated. The presentation compares the trophic recovery history of these lakes with restoration of 19 others and with data on phytoplankton from 210 other water bodies. Lessons learned include:

- 1) even where sediments show redox sensitive P desorption, they can become an annual sink rather than source of P if the water exchange rate is sufficiently high, but at Lake Tegel this took 7 and at Schlachtensee 12 years;
- 2) Cyanobacteria became insignificant in all water-bodies at summer TP $< 25 \mu\text{g/L}$;
- 3) Chrysophyta re-appear only after the shift to lower phytoplankton biomass and thus pH < 8.7 ;
- 4) trophic recovery cascading to include oxygenation of the sediment surface allows massive re-occurrence of aquatic macrophytes, mussels and reed belt recovery, but this may take decades;
- 5) some lakes with high TP concentrations before restoration show TP-threshold responses rather than linear ones; i.e. it took years before “the algae noticed the difference”;
- 6) Even after a sudden drastic load reduction and with water residence times of less than a year it took decades before the Berlin lakes reached a new equilibrium, and in this time span further changes impact on interactions in the ecosystem. Disentangling causes and effects therefore requires long-term observation;
- 7) Evaluating large data sets is necessary to derive well substantiated, credible TP-thresholds for controlling (potentially toxic) cyanobacteria as well as the biomass of other phytoplankton.

Northern Clingfish: How to attach with suction cups to rough surfaces

Petra Ditsche¹; Adam Summers²

¹ University of Alaska Anchorage; ² University of Washington

As the name suggests clingfish can do something untypical for most fish. They can attach strongly to the substrates in their habitat. Northern clingfish, a clingfish species of the Pacific Northwest, uses suction to attach not only to smooth, but also to rough substrates such as stones and rocks. Bigger specimens can attach to surfaces up to 2-4 mm grain size, which is considerably rougher than the roughest ready-made sandpaper. In contrast to artificial suction cups, the suction cups of these small fish attach stronger to most rough surfaces than to smooth ones. An important role in the attachment mechanism play the hierarchical structures of the margin of the suction cup. The latter consist of papillae (~150µm) that are covered with rods (~5µm), which themselves are divided into small filaments at their tips (~0.2µm). These structures on the disc margin in combination with the elastic properties of the suction disc enable perfect adjustment to the surface irregularities of rough surfaces. Performing friction measurements with a friction slide, we found that these hierarchical structures do not only enable sealing to the rough surfaces, but also increases friction with the surface. The friction coefficients are higher on rougher surfaces than on smooth ones. Moreover, we measured attachment forces/tenacity of clingfish using a mechanical testing machine. Applying a paired design, we measured the complete suction disc first and then repeated the measurement after removing a part of the suction cup's margin. Interestingly, removing a part of the cup's margin had minimal effect on attachment to smooth and slightly rough surfaces (35µm grain size). In contrast, on surfaces over a roughness of 78µm (grain size) the suction disc failed. Apparently, the disc margin with its hierarchical structures is essential for attaching to rough substrates, but not for attaching to smooth ones.

Anpassungen an Quell-Lebensräume: Auswirkungen erhöhter Temperatur auf die Physiologie von Quellorganismen

Joshua Ebner¹; Stefanie von Fumetti²

¹ Universität Basel; ² University of Basel

Bisher ist wenig darüber bekannt, wie in Quellen lebende Organismen auf eine Erhöhung der Wassertemperatur reagieren. Da diese Arten über einen langen Zeitraum an für Quellen typische, stabile Umweltbedingungen angepasst worden sind, ist es anzunehmen, dass sie besonders sensitiv auf Umweltveränderungen reagieren. Eine durch den Klimawandel hervorgerufene Erhöhung der Wassertemperatur könnte daher weitreichende Folgen für Populationen haben. Es ist aber auch bekannt, dass Arten auf neue Umweltbedingungen mit phänotypischer Plastizität reagieren und ihre Physiologie verändern. Diese Anpassung geht einher mit einer Steigerung ihrer Kurz- und Langzeit-Toleranz.

Um herauszufinden, wie Quell-lebende Arten auf biochemischer Ebene auf eine Erhöhung ihrer Umgebungstemperatur reagieren, führten wir ein Laborexperiment durch. Individuen der Quellschnecke *Crunoecia irrorata* wurden für eine Woche drei unterschiedlichen Temperaturen (10, 15 und 20 °C) ausgesetzt. Nach Ablauf des Versuches wurde die Gesamtheit ihrer Proteine extrahiert. Anschließend wurde mit Hilfe von massenspektroskopischen und bioinformatischen Methoden das jeweilige Proteom der Individuen quantifiziert. Die Bestimmung der Proteinfunktionen und der statistische Vergleich ihres Vorkommens zwischen Temperaturen ermöglicht Aussagen über physiologischen Antworten.

Crunoecia irrorata reagiert schnell und über vielfältige Mechanismen auf erhöhte Temperaturen. Darunter sind die Veränderung der Cuticula, die Regulierung des Atemsystems und die Akkumulierung von Zucker, um lebenswichtige zelluläre Strukturen zu schützen. Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Plastizität von Quellorganismen eine effektive Art der Anpassung an eine variable Umgebung ist, aber auch, dass der Lebensraum Quelle mit seinen vielen Mikrohabitaten weniger stabil sein könnte als bisher angenommen. Solche Erkenntnisse sind einerseits wichtig, um die relative Empfindlichkeit gefährdeter und sensibler Arten einschätzen zu können. Andererseits ist die Implementierung molekularer Methoden in die ökologische Forschung wegweisend für die Entwicklung diagnostischer Möglichkeiten, um quantitative Aussagen über den Status einer Population und deren Habitat treffen zu können.

Lern- und Forschungslandschaft „Neue Erft“: Renaturierung zum Anfassen

Martina Erken¹; Marion Gremse

¹ Zweckverband Naturpark Rheinland Naturparkzentrum Gymnicher Mühle

Die Erft ist ein durch den Menschen größtenteils begradigter Fluss im Westen von Köln mit mittlerer Wasserqualität. Um die Erft wieder in einen guten ökologischen Zustand zu führen, hat der Erftverband bereits verschiedene Bereiche des Flusses erfolgreich renaturiert. Im kommenden Jahr wird der Erftverband auch bei Erftstadt-Gymnich die Erft in ein neues naturnahes Flussbett verlegen.

Dadurch wird sich die Landschaft rund um das Naturparkzentrum Gymnicher Mühle stark verändern. Es ist anzunehmen, dass sich die ökologische Vielfalt in den kommenden Jahren positiv entwickelt und neue Pflanzen und Tierarten beobachtet werden können.

Der Naturpark Rheinland, der an der Gymnicher Mühle seit fast fünf Jahren erfolgreich den außerschulischen Lernort aus Wasserwerkstatt, Wassererlebnispark und „KM51 – Das Erftmuseum“ betreibt, möchte die Veränderung der Natur und Landschaft umfassend erfassen und dokumentieren. Im Rahmen eines sogenannten „Bürger-Wissenschaft-“ oder „Citizen-Science-“ Projektes, sollen Schul- und Kindergartenkinder, Studierende und interessierte Erwachsene langfristig die Veränderungen der Flusslandschaft beobachten. Dazu entwickelt der Naturpark in Zusammenarbeit mit Partnern wissenschaftliche Erfassungsmethoden, die auch für Laien einfach zu verstehen und umzusetzen sind. Das Projekt wird in den nächsten drei Jahren im Rahmen des EFRE-Förderprogramms „Grüne Infrastruktur NRW“ durch die Europäische Union und die Landesregierung gefördert. Das Projekt ist Teil eines integrierten Handlungskonzeptes, das durch die Zukunftsagentur Rheinisches Revier initiiert und unterstützt worden ist.

Lassen sich die Auswirkungen des Klimawandels in Trinkwassertalsperren durch eine Anpassung der Entnahmetiefen vermindern?

Johannes Feldbauer; Thomas Petzoldt

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Auf Grund des Klimawandels kommt es in Talsperren zu einer höheren Wassertemperatur, zu einer Verlängerung der Schichtungsdauer und häufiger zu Sauerstoffschwund. Schichtung und Wassertemperatur sind für die Trinkwasserbereitstellung wichtige Faktoren, da sie die biogeochemischen Prozesse und somit die Wasserqualität der Talsperre beeinflussen. Die meisten Trinkwassertalsperren besitzen Entnahmebauwerke die eine Regulierung der Entnahmehöhe für die Rohwasserabgabe ermöglichen. Zusätzlich dazu wurde in letzten Jahren für viele Talsperren eine variable Wildbettaabgabe nachgerüstet. Über eine Änderung der Entnahmehöhen kann aktiv Einfluss auf die thermische Struktur der Talsperre genommen werden.

Wir untersuchen die Effekte verschiedener Entnahme- und Wildbettaabgabestrategien auf Schichtung und Wassertemperatur von drei sächsischen Trinkwassertalsperren. Dadurch soll abgeschätzt werden, ob den Effekten des Klimawandels durch eine Anpassung der Entnahmestrategie entgegen gewirkt werden kann. Hierfür wurden für alle drei Talsperren jeweils vier Szenarien mit unterschiedlichen Entnahmestrategien simuliert und miteinander verglichen. Als Modell verwenden wir das international anerkannte eindimensionale hydrophysikalische Modell GLM - General Lake Model. Um die Effekten der unterschiedlichen Entnahmestrategien von den Einflüsse der meteorologischen und hydrologischen Variabilität zu separieren, wurden die Ergebnisse von GLM mithilfe eines linearen statistischen Modells analysiert und anschließend mit den klimatischen Veränderungen der letzten 30 Jahre verglichen.

Bezüglich der Hypolimniontemperatur (in 25 m Tiefe) und dem Endzeitpunkt der Sommerschichtung, kann den Trends des Klimawandels durch eine angepasste Bewirtschaftung entgegengewirkt werden. Verglichen mit anderen Studien sind die Verbesserungen allerdings geringer. Bei den untersuchten Talsperren werden schon heute komplexe Entnahmestrategien mit mehreren zeitlich variierenden Entnahmetiefen angewendet, die die Klimawandelfolgen teilweise abmildern.

Der Erstautor dieser Arbeit wird mitfinanziert mit Steuermitteln auf Grundlage des von den Abgeordneten des Sächsischen Landtags beschlossenen Haushaltes.

Equal relevance of omega-3 and omega-6 polyunsaturated fatty acids for the fitness of *Daphnia* spp.

*Patrick Fink*¹; *Maja Ilic*²; *Christian Werner*²; *Eric Von Elert*²

¹ Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Magdeburg; ² Universität zu Köln, Institut für Zoologie

Essential polyunsaturated fatty acids (PUFAs) have been recognized as a crucial factor that determines the trophic transfer efficiency in plankton communities. As many animals cannot synthesize the classes of ω 3- and ω 6-PUFAs, the dietary availability of these PUFAs can constrain the fitness of freshwater zooplankton such as *Daphnia* spp. In particular, eicosapentaenoic acid (EPA, 20:5 ω 3) is considered to be a crucial determinant of the transfer of biomass at the freshwater plant-herbivore interface. In contrast to ω 3-PUFAs, the group of ω 6-PUFAs has previously been considered to be of less ecological relevance, although the potential role of the ω 6-PUFA arachidonic acid (ARA, 20:4 ω 6) remains controversial. To investigate its potential role, we conducted dose-response growth experiments with two *Daphnia* species, *D. pulex* and *D. magna*, supplemented with EPA or ARA, which allowed us to calculate EPA and ARA saturation thresholds for growth and reproduction of both *Daphnia* species. Our results provide evidence that not only the availability of ω 3-PUFAs, but also the availability of a ω 6-PUFA, namely ARA, can limit both the growth and reproduction of *Daphnia* spp. to an equal extent. The saturation thresholds for growth and reproduction were consistently, but not significantly, higher for EPA than for ARA in both *Daphnia* species. As shifts in phytoplankton community composition might result in environmental fluctuations in the dietary availability of ω 3- and ω 6-PUFAs, our findings present a significant step in understanding the consequences of the ongoing global biodiversity loss for trophic transfer efficiency at the phytoplankton-zooplankton interface.

Phytoplankton an Rhein und Mosel im „Trockenjahr“ 2018 – seltenes Extrem oder neue Normalität?

Helmut Fischer¹; Eberhard Hoehn²; Enno Nilson¹; Matthias Rothe¹; Andreas Schöl¹

¹ Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG); ² Limnologie Büro Hoehn

Das „Trockenjahr“ 2018 hat große Aufmerksamkeit in der Öffentlichkeit erregt und sich auf die ökonomische Nutzung der großen Flüsse in Deutschland ausgewirkt. Wie wirkte es jedoch auf die Ökologie dieser Gewässer? Spiegelte es die natürliche Variabilität wider oder kam es zu „ökologischen Extremereignissen“? Am Beispiel langjährigerer Zeitreihen des Phytoplanktons von Rhein und Mosel zeigen wir, dass die niedrigen Abflüsse und hohen Wassertemperaturen zu starken Phytoplankton bzw. Cyanobakterienblüten führten, wie sie in den Jahrzehnten zuvor nicht mehr beobachtet worden waren. An der Mosel trat erstmals 2017, in weit stärkerem Maße aber im Jahr 2018 eine Cyanobakterienblüte der Gattung *Microcystis* auf, die im August begann und weit in den Oktober hineinreichte. Am Rhein kam es im August 2018 zu zwei kurz hintereinander folgenden Phytoplanktonblüten, zunächst von Diatomeen und im Anschluss von Grünalgen der Art *Coelastrum polychordum* mit bis zu 81 µg Chlorophyll-a pro Liter an der Messstation Koblenz. Sommerliche Algenblüten dieses Ausmaßes kamen dort zuletzt anfangs der 1990er Jahre vor. Der Vortrag diskutiert mögliche Zusammenhänge, die im Jahr 2018 zu solchen Phytoplanktodynamiken führten und die sie in anderen Jahren verhindern. Aktuelle Projektionen erlauben außerdem einen Blick auf die zukünftige Temperatur- und Abflussentwicklung der großen Fließgewässer und stellen uns vor die Frage, ob die Situation im Jahr 2018 zur neuen Normalität wird.

Stabile Stickstoff-Isotopenanalyse von Aminosäuren zur Bestimmung der trophischen Position – Chancen und Probleme anhand eines Fallbeispiels an Amphipoden

René Gergs¹; Eike Sünger²; Lisa Burmann³; Jochen Zubrod²; Patrick Fink⁴

¹ Umweltbundesamt; ² Universität Koblenz-Landau; ³ Universität zu Köln;

⁴ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ

Die Bestimmung der trophischen Position (TP) von Arten mittels Stabiler Isotopen Analytik ist ein weit verbreitetes Tool um Nahrungsnetze zu charakterisieren, unter anderem auch um den Einfluss von nicht heimischen Arten auf heimische Lebensgemeinschaften besser abschätzen zu können. Dies wird üblicherweise mit den $\delta^{15}\text{N}$ Wert aus der Bulkanalyse der zu untersuchenden Art(en) im Vergleich zu einem koexistierenden Primärkonsumenten (TP = 2) als Baseline berechnet. In vielen Fällen erweist sich allerdings die Bestimmung der passenden Baseline als problematisch. Daher wurde in der Literatur ein Ansatz zur TP Bestimmung anhand der $\delta^{15}\text{N}$ Werte von Aminosäure der zu untersuchenden Art vorgeschlagen, bei dem eine interne Baseline der jeweiligen Zielart berechnet wird. Bei der Berechnung der TP geht neben der trophischen Anreicherung des schweren Stickstoffisotops auch der Unterschied in den $\delta^{15}\text{N}$ Werten zwischen den verschiedenen Aminosäuren der Primärproduzenten als Konstante ein. Da diese Konstante bis jetzt nur für marine aquatische Systeme bestimmt und auf limnische übertragen wurde, war zunächst eine Kalibrierung für limnische System notwendig. Diese Kalibrierung wurde anhand von Messwerten von bekannten Primärkonsumenten aus einer Probenahmekampagne am Niederrhein durchgeführt.

Die trophische Position und damit die Prädationsstärke des invasiven Amphipoden *Dikerogammarus villosus* insbesondere im Vergleich zu koexistierenden Amphipoden ist ein vielfach und kontrovers diskutiertes Thema. In dieser Studie lag der Fokus auf der Untersuchung der TP in zwei Nebenflüsse des Rheins am Oberrhein, in die *D. villosus* vorgedrungen ist, mittels Stabiler Isotopen Analyse von Aminosäuren. Nach der Kalibrierung der TP Berechnung auf limnische Systeme hatten die untersuchten Amphipoden eine trophische Position von mindestens 2 (Primärkonsumenten), im Vergleich zu Werte von ≥ 1 (Primärproduzenten) vor der Kalibrierung unter Verwendung der Formel für marine Systeme. Insgesamt hatte *D. villosus* in den beiden Zuflüssen eine omnivore bis räuberische trophische Position (TP = $2,7 \pm 0,2$ im Speyerbach; TP = $3,0 \pm 0,2$ in der Alb), die jeweils vergleichbar mit koexistierenden heimischen Amphipoden (*Gammarus pulex* beziehungsweise *Gammarus roeselii*) war. Dies stützt frühere Studien, dass ‚intraguild predation‘ durch *D. villosus* nicht der ausschlaggebende Faktor für die Verdrängung heimischer Amphipoden ist. Auf der anderen Seite scheint tierisches Material eine wichtige Rolle in der Ernährung für alle Arten der Amphipoden zu sein.

Disentangling mechanisms behind chronic effects

Andre Gergs; Jutta Hager; Christina Garside; Eric Bruns; Thomas Preuss

Bayer AG

The effect assessment of pesticides is based on acute (short-term) and chronic (longer-term) toxicity tests with various species. In aquatic assessments, acute testing focusses on lethality, while for chronic toxicity, sublethal endpoints such as feeding, growth and reproduction are of additional importance. Usually, chronic effect concentrations are lower compared to those derived from acute toxicity tests. Toxicokinetic-toxicodynamic models allow for the extrapolation of chronic toxicity based on acute test results as they explicitly account for mechanisms behind and processes leading to an effect. In this study, we analyzed acute and chronic effects for the case of imidachloprid and flupyradifurone in the non-biting midge *Chironomus riparius*. The two insecticides share a similar mode of action but have different ecotoxicological profiles. We disentangled the mechanisms behind those profiles by a combination of Dynamic Energy Budget (DEB) modeling and applications of the General Unified Threshold Model of Survival (GUTS) to account for both sublethal and lethal effects. Using this example, we will illustrate how lethality and sublethal effects may work in concert on evoking chronic toxicity.

Biomanipulation in Fließgewässern: Fische können Eutrophierungseffekte im hyporheischen Interstitial verringern

Madlen Gerke^{1,4}, Dirk Hübner^{1,2}, Jörg Schneider², Manfred Fetthauer³, Barbara Nuyken¹, Theresa Graf^{1,2}, Roman Fricke^{1,2}, Michael Götten¹. Carola Winkelmann¹

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

² Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien, Frankfurt, Marburg, bfs-schneider@web.de, dirk-huebner@arcor.de, grafth@staff.uni-marburg.de, fricker@staff.uni-marburg.de

³ARGE Nister/Obere Wied e.V., Stein Wingert, m.fetthauer@t-online.de ⁴Bayerisches Landesamt für Umwelt, Wielenbach, madlen.gerke@lfu.bayern.de

Keywords: Eutrophierung, Benthisches Grazing, Top-Down-Steuerung, Hyporheisches Interstitial

Einleitung

Eutrophierung von Fließgewässern stellt aufgrund der dichten Besiedlung und intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Einzugsgebiete in Deutschland ein flächendeckendes und drängendes Problem dar. Erhöhte Nährstoffeinträge führen in Bächen und kleineren Flüssen zu einem übermäßigen Wachstum benthischer Algen. Die Folgen sind starke Sauerstoff- und pH-Wert-Schwankungen im Oberflächenwasser (Dodds & Welch 2000; Hilton et al. 2006) und ein Verstopfen des hyporheischen Interstitials (biogene Kolmation) (Battin & Sengschmitt 1999; Ibisch et al. 2009; Hartwig & Borchardt 2015). Biogene Kolmation tritt sowohl während als auch nach einer Algenblüte auf: während der Algenblüte verringern Algenmatten auf der Gewässersohle den Wasseraustausch zwischen Oberflächenwasser und Interstitialwasser (externe Kolmation). Löst sich diese Algenbiomasse wieder ab, werden Algenpartikel in das Interstitial eingetragen, wodurch der Wasseraustausch im Interstitial ebenfalls verringert wird (interne Kolmation). Zusätzlich führt der verstärkte Abbau der organischen Substanz zu einer Sauerstoffzehrung im Interstitial (Battin & Sengschmitt 1999; Hartwig & Borchardt 2015). Beide Prozesse, die Verringerung des Wasseraustauschs und die erhöhte Sauerstoffzehrung, führen zu einem Sauerstoffdefizit im Interstitial. Dadurch wird die Habitatqualität für Makrozoobenthos und für Eier und Larven kieslaichender Fische erheblich beeinträchtigt und damit die Biodiversität gefährdet (Geist & Auerswald 2007; Hübner et al. 2009).

Um die Habitatfunktion des Interstitials und die Biodiversität des Gewässers nachhaltig zu sichern, ist es dringend notwendig, Methoden zur Reduktion von Eutrophierungseffekten in Fließgewässern zu erarbeiten. Eine Reduktion der Eutrophierung allein über eine Verringerung der (oftmals diffusen) Nährstoffeinträge ist meist außergewöhnlich schwer erreichbar. Eine alternative Herangehensweise zur Reduktion von Eutrophierungseffekten in Fließgewässern ist eine gezielte Nahrungsnetzsteuerung (Biomanipulation) durch Erhöhung der Bestände herbivorer und omnivorer Fische. Während Biomanipulation in Talsperren und Seen als eine etablierte Managementstrategie zur kostengünstigen Reduktion von Eutrophierungseffekten gilt (Benndorf 1990; Hansson et al.

1998), gibt es bisher allerdings kaum Erkenntnisse zur Übertragbarkeit dieser Managementstrategie auf Fließgewässer.

Grazer können generell die Algenbiomasse in Fließgewässern stark beeinflussen (Feminella & Hawkins 1995; Hillebrand 2009; Holomuzki et al. 2010) und in nährstoffreichen Fließgewässern auch deutlich verringern (Peterson et al. 1993; Sturt et al. 2011; Gerke et al. 2018). Herbivore Fische können wichtige Grazer in benthischen Lebensgemeinschaften sein und die Algenbiomasse in Fließgewässern reduzieren (Power et al. 1985; Stewart 1987; Gelwick & Matthews 1992). Fische können die Algenbiomasse in Fließgewässern auch indirekt steuern, indem sie den Fraßdruck auf invertebrate Grazer beeinflussen (kleinskalig: Power 1990; großskalig: Winkelmann et al. 2014).

Um zu überprüfen, ob Biomanipulation in Fließgewässern zur Reduktion von Eutrophierungseffekten geeignet ist, haben wir in einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss über vier Jahre hinweg ein Biomanipulationsexperiment durchgeführt und die Dichten herbivorer (Nase, *Chondrostoma nasus*) und omnivorer (Döbel, *Squalius cephalus*) Fische gesteuert. Wir haben erwartet, dass die obligat herbivoren Nasen die Algenbiomasse durch ihre Fraßaktivität reduzieren. Die omnivoren Döbel sollten ebenfalls zu einer direkten Reduktion der Algenbiomasse beitragen. Darüber hinaus war zu erwarten, dass große Döbel durch Prädationsdruck auf zoobenthivore Kleinfische invertebrate Grazer indirekt fördern, da Döbel mit steigender Größe zunehmend piscivor sind (Hellawell 1971). Beide Prozesse sollten somit zu einer Erhöhung des benthischen Grazings und infolgedessen zu einer Reduktion der Algenbiomasse führen. Wir haben erwartet, dass aufgrund der reduzierten Algenbiomasse die biogene Kolmation verringert wird. Dadurch sollten sich wiederum der Wasseraustausch und die Sauerstoffversorgung im Interstitial und damit letztendlich die Habitatqualität des Interstitials verbessern.

Material und Methoden

Das Biomanipulationsexperiment fand in der Nister, einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss im Westerwald (Siegsystem, Äschenregion; vgl. Beschreibung in Gerke et al. 2018), statt. Es wurde auf Grundlage eines modifizierten Before-After-Control-Impact-Designs (BACI; Stewart-Oaten et al. 1986) in zwei etwa 550 m langen Versuchsstrecken in zwei experimentellen Phasen durchgeführt (Abb. 1).

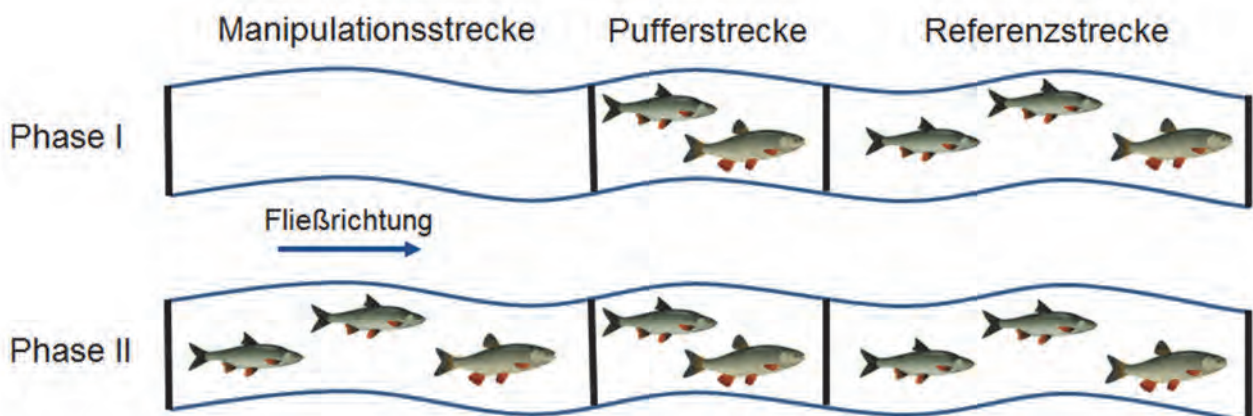


Abb. 1: Prinzipskizze des Biomanipulationsexperiments nach Before-After-Control-Impact-Design (BACI).

Die untere Strecke diente als Referenzstrecke mit einem relativ konstanten Fischbestand in beiden Phasen des Experiments. Die obere Strecke diente als Manipulationsstrecke, in der der Fischbestand zwischen den beiden Phasen des Experimentes verändert wurde. Das zweiphasige Versuchsdesign erlaubt es festzustellen, ob Unterschiede zwischen den beiden Strecken tatsächlich auf der Manipulation der Fischdichte beruhen, und nicht etwa auf natürlichen Unterschieden zwischen den Strecken (z. B. Lichtbedingungen oder Sedimentzusammensetzung) oder aber Unterschieden zwischen den einzelnen Versuchsjahren (z. B. Wittersituation im Frühling). Die Phase I des Experimentes dauerte vom Sommer 2015 bis zum Sommer 2017, die Phase II vom Sommer 2017 bis Sommer 2019. In Phase I bestand ein unterschiedlich hoher Bestand an großwüchsigen Fischen (Nase und Döbel) in den beiden Versuchsstrecken. Der bereits relativ hohe Fischbestand in der Referenzstrecke wurde dazu weiter gestützt, während er in der oberhalb gelegenen Manipulationsstrecke minimiert wurde. In Phase II war der Fischbestand in der Manipulationsstrecke ähnlich hoch wie in der Referenzstrecke, da er im gleichen Umfang wie in der Referenzstrecke gestützt wurde. Um Randeffekte in der Referenzstrecke zu vermeiden, wurde eine etwa 220 m lange Pufferstrecke zwischen den Versuchsstrecken eingerichtet, in der der Fischbestand ebenfalls gestützt wurde. Die Versuchsstrecken wurden stromauf- und stromabwärts mit dynamischen Fischwehren nach Mühlenbauer et al. (2003) voneinander abgegrenzt.

Um Aussagen über die Auswirkungen der Biomanipulation auf die Habitatqualität des hyporheischen Interstitials treffen zu können, wurden in beiden experimentellen Phasen regelmäßig die Sauerstoffkonzentration im Interstitial und der vertikale Fluss als Maß für den Wasseraustausch im Interstitial erfasst. Der vertikale Fluss zwischen unterschiedlichen Sedimenttiefen im Interstitial wurde dabei auf Grundlage hochaufgelöster Temperaturzeitreihen mithilfe eines Modells von Keery et al. (2007) ermittelt. Zusätzlich wurde über den gesamten Verlauf des Experimentes regelmäßig die Algenbiomasse auf der Gewässersohle bestimmt. In beiden Strecken wurde jeweils ein Versuchsfeld von etwa 80 m Länge in einer Rausche und der anschließenden Gleite eingerichtet (Abb. 2).

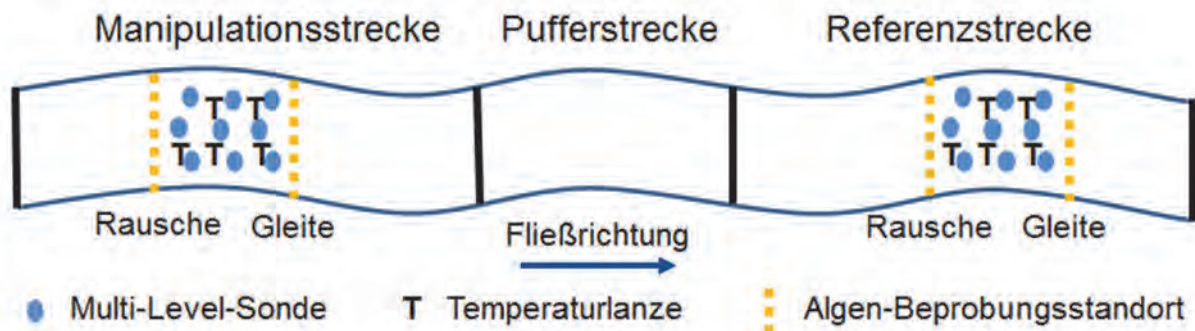


Abb. 2: Schema des Aufbaus der Versuchsfelder in Manipulations- und Referenzstrecke.

Zur Erfassung der Sauerstoffkonzentration im Interstitial wurden im April 2015 insgesamt 9 Multi-Level-Sonden nach Lenk et al. (1999) je Strecke installiert, die eine störungsfreie Entnahme von Interstitialwasser aus vier Tiefenhorizonten (8, 13, 23 und 33 cm) ermöglichen. Um unterschiedliche Strömungsbedingungen im Interstitial abzubilden, wurden drei Felder aus drei Sonden innerhalb des Versuchsfeldes angeordnet (Abb. 2). Zur Erfassung des vertikalen Flusses im Interstitial wurden im August 2015 in jeder Strecke je 5 Temperaturlanzen mit je 4 Temperaturloggern (Messungen in 5, 10, 20 und 30 cm Tiefe) auf die drei Sondenfelder verteilt ausgebracht. Außerdem wurde zur Quantifizierung der Algenbiomasse auf der Gewässersohle innerhalb des Versuchsfeldes jeweils ein Beprobungsstandort in der Rausche und in der anschließenden Gleite festgelegt.

Vor dem Start des Experimentes wurden die großwüchsigen Fischarten in der oberhalb gelegenen Manipulationsstrecke weitgehend abgefischt und in die Referenzstrecke umgesetzt. Zu Beginn von Phase II im August 2017 wurde der Fischbestand in der Manipulationsstrecke deutlich erhöht, indem Fische von außerhalb der Versuchsstrecken besetzt wurden. Zusätzlich wurden Fische von der Referenzstrecke in die Manipulationsstrecke umgesetzt, um eine möglichst ähnliche Dichte großwüchsiger Fische in beiden Strecken einzustellen. Während des gesamten Experimentes wurden die Bestände großwüchsiger Fische in den Versuchsstrecken drei Mal pro Jahr durch Elektrobefischungen mittels der Markierungs-Wiederfangmethode geschätzt. Außerdem wurden Maßnahmen zur Stabilisierung des erhöhten Fischbestandes in der Referenzstrecke und nach Bestandserhöhung (Phase II) in der Manipulationsstrecke durchgeführt (Nachbesatz, Vergrämung des Kormorans).

Die Sauerstoffkonzentration im Interstitial wurde unmittelbar nach Entnahme der Probe vor Ort gemessen. Dazu fanden von Juni 2015 bis August 2017 (Ende Phase I) monatliche Beprobungen statt. In Phase II wurden die Beprobungen im zweiwöchentlichen Intervall durchgeführt. Diese Änderung war nötig, um ausreichend viele Messtermine in Phase II zu haben, da für Phase II ursprünglich eine kürzere Dauer geplant war (bis Ende 2018) und die Verlängerung bis 2019 erst kurzfristig ermöglicht wurde. Die zur Quantifizierung des vertikalen Wasserdurchflusses im Interstitial ausgebrachten Temperaturlanzen wurden ab 2016 jährlich am Ende der Saison im Oktober geborgen und ausgelesen. Die Algenbiomasse auf der Gewässersohle wurde ab dem Start des Experimentes im Sommer 2015 im Jahresverlauf beobachtet. Dazu wurden an den Beprobungsstandorten je 10 Steine in einem Transsekt über die gesamte Gewässerbreite entnommen und aus deren Aufwuchs eine Mischprobe gebildet. Im Labor wurde anschließend das aschefreie Trockengewicht (AFTG) als Maß für die Gesamtbiomasse des Aufwuchses bestimmt. Die Algenproben wurden parallel zu den regelmäßigen Beprobungen der Multi-Level-Sonden entnommen, also in Phase I monatlich und in Phase II alle zwei Wochen.

Für jede Messgröße wurde nur die Differenz der Antwortvariablen zwischen den Strecken (Manipulation - Referenz) in beiden Phasen verglichen. Nur wenn sich die Differenz zwischen den Strecken nach Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke (Phase II) signifikant verändert, lässt sich dies mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die experimentelle Steuerung der Fischbestände zurückführen. Dies wurde mittels einer Randomized Intervention Analysis (RIA; Carpenter *et al.*, 1989) getestet. Für die statistische Auswertung der Sauerstoffkonzentration im Interstitial wurde für jeden Tiefenhorizont die Differenz der mittleren Sauerstoffkonzentration zwischen Manipulations- und Referenzstrecke an jedem Messtermin verwendet. Die insgesamt sieben Termine im Jahr 2015 wurden allerdings von der statistischen Auswertung ausgeschlossen, da sich die Messwerte nach dem Winterhochwasser 2015/16 stark veränderten und davon auszugehen war, dass die Werte von 2015 aufgrund der Störung durch das Eingraben der Sonden noch nicht die natürlichen Interstitialbedingungen widerspiegeln. Für die statistische Auswertung des vertikalen Flusses wurden die Differenzen zwischen Manipulations- und Referenzstrecke der Wochenmittelwerte des vertikalen Flusses zwischen 5 und 10 cm Sedimenttiefe genutzt.

Ergebnisse und Diskussion

Die fischereiliche Steuerung des Biomanipulationsexperimentes konnte erfolgreich durchgeführt und über die Dauer des Experimentes aufrechterhalten werden. Dies war eine zwingende Voraussetzung für die Auswertung aller nachfolgenden Ergebnisse. Die Zielarten Nase und Döbel zeigten wie angestrebt in Phase I besonders deutliche Bestandsunterschiede zwischen beiden Strecken (Abb. 3).

In Phase II gelang es ebenfalls wie geplant, die Bestände von Nase und Döbel in der Manipulationsstrecke deutlich zu erhöhen und auf ein ähnliches Niveau wie in der Referenzstrecke zu bringen (Abb. 3).

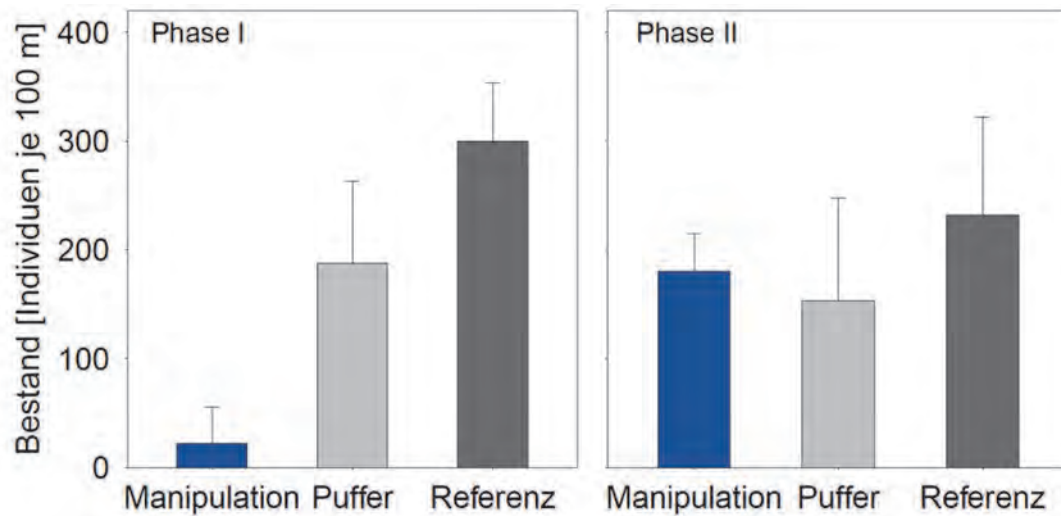


Abb. 3: Mittelwert und Standardabweichung des Bestandes der Zielarten Nase und Döbel je 100 m in Manipulations-, Puffer- und Referenzstrecke in Phase I (links; $n \geq 3$) und Phase II (rechts; $n = 5$).

Wie erwartet hatte die Erhöhung der Fischdichte positive Auswirkungen auf die Sauerstoffkonzentration und den vertikalen Fluss im oberen Horizont des Interstitials. Daraus lässt sich schließen, dass sich die Erhöhung der Fischdichte positiv auf die Habitatqualität des oberen, und gleichzeitig biologisch wichtigsten, Bereichs des Interstitials auswirkt.

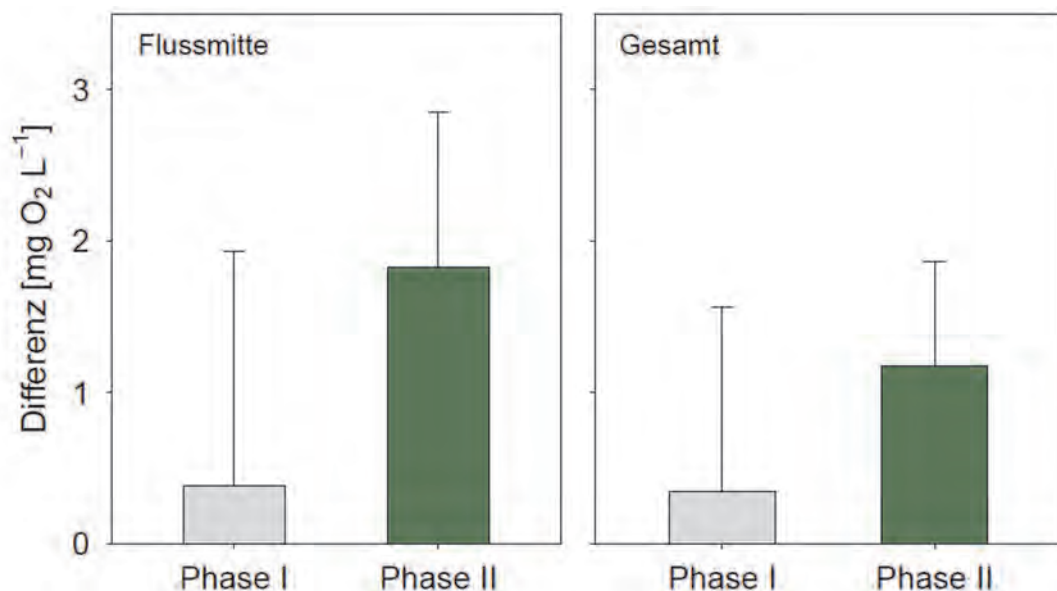


Abb. 4: Mittelwert und Standardabweichung der Differenz der Sauerstoffkonzentration in 8 cm Sedimenttiefe in Phase I ($n = 12$) und Phase II ($n = 19$) für die Flussmitte (links) und für alle Sonden (rechts).

Für die Sauerstoffkonzentration zeigte sich, dass die mittlere Differenz im obersten Horizont des Interstitials (8 cm Tiefe) zwischen den Versuchsstrecken in Phase II signifikant höher war als in Phase I.

Dabei war dieser Unterschied in der Flussmitte stärker ausgeprägt als über die gesamten Sondenfelder einschließlich der Uferbereiche (Flussmitte: $p < 0,001$; Gesamt: $p < 0,01$; $n \geq 12$, RIA; Abb. 4).

Während in Phase I die mittlere Sauerstoffkonzentration im oberen Interstitialhorizont beider Strecken relativ ähnlich war, konnten nach Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke (Phase II) konsistent höhere Werte gemessen werden. Der Unterschied zwischen den Strecken war während des Frühjahrs besonders deutlich (Abb. 5). Da die Effekte der erhöhten Fischdichte auf die Sauerstoffversorgung im Frühjahr am stärksten ausgeprägt waren, könnte die Nahrungsnetzsteuerung die Habitatbedingungen im Interstitial für kieslaichende Fischarten mit einer mehrwöchigen Interstitialphase im Frühjahr (z. B. Nase, Äsche) entscheidend verbessern.

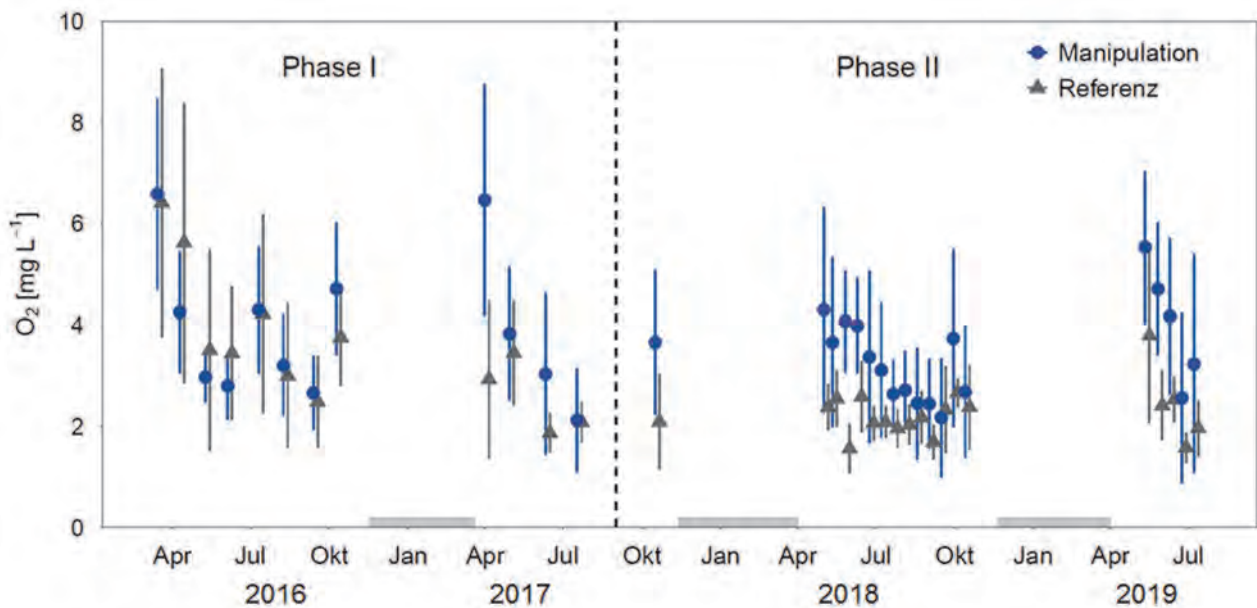


Abb. 5: Mittelwert ($\pm$ Standardabweichung) der Sauerstoffkonzentration in 8 cm Sedimenttiefe für Manipulations- und Referenzstrecke; $n \geq 7$; Hellgrauer Bereich: Winterhochwasser.

Die Differenz des vertikalen Flusses zwischen 5 und 10 cm Tiefe war in Phase II ebenfalls signifikant höher als in Phase I ($p < 0,001$; $n \geq 20$, Abb. 6), was auf einen verbesserten Wasseraustausch nach Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke schließen lässt.

Die signifikante Erhöhung der Differenz des vertikalen Flusses zeigt die relative Verringerung der Kolmation (biogen und/oder geogen) durch die Nahrungsnetzsteuerung, Trotz dieser relativen Verbesserung ist die Habitatqualität des Interstitials in der Nister nach wie vor als relativ schlecht einzuschätzen. Obwohl eine Verdreifachung der Differenz zwischen Manipulations- und Referenzstrecke in Phase II erreicht wurde war der vertikale Fluss zwischen 5 und 10 cm Sedimenttiefe der Manipulationsstrecke mit $0,1 \pm 0,008 \text{ m d}^{-1}$ (Mittelwert $\pm$ Standardabweichung, $n = 26$) eher niedrig. Die Flussraten in der Nister liegen damit beispielsweise im unteren Bereich der Spanne, die für die obere Lahn ermittelt wurde ($0,11 - 1,08 \text{ m d}^{-1}$; Ingendahl et al. 2009). Die insgesamt niedrigen vertikalen Flussraten sind sehr wahrscheinlich nicht alleine durch biogene Kolmation zu erklären, sondern resultieren auch aus geogener Kolmation infolge einer hohen Feinsedimentfracht aus dem lehm- und tonreichen und zudem landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet der Nister.

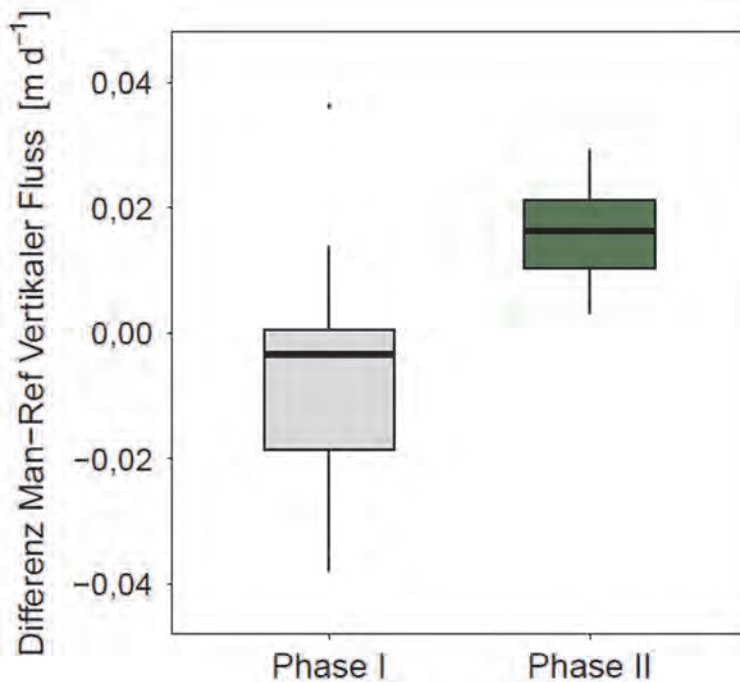


Abb. 6: Boxplots der Differenz der Wochenmittelwerte (Manipulation - Referenz) des vertikalen Flusses zwischen 5 und 10 cm Tiefe für Phase I (n = 20) und Phase II (n = 25). Box: 25/75 %, Linie: Median, Whiskers: 5/95 %.

Die Gesamtalgenbiomasse (AFTG) war während der gesamten Phase I, also bereits vor Erhöhung der Fischdichte, in der Manipulationsstrecke niedriger als in der Referenzstrecke (negative Differenz, Abb. 7). Dieser natürliche Unterschied ist vermutlich auf ein höheres Lichtangebot in der Referenzstrecke zurückzuführen. In Phase II wurde erwartet, dass sich die Algenbiomasse in der Manipulationsstrecke durch die Erhöhung der Fischdichte noch weiter verringern und die Differenz zwischen den Strecken stärker negativ werden sollte. Allerdings konnte weder in der Gleite noch in der Rausche eine signifikante Veränderung der Differenz des AFTG nachgewiesen werden, auch wenn die Differenz des AFTG in der Gleite in Phase II zumindest tendenziell stärker negativ war (Gleite: $p = 0,06$; Rausche: $p = 0,12$; $n \geq 17$; Abb. 7).

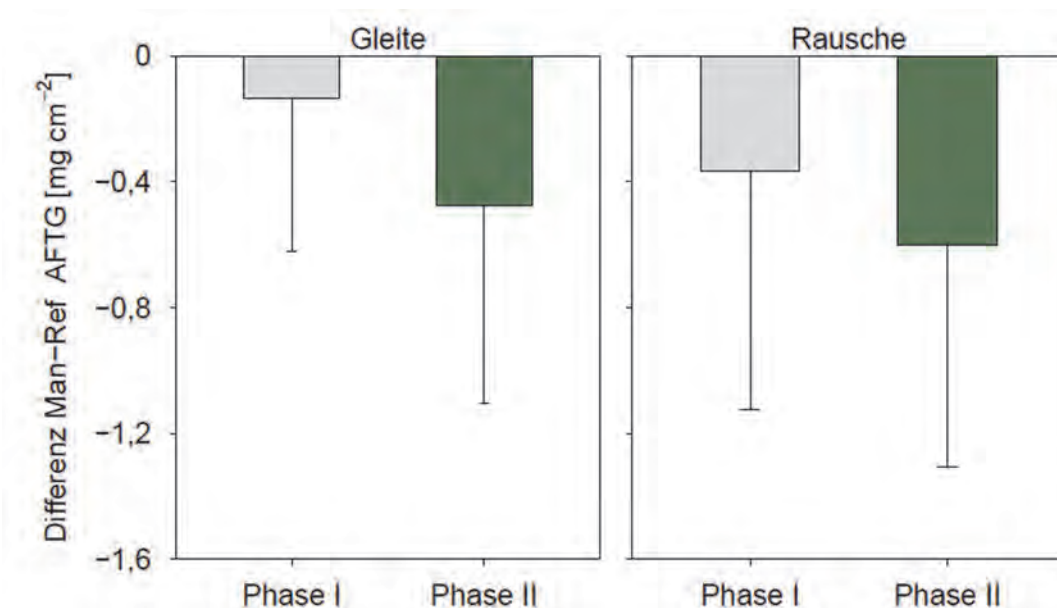


Abb. 7: Mittelwert und Standardabweichung) der Differenz des aschefreien Trockengewichts (Manipulation - Referenz) in Gleite und Rausche in Phase I ($n \geq 17$) und Phase II ($n = 20$).

Das Ergebnis im Bereich der Gleite könnte auf einen Effekt der Fraßaktivität der herbivoren Nasen hindeuten. Obwohl also die zugrundeliegenden Mechanismen nicht abschließend geklärt werden konnten, vermuten wir, dass die Verringerung biogener Kolmation durch benthisches Grazing ein wichtiger Mechanismus für die Verbesserung der Sauerstoffkonzentration im Interstitial ist. Die Algenbiomasse auf der Gewässersohle ist eine Momentaufnahme und zeigt eine sehr hohe räumliche und zeitliche Variabilität (Ibisch et al. 2009). Die Sauerstoffkonzentration im Interstitial hingegen resultiert hauptsächlich aus der Integration der Prozesse Wassertransport und Abbau des organischen Kohlenstoffs und integriert daher verschiedene Effekte der Aktivität der Fische und der daraus resultierenden Veränderungen benthischer Algen räumlich und zeitlich. Benthische Algen können den Wasseraustausch durch die physikalische Barrierefunktion von Algenmatten auf der Gewässersohle während Massenentwicklungen sowie durch das Verstopfen der Poren nach dem Absterben der Algen reduzieren. Dadurch sinkt der Eintrag von gelöstem Sauerstoff in das Interstitial. Gleichzeitig erhöht der Eintrag abgelöster Algenpartikel in das Interstitial den biologischen Sauerstoffbedarf und reduziert damit letztendlich die Sauerstoffkonzentration (Ibisch et al. 2009; Hartwig & Borchardt 2015). Es ist anzunehmen, dass die Integration dieser Prozesse zu einer Reduktion der kurzzeitigen und kleinräumigen Schwankungen führt. Dies würde auch erklären, warum die positiven Effekte des Fischbesatzes auf die Sauerstoffkonzentration viel deutlicher ausgeprägt waren als die Effekte auf die Algenbiomasse.

Des Weiteren könnte neben einer Verringerung der biogenen Kolmation durch benthisches Grazing auch Bioturbation durch omnivore Döbel zu einer Verringerung der Kolmation (Pledger et al. 2017) und damit zu einer Verbesserung der Sauerstoffversorgung und des Wasseraustauschs im Interstitial beigetragen haben.

Fazit

Unsere Ergebnisse zeigen, dass Biomanipulation in Fließgewässern grundsätzlich zur Reduktion von Eutrophierungseffekten im Interstitial geeignet ist. Die Stützung der Bestände herbivorer und omnivorer Fische könnte die Habitatqualität des Interstitials für Eier und Larven von Frühjahrskieslaichern wie Nase und Äsche entscheidend verbessern. Allerdings scheint Biomanipulation in eutrophierten und durch geogene Kolmation beeinträchtigten Gewässern wie der Nister als alleinige Maßnahme nicht ausreichend zu sein, um die Habitatfunktion des Interstitials vollständig und dauerhaft wiederherzustellen. Dies ist möglicherweise nur mit einer zusätzlichen Reduktion von Nährstoff- und Feinsedimenteinträgen erreichbar. Das bedeutet aber auch, dass eine Nahrungsnetzsteuerung in eutrophierten Fließgewässern mit vergleichsweise geringfügiger Beeinträchtigung durch geogene Kolmation noch wirkungsvoller sein könnte.

Danksagung

Herzlichen Dank an unsere Mitarbeiter Christian Sodemann, Timo Seufert und Christoph Mentzel sowie alle Studenten, die uns im Laufe des Projektes bei den Probenahmen im Feld unterstützt haben. Darüber hinaus danken wir Michael Schaeffer für die Beratung und seinen tatkräftigen Einsatz bei der Instrumentalisierung der Versuchsstrecken sowie Ulli Bange für die Unterstützung bei den Messungen im Labor. Alle Untersuchungen entstanden im Rahmen des von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung finanzierten Modell- und Demonstrationsvorhabens BIOEFFEKT (2813BM010, Laufzeit 2015-2018).

Literatur

- Battin T.J. & Sengschmitt D. (1999). Linking sediment biofilms, hydrodynamics, and river bed clogging: evidence from a large river. *Microbial Ecology* 37, 185–196.
- Benndorf, J. (1990): Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia* 200/201: 187–203.
- Carpenter S.R., Frost T.M., Heisey D. & Kratz T.K. (1989). Randomized Intervention Analysis and the interpretation of whole-ecosystem experiments. *Ecology* 70, 1142–1152.
- Dodds W.K. & Welch E.B. (2000). Establishing nutrient criteria in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19, 186–196
- Feminella J.W. & Hawkins C.P. (1995). Interactions between stream herbivores and periphyton: a quantitative analysis of past experiments. *Journal of the North American Benthological Society* 14, 465–509.
- Geist J. & Auerswald K. (2007). Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* 52, 2299–2316.
- Gelwick F.P. & Matthews W.J. (1992). Effects of an algivorous minnow on temperate stream ecosystem properties. *Ecology* 73, 1630–1645.
- Gerke M., Cob Chaves D., Richter M., Mewes D., Schneider J., Hübner D., et al. (2018). Benthic grazing in a eutrophic river: cascading effects of zoobenthivorous fish mask direct effects of herbivorous fish. *PeerJ* 6, e4381.
- Hansson, L.A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-A., Sondergaard, M., Strand, J. (1998): Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1(6): 558–574.
- Hartwig M. & Borchardt D. (2015). Alteration of key hyporheic functions through biological and physical clogging along a nutrient and fine-sediment gradient. *Ecohydrology* 8, 961–975.
- Hellawell J.M. (1971). The autecology of the chub, *Squalius cephalus* (L.), of the River Lugg and the Afon Llynfi.: III. Diet and feeding habits. *Freshwater Biology* 1, 369–387.
- Hillebrand H. (2009). Meta-analysis of grazer control of periphyton biomass across aquatic ecosystems. *Journal of Phycology* 45, 798–806.
- Hilton J., O'Hare M., Bowes M.J. & Jones J.I. (2006). How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of The Total Environment* 365, 66–83.
- Holomuzki J.R., Feminella J.W. & Power M.E. (2010). Biotic interactions in freshwater benthic habitats. *Journal of the North American Benthological Society* 29, 220–244.
- Hübner D., Borchardt D. & Fischer J. (2009). Cascading effects of eutrophication on intragravel life stages of European Grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 61, 205–224
- Ibisch R.B., Seydell I. & Borchardt D. (2009). Influence of periphyton biomass dynamics on biological colmation processes in the hyporheic zone of a gravel bed river (River Lahn, Germany). *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, 87–104
- Ingendahl D., Borchardt D., Saenger N. & Reichert P. (2009): Vertical hydraulic exchange and the contribution of hyporheic community respiration to whole ecosystem respiration in the River Lahn (Germany). *Aquatic Sciences* 71: 399–410.
- Keery J., Binley A., Crook N. & Smith J.W.N. (2007). Temporal and spatial variability of groundwater–surface water fluxes: Development and application of an analytical method using temperature time series. *Journal of Hydrology* 336, 1–16.
- Lenk M., Saenger N., Träbing K., Killich F., Fischer J. & Borchardt D. (1999). Die Multi-Level-Interstitialsonde: Methoden zur tiefenorientierten Untersuchung von Gewässersedimenten.
- Mühlbauer, M., Traxler, E., Zitek, A. & S. Schmutz (2003): Das dynamische Fischwehr - Ein hochwassersicheres Fischwehr zur Untersuchung der Fischwanderung in kleinen bis mittelgroßen Flüssen. *Österreichs Fischerei* 56: 136–148.
- Peterson B.J., Deegan L., Helfrich J., Hobbie J.E., Hullar M., Moller B., et al. (1993). Biological responses of a tundra river to fertilization. *Ecology* 74, 653–672.
- Pledger A.G., Rice S.P. & Millett J. (2017). Foraging fish as zoogeomorphic agents: an assessment of fish impacts at patch, barform, and reach scales. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 122, 2105–2123.
- Power M.E. (1990). Resource enhancement by indirect effects of grazers: armored catfish, algae, and sediment. *Ecology* 71, 897–904.
- Power M.E., Matthews W.J. & Stewart A.J. (1985). Grazing minnows, piscivorous bass, and stream algae: dynamics of a strong interaction. *Ecology* 66, 1448–1456.

- Stewart A.J. (1987). Responses of stream algae to grazing minnows and nutrients: A Field Test for Interactions. *Oecologia* 72, 1–7
- Stewart-Oaten A., Murdoch W.W. & Parker K.R. (1986). Environmental impact assessment: “Pseudoreplication” in Time?
- Sturt M.M., Jansen M. a. K. & Harrison S.S.C. (2011). Invertebrate grazing and riparian shade as controllers of nuisance algae in a eutrophic river. *Freshwater Biology* 56, 2580–2593.
- Winkelmann C., Schneider J., Mewes D., Schmidt S.I., Worischka S., Hellmann C., et al. (2014). Top-down and bottom-up control of periphyton by benthivorous fish and light supply in two streams. *Freshwater Biology* 59, 803–818.

Die Baumberge als isoliertes Grundwasser-Ökosystem und bedeutende Quellenregion im zentralen Münsterland (NRW)

Patricia Göbel¹; Hans Jürgen Hahn; Marius Römer¹; Harald Strauss¹; Nils Weckwert¹

¹ Westfälische Wilhelms-Universität Muenster; ² Universität Koblenz-Landau

Das Untersuchungsgebiet "Baumberge" ist ein kleiner, landwirtschaftlich geprägter Bergrücken mit einer Höhe von +186 m NHN, der vom Saale zeitlichen Gletscher überdeckt wurde. Geklüftete und leicht verkarstete Kalkmergelsteine im Untergrund bilden durch Reliefumkehr eine schüsselförmige Struktur, die als isoliertes Grundwasserökosystem betrachtet werden kann. Seit 2007 ist das Gebiet der Baumberge im zentralen Münsterland mit mehr als 100 Quellaustritten und mehreren Grundwasserüberwachungs- und Hausbrunnen das Ziel multidisziplinärer Untersuchungen, darunter Hydrogeologie, Hydrochemie, Isotopengeochemie und Grundwasserökologie. Die Grundwässer sind gekennzeichnet durch einen Ca-HCO₃-Wassertyp, neutrale pH-Werte, eine elektrische Leitfähigkeit zwischen 700 und 900 µS/cm und TOC-Konzentrationen im Bereich von 0,75 und 2,20 mg/l. Aufgrund der hohen Flurabstände von bis zu 70 m beschränkt sich die hydrologische Interaktion nur auf Sickerwasser aus der Niederschlagsinfiltration. Die Nitratkonzentrationen sind im Allgemeinen hoch (bis zu 60 mg/l) und Nitratisotope zeigen deren Herkunft aus Gülle und/oder Kunstdünger. Sulfatisotope identifizieren Sulfidoxidation als wichtigen Prozess im tieferen Grundwasserkörper; in Kombination mit den Nitratisotopen lässt sich auf eine Kopplung von Nitratreduktion und Sulfidoxidation (autotrophe Denitrifikation) schließen. Sauerstoffkonzentrationen von > 2,5 mg/l, das Vorhandensein von stygobionten Crustaceen in den meisten Quellen und das Fehlen von Ocker und Oligochaeta deuten nach dem Grundwasserbewertungsschema von Griebler et al. (2014) auf naturnahe Gemeinschaften hin. Das Fehlen einer Grundwasserfauna in manchen Quellen sowie die saisonale und räumliche Variabilität ausgewählter Wasserinhaltsstoffe (z. B. Nitrat, Phosphat, Strontium) und der Isotopendaten sind hinsichtlich der Beprobung der Grundwasserfauna möglicherweise methodisch bedingt und zeigen saisonal und räumlich schwankende externe Einwirkungen auf das Grundwasserökosystem an.

Veränderungen im Makrozoobenthos urbaner Fließgewässer – Ergebnisse von 10 Jahren Monitoring

Diana Goertzen

TU Braunschweig, Institut für Geoökologie

In der Stadt Braunschweig gibt es seit Beginn der 1990er Jahre das Bestreben Fließgewässer ökologisch aufzuwerten, indem die Unterhaltung deutlich extensiviert und einige Gewässer renaturiert wurden. Uns stellte sich die Frage, ob diese Maßnahmen nachweislich positive Auswirkungen auf die ökologische Situation der teils stark urban geprägten Gewässer hatten und vor allem, ob sie zu einer Erhöhung der Biodiversität beitragen konnten. Durch ein regelmäßiges Monitoring der Gewässergüte während der letzten 10 Jahre liegen Makrozoobenthos-Daten für 56 Probestellen vor, anhand derer wir untersucht haben, ob und wie sich verschiedene Bewertungs- und Biodiversitätsmetrics verändert haben. An etwa 80 % der Probestellen traten signifikante Verbesserungen einzelner oder mehrerer Metrics auf. Die Bewertungsklasse des Ökologischen Potentials verbesserte sich allerdings nur in 13% der Fälle, eine Verbesserung der Allgemeinen Degradation und des Faunaindex konnten wir bei 20 bzw. 25% aller Probestellen feststellen. Bei den Biodiversitätsmetrics waren die Veränderungen deutlicher: Die Taxazahl nahm an 46% der Probestellen zu, die Anzahl der EPT-Taxa verbesserte sich bei 30 % und bei 27% gab es eine Zunahme an charakteristischen Taxa für die Gewässertypen (LAWA-Typen 14/15/18). Zudem zeigte sich, dass sich viele fließgewässertypische Taxa im Vergleich zu den 1980er und 90er Jahren ausgebreitet haben. Dazu gehören beispielsweise die Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis* und die Libelle *Ophiogomphus cecilia* (FFH Anhang II & IV). Die ökologische Situation der untersuchten Fließgewässer hat sich also deutlich verbessert, was sich vor allem in der Zunahme der Artenvielfalt, einschließlich der fließgewässertypischen Taxa, widerspiegelt, jedoch weniger deutlich in der Bewertung nach Perlodes. Verbesserungen traten insbesondere bei Gewässern auf, deren Unterhaltung lang- bzw. mittelfristig extensiviert wurde.

Accumulation of microplastic by zooplankton organisms: effects of temperature and food supply

Niklas Grassl, Arne Steinmetz, Lukas Sziegoleit, Bettina Zeis

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

The presence of microplastic particles in limnic habitats results in their uptake by aquatic organisms. As filter-feeders, cladocerans are especially susceptible to the accumulation of these contaminants. Using *Daphnia pulex* as a model organism, we studied the uptake of microplastic particles, which were fluorescence-labelled and had a diameter of 1 µm. Because the filtration rate varies with temperature and additionally depends on the amount of phytoplankton cells available in the water, the experiments were conducted at 10°C, 20°C and 24°C in water containing no, low or high amounts of algae. The highest ingestion rate was observed at elevated temperatures in algae-free medium. Thus low food supply at high temperatures, as it is occurring in the clear-water phase in many lakes during the summer month, may enhance the accumulation of microplastic particles in limnic zooplankton organisms in the animals' habitat.

Dunkeladaptation bei der in-situ Fluoreszenzmessung benthischer Algen

Stephanie Graumnitz; Dirk Jungmann

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Die als (Mikro)phytobenthos bezeichneten Algen und Cyanobakterien leisten als autotropher Bestandteil benthischen Aufwuchses den Hauptteil der Primärproduktion kleiner und mittlerer Fließgewässerökosysteme und haben damit entscheidenden Einfluss auf die Gewässerökologie. Zur Quantifizierung der Biomasse des Phytobenthos hat sich, neben traditionellen Methoden wie der mikroskopischen Analyse, die Messung der Chlorophyll (Chl)-Fluoreszenz etabliert.

Bei der Methode des spectral fingerprinting wird die Chl a-Fluoreszenz des Photosystem II genutzt, indem die Antennenpigmente, welche zwischen verschiedenen Algengruppen stark variieren, mit Licht unterschiedlicher Wellenlängen angeregt werden und die Fluoreszenzintensität von Chl a bei 685 nm gemessen wird. Spectral fingerprinting findet bereits Anwendung in kommerziell erhältlichen Messsonden, wie der Fluoreszenzsonde BenthosTorch der Firma bbe Moldaenke.

Diese Methode der in-situ Fluoreszenzmessung ermöglicht eine schnelle und nicht-invasive Quantifizierung und Differenzierung von Algengruppen und bietet daher großes Potenzial für die Untersuchung des Phytobenthos. Die Grenzen der Methode liegen vor allem in verschiedenen Faktoren, welche die Chl a-Fluoreszenz beeinflussen, begründet. Zu diesen Faktoren zählen unter anderem die Beleuchtungsverhältnisse an der Probenahmestelle. Primärproduzenten zeigen aufgrund von Mechanismen der Photoprotektion bei intensiven Beleuchtungsverhältnissen eine geringere Chl a-Fluoreszenz, im Vergleich zu Umgebungsbedingungen mit geringen Beleuchtungsintensitäten. Um konsistentere Ergebnisse bei der Messung mit in-situ Fluoreszenzsonden zu erhalten, empfehlen verschiedene Studien daher vor der Messung eine Dunkeladaptation des Aufwuchses durchzuführen.

Um im Rahmen eines Projektes, welches auf die Neukonzeption der Sonde BenthosTorch abzielt, diese Problematik zu thematisieren, wurde in einer Freilandmessreihe epilithischer Aufwuchs zu unterschiedlichen Zeitpunkten im Frühjahr und Sommer mit der BenthosTorch vor und nach Dunkeladaptation untersucht. Das Substrat wurde anschließend aus dem Gewässer entnommen und der Aufwuchs im Labor mittels nasschemischer Chl a-Analyse und Mikroskopie analysiert.

Die Messreihe zeigt eine Möglichkeit auf, die Problematik des Einflusses der Lichtverhältnisse bei Freilandmessungen mit in-situ Fluoreszenzsonden zu berücksichtigen. Die Ergebnisse tragen damit zur Diskussion über die Anwendung und Grenzen von Methoden der in-situ Fluoreszenzmessung bei.

Konzept der hydromorphologischen-ökologischen Aue und Herleitung hierauf basierender Leitbilder für die obere Ems

Harald Grote

Westfälische Wilhelms-Universität Münster – ILÖK

Mit der Herleitung des Konzeptes der hydromorphologischen-ökologischen Aue wird erstmals die funktionale Einheit Fließgewässer beschrieben. Das Konzept befasst sich im Kern mit den Wirkzusammenhängen im Gewässer, seiner Aue, der räumlichen und zeitlichen Verteilung des Abflusses, den jeweiligen Arten und deren Entwicklungsformen sowie den Wechselbeziehungen mit dem Grundwasser. In Abhängigkeit von den an das Fließgewässer und seine Aue gebundenen Arten, deren lokaler Verbreitung, wird losgelöst von der morphologischen Aue, eine Überflutungshäufigkeit, somit auch eine räumliche Abgrenzung, ermittelt, die dem Konzept der Ecological health folgend eine stabile die Reproduktion sichernde Population ermöglicht. Das Konzept stellt zum ersten Mal überhaupt diese Definition eines Teilbereiches der morphologischen Aue dar, der von besonderer Bedeutung für die funktionale Einheit Fließgewässer, den ökologischen Zustand, ist. Hierdurch werden Grundlagen für die Beschreibung der Zusammensetzung der Taxa des guten ökologischen Zustandes hergeleitet.

Als Ergebnis der Betrachtung der hydromorphologischen Verhältnisse in der Westfälischen Bucht in den Einzugsgebieten der oberen Ems, der Lippe, der Vechte, der Steinfurter Aa, der Dinkel, der Werse, der Angel, des Ölbachs, des Dalkebachs, der Lutter und der Hessel ist festzuhalten, dass im Mittel der aktuelle Q 30 Abfluss zu 62% aus der Einleitung von geklärtem kommunalem Abwasser resultiert. Die Schwankungsamplitude liegt bei 16,30 % an der Lippe bei GEW Km 148 und der Steinfurter Aa bei 97,26%

Mit einer Variantenbetrachtung basierend auf den auf der allgemeinen Niederschlagsabflussgleichung wird basierend auf den Pegeldaten des LANUV NRW ein Leitbild für das Einzugsgebiet der Oberen Ems beschrieben. Die Ausgangssituation der Abflüsse wird durch die Flächennutzung im jeweiligen Einzugsgebiet/Landnutzung Stand 2006 Bezirksregierung Münster, dem Abfluss aus dem Oberwasser des jeweiligen Pegels des entsprechenden Jahres sowie Substraktion des im LANUV NRW ermittelten Einleitmengen von geklärtem kommunalem Abwasser beschrieben. Die Beschreibung erfolgt für die Zeitperiode 01.01.2006 bis 31.12.2015. Durch Bildung von Faktoren wurden die Grundlagen der jeweiligen Nutzungsänderung für die Pegeldaten des LANUV ermittelt. Folgende Varianten wurden betrachtet: Variante 1: 0 % Wald und 99,9 % Grünland, Variante 2: 33,3 % Wald und 66,6 % Grünland, Variante 3: 66,6 %, Wald und 33,3 % Grünland und Variante 4: 99,9 % Wald und 0 % Grünland.

Im Ergebnis dieser Betrachtung wird für die Ems am Pegel Greven festgestellt, dass diese bei den zugrundeliegenden Varianten für mindestens 55 Tage nicht permanent wasserführend ist. Weiterhin wird das Ergebnis gefördert, dass im Oberwasser des Pegels Greven eine permanente Wasserführung mit zunehmender Nähe zur Quelle gegeben ist.

Die funktionale Struktur und Redundanz benthischer Grazer- und Shredder- Gemeinschaften unter landwirtschaftlicher Degradation

Ulrike Haase; Stephanie Graumnitz; Susanne Worischka; Thomas U. Berendonk

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Intensive landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet sowie im unmittelbaren Umfeld von Fließgewässern stellt eine der Hauptursachen für die morphologische Beeinträchtigung und den ökologischen Zustand von kleinen Fließgewässern dar und ist weiterhin eine der großen Herausforderungen in Bezug auf Renaturierung und das Erreichen der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie. Die Beeinträchtigung der limnischen Biodiversität im Zuge landwirtschaftlicher Nutzung beeinflusst das Aufrechterhalten essentieller Ökosystemfunktionen. Funktionale Redundanz (FRed) von Organismen wird in diesem Zusammenhang als mögliche Absicherung eines Ökosystems diskutiert, da beim Ausfall von Organismen durch sich ändernde Umweltfaktoren (oder anthropogene Stressoren) essentielle Prozesse und Funktionen von anderen Organismen aufrechterhalten werden könnten, da sie eine gleiche oder annähernd gleiche Funktion innehaben.

In dieser Untersuchung wurde die FRed benthischer Grazer- und Shredder-Gemeinschaften in kleinen sächsischen Gewässern untersucht. Diese wurden an Riffle- und Pool-Habitaten naturnaher und landwirtschaftlich beeinflusster Gewässerabschnitte beprobt. Die funktionale Struktur der Organismengemeinschaften wurde mithilfe verschiedener Maße für Funktionale Diversität berechnet, die unterschiedliche Facetten dieses Indikators abbilden. FRed tritt auf, wenn Bereiche im funktionalen Raum von mehreren Arten besetzt sind. Als Maß der FRed der funktionalen Gemeinschaften wurden Sum-of-Square-Verhältnisse der gebildeten Cluster im funktionalen Raum benutzt.

Wir nahmen an, dass die funktionale Struktur der Gemeinschaften von naturnahen zu anthropogen veränderten Probenahmestellen einen negativen Gradienten zeigt und somit auf eine funktionale Beeinträchtigung der Organismengemeinschaften hinweist.

Tatsächlich ist die Funktionale Diversität an den landwirtschaftlich beeinträchtigten Stellen niedriger als an den naturnahen Stellen, wobei die Shredder-Gemeinschaften eine stärkere Beeinträchtigung als die Grazer-Gemeinschaften aufweisen. Die gebildeten Cluster im funktionalen Raum weisen an den anthropogen beeinflussten Stellen größere Abstände zueinander auf als an den naturnahen Stellen und zeigen dadurch ein niedrigeres Potential für FRed an. Jedoch könnte die existierende FRed der Organismen an den beeinträchtigten Stellen eher durch das Wirken eines Habitatfilters infolge von Degradation hervorgerufen werden als durch das Abdecken gleicher funktionaler Aufgaben.

Die Darstellung und Veränderung von FRed an naturnahen und landwirtschaftlich beeinflussten Stellen kann einen wichtigen Beitrag zum Schutz von Fließgewässern leisten, indem die stärkere Betrachtung funktionaler Aspekte bei der Renaturierung handlungsleitend wird.

Meiofaunal organisms in biofilms – A state-of-the-art report

Arne Hägerbäumer; Walter Trautspurger

Universität Bielefeld

In aquatic ecosystems, any hard submerged substrate can be coated by complex assemblages of organisms including bacteria, archaea, algae, fungi, protozoa and metazoan embedded in a mucous matrix of exopolymeric substances. Regarding the dynamics of freshwater ecosystems, these organic layers, known as biofilms, might be seen as rather unstable ecosystem, constantly assembling and disassembling. However, biofilms form the foundation of complex, reticulate networks of trophic and non-trophic interactions of microscopic eukaryotes and metazoans and are known as key sites of enzymatic activities, ecosystem respiration and primary production. Within biofilms, especially meiofaunal organisms are of concern due to their high abundances and their close interactions with microbes. Even though they are thought to mediate energy flows by stimulating benthic microbial metabolism and linking it to macroscopic organisms, there are still little informations on how those animals can affect microbial metabolism and carbon transfers through the food web. Among meiofaunal organisms, free-living nematodes are important protagonists since biofilms represent both a habitat and a probable important food resource for them and it has been suggested that nematode activity could affect key biofilm processes through bioturbation and grazing. Even though the crucial function of meiofaunal organisms, especially nematodes, for biofilms is known, basic knowledge on energy flows via these organisms is still scarce and several questions therefore remained unanswered. Additionally, by studying the response of complex, multitrophic biofilm communities to hydrological alterations and/or anthropogenic stressors such as contaminants might help to better understand how changes in the structure of species assemblages could transmit to ecosystem functions through modifications of the nature and strength of biological interactions. By this contribution, the current scientific knowledge on meiofaunal research regarding their impacts on biofilms should be presented, aiming to reveal the role of meiofauna in the biofilms and factors that influence their heterogeneity across scales.

Reinhaltung von Grundwasser- Umgang mit Trinkwasserressourcen im Zeitalter des Klimawandels

Hans Jürgen Hahn¹

¹ Universität Landau +hjahn@uni-landau.de

Keywords: Grundwasserqualität, Grundwasserfauna, Temperatur, Bewirtschaftungsplan, Klimawandel

Süßwasservorkommen sind vielfältigen Risiken ausgesetzt

Grundwasser ist für die gesamte Bevölkerung von großem Interesse, weil bewusst ist, dass es unser Reservoir für Trinkwasser darstellt. Die Rechtslage zum Grundwasserschutz in Deutschland ist ebenfalls eindeutig; die Reinhaltung des Grundwassers ist gemäß § 48 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) geboten. Vorsorglich ist grundsätzlich jede nachteilige Veränderung zu verhindern (vgl. Czychowski und Reinhardt, Kommentar zum WHG, 2014).

Bei den üblichen Darstellungen planetarer Belastungsgrenzen wird das Süßwasser zu Unrecht im grünen Bereich angezeigt.

(https://de.wikipedia.org/wiki/Planetare_Grenzen#/media/Datei:Oekologische_Belastungsgrenzen_planetary_boundaries.png)

Die Bedrohungen liegen insbesondere in Afrika und dem Nahen Osten, Stichwort Jordan, auf der Hand. Doch auch im dicht besiedelten Europa gilt es, über die Wasserressourcen und deren anthropogene Beeinflussungen neu nachzudenken. Insbesondere durch die zunehmende Flächenversiegelung und den Eintrag von Oberflächenwasser samt Abwasserinhaltsstoffen ins Grundwasser (vgl. Uhl et al, 2019: „Mehr Licht ins Dunkel“ in diesem Tagungsband) sind langfristig sich verstärkende, negative Beeinträchtigungen des Grundwassers zu erwarten.

Die Einflüsse des Klimawandels sind für die Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und Hessen bereits beschrieben. Die Verdunstungsrate hat eine steigende Tendenz. Hinsichtlich der absoluten Niederschlagsmengen zeigt sich kein eindeutiger Trend zwischen 1951 und 2015, jedoch die Tendenz von zunehmend trockenen Winterhalbjahren seit 2003. Der Autor empfiehlt daher Anpassungsmaßnahmen, um zukünftig Trinkwasser in ausreichender Qualität und Menge der Bevölkerung zur Verfügung stellen zu können (Kopp et al. 2018).

Die Grundwassererwärmung ist nicht nur wegen anthropogener Einleitungen, sondern auch unter Klimaaspekten in den Blick zu nehmen. Höhere Temperaturen im Grundwasser wirken sich zusätzlich auf dessen Qualität aus - wie Untersuchungen in Baden-Württemberg aufzeigen. Grundwasserbewohnende Crustaceen beispielsweise, gelten generell als Klimaverlierer - im Untergrund spielen sie eine zentrale Rolle. Auf Temperaturen über 12,4°C scheinen viele dieser Grundwasserkrebse sehr empfindlich zu reagieren, wobei es offensichtlich artspezifisch große Unterschiede gibt. Eine der wenigen temperaturtoleranten Arten ist der Brunnenkrebs *Bathynella freiburgensis* (Spengler, 2017). Die Auswirkungen auf das Grundwasserökosystem bei einem Ausfall dieser Detritusfresser ist unklar.

Grundwassererwärmung und Grundwasserqualität

In Baden-Württemberg wurde das Grundwasser flächendeckend hinsichtlich seiner Temperatur untersucht (Riedel, 2019). Während im Schwarzwald die Temperaturen noch relativ natürlich zwischen 6 und 10°C liegen und scheinbar größtenteils noch unbeeinträchtigt durch Wärmeeinflüsse sind, stellt sich die Lage in der anthropogen sehr stark überprägten Oberrheinebene anders dar.

Die Oberrheinebene zeigt, neben Grundwassertemperaturen von teilweise über 20°C in den Großstädten, durchgängig eine Grundwassertemperatur zwischen 12 und 14°C. Ein weiterer Temperaturanstieg könnte dazu führen, dass Kipppunkte erreicht werden. Für die Oberrheinebene sehen Forschungsergebnisse den Kipppunkt für die Grundwasserfauna bei 12,4°C (Spengler, 2017)

Der Temperaturanstieg gefährdet auch die Güte des Grundwassers (Riedel, 2019). Mit steigender Grundwassertemperatur treten folgende Begleiterscheinungen auf:

- Anstieg der Kohlensäure (CO₂) durch erhöhte biologische Aktivitäten
- Sinkender Sauerstoffgehalt
- Sinkender pH-Wert
- Anstieg von Mangan

Beim Mangan steigt bei einer Temperatur von über 10°C die Wahrscheinlichkeit, die Vorgabe der Trinkwasserverordnung zu verfehlen (Riedel, 2019)

Gleichzeitig kommt es zu Veränderungen der Bakteriengemeinschaften, insbesondere, wenn genügend organisches Material verfügbar ist (Griebler et al, 2015).

Temperatur- und Sauerstoffmessungen in Bewirtschaftungspläne aufnehmen

Konsequenterweise sollten deshalb Temperatur und Sauerstoff im Grundwasser als ökosystem- und qualitätsrelevante Parameter flächendeckend gemessen werden. Diese beiden Parameter sollten daher in die Bewirtschaftungspläne 2021 bis 2027, die bis Juni 2020 von den Bundesländern erstellt und in der Offenlegung sind, aufgenommen werden.

Danksagung

Dem DGL-Arbeitskreis Quellen und Grundwasser ist es zu verdanken, dass diese Thematik in der Grundwasser-Session auf der DGL-Jahrestagung in Münster behandelt und intensiv diskutiert wurde.

Literatur

- Czychowski, M. und Reinhardt, M (2014): WHG, Wasserhaushaltsgesetz, Kommentar, 11. Auflage, S. 723, Beck Verlag, München.
- Griebler, C. Griebler, Kellermann, C., Stumpp, C., Hegler, F., Kuntz, D. und Walker-Hertkorn, S. (2015) Auswirkungen thermischer Veränderungen infolge der Nutzung oberflächennaher Geothermie auf die Beschaffenheit des Grundwassers und seiner Lebensgemeinschaften – Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung, UBA TEXTE 54/2015, 156 S.
- Kopp, B., Baumeister, C., Gudera, Th., Hergesell, M., Kampf, J., Morhard, A. und Neumann, J. (2018): Entwicklung von Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und Hessen von 1951 bis 2015 Hydrologische Wasserbewirtschaftung, https://doi.org/10.5675/HyWa_2018,2_1.
- Riedel, T. (2019): Journal of Hydrology 572, S. 206-212.

- Sander, A. (2019): - Klima in der Stadt und seiner Umgebung Herausforderungen – Handlungsmöglichkeiten, HLNUG, Symposium Hofgut Oberfeld, 7.9.2019.
- Spengler, C. (2017) Die Auswirkungen von anthropogenen Temperaturerhöhungen auf die Crustaceagemeinschaften im Grundwasser, Dissertation, Universität Landau.

5 α -cyprinol sulfate, a bile salt from fish, induces diel vertical migration in *Daphnia*

Meike Hahn

Universität zu Köln

Prey are under selection to minimize predation losses. In aquatic environments many prey use chemical cues released by predators, which initiate predator-avoidance. A prominent example of behavioural predator-avoidance constitutes diel vertical migration (DVM) in the freshwater microcrustacean *Daphnia* spp., which is induced by chemical cues (kairomones) released by planktivorous fish. In a bioassay-guided approach using liquid chromatography and mass spectrometry we identified the kairomone from fish incubation water as 5 α -cyprinol sulfate inducing DVM in *Daphnia* at picomolar concentrations. The role of 5 α -cyprinol sulfate in lipid digestion in fish explains why from an evolutionary perspective fish has not stopped releasing 5 α -cyprinol sulfate despite the disadvantages for the releaser. The identification of the DVM-inducing kairomone enables investigating its spatial and temporal distribution and the underlying molecular mechanism of its perception. Furthermore, it allows to test if fish-mediated inducible defenses in other aquatic invertebrates are triggered by the same compound.

Retention von Mikroplastik durch Biofilme im Rhein

Leandra Hamann; Felicia Haase; Jennifer Werner; Anja Schwerwaß; Hartmut Arndt

Universität zu Köln

Obwohl allgemein bekannt ist, dass Flüsse als wichtiger Eintragspfad von Mikroplastik ins Meer fungieren, ist bisher nur wenig über Mengen, Retentionsfaktoren und Wirkungen in limnischen Ökosystemen bekannt. Dies gilt besonders für die Wechselwirkungen zwischen Mikroplastik und Biofilmen. Bisher wurde Biofilme besonders als Aufwuchs auf der Oberfläche von Mikroplastikpartikeln untersucht, um mögliche Effekte auf die Dichte und somit einem veränderten Sinkverhalten im Wasser sowie den Einfluss auf die erhöhte Bioverfügbarkeit für Organismen zu untersuchen. Retentionsmengen und ökologische Effekte von Mikroplastik auf Biofilmbewuchs auf natürlichen Substraten wurde bisher nicht näher betrachtet. Dabei ist dies besonders bei Modellen zur Verbreitung von Mikroplastik in Gewässern und bezüglich möglicher Effekte auf die Nahrungskette relevant.

Um die Retention von Mikroplastik durch Biofilme zu bestimmen wurde im Rhein gewachsener, natürliche Biofilme im Labor verschiedenen Mikroplastikkonzentrationen in einem durchströmten Rundbecken ausgesetzt. Erste Ergebnisse zeigen, dass die Mikroplastikpartikel auf der Oberfläche von Biofilmen stärker zurückgehalten werden als auf anderen Oberflächen (Kunststoff, Ton). Weitere Ergebnisse deuten auf einen Einfluss von Biofilmalter, Partikelgröße und Strömungsgeschwindigkeit auf die Retention hin.

Mixed temperature sensitivity of methane production and consumption in Arctic freshwater streams

Sarah Faye Harpenslager¹; Kate Randall²; Guy Woodward³; Alex Dumbrell²; Mark Trimmer⁴

¹ IGB im Forschungsverbund Berlin e.V.; ² University of Essex; ³ Imperial College; ⁴ Queen Mary University of London

With global temperatures expected to rise in coming decades, understanding how biogeochemical cycles and their corresponding microbial community respond to warming is key to predicting how global climate change affects whole ecosystem functioning. Warming has been shown to increase net emission of the potent greenhouse gas methane, but the underlying mechanisms in the separate processes and microbial community remain unclear.

Here we present the effects of increasing temperatures on the production and consumption of methane and how these changes are reflected in the microbial community in Arctic freshwater streams in Iceland, Greenland, Svalbard, Kamchatka and Alaska. Along a natural temperature gradient, we measured potential rates of methanogenesis and methane oxidation and identified the associated microbial community through abundance of key genes. Furthermore, we measured in-situ emission of methane and carbon dioxide from these systems, to determine the effects of warming on different scales, from gene to ecosystem.

Although warming overall increased methane emission from our study sites, our results point to a difference in temperature sensitivity between the production and consumption of methane, reflected in both potential process rates and abundance of corresponding genes. Implications for predictions of global warming effects will be discussed.

Lesen im Geschwemmsel: Erfassung der Fischbiozönose durch die Analyse des Rechenguts kühlwasserbeziehender Kraftwerke

Lisa Heermann¹; Andreas Mellin²; Andreas Pilgram³; Nicole Scheifhacken⁴; Jost Borchering¹

¹ Universität zu Köln; ² Bezirksregierung Köln a.D.; ³ Pilgram GmbH; ⁴ Bezirksregierung Düsseldorf

Große thermische Kraftwerke und Industrieanlagen benötigen z.T. erhebliche Mengen Kühlwasser zur Prozesskühlung. Bei der Kühlwasserentnahme sind grundsätzlich schadensmindernde Maßnahmen für Fische einzuhalten (z. B. Stababstände Rechen, Anströmgeschwindigkeiten LFischG §40, LFischVo §13). Diese sind aus technischen Gründen nicht immer vollumfänglich anwendbar, so dass gravierende Auswirkungen für aquatische Organismen zu erwarten sind, die durch ein Fischschadensgutachten evaluiert werden können.

Im Rahmen solcher Gutachten wurden zwischen 1994 und 2015 Untersuchungen zu potentiellen Schädigung an Rechenanlagen von 7 Kraftwerken entlang des Rheins durchgeführt. Die dabei erhobenen Daten wurden von uns zusammengeführt und hinsichtlich der im Rechengut erfassten Arten und deren standortspezifischer Häufigkeit analysiert. Ziel der Analyse war es, den Einfluss von Kühlwasserentnahmen auf die Fischfauna des Rheins darzustellen und zu untersuchen, ob sich anhand des Rechenguts die saisonale Dynamik der Fischbiozönose des Rheins sowie langjährige Trends in der Artenzusammensetzung und der Einwanderung gebietsfremder Arten abbilden lassen.

Insgesamt wurden neben Muscheln und Krebsen 37 Fisch- und Rundmaularten im Rechengut der Kraftwerke erfasst. Dabei waren Neunaugen, Brassen, Rotaugen, Zander und Wollhandkrabben die häufigsten Arten im Rechengut. Es wurden überwiegend kleine Tiere unter 15 cm geschädigt, wobei teils mehrere Tausend Individuen einer Art im Rechengut erfasst wurden. Die Abundanz der im Rechengut erfassten Fische im Jahresverlauf variierte artspezifisch, was darauf hinweist, dass das Auftreten der Arten im Rechengut die lokale Fischabundanz widerspiegelt.

Im Rechengut konnten auch drei Grundelarten aus dem Schwarzmeerraum nachgewiesen werden (Marmorgrundel, Kesslergrundel, Schwarzmaulgrundel). Das erste Auftreten der Grundeln im Rechengut der Kraftwerke korrespondierte in der Regel mit den Erstfunden im Rhein. Die Analyse des Rechenguts ermöglichte teilweise auch Rückschlüsse auf die Populationsentwicklung der Grundeln nach Einwanderung sowie auf die Richtung der Einwanderung. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Untersuchung von Rechengut an Kraftwerken über einen langen Zeitraum hinweg geeignet sind um die Populationsdynamik von Fischarten zu erkennen und zu beschreiben.

Die Ausbreitung von Wasserpflanzen durch Pflanzenfragmente: Was bestimmt den Ausbreitungserfolg?

Patrick Heidbüchel¹; Andreas Hussner²

¹ Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf; ² Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V.

Submerse Wasserpflanzen verbreiten sich vorwiegend vegetativ durch die Streuung regenerationsfähiger Pflanzenfragmente. Gründe hierfür sind vor allem die großräumige Uniformität aquatischer Ökosysteme, die allgemein hohe phenotypische und physiologische Plastizität von Wasserpflanzen und die uneffektive Ausbreitung durch Samen. Einige aquatische Neophyten verbreiten sich in ihren eingeführten Regionen sogar ausschließlich vegetativ, da aufgrund der Anwesenheit von nur einem Geschlecht keine Samen produziert werden (z. B. *Egeria densa* und *Myriophyllum aquaticum* in Europa).

Das vegetative Ausbreitungspotential einer Art hängt neben der Fragmentierungsrate, und somit der Anzahl gebildeter Fragmente (propagule pressure), insbesondere auch von der Streuungsdistanz sowie von den art- und fragmentpezifischen Regenerations- (Spross- und Wurzelneubildung) und Kolonisierungseigenschaften (Verankerung im Sediment) ab. Dabei wird der propagule pressure als Schlüsseleigenschaft für den Ausbreitungserfolg und die Invasivität einer Art angesehen. Allerdings ist die erfolgreiche Ausbreitung innerhalb verbundener und zwischen isolierten Gewässern zusätzlich abhängig von den vorherrschenden Umweltbedingungen der neuen Habitate.

In Fließgewässern spielt die Ausbreitung durch Pflanzenfragmente eine besondere Rolle, da die bestehende Strömung die Fragmentierung und somit auch den propagule pressure auf natürliche Weise erhöht. Weiterhin ist eine schnelle Ausbreitung im Flussverlauf wahrscheinlich, da die Gewässerströmung den Transport zu flussabwärts gelegenen Habitaten begünstigt.

Obwohl Pflanzenfragmente bekanntermaßen die wichtigsten Verbreitungseinheiten für submerse Wasserpflanzen darstellen, ist das vegetative Ausbreitungspotential durch Fragmentverdriftung bislang unzureichend untersucht. In diesem Vortrag werden Ergebnisse zu Labor- und Felduntersuchungen der vergangenen drei Jahre präsentiert. Dabei werden insbesondere (i) der propagule pressure und die Fragmentierungsraten, (ii) die Driftdistanz von Fragmenten sowie (iii) die potentiellen Regenerations- und Kolonisierungseigenschaften einheimischer und neophytischer Wasserpflanzen aufgezeigt und diskutiert.

Pflanzenschutzmittel-Monitoring in kleinen Fließgewässern im Einzugsgebiet des Dümmer

Marlen Heinz¹; Hans-Heinrich Schuster²; Matthias Stähler³; Stefan Lorenz³

¹ Julius Kühn-Institut (JKI); ² Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz;

³ Julius Kühn Institute (JKI), Federal Research Centre for Cultivated Plants

Kleine Fließgewässer zeichnen sich durch eine hohe Konnektivität mit der sie umgebenden Landschaft aus. Für aquatische Organismen in Gewässern mit stark landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten können Einträge von Pestiziden durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf angrenzenden Agrarflächen ein erhebliches Risiko darstellen. Trotz ihrer wichtigen ökologischen Funktionen als Trittsteine in der Landschaft und Lebensraum sind besonders für kleine Einzugsgebiete (< 30 km²) nur wenige Informationen hinsichtlich ihres Belastungszustandes mit Pflanzenschutzmitteln verfügbar. Besonders in kleinen Fließgewässern unterliegen PSM-Einträge einer hohen zeitlicher Variabilität und die Belastungssituation kann im Gewässerverlauf, aber auch zwischen verschiedenen Einzugsgebieten erheblich variieren.

Um die räumliche und zeitliche Variabilität in 3 kleinen Fließgewässern im stark landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet des Dümmer-Sees und in einem Zufluss des Steinhuder Meers (Niedersachsen) zu erfassen wurde im Frühjahr 2018 ein umfangreiches PSM-Monitoring durchgeführt. Dazu wurden mittels automatischer Probennehmer (NLWKN) Tagesmischproben aus stündlicher Probenahme erzeugt und mittels LC-MS/MS (JKI, ÖPV) auf insgesamt 104 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (PSM) untersucht. Im Gewässerverlauf der Elze, einem der Fließgewässer im Einzugsgebiet des Dümmer-Sees wurde die PSM-Belastung vergleichsweise für das obere Einzugsgebiet (weniger intensive Landwirtschaft in Gewässerumfeld, mehr naturnaher Gewässerabschnitte) und das landwirtschaftlich intensiver genutzte untere Einzugsgebiet untersucht.

Erste Ergebnisse zeigen, dass die Anzahl der detektierten Wirkstoffe, sowie die Summenkonzentration pro Probe stark zwischen den untersuchten Einzugsgebieten variierte. Einzelne Wirkstoffe wurden in allen Einzugsgebieten unabhängig von der Landnutzungsverteilung gleichermaßen häufig detektiert (z. B. Bentazon, Tebuconazol, Mecoprop, Fepropimorph).

In der Elze variierten Konzentration und Anzahl der Wirkstofffunde während des Untersuchungszeitraums und im Gewässerverlauf. Erhöhte Wirkstoffkonzentrationen im Gewässer lassen sich dabei nur teilweise mit Niederschlagsereignissen in Verbindung bringen. Neben Oberflächenabfluss sind daher vermutlich noch weitere Eintragspfade für PSM im untersuchten Einzugsgebiet von Bedeutung. Die im Ober- und Unterlauf der Elze am häufigsten gemessenen Wirkstoffe (hauptsächlich Herbizide und Fungizid) werden typischerweise in den Hauptanbaukulturen Getreide, Mais (Bentazon, Nicosulfuron) und/oder Raps (Dichlorprop) appliziert. Die Konzentrationen der Einzelwirkstoffe deuten darauf hin, dass einzelne Wirkstoffe (z. B. Thiachloprid, Bentazon) vorrangig im oberen Einzugsgebiet eingetragen und im Gewässerverlauf verdünnt oder abgebaut wurden, während andere Wirkstoffe (z. B. Dimethenamid-P) vermutlich erst im Unterlauf des Gewässers eingetragen werden.

Resilience of a temperate shallow lake to a brownification event

Sabine Hilt¹; Garabet Kazanjian¹; Soren Brothers²; Jan Köhler¹

¹ Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB-Berlin); ² Utah State University, USA

Dissolved organic carbon (DOC) concentrations in many freshwater ecosystems of the northern hemisphere have increased in recent decades due to additional terrestrial inputs. This phenomenon, known as brownification, can strongly alter the physical, chemical, and biological traits of aquatic ecosystems. Extreme rainfall can also cause rather sudden brownification, known as blackwater events in rivers, but their longer term effects on lakes are unknown.

We investigated the resilience of a small, temperate, shallow lake to a strong natural flooding-induced brownification event. After reaching peak DOC and total phosphorus (TP) concentrations of 60 and 0.35 mg L⁻¹, respectively (relative to baseline conditions of about 12.5 and 0.04 mg L⁻¹, respectively), water levels returned to near-initial values, yet the lake did not fully return to its pre-brownification state over the following three years. Instead, within less than two years, DOC and TP concentrations plateaued at concentrations 1.5-fold and twofold greater than their respective pre-brownification values and remained at these concentrations until the end of this study. Post-brownification, the lake exhibited a decline of phytoplankton and a partial recovery of summer periphyton biomass and production, albeit a full return to pre-brownification values was not recorded in either case. DOC and TP concentrations were positively correlated to phytoplankton biomass and negatively to periphyton. Total areal summertime primary production increased with DOC and TP concentrations, as rising phytoplankton production outpaced decreasing benthic production.

With a higher frequency of extreme rain events expected in the future, the trends and impacts of such brownification events will further intensify, increasing carbon export from terrestrial to aquatic sources and altering in-lake carbon cycling and processing, thus impacting aquatic primary production and greenhouse gas emissions. A partial resilience to flooding-induced brownification events implies consequences for several ecosystem functions of shallow lakes that warrant further investigation and might contribute to the gradual increase of freshwater DOC concentrations in the northern hemisphere.

Kann die Re-Etablierung von Coregonenbeständen im Scharmützelsee gelingen? Teil 2: Fischereiliche Aspekte

Daniel Hühn¹, Brigitte Nixdorf,² Jacqueline Rücker², Uwe Brämick¹

¹ Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow (IfB), Im Königswald 2, 14469 Potsdam
daniel.huehn@ifb-potsdam.de, uwe.braemick@ifb-potsdam.de

² Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow,
nixdorf@b-tu.de, j.ruecker@b-tu.de

Keywords: Coregonen, *Coregonus albula*, *Coregonus maraena*, Fischbesatz, Scharmützelsee

Einleitung

Limnologische Langzeitdaten sind eine wertvolle Basis für die Beurteilung der Lebensbedingungen von Fischartengesellschaften und fischereilichen Bewirtschaftungsoptionen. Im Falle des Scharmützelsees sind dabei insbesondere die Coregonen von Interesse. Die aktuelle Auswertung langjähriger Daten zur Temperatur-, O₂- und H₂S-Entwicklung zeigt seit 2003 eine Verbesserung der Lebensbedingungen für Coregonen und andere aquatische Organismen (Rücker et al. 2020, dieser Band). So vergrößerte sich der Bereich, in dem die O₂-Toleranzgrenze für die Coregonen erreicht wird, von 5 m auf 6 – 8 m, und die H₂S-Ausbreitungsgrenze sank von ca. 7 auf 10 m Wassertiefe. Diese positiven Veränderungen führten zu der Hoffnung, dass sich der Bestand der Kleinen Maräne (*Coregonus albula*) stabilisieren und längerfristig wieder fischereilich nutzbar werden könnte. Gemäß den bis 1953 zurückreichenden Dokumentationen der Fischfänge wurde diese Art bis 1988 in teils größeren Biomassen gefangen, danach wurde ihre Bewirtschaftung aufgrund ungünstiger Lebensbedingungen und abnehmender Fangergebnisse eingestellt. Von einer Wiederaufnahme von Besatzmaßnahmen wurde zunächst abgesehen, da es vereinzelte anekdotische Hinweise auf Einzelexemplare im Gewässer gab. Aufzeichnungen zu Fängen Großer Maränen (*Coregonus* spp.) sind uns nicht bekannt. Das Gewässer könnte Arten wie *Coregonus maraena* sowohl zoogeografisch als auch vom fischereilichen Typus Lebensraum bieten. Zur Prüfung dieser Hypothese wurde nach eingehender Analyse der Trophie, Habitate und Ernährungsbedingungen sowie der Absenz der Art, 2013 mit dem Besatz von jährlich 0,4 bis 1,2 Mio. Larven von *C. maraena* und seit 2015 mit begleitenden standardisierten Fischbestandserhebungen (CEN 14757) begonnen.

Der vorliegende Beitrag demonstriert beispielhaft die Bedeutung langfristiger Datenerhebungen und Dokumentationen für die Identifikation von Veränderungen und daraus resultierenden Handlungs- und Entwicklungsoptionen für die fischereiliche Bewirtschaftung von Seen.

Charakterisierung der Fischbiozönose

Eignung des Scharmützelsees für Coregonen

Nach der klassischen fischereilichen Seenklassifizierung ist der Scharmützelsee als Blei-I-b-See anzusprechen (Bauch 1955). Demzufolge handelt es sich um ein großes Gewässer des Grundtyps mit vielfältigen Lebensbedingungen für zahlreiche Fischarten und einem mittleren fischereilichen Ertragspotenzial. Müller (1952) typisierte den See als Maränen-Aal-Hecht-See und deutet damit an, dass in diesem Gewässer auch eine tragfähige Maränenwirtschaft möglich ist. Coregonen sind auf eine gute Sauerstoffversorgung und kühles Wasser angewiesen (Dembinski 1971; Hamrin 1986). *C. albula* findet im norddeutschen Tiefland seine südliche Ausbreitungsgrenze und besiedelt hier tiefe geschichtete Seen, die in den Sommermonaten kalte und sauerstoffreiche Hypolimnia aufweisen (Mehner et al. 2005; Skrzypczak & Mamcarz 2006). Hamrin (1986) beschreibt, dass Kleine Maränen Wassertemperaturen von mehr als 18 °C meiden, der obere kritische Toleranzbereich beginnt bei 20 °C (z.B. Schreckenbach 2002). Bezüglich der Sauerstoffkonzentration im Wasser werden 3 mg/l als unterster Mindestwert angegeben (vgl. Czerkies et al. 2002). Spezies aus der Artengruppe Große Maräne besiedeln auch Seen im Alpenraum, allerdings begünstigt dort die Höhenlage die Lebensbedingungen. Ihre Ansprüche an Sauerstoff und Temperatur ähneln denen der Kleinen Maräne, wobei manche Arten nach Adaptation, eigenen Untersuchungen zufolge, Temperaturen von bis zu 26 °C zumindest kurzzeitig verlustfrei tolerieren (Müller-Belecke et al. 2013).

Referenzzönose

Informationen zur historischen und rezenten Ausprägung der Fischartengemeinschaft des Scharmützelsees wurden im Zuge der ökologischen Bewertung von Seen anhand der Fischfauna zur Entwicklung einer Bewertungsmethodik gemäß der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie recherchiert (Mehner et al. 2004, Brämick et al. 2008). Die daraus entwickelte Referenzzönose für das Gewässer umfasst 25 Arten, einschließlich *C. albula*. Diese gehörte bis 1988 auch zu den Zielarten der Fischerei auf dem See, danach wurde ihre besatzgestützte Bewirtschaftung aufgrund ungünstiger Lebensbedingungen und abnehmender Fangergebnisse eingestellt.

Bezüglich des Vorkommens von Vertretern der Artengruppe „Große Maräne“ im Scharmützelsee sind uns keine eindeutigen Belege bekannt. Dabei ist zu beachten, dass die frühesten verfügbaren Aufzeichnungen zur exemplarischen Besiedlung von Gewässern mit Fischen in der Mark Brandenburg lediglich bis in das Mittelalter zurückreichen (z.B. Coler 1599). Das natürliche Verbreitungsgebiet von *Coregonus maraena* – einer im Ostseeraum präsenten „Großen Maräne“ - überlappt sich im Osten des norddeutschen Tieflands in weiten Teilen mit dem von *C. albula* (Kottelat & Freyhof 2007). Insofern könnte diese Art postglazial ebenfalls den Scharmützelsee besiedelt haben, dessen Seebeckenmorphometrie in Bezug auf ausreichende Tiefe und Vorhandensein ausgedehnter hartgründiger Scharflächen sowie auch in Bezug Referenztrophie die Lebensraumsansprüche der Art erfüllt. Bei einer Clusterung großer deutscher Seen anhand ihrer Referenzfischartengemeinschaften erreicht der Scharmützelsee die höchste Ähnlichkeit mit typischen und von vitalen Beständen der namengebenden Fischart besiedelten Maränenseen des norddeutschen Tieflandes wie z.B. dem Unteruckersee (Brämick et al. 2008).

Fang und Besatzstatistiken

Besatzstatistiken der Erwerbsfischerei auf dem Scharmützelsee liegen am Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow für die Jahre 1934, 1945, 1949 und ab dem Jahr 1952 vor. Die Sicherheit der Daten ist jedoch speziell für die 1970er Jahre sowie den Zeitraum ab 2001 fraglich. Ursache dafür ist

u.a. die zeitweise Zusammenfassung von Besatz- und Ertragsdaten des Scharmützelsees mit denen benachbarter Gewässer im Zuge der Bewirtschaftung durch die Fischereigenossenschaft Storkow.

Während in den Dokumentationen der drei erstgenannten Jahre keine Hinweise auf *C. albula* vorliegen, kam es nach einer Empfehlung von Müller (Müller 1952) im Jahr 1951 zu einer (Wieder?)Einbürgerung der Kleinen Maräne als Wirtschaftsfischart. Bereits 2 Jahre später sind erste Fänge verzeichnet, die im Jahr 1957 mit 5 kg/ha ein später nicht mehr erreichtes Maximum markierten (Abb. 1). In der darauf folgenden Periode bis 1988 wiesen die Erträge starke Schwankungen zwischen den Jahren auf, das Mittel lag bei knapp 2 kg/ha und war damit im Vergleich zu klassischen Maränenseen unterdurchschnittlich. Ab 1989 wurden keine Maränenenerträge mehr verzeichnet. Aufgrund der generellen zeitlichen Zusammenhänge zwischen Besatzmaßnahmen und Erträgen ist davon auszugehen, dass es – wenn überhaupt – nur zu einer minimalen natürlichen Rekrutierung der Art im Scharmützelsee kam und die Erträge nur auf Basis des Besatzes realisiert werden konnten (Abb. 1). Dessen ungeachtet gelang kein statistischer Nachweis eines signifikanten Zusammenhanges zwischen Besatzmenge (Stückzahl) und der Ertragshöhe (kg/ha) 2 – 4 Sommer nach dem Besatz (Spearman-Rang-Korrelation, Korrelationskoeffizient 0,18, $p < 0,127$). Aus Abbildung 1 wird nur deutlich, dass für Flächenerträge von > 3 kg/ha in den Jahren davor mindestens 2 Mio. Brütlinge ausgesetzt worden sein mussten. Allerdings traten auch mehrfach Perioden auf, wo trotz des Besatzes von mehr als 3 Mio. Brütlingen in den Folgejahren die Erträge bei deutlich unter 1 kg/ha blieben. Ganz offensichtlich war die Überlebens- und Ertragsfähigkeit der Maränenjahrgänge auch stark durch andere Faktoren als nur die Besatzmenge beeinflusst.

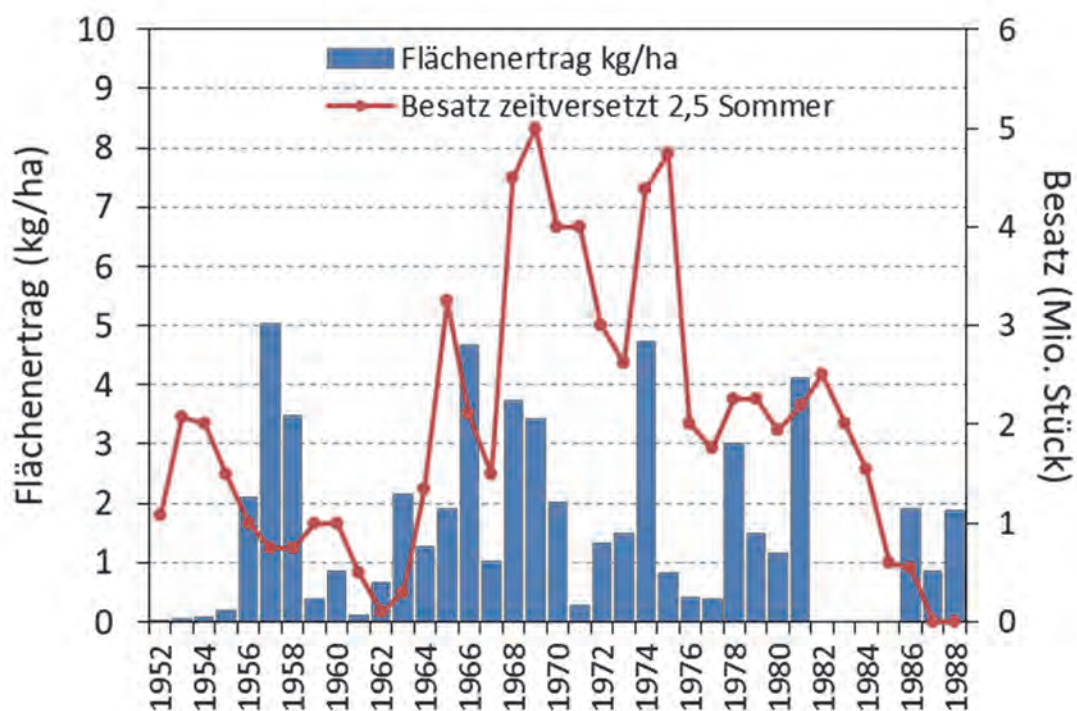


Abb. 1. Entwicklung von Flächenertrag an Kleinen Maränen im Scharmützelsee im Zeitraum 1950 – 1990 (blaue Säulen) und der Besatzmenge an Maränenbrut 2 – 3 Jahre vorher (rote Linie, Mittelwert aus den Besatzmengen 2 und 3 Jahre vor dem Jahr des Flächenertrages).

Veränderungen in der Artengemeinschaft vor der „trophischen Erholung“ des Sees

Im Zusammenhang mit der Entwicklung eines Ansatzes zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen anhand der Fischfauna wurden Nachweise für 28 mindestens temporär vorkommende Arten

im Scharmützelsee im Zeitraum 1945 – 2002 recherchiert (Mehner et al. 2004). Gegenüber den modellierten Referenzartengemeinschaften waren 8 Arten neu hinzugekommen und 6 ursprünglich vorkommende Arten nicht mehr präsent. Daraus ergibt sich eine Änderungsrate (Species turnover rate) von 0,27, womit der Scharmützelsee im Durchschnitt der Veränderungsraten der bezüglich der Fischartengemeinschaften ähnlichsten norddeutschen Seen liegt (Brämick et al. 2008).

Entwicklung des Fischbestandes in der jüngeren Vergangenheit

Die in diesem Artikel thematisierten Veränderungen der Trophie des Scharmützelsees in der jüngeren Vergangenheit resultierten auch in Bemühungen zur Dokumentation erwarteter Verschiebungen in der Fischartengemeinschaft einschließlich der erhofften Re-etablierung von Coregonen. Zu diesem Zweck wurden standardisierte Beprobungen mit benthischen und pelagischen Multimaschen-Stellnetzen entsprechend DIN EN 14757:2005 bzw. EN 14757:2015 in den Jahren 2010, 2015, 2016, 2017 und 2018 durchgeführt. Die Fänge der benthischen Multimaschenstellnetze repräsentieren den Fischbestand des tiefen Litorals und des Profundals, während die Fänge der pelagische Multimaschenstellnetze Stichproben der Freiwasserfischgemeinschaft darstellen. Durchgeführt wurden die Befischungen im September 2010 sowie im Juni 2015 bis 2018.

Bei diesen Beprobungen wurden zwischen 13 und 16 Fischarten nachgewiesen (Tab. 1). Der Fischbestand des Litorals und Profundals wurde in diesem Zeitraum vom Barsch dominiert, sein Anteil variierte zwischen 56 und 75 % des Gesamtfanges mit den benthischen Stellnetzen. Auffällige Veränderungen in den Artenzusammensetzungen wurden in der Variabilität der Anteile von Ukelei und Kaulbarsch beobachtet. Darüber hinaus war eine Zunahme der gefangenen Dreistachligen Stichlinge zu beobachten. Die Dominanz des Barsches im Fang erstreckte sich auch auf die Bestandsbiomasse, wo auch die Cypriniden Blei, Güster, Plötze, Rotfeder und Ukelei hohe Anteile besaßen.

Die Fänge der pelagischen Multimaschenstellnetze wurden hauptsächlich von Ukelei dominiert, der Anteil dieser Art variierte zwischen 38 und 56 %. Weitere dominante Anteile an der Freiwasserfischgemeinschaft wurden von der Plötze gestellt, der Anteil des Dreistachligen Stichlings nahm ähnlich wie bei den benthischen Netzen zu. Coregonen bildeten 2015 mit 4 % Großer Maräne, 2016 mit 7 % Kleiner Maräne und 2017 mit 4 % Kleiner Maräne lediglich einen geringen Anteil an den Fängen im Freiwasser. Ihr Biomasseanteil war in den Untersuchungsjahren 2016 mit 11 % Kleiner Maräne und 2018 mit 4 % Großer Maräne am höchsten.

Aus dem Vergleich der Einheitsfänge konnten Entwicklungstrends der Fischbestände abgeleitet werden. Die numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge (Fische bzw. kg 100 m⁻² Stellnetzfläche) der benthischen Multimaschenstellnetze ließen auf einen in den vergangenen Untersuchungsjahren konstanten bzw. zunehmenden Fischbestand im tiefen Litoral und Profundal des Scharmützelsees schließen (Abb. 2 und 3). Im Freiwasser schwankten die Einheitsfänge stärker. Auffällig war hier der im Vergleich zu den anderen Untersuchungsjahren hohe numerische und biomassebezogenen Einheitsfang 2010, dessen mögliche Ursache jedoch im späteren Beprobungszeitpunkt im Jahresverlauf und damit in der Methodik lag.

Wie geht es den Maränen?

Trotz der 1989 eingestellten Besatzmaßnahmen wurde die Kleine Maräne in den Jahren 2016 und 2017 im Scharmützelsee nachgewiesen (Tab. 1). Für Gewässer mit Einschränkungen des hypolimnischen Lebensraumes (Rücker et al. 2020, dieser Band) sind geringe und in ihrer Ausprägung stark schwankende Bestände der Kleinen Maräne typisch. So konnten auch in den Untersuchungen des IfB nicht in allen Jahren Kleine Maränen gefangen werden. Die numerischen

Einheitsfänge der Art im Freiwasser betrugen in den Jahren 2016 und 2017 jeweils 3,9 und 5,6 Fische 100 m⁻² Netzfläche. Diese waren im Vergleich zu Einheitsfängen aus über 20 Brandenburgischen Gewässern mit Beständen dieser Art sehr niedrig und lassen auf einen entsprechend kleinen Bestand schließen. Eine fischereiliche Nutzung dürfte derzeit ökonomisch nicht tragfähig sein.

In allen Untersuchungsjahren nach Beginn der Besatzmaßnahmen 2013 konnten Große Maränen durch die Befischungen des IfB nachgewiesen werden (Tab. 1). Im Pelagial variierten die numerischen Einheitsfänge der Großen Maräne zwischen 0 und 7,2 Fischen 100 m⁻² Netzfläche. Im tiefen Litoral waren es 0,05 bis 0,23 Fische 100 m⁻² Netzfläche. Der Fang setzte sich fast ausschließlich aus Jungfischen aus dem Besatz im jeweiligen Jahr zusammen. Lediglich in einem Untersuchungsjahr wurden ältere Fische gefangen, die sehr wahrscheinlich der Altersklasse 1+ zugeordnet werden können. Größere Exemplare wurden als Beifang der Erwerbsfischerei dokumentiert.

Tab. 1. Fischartennachweise im Scharmützelsee in den Jahren 2010, 2015 bis 2018 unter Berücksichtigung aller angewendeten Methoden.

Fischarten	2010	2015	2016	2017	2018
Barsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	○	○	○	○	○
Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	○	○		○	○
Blei (<i>Abramis brama</i>)	○	○	○	○	○
Dreist. Stichling (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	○	○	○	○	○
Große Maräne (<i>Coregonus</i> spp.)		○	○	○	○
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	○	○	○		○
Güster (<i>Blicca bjoerkna</i>)	○	○	○	○	○
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	○				
Hybride (Cypriniden)	○		○	○	○
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	○	○	○	○	○
Kleine Maräne (<i>Coregonus albula</i>)			○	○	
Plötze (<i>Rutilus rutilus</i>)	○	○	○	○	○
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	○	○	○	○	○
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	○	○	○	○	○
Steinbeißer (<i>Cobitis taenia</i>)	○	○	○	○	○
Ukelei (<i>Alburnus alburnus</i>)	○	○	○	○	○
Wels (<i>Siluris glanis</i>)				○	
Zander (<i>Sander lucioperca</i>)	○		○	○	○
Σ Fischarten	15	13	15	16	15

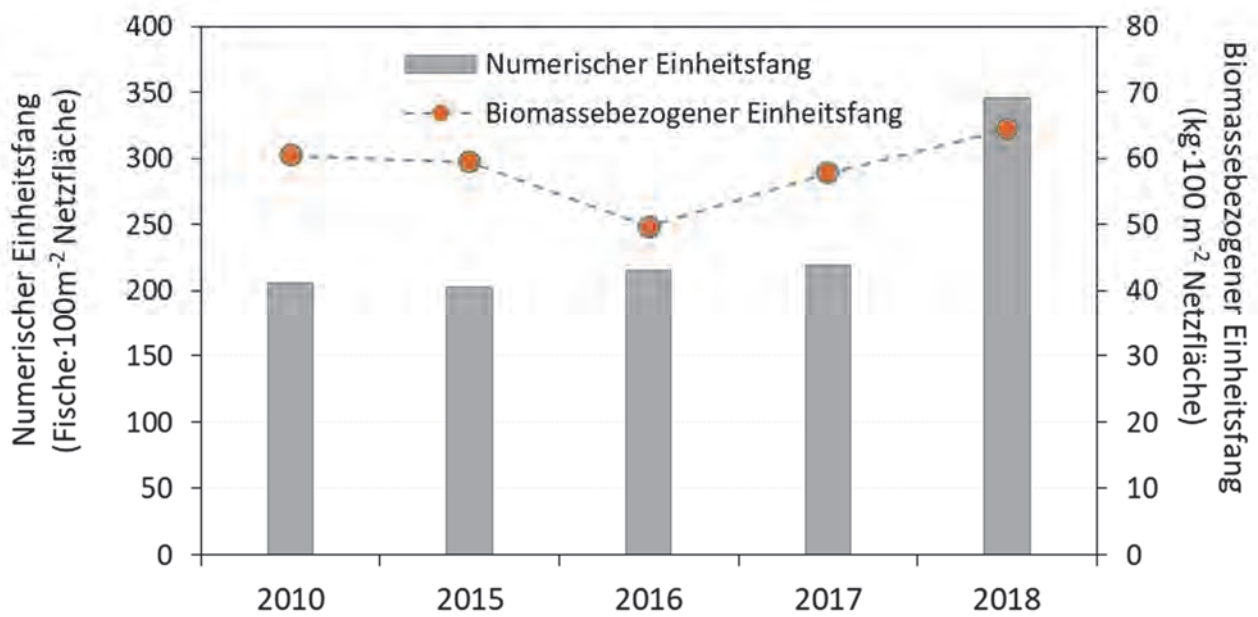


Abb. 2. Numerische und biomassebezogene Einheitsfänge der benthischen Multimaschenstellnetze für den Tiefenbereich bis 12 m der Befischungen in den Jahren 2010 (Brämick et al. 2011, Lewin 2014) und 2015 bis 2018.

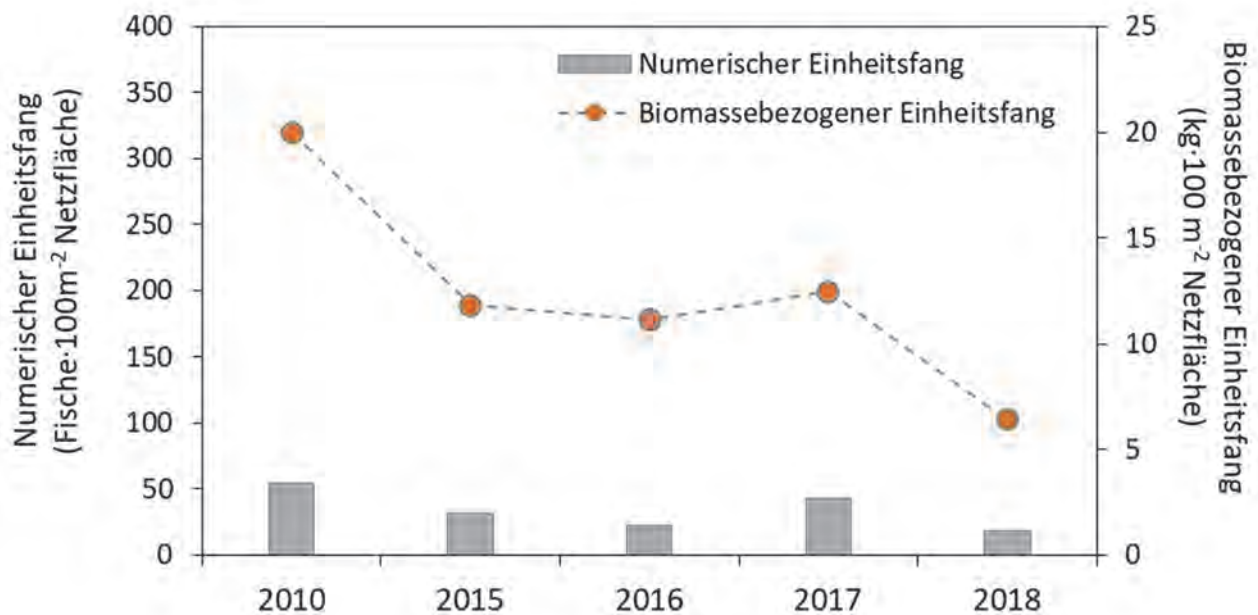


Abb. 3. Numerische und biomassebezogene Einheitsfänge der pelagischen Multimaschenstellnetze für den Tiefenbereich bis 12 m der Befischungen in den Jahren 2010 (Brämick et al. 2011, Lewin 2014) und 2015 bis 2018.

Diskussion

Kann die Wiedereinbürgerung der Großen Maräne im Scharmützelsee gelingen?

Die in den vergangenen Jahren nachgewiesene Fischartengemeinschaft entspricht hinsichtlich ihrer Artenvielfalt der von Eckmann (1995) erarbeiteten exponentiellen Arten-Areal-Beziehung. Nach Eckmann (1995) sollten in einem Gewässer der Größe des Scharmützelsees 15 Fischarten nachzuweisen sein. Die hier dargestellten jüngsten Untersuchungen dokumentierten 17 Fischarten.

In einer früheren Einschätzung zur Entwicklung der erwerbsfischereilich bedeutenden Fischarten im Scharmützelsee kommen Brämick et al. (2011) zu dem Schluss, dass bei anhaltend sauerstofffreiem Hypolimnion eine Förderung der Kleinen Maräne durch Besatz noch nicht angezeigt wäre. Dagegen könnten Große Maränen aufgrund ihrer etwas höheren Temperaturtoleranz und der Nahrungsaufnahme im Sublitoral ausreichende Gedeihbedingungen vorfinden. Die 2013 aufgenommenen Besatzmaßnahmen mit *C. maraena* haben bisher nicht zur Etablierung eines aus mehreren Altersklassen aufgebauten und sich selbst erhaltenden Bestandes geführt. Bei den im Juni der Untersuchungsjahre 2015 bis 2018 durchgeführten Befischungen, wurden meist lediglich Jungfische aus dem Frühjahrsbesatz des jeweiligen Jahres gefangen. Adulte Fische wurden ausschließlich als zufälliger Beifang in der Erwerbsfischerei nachgewiesen. Die in den dargestellten Fischbestandserfassungen eingesetzten standardisierten Fanggeräte (EN 14757:2015) sind größenselektiv (vgl. Prchalová et al. 2009), wodurch große Fische im Allgemeinen unterrepräsentiert werden. Aus diesem Grund kann ein Vorkommen adulter Exemplare nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Es ist davon auszugehen, dass die besetzten planktivoren Larven zunächst gute Lebens- und Wachstumsbedingungen vorfinden. Jedoch scheinen nur wenige Fische die Altersklassen 1+ und älter zu erreichen. Mögliche Gründe für den Verlust der Jungfische können die zögerlicher als 2013 erhofft eintretenden Ausweitungen des Lebens- und Ernährungsraumes während der Sommerstagnation darstellen (vgl. Rücker et al. 2020, dieser Band). Neben den nach wie vor dokumentierten anhaltenden hypolimnischen Sauerstoffdefiziten an sich, verringern diese auch die Nahrungsverfügbarkeit für die sich benthivore ernährenden adulten Großen Maränen. Im Vergleich zu den Erhebungen von Wundsch aus dem Jahr 1935 (Wundsch 1940) mit einer Makrozoobenthosbiomasse von 19,4 g/m², wurden 2001 mit 4,5 g/m² (Ordonez Alfaro 2001) und 2010 mit 2,6 g/m² (Brämick et al. 2011; Lewin 2014) ein deutlich geringeres Nahrungsangebot festgestellt.

Andererseits können auch hohe Verluste durch fischfressende Prädatoren wie zum Beispiel Raubfische und Vögel in Betracht gezogen werden. Gerade durch die Verknappung des Lebensraumes in den Sommermonaten könnten sich die Auswirkungen der Prädatoren auf den Fischbestand verstärken, weil den Fischen weniger Raum zum Vermeiden der Räuber zur Verfügung steht.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der Scharmützelsee ist der größte natürliche geschichtete See Brandenburgs und beherbergt einen artenreichen Fischbestand. Aufgrund starker Nährstoffeinträge und deren Folgen wurde eine Bewirtschaftung der Kleinen Maräne unrentabel und bereits vor über dreißig Jahren eingestellt. Basierend auf der jüngsten limnologischen Entwicklung des Sees erfolgten Bemühungen zur (Wieder)-Einbürgerung der Großen Maräne als Wirtschaftsfischart seit 2013. Basierend auf standardisierten Fischbestandserhebungen konnten Jungfische aus den Besatzmaßnahmen nachgewiesen werden. Mit den eingesetzten Fangern konnte bisher kein sich selbst erhaltender

Bestand der Großen Maräne belegt werden. Als mögliche Ursachen für den bisher nicht festgestellten Erfolg der Einbürgerung können die Selektivität der eingesetzten Fanggeräte, ein gegenüber historischen Aufzeichnungen geringeres benthisches Nahrungsangebot, Sauerstoffdefizite im Hypolimnion während der Sommerstagnation sowie eine erhöhte Prädation während der Lebensraumlimitierung aufgeführt werden. Der gezielte Einsatz erwerbsfischereilicher Fanggeräte auf die Große Maräne könnte weitere Hinweise auf einen Bestand adulter Großer Maränen geben. Darüber hinaus sollte sich eine weitere Verbesserung der limnologischen Eigenschaften des Gewässers positiv auf die Etablierung der Großen Maräne auswirken.

Danksagung

Herrn Oliver Kobelt und Herrn Uwe Grohmann von der Storkower Fischereigenossenschaft e.G. für die gute Kooperation und Bereitstellung von Ertrags- und Besatzstatistiken. Die Untersuchungen zur Fischfauna sowie zum Besitzerfolg mit der Großen Maräne wurden gefördert mit Mitteln aus der Fischereiabgabe des Landes Brandenburg.

Literatur

- Bauch, G. (1955): Norddeutsche fischereiliche Seentypen. Archiv für Hydrobiologie 22, 278-285.
- Brämick, U., Diekmann, M., Lemcke, R., Mehner, T. (2008): Assessing shifts in fish assemblages of German large lakes by literature data and commercial catch statistics. Fundamental and Applied Limnology. 171: 87-103.
- Brämick, U., Frenzel, R., Windheuser, J., Hannemann, N., Thürmer, C. (2011): Entwicklung der Fischfauna und der fischereilichen Bewirtschaftungsoptionen im Scharmützelsee im Zuge der Reoligotrophierung. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Potsdam.
- Coler, M. J. (1599): Von Fischen oder Fischereien. Das XVI. Buch Oeconomix. Verlag Paul Hellwig, Wittenberg. 131 S.
- Czerkies, P., Kordalski, K., Golas, T., Kryszinski, D., Luczynski, M. (2002): Oxygen requirements of whitefish and vendace (*Coregoninae*) embryos at final stages of their development. Aquaculture 211: 375-385.
- Dembinski, W., (1971): Vertical distribution of vendace *Coregonus albula* L. and other pelagic fish species in some Polish lakes. J. Fish Biol. 3: 341-357.
- DIN EN 14757:2005-11. Wasserbeschaffenheit - Probenahme von Fisch mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen; Deutsche Fassung EN 14757:2005
- DIN EN 14757:2015-08. Wasserbeschaffenheit - Probenahme von Fischen mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen; Deutsche Fassung EN 14757:2015.
- Eckmann, R. (1995): Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. Ecology of Freshwater Fish 4:62-69.
- Hamrin, S. F. (1986): Vertical distribution and habitat partitioning between different size classes of vendace, *Coregonus albula*, in thermally stratified lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, 1617–1625.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. 646 pp.
- Lewin, W.-C. (2014): Fischereiliche Bonitierung von Gewässern sowie Kartierung und Monitoring von Fischbeständen im Land Brandenburg. Ergebnisse der Fischbestandsuntersuchung des Scharmützel- und des Schwielochsees. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Potsdam.
- Mehner, T., Diekmann, M., Brämick, U., Lemcke, R. (2005): Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. Freshw. Biol. 50: 70–85.
- Mehner, T., Diekmann, M., Garcia, X.-F.; Brämick, U., Lemcke, R. (2004): Ökologische Bewertung von Seen anhand der Fischfauna. Berichte des IGB, Heft 21, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 202 S.
- Müller, H. (1952): Die produktionsbiologischen Verhältnisse märkischer Seen in der Umgebung Storkows. Zeitschrift für Fischerei: 96-244.
- Müller-Belecke, A., Kaufhold, S., Thürmer, C. (2013): Entwicklung einer praxistauglichen Methode zur Produktion der Großen Maräne in Aquakultur/Teichwirtschaften. www.ifb-potsdam.de. Projektbericht, 111 S.

- Ordóñez Alfaro, J. A. (2001): Distribution of makrozoobenthos in Lake Scharmützel. Bachelor-Abschlussarbeit. Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Cottbus. 41 Seiten.
- Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Mrkvička, T., Vašek, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Draščík, V., Křížek, J. (2009): Size selectivity of standardized multimesh gillnets in sampling coarse European species. *Fisheries Research*, 96: 51-57.
- Rücker, J., Nixdorf, B., Hühn, D., Henschke, I., Brämick, U., (2020): Kann die Re-Etablierung von Coregonenbeständen im Scharmützelsee gelingen? Teil 1: Trophie und Sauerstoffverhältnisse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Ergebnisse der Jahrestagung 2019 in Münster, Eigenverlag der DGL, Essen: dieser Band.
- Schreckenbach, K. (2002): Einfluss von Umwelt und Ernährung bei der Aufzucht und beim Besatz von Fischen. VDSF Schriftenreihe 4: 55-73.
- Skrzypczak, A., Mamcarz, A. (2006): Occurrence of vendace, *Coregonus albula* (L.), and its habitats in Northeastern Poland in 1951-1994. *Electron. J. Pol. Agric. Univ.* 9.
- Wundsch, H. H. (1940): Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen: VI. Die Entwicklung eines besonderen Seentypus (H₂S-Oscillatorien-Seen) im Fluss-Seengebiet der Spree und Havel, und seine Bedeutung für die fischereibiologischen Bedingungen in dieser Region. *Zeitschr. Fisch. Hilfsw.* 38: 443-658.

Integrated Modelling and Management of Water Resources: Nexus vs IWRM?

Stephan Hülsmann¹; Wolf M. Mooij²; Karsten Rinke³

¹ UNU-FLORES; ² Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW); ³ Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Magdeburg

The ecosystem perspective is considered as one essential element of integrated water resources management (IWRM), but has often been neglected in case studies. IWRM is currently (partly) replaced by the nexus concept, putting equal emphasis on interconnected resources. Again, ecosystems have been identified as a missing element in the current debate on nexus approaches towards resources management. Within earlier nexus assessments water resources management mainly focused on the allocation of water to different sectors and users, while water quality and ecosystem services were largely ignored. Existing aquatic ecosystem models are capable of quantifying a wide range of ecosystem services, but have thus far not been used in a nexus context. Recent developments in aquatic ecosystem modelling approaches provide opportunities to achieve the sought integration of ecosystem services in the nexus approach. Therefore, we here argue for a stronger role of aquatic ecosystem models in nexus assessments.

Welchen Nutzen haben Langzeitdaten für die Bewirtschaftung und den Schutz von Seen und Talsperren?

Michael Hupfer¹; Sylvia Jordan²; Robert Ladwig³; Antje Köhler⁴; Kathrin Jäschke⁵; Karsten Rinke⁶; Ingrid Chorus⁷

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei; ² Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB); ³ University of Wisconsin-Madison, USA; ⁴ Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin; ⁵ TU Dresden; ⁶ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ; Umweltbundesamt

Der Klimawandel hat in allen Regionen Deutschlands seit den 1980er Jahren zu einer signifikanten Erwärmung von Seen und Talsperren um 0,4 und 0,5 °C pro Dekade geführt. Es stellt sich drängender denn je die Frage, welche Folgen die Erwärmung und Extremereignisse wie der Hitzesommer 2018 für die Verfügbarkeit und Qualität von Wasserressourcen hat und welche Anpassungsstrategien in Zukunft ergriffen werden müssen. Die Reaktionen auf den Klimawandel sind sehr komplex und das Antwortverhalten von Seen und Talsperren hängt vom Einzugsgebiet, der geographischen Lage, der Morphologie, der Trophie sowie weiteren Merkmalen des Gewässers ab. Um die Wirkzusammenhänge besser zu verstehen und um Trendanalysen durchführen zu können, sind Langzeitdaten eine unverzichtbare Grundlage. Es gibt in Deutschland nur relativ wenige Seen und Talsperren, an denen bislang ein systematisches Monitoring durchgeführt wird, um die Klimaeffekte wissenschaftlich analysieren zu können. Eine großes ungenutztes Potential liegt jedoch in Daten, die sowohl in Forschungsprojekten als auch bei der Überwachung durch Behörden und Wasserversorger generiert werden. Führt man diese fragmentiert vorliegenden Daten in Datenbanken zusammen, ergeben sich neue Chancen, Trends und Wirkfaktoren erkennen zu können. Eine zweite Aufgabe besteht darin, die Messprogramme an die Fragestellungen des Klimawandels besser anzupassen. Mit Hilfe automatisch messender Systeme können Daten in der erforderlichen räumlichen und zeitlichen Auflösung gewonnen werden, um z. B. die Schichtungsdauer sowie das Auftreten und die Dauer von Ereignissen (z. B. Massenentwicklungen von Cyanobakterien) registrieren und mögliche Zusammenhänge erkennen zu können. An ausgewählten Seen ist ein umfangreicheres Klimafolgemonitoring mit einer Wetterstation direkt auf den Seen sinnvoll. Alternativ können Loggerketten oder Multiparameter-Sonden für kontinuierliche Messungen installiert werden. Ein Echtzeitmonitoring ermöglicht die Abwehr von Notlagen (Sauerstoffschwund im Tiefenwasser) oder eine gezielte Gütesteuerung, wie sie in Trinkwassertalsperren schon länger praktiziert wird. Auch hochauflösende Zeitreihen, die lediglich einen relativ kurzen Zeitraum von 2 bis 5 Jahren abdecken, sind für die Kalibrierung und Anwendung von Modellen sehr wichtig. Damit lässt sich die Entwicklung der Gewässer rekonstruieren, wenn keine oder nur lückenhafte Gewässerdaten vorliegen. Mit Hilfe von (regionalen) Klimaprojektionen kann auch die zukünftige Entwicklung eines Gewässers prognostiziert werden. Der Entwicklung von praxistauglichen Gewässermodellen mit hoher Vorhersagegüte sowie der Kopplung von Modellsystemen (Einzugsgebiet und Talsperre) kommt eine wachsende Bedeutung zu. Am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin wurden durch Kopplung eines hydrodynamischen 1 D Modell mit einem Gewässermodell Szenarien entwickelt, um den Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen unter den Bedingungen des Klimawandels zu quantifizieren.

Über die möglichen Ursachen des Characeenrückgangs in nordostdeutschen Seen – erste Ergebnisse aus dem E+E-Vorhaben “Chara-Seen”

Andreas Hussner

Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V.

In den natürlichen, kalkreichen Seen des nordostdeutschen Tieflands ist in den letzten Jahren und Jahrzehnten ein starker Rückgang der Characeenbestände beobachtet worden. Im Rahmen des E&E-Vorhabens “Reetablierung von Characeen-Grundrasen in natürlichen kalkreichen Seen Nordostdeutschlands” (Chara-Seen) sind in den Jahren 2017 und 2018 in über 60 Seen umfangreiche Untersuchungen zu den Ursachen des Rückgangs der Characeen durchgeführt worden. Im Rahmen des Vortrags sollen nun erste Ergebnisse aus diesem umfangreichen Untersuchungsprogramm vorgestellt werden.

Wie beeinflussen zeitliche und räumliche Messhäufigkeiten die Aussagekraft von Langzeitdaten am Beispiel des Klimawandels?

Kathrin Jäschke¹; Annetrin Wagner¹; Tilo Hegewald²; Hartmut Willmitzer³; Thomas Petzoldt¹; Thomas U. Berendonk¹; Lothar Paul⁴

¹ TU Dresden, Institut für Hydrobiologie; ² Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen;

³ Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V.; ⁴ TU Dresden, Ökologische Station Neunzehnhain

Im Rahmen der Studie „Klimawandel in Trinkwassertalsperren“ wurden physikalische, chemische und biologische Parametern hinsichtlich ihrer Trends und ihrer Wirkungszusammenhänge analysiert. Der Datensatz beinhaltete Monitoringdaten von Talsperrenbetreibern zu 42 Talsperren sowie die Langzeitstudie zur Talsperre Saidenbach (1975-2013) der Sächsischen Akademie Leipzig und der Ökologischen Station Neunzehnhain der TU Dresden. Vor der eigentlichen Datenauswertung wurden die Messreihen auf Plausibilität geprüft und mit Unterstützung von Mitarbeitern der Talsperrenbetriebe mit Metainformationen zu Mess- und Analysenmethoden, Wechsel von Methoden und Bearbeitern, Managementmaßnahmen und extremen Wetterereignisse ergänzt. Es fiel auf, dass die Datenqualität in Bezug auf Länge des Beobachtungszeitraums, räumliche und zeitliche Auflösung und Homogenität zwischen den verschiedenen Talsperren sehr unterschiedlich war. In diesem Zusammenhang muss erwähnt werden, dass die Talsperrenbetriebe die Daten nicht primär für wissenschaftliche, sondern für betriebliche Zwecke gewinnen: als Grundlage für die operative Talsperrenbewirtschaftung und für zur gesetzlich vorgeschriebenen laufenden Dokumentation der Wasserbeschaffenheit. Trotz einiger Einschränkungen sind diese Daten von sehr hohem Wert, da sie vielfach kontinuierlich und über lange Zeiträume und denselben Mitarbeitern erhoben wurden.

Bei der Auswertung der Daten wurde deutlich, dass bestimmte Symptome des Klimawandels nur dann zuverlässig bestimmt werden können, wenn die Zahl der Beobachtungsjahre und die zeitliche und räumliche Datendichte nicht zu gering sind. Dabei sind die Mindestanforderungen nicht für alle Wassergütevariablen und zu allen Zeiten des Jahres gleich. Sie hängen davon ab, inwieweit eine Variable direkt oder indirekt vom Klima beeinflusst wird und welche zeitlichen und räumlichen Skalen für sie charakteristisch sind. Durch sukzessives Ausdünnen und Verkürzen von vergleichsweise langen und dichten Datensätzen wird untersucht, wie sich dies auf Trends und auf die Erkennbarkeit saisonaler Muster und Eckdaten auswirkt (z. B. Beginn und Ende von Schichtungs- und Zirkulationsphasen, Charakterisierung der Phytoplanktonentwicklung usw.).

Der Vortrag soll zur Diskussion beitragen, welche Grunderfordernisse das Standgewässer-monitoring erfüllen muss, um Langzeitveränderungen infolge von Klimawandel, Einzugsgebietsbewirtschaftung und speziell bei Talsperren Auswirkungen einer geänderter Wassermengen- und Wassergütebewirtschaftung zu erkennen.

Summer drought conditions force river eutrophication and drive phytoplankton to phosphorus limitation

Norbert Kamjunge¹; Martina Baborowski; Michael Rode; Markus Weitere

¹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ

Eutrophication due to massive nutrient inputs is still a major problem of many large rivers. We investigated the basic conditions leading to nutrient limitation of phytoplankton in a eutrophic river. We performed six Lagrangian samplings in the lower part of the Middle Elbe at different hydrological conditions between 2007 and 2018 to test whether and how low discharge and high retention time will affect phytoplankton development and nutrient concentrations. Chlorophyll *a* concentrations were low at low discharge in autumn and at moderate discharge in summer and autumn. Concentrations of dissolved nutrients remained at high levels. In contrast, high rates of primary production led to high chlorophyll concentrations at low discharge in summer. Under these conditions, concentrations of silica and nitrate decreased and rates of nitrate assimilation were high. Soluble reactive phosphorus (SRP) was depleted and particulate phosphorus increased inversely. High molar C:P ratios of seston clearly indicated a phosphorus limitation of phytoplankton. Maximum chlorophyll concentration was negatively related to discharge and overall light availability. In conclusion, summer drought conditions enabled the development of high phytoplankton biomasses which reduced the export of dissolved nutrients to coastal zones.

Makrozoobenthoszönosen in wasserwirtschaftlich genutzten Fließgewässern im Harz. Ergebnisse aus Bestandsaufnahmen im Weltkulturerbe Oberharzer Wasserregal und im Einzugsbereich der Talsperren über einen Zeitraum von 25 Jahren

Helmut Kessler¹; Petra Sperlbaum²; Jörg Widera¹

¹ Kessler und Co. GmbH; ² Wasserfrosch Naturerlebnis

Bei Gutachten und Planungen im Auftrag der Harzwasserwerke GmbH (vormals Harzwasserwerke des Landes Niedersachsen) wurden für verschiedene wasserwirtschaftliche und gewässerökologische Fragestellungen von 1994 bis 2019 insgesamt 28 Fließgewässer im Westharz mit zusammen 67 Probestellen teils wiederkehrend untersucht. Alle Gewässer wurden bereits historisch, wie die Systeme des Oberharzer Wasserregals, oder aber rezent, durch Talsperren, kleine Wasserkraftanlagen oder sonstige wasserwirtschaftliche Nutzungen, beeinflusst. Gleichwohl findet sich in diesen meist wenig verunreinigten Gewässern eine artenreiche Biozönose mit vielen Arten der Roten Listen. Der Beitrag stellt die wesentlichen Erkenntnisse aus 25 Jahren zusammen.

Limnologie der Wasserkraft

Ralf Köhler

LfU Brandenburg

Untersuchungen bzw. Analysen limnologischer bzw. ökologischer Wirkungen von Wasserkraftanlagen (WKA) zeigen immer wieder, dass das Wissen darüber nur sehr lückenhaft ist.

Um diese Wissens-Lücken in einer Übersicht darzustellen und diskutieren zu können, Wege zum Schließen der Lücken zu finden und die daraus abzuleitenden Maßnahmen definieren und priorisieren zu können, wurden exemplarische Vorträge zum Thema „Limnologie der Wasserkraft“ für diese Session eingeladen, die auf dem nachfolgenden Workshop ausführlich diskutiert werden können.

Wissenslücken folgender Themen, für die Vorträge eingeladen waren, werden in diesem Vortrag kurz und ohne Anspruch auf Vollständigkeit quasi als Einstieg in das Thema „Limnologie der Wasserkraft“ sowie in die Session und den Workshop kurz dargestellt:

1. Nicht-Wirkungen lassen sich wissenschaftstheoretisch nicht vorhersagen
2. Limnologische Wirkungen der Wasserkraft allgemein
3. Limnologische Wirkungen von Dammbauten, Wehren und Dämmen
4. Limnologische Wirkungen im Rückstauraum
5. Rote Liste der Fische in Brandenburg
6. Wanderverhalten der heimischen Fischfauna
7. Problem der Erfassbarkeit kleiner Fische
8. Erheblichkeitsschwellen für die Schädigung von Fischpopulationen
9. Sublethale Schädigungen der Fisch-Fauna
10. Kumulative Wirkungen von Schädigungen durch und an Anlagen
11. Tabellen zu Wirkdaten und Wanderungsverhalten
12. Typen von Turbinen, Wasserrädern und Rechen und ihre ökologischen Wirkungen
13. Ökologische Durchgängigkeit für Jungfische und kleine Fische an WKA
14. Ökologische Durchgängigkeit für Sedimente, Totholz und Wirbellose an WKA
15. Lückströmungen
16. Anströmgeschwindigkeiten an Rechen
17. Bauweisen von Fischschutzeinrichtungen an Turbineneinlässen
18. Schwallbetrieb
19. Methanbildung in Stauhaltungen
20. Anforderungen an Wasserkraftanlagen aus limnologischer Sicht

21. Wie muss ein limnologisches Monitoring von WKA aussehen? Wie sieht die Praxis aus?
22. Welche Anforderungen sind an UVPs/FFH-Verträglichkeitsprüfungen von WKA zu stellen?
23. Wie sieht eine optimale Checkliste für die Prüfung von Anlagengenehmigungen aus?

Der an die Session anschließende Workshop soll Gelegenheit geben, gemeinsam und ausführlich den Wissensstand zusammenzufassen, Defizite herauszuarbeiten und Schlussfolgerungen für Forschung, Verwaltungshandeln und den Regelungsrahmen abzuleiten.

Greenhouse gas emissions from dry sediments of the Elbe River during the extreme drought in 2018

Matthias Koschorreck¹; Maren Staniek; Simon Kögler; Ulf Mallast²

¹ Helmholtz Centre for Environmental Research UFZ; ² Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ

Aquatic sediments which are exposed to the atmosphere at low water level are a recently discovered relevant source of greenhouse gases. Precise quantification of this source and up-scaling is difficult because of small scale heterogeneity of the habitats. We used a combination of point measurements and remote sensing to quantify carbon dioxide emissions from dry sediments in the Elbe floodplain during the millennium drought 2018.

First, we quantified greenhouse gas emissions from an experimental site at the Elbe River at Magdeburg. CO₂ fluxes ranged between -7 and 958 mmol m⁻² d⁻¹ in different habitats. Vegetated sites and brown sediment showed the highest emissions while light sediment had the lowest emissions. Methane emissions were small compared to CO₂ emissions. At the same time the river water was under-saturated with respect to CO₂ and thus, a CO₂ sink. We quantified the areal extend of the different sediment types from aerial images using a maximum likelihood classification. By combining areal information with sediment type specific fluxes we calculated a mean CO₂ flux of 42.3 mmol m⁻² d⁻¹ for our site.

Second, we derived a parametrisation of the CO₂ flux which can be used for upscaling. CO₂ emissions did not correlate with temperature, moisture, or sediment texture but with distance from the waterline. Classification of the sediment into less and more than 7 m distance from the water line was identified as a convenient proxy for upscaling.

Third, we applied the 7 m criterion to satellite images (Sentinel 2) to calculate the total CO₂ emissions from dry Elbe sediments in Germany during the extreme drought in 2018. We demonstrate that a combination of remote sensing and ground measurements can be used to quantify greenhouse gas emissions from spatially heterogeneous dry floodplain sediments. Our results show that the extreme drought in 2018 turned the Elbe River from a CO₂ sink into a CO₂ source.

Ausfälle der submersen Vegetation am Nordostufer des Suhrer Sees bei mit Metazachlor belastetem Zwischenabfluss und Ansätze für die ökotoxikologische Beurteilung des Risikos eines weiteren Rückgangs noch intakter Characeenbestände.

Christiane Krambeck

Betreuung Naturschutzgebiet „Suhrer See und Umgebung“, NABU Plön, christiane.krambeck@gmx.de

Keywords: lakes, charophytes, diaspores, herbicides, seepage, catchment scale, risk assessment

Einleitung

Die Verdrängung von Characeen durch Angiosperme in Seen Mittel- und Nordeuropas wird auf die höhere Empfindlichkeit von Characeen gegenüber Eutrophierung und Fischbestand zurückgeführt (Hilt et al 2018, Hussner 2019, Spieß & Waterstraat 2011). Ein Einfluss von Herbiziden wird bisher wegen der Verdünnung in Seen nicht in Betracht gezogen (Jarosch & Brunke 2018, Liess et al 2010). Die im Folgenden beschriebenen Vegetationsausfälle und Veränderungen zeigen jedoch, dass Herbizideinträge auch bei Seen einen anthropogenen Stressor und Risikofaktor darstellen können.

Untersuchungsgebiet

Der Suhrer See (Schleswig-Holstein, 54°09'00" N, 10°28'30" O) liegt in einer glazialen Sanderfläche und ist ein 25 m tiefer, kalkhaltiger Grundwassersee mit künstlichem, oberirdischem Zu- und Abfluss (Mauersberger 2002). Seefläche: 1,4 km² Land-Einzugsgebiet: 2,6 km².

Die Hauptbelastungen sind atmosphärische Deposition und Einträge aus einem landwirtschaftlichen Teileinzugsgebiet (Teil-EZG, 0,8 km²) im Nordosten (s. Abb.1). Sonstige Störungen sind gering (natürliche Ufer, keine fischereiliche Nutzung, Befahrensverbot, wenige Badestellen). Das Gebiet steht seit 2003 unter Naturschutz und ist Teil des FFH-Gebietes 1828-392. Nach Stühr et al. (EU-WRRL Makrophyten-Monitoring, Bericht 2019) kommt dem Suhrer See aus vegetationskundlicher Sicht landes- bis bundesweite Bedeutung zu (12 landes- bzw. 10 bundesweit gefährdete Taxa).

Methoden

Kartierung der submersen Vegetation

Nach Feststellung von Vegetationsausfällen im August 2017 in zwei Bereichen (Abb. 1a, b) wurde die Entwicklung der submersen Vegetation am Nordostufer (NO-Ufer) von Mai 2018 bis August 2019 kartiert. Dazu wurden alle 50 bis 70 m Stationen festgelegt, in 1,5 m und 3 m Tiefe jeweils Boien verankert und Transekte bis ins Flachwasser fotografiert, dazu uferparallel Änderungen zwischen den Transekten. Die Lage der Foto-Transekte wurde zum Vergleich an Stationen von WRRL- Übersichtskartierungen angepasst (Kartierplan für Teilstrecke s. Abb.2). In der weithin

weniger als 3 m tiefen Bucht im äußersten Nordosten (Bucht) war eine flächige Kartierung zweckmäßig. Die Befunde wurden protokolliert und ein Bildarchiv angelegt. Als Referenz für das Potential von Characeen-Beständen diente eine Kartierung von 1991 (Frenzel 1992, Abb.3).

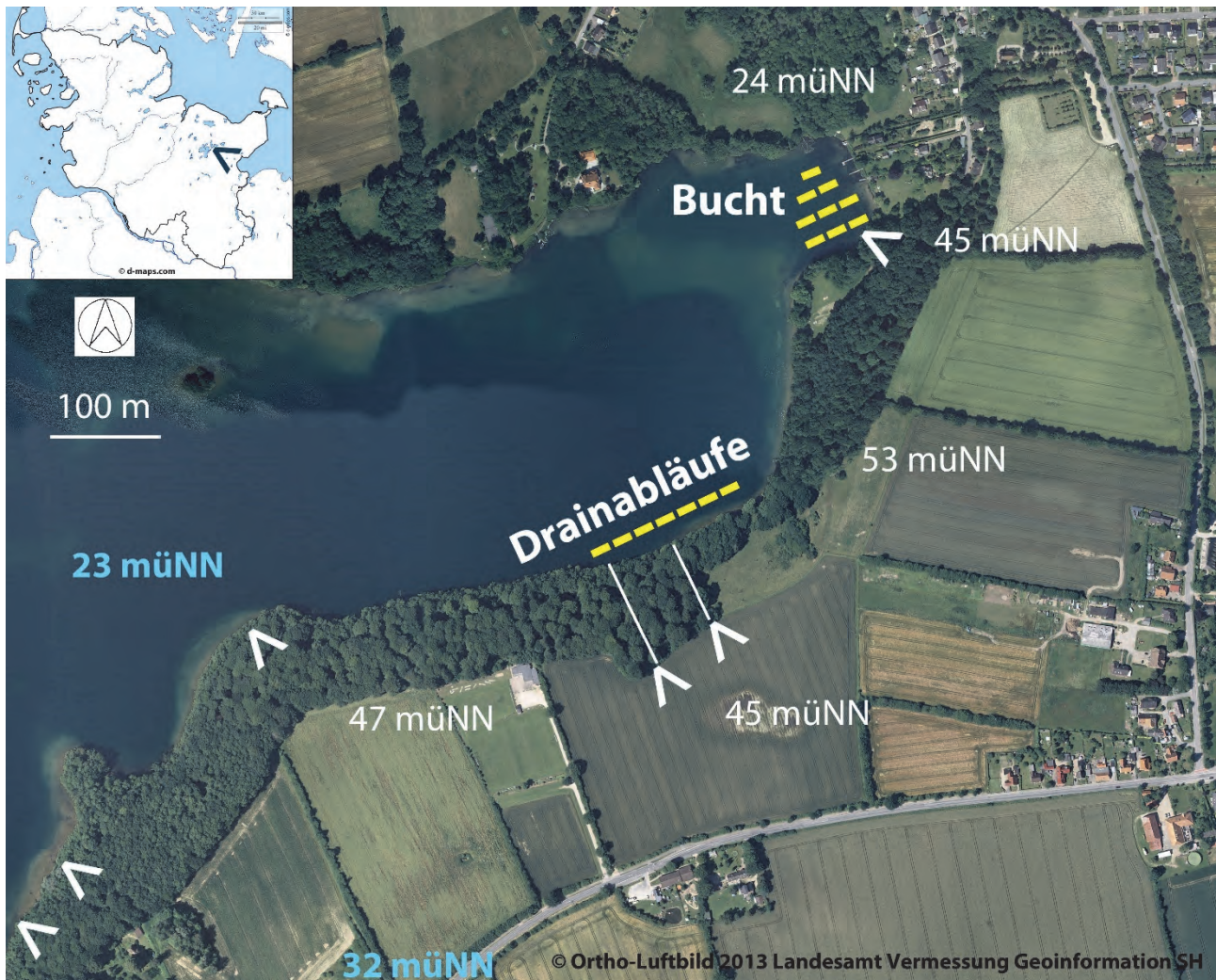


Abb. 1a: Ausfälle submerser Vegetation im August 2017 (gelb – gestrichelte Bereiche im Bild links) in Bucht und vor Drainabläufen am Nordostufer.

An oberirdisch sichtbaren Zuläufen zum See (>) gibt es außer zwei Drainabläufen von einem Acker mit einer Senke (45 m ü. NN, Bildmitte) nur ufernahe Sumpfquellen am Hangfuß (>).

Höhenangaben: weiß – Geländeoberfläche blau – Grundwassergleichen

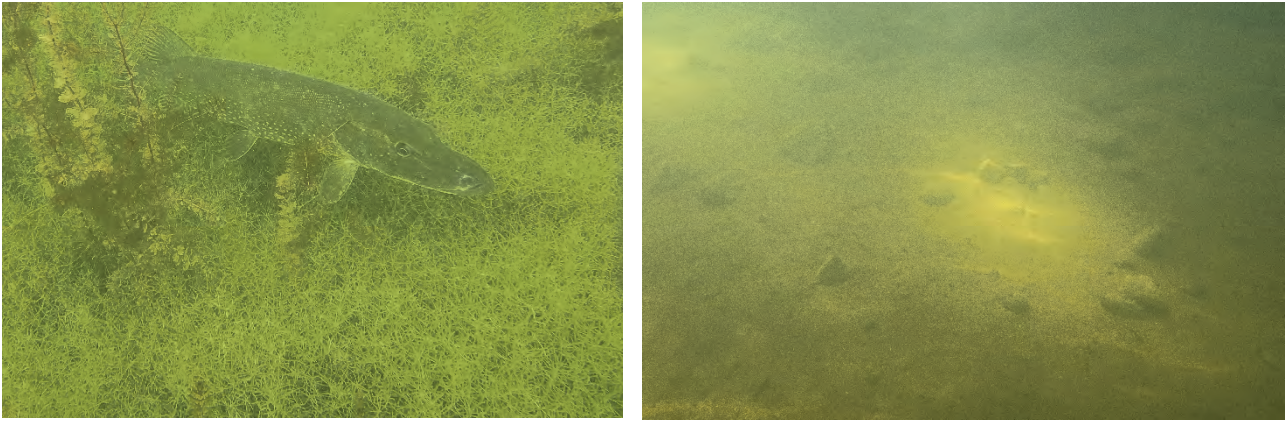


Abb. 1b: Die Unterwasser -Bilder zeigen das in früheren Sommern für die Bucht typische *Nitellopsidetum obtusae* und den im August 2017 kahlen Grund bei den Drainabläufen. links: Nitellopsidetum / Bucht in Sommern vor 2017; rechts: Vegetationsausfall vor Drainabläufen im August 2017

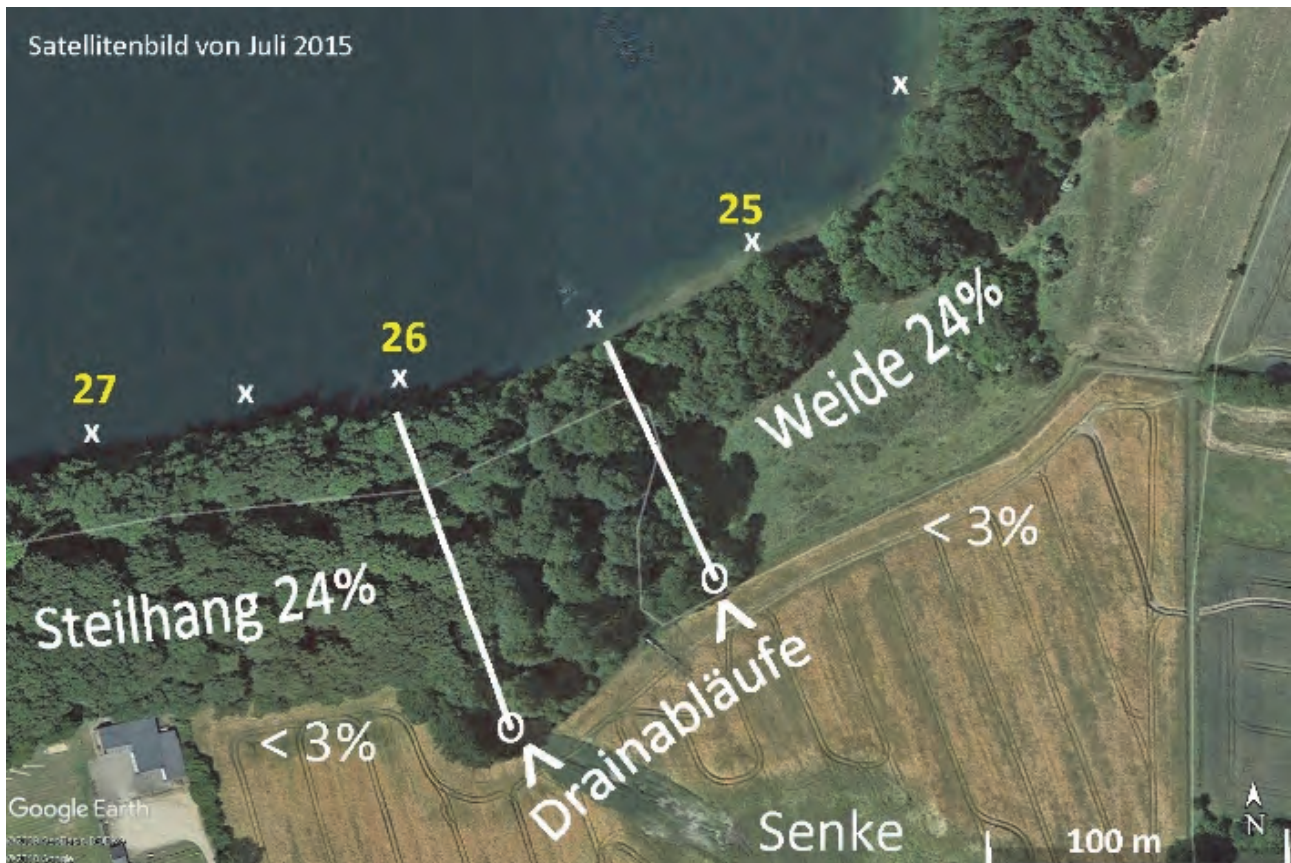


Abb. 2: Kartierplan für Teilstrecke am NO-Ufer. x (weiß): Foto-Transekte (0,3-3 m Tiefe); 25 -27 (gelb): Stationen von WRRL-Übersichtskartierung; % Geländeneigung

Ergebnisse

Entwicklung der submersen Vegetation bis 2018

Im August 2017 fiel im Rahmen der Betreuung des NSG durch den NABU Plön auf, dass in der Bucht nur noch am Nordufer submerse Vegetation zu finden war (Abb.1). Seit Beginn der fotografischen Dokumentation von Unterwasserbiota 2013 war sonst in jedem Sommer ein buchtweites Nitellopsidetum obtusae vorgefunden worden. Da es 2017 in anderen Teilen des Suhrer Sees keine vergleichbaren Vegetationsausfälle gab, lag in dem ungewöhnlich nassen Sommer ein Zusammenhang mit Einträgen aus dem landwirtschaftlichen Teileinzugsgebiet im Nordosten nahe. Im daraufhin im August 2017 inspizierten Umfeld der beiden Drainzuflüsse (Drains) bot der Grund ebenfalls ein kahles Bild (Abb.1 Bild rechts unten). Dabei erstreckte sich vor allem östlich davon, also vor der Viehweide (Weide) eine Sandmudde, die für Characeen eigentlich ideal wirkte. Frenzel (1992) notierte vor der Weide 1991 auch noch massenhaft *Chara* sp. und zwischen den Drains ein immerhin häufiges bis verbreitetes Vorkommen. Nur in einem Bereich südwestlich der Drains gab es schon 1991 keine Characeen, weil das Ufer unter Wasser da sehr steil abfällt (Abb.3).

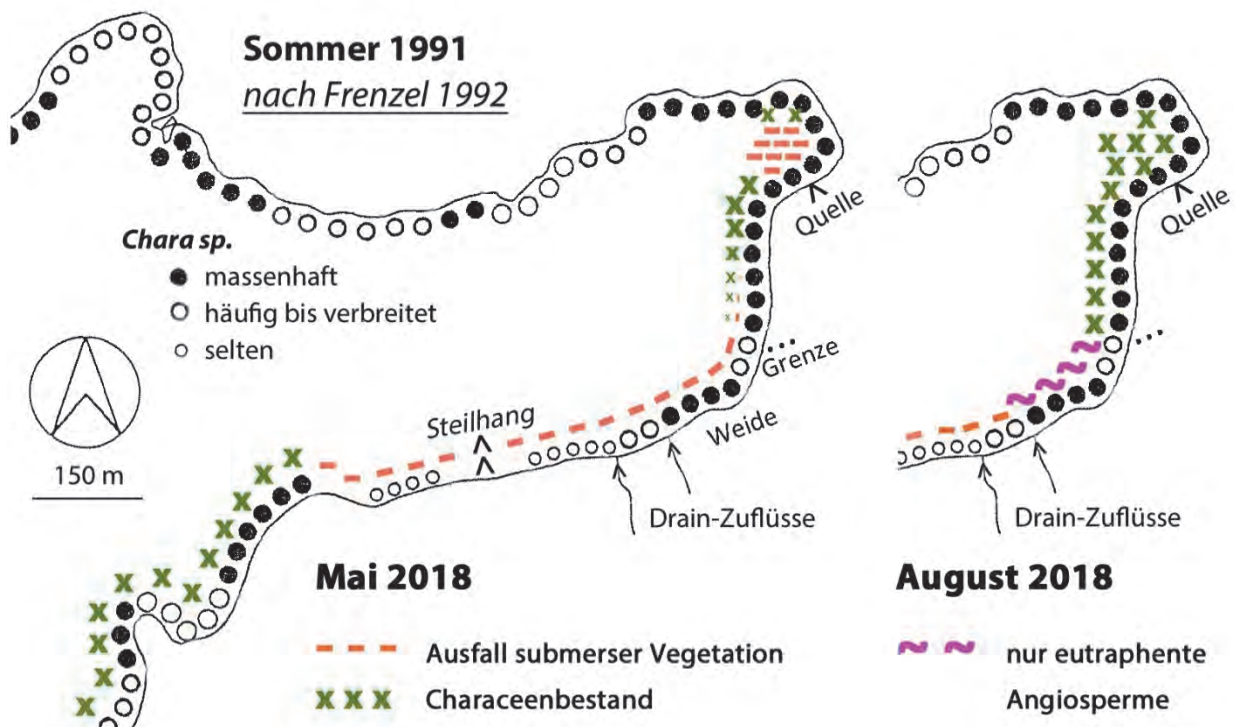


Abb. 3: Kartierung von Makrophyten am Nordostufer im Mai und August 2018 im Vergleich zur Verbreitung von *Chara* sp. im Sommer 1991 / Karte 2 aus Frenzel (1992)

2018 wurde die Entwicklung der Unterwasservegetation erstmalig zu Beginn der Vegetationsperiode untersucht und uferparallel kartiert (Abb.3 links). Im Mai 2018 fehlte submerse Vegetation im Umkreis von etwa 80 m um die Quelle in der Bucht und im Umkreis von etwa 150 m um die Drains am NO-Ufer. Dazwischen entwickelte sich am NO-Ufer südlich der Bucht ein für Mai normaler Characeen-Bestand mit *Spirogyrawatten*. Nach den ersten 60 m, also ab etwa der Hälfte der Strecke bis zur Grenze der Weide, nahmen die Bedeckungsgrade kontinuierlich und simultan ab, bis zu Vegetationsfreiheit 12 m nördlich der Grenze der Weide.

Im Sommer 2018 regenerierte sich bei extremer Trockenheit (Abb. 3 rechts) in der Bucht das *Nitellopsidetum obtusae* ab Ende Juni in mehr als 2 m Tiefe. Im flacheren Wasser entwickelten sich erst ab Ende Juli ausgedehnte Characeen-Bestände, vor den Gartengrundstücken am Ostufer der Bucht mit einem höheren Anteil an *Potamogeton* sp. und am Südufer übergehend in *Chara*-Wiesen auf einer Untiefe, die der Bucht zum offenen See hin vorgelagert ist. – In dem sich am NO-Ufer nach Süden anschließenden Characeen-Bestand fanden sich im August die für 3 m Tiefe bis zum Flachwasser jeweils typischen Arten und angiospermen Begleitarten (vgl. Stuhr et al. 2019, Transekt 1). 12m nördlich der Viehweide folgte ein abrupter Übergang zu einer Massenentwicklung eutraphenter Angiospermer, die bis vor den Drain am Waldrand reichte. Zwischen den beiden Drains und südwestlich davon blieb der Grund auch im Sommer 2018 nahezu vegetationsfrei. Auch im August 2012 hatten Stuhr et al. (2013) im Rahmen ihrer ersten Übersichtskartierung beim WRRL-Makrophytenmonitoring bei Station 26 schon Vegetationsfreiheit notiert.

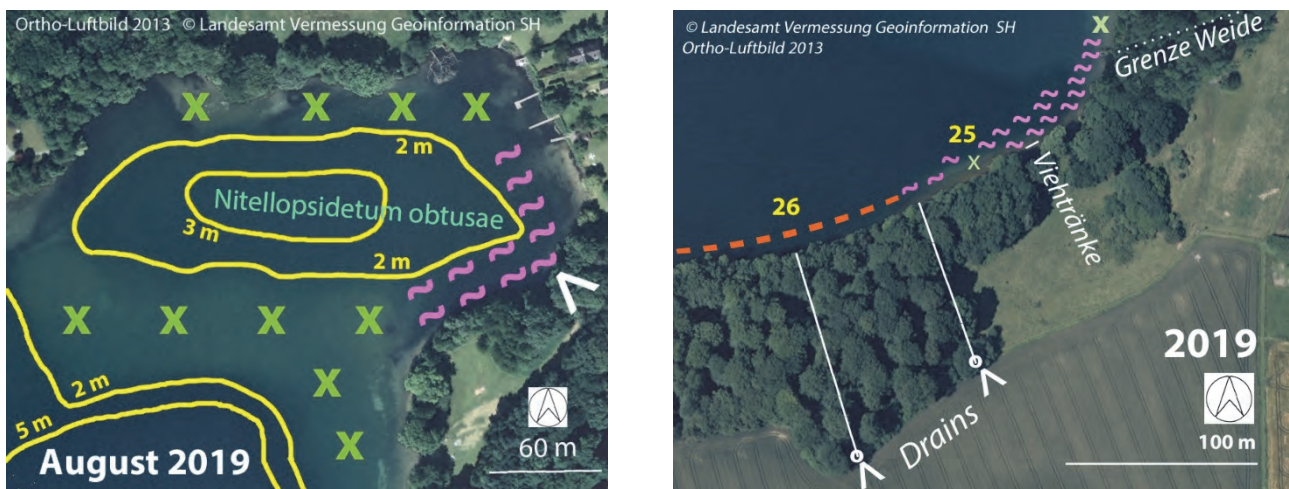


Abb. 4: Entwicklung der submersen Vegetation in der Bucht und im Umfeld der Drainabläufe 2019

X – *Chara* sp., Wellensymbole: eutraphente Angiosperme, **rot gestrichelt**: Vegetationsfreiheit
gelbe Zahlen: links: Tiefenlinien vor Drains; rechts: WRRL-Stationen

Entwicklung der submersen Vegetation 2019

In der Bucht entwickelte sich die submerse Vegetation 2019 zunächst ähnlich spät wie 2018, nur stellten sich nach normalen Regenfällen ab Ende Juli in weniger als 2 m Tiefe am Südufer der Bucht nur eutraphente Angiosperme ein (Abb.4 links) und keine Characeen mehr wie 2018 (vgl. Abb.3 rechts). Gleichzeitig gab es am Nordufer und auf der Bucht vorgelagerten Untiefe in weniger als 2m Tiefe in beiden Jahren dichte Characeenbestände.

Am NO-Ufer südlich der Bucht entwickelten sich ab Mai 2019 Characeen bis 12 m nördlich der Grenze der Viehweide, anders als im Mai 2018 (vgl. Abb 3 links) nun aber normal und gleichmäßig über die gesamte Strecke. Vor der Viehweide (Abb. 4 rechts) hatte sich der Massenbestand von *Elodea canadensis* vom Sommer 2018 in 2 bis 3 m Tiefe bis zum Frühjahr 2019 wintergrün gehalten. Im Flachwasser vor der Viehtränke herrschten Algenwatten und *Potamogeton pectinatus* vor. Südwestlich davon wurde der Bewuchs im Flachwasser lichter und war durchsetzt mit *P. x nitens* und stellenweise auch *Chara* sp., die im Laufe des Sommers aber von *Potamogeton pectinatus* überwuchert wurden. Die Stelle mit *Chara* sp. lag querab von der Station 25 der WRRL-Übersichtskartierung. Dort war im August 2012 in 2,4 m Tiefe noch *Chara globularis* mit Abundanz 2 notiert worden (Stuhr et al. 2013). Demnach war der *Elodea*-Schwerpunkt vor der Viehweide ab 2018 neu (s. Stuhr et al. 2019). Neben *Elodea* wuchsen weitere eutraphente Angiosperme durchgehend wie

2018 bis vor dem Drainablauf neben der Viehweide. Zwischen den Drainabläufen und westlich davon blieb der Grund weitgehend vegetationsfrei.

Beziehung zwischen Vegetations- und Abflussmustern

An Stellen mit Abfluss aus landwirtschaftlichen Teil-EZG und nur da reagierte die Vegetationsentwicklung deutlich auf das Niederschlagsregime, vor allem auf die Extreme von 2017 und 2018. Dass Characeen im trockenen Sommer 2018 nur an einer der vorher vegetationsfreien Stellen durch Angiosperme verdrängt wurden, und ein anschließender Uferabschnitt permanent vegetationsfrei blieb, wies auf Unterschiede lokaler Belastungen. Nach allgemein verfügbaren Daten lässt sich das relative Ausmaß des Abflusses von 2017 bis 2019 bis zu einem gewissen Grad abschätzen und unterschiedlichen Vegetationsmustern in den Teil-EZG zuordnen.

Die Summe der Niederschläge von April bis Juli (wetterkontor.de) lag 2017 bei 330 mm, 2018 bei 50 mm und 2019 bei durchschnittlichen 210 mm. In der Folge blieben die Pegelstände (www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/seen/seenalle.php) des Sees 2017 auch in den Sommermonaten hoch, die Pegelstandsganglinie reagierte innerhalb einer Woche auf Tagesniederschläge um 50 mm am 31. Juni und 5. Oktober, zeigte also jeweils hohen Zwischenabfluss an. Erst ab Mitte April 2018 nahmen die Pegelstände wieder ab, sanken im Verlauf des Sommers auf ein historisches Minimum und reagierten nicht mehr auf Niederschläge. Da erst ab März 2019 wieder durchschnittliche Niederschläge folgten, war in der extremen Trockenphase von Sommer 2018 bis zum zeitigen Frühjahr 2019 nur mit Basisabfluss zu rechnen. Eigene Abflussmessungen am östlichen Drainrohr lagen Ende 2018 und im Januar 2019 bei 0,1 l/sec, im Februar bei 0,3 und nach 30 mm Regen in der ersten Märzhälfte bei 0,5 l/sec. Im Verlauf von 2005 lagen neun Messungen des LLUR SH (Landesamt SH, Seendezernat, pers.Kom.) zwischen 0,5 und 4 l/sec. Zieht man von den Niederschlagsdaten für 2005 empirisch grob geschätzte Verdunstungswerte ab, müssten 2005 aus den etwa 0,8 km² des landwirtschaftlichen Teil-EZG insgesamt im Mittel ungefähr 5 l/sec abgeflossen sein, ein beträchtlicher Teil demnach unterirdisch neben den sichtbaren Zuläufen. Zwischenabfluss wird auch regelmäßig unterschätzt (Meinikmann 2016, Wagner et al. 2018). Aus dem Geländere relief des NO Ufers folgt auch ein insgesamt hoher hydraulischer Gradient. ALKO (1991) fand in 300 m Entfernung vom See Grundwassergleichen um 9 m über dem Seewasserspiegel (Abb.1) in sandig kiesigen Untergrund mit Linsen von Geschiebemergel.

Nach dem stetigen Vorkommen von Characeen am NO-Ufer südlich der Bucht ist in dem Bereich ein relativ geringer oder gering belasteter Zwischenabfluss zu postulieren. Nach Rosenberry et al (2015) können Makrophyten auch erste, qualitative Hinweise auf räumlich/zeitlich heterogene und damit immer schwierig zu quantifizierende Grundwasserflüsse geben. Tatsächlich liegen hier die seeseitigen Ränder der Äcker auf einer Höhe von 50 bis 53 m ü. NN und haben etwa 1 % Gefälle vom See weg, während die Ränder der Äcker oberhalb der Bereiche mit Vegetationsausfällen 47 (+- 2) m ü.NN hoch liegen und leicht zum See hin geneigt sind (nach google earth).

Zu den Drainabläufen führen Rohrleitungen aus Teichen des nächstgelegenen Dorfes bzw. Anwesens (s. Abb.1), in den westlichen dazu eine Drainage aus der nahen Senke. In beide Rohrleitungen münden nach Hinweisen Ortskundiger auch Drainagen von Feldern jenseits der Straße. Jedenfalls haben die beiden Drainabläufe verschiedene Teil-EZG. Das bisher bei jeder Inspektion gefundene Fehlen submerser Vegetation vor dem westlichen Drainablauf deutet auch auf eine nur an dieser Stelle auftretende, durchgehende Überschreitung von Belastungsgrenzen.

Oberflächenabschwemmung aus den sandigen Äckern war bei einer Geländeneigung von bis 3 m über 200-300 m (um 1 % Gefälle) und Anbau von Winterkulturen kaum zu erwarten. Nach Starkregen waren an den seeseitigen Rändern der Äcker auch keine Spuren von Oberflächenabschwemmung zu

finden. Nach den Kriterien der DVWK (1996) sind oberirdische Einträge von den Äckern demnach vernachlässigbar, anders als im Bereich des Steilhangs. Vor den Erosionsrinnen der Drainabläufe und unterhalb der Viehweide sind gelegentliche Einschwemmungen von Material aus dem Hang an Sandstränden von wenigen Dezimetern Breite und Metern Länge zu erkennen. Das von der Weide (24 % Hangneigung, 1 ha) abgeschwemmte Material dürfte nährstoffreich sein. Erpenbeck (1987) fand in Abschwemmungen von einer Umtriebsweide mit 17 % Hangneigung Konzentrationen von 0,3 - 3,9 mg/l P_{gesamt} und einen Flächenaustrag von 0,5 kg/ha/a.

Herbizid Ausbringung und Messwerte von Drain- und Seewasserproben

Bei Anbau von Wintergetreide und Winterraps wurden im Herbst im Voraufbau Glyphosat ausgebracht und im Nachaufbau Flufenacet und Metazachlor. Der Herbizideinsatz im Frühjahr wurde an den jeweiligen Aufbau angepasst. 4 ha um die Senke in dem Feld mit den Drainabläufen wurden seit 2019 ohne Herbizideinsatz bewirtschaftet (Vertragsnaturschutz, LLUR SH / IGS).

In Drainwasserproben von Oktober 2017 und Februar/März 2018 (UNB Kreis Plön/NABU) fanden sich bis 0,06 µg Glyphosat und 0,2 µg/l AMPA und 0,7-5,9 µg/l BH479-8, in Seewasser über den Sommer 2018 (LLUR SH) konstant um 0,1 µg/l BH479-8. Sedimentproben wurden im Frühjahr 2019 am NO-Ufer bei WRRL Station 24 und 25 genommen (UFZ / i.A. LLUR SH, in Arbeit).

Diskussion

Angesichts des lokalen Fehlens submerser Vegetation in dem extrem nassen Sommer 2017 ergab sich ein Anfangsverdacht auf einen Zusammenhang mit Herbizideinträgen aus dem landwirtschaftlichen Teil-EZG im Nordosten des Suhrer Sees. Nährstoffeinträge hätten, um submerse Vegetation zu unterdrücken statt sie zu fördern, Algen-Trübungen auslösen müssen, wie sie bei P_{gesamt} Konzentrationen um 0,02 mg/l nach Verdünnung mit Seewasser nicht auftraten. Alternative plausible Hypothesen fehlten. Um die Muster der beschriebenen Vegetationsausfälle z. B. mit Aktivitäten von Fischen zu erklären, hätten Annahmen über deren Verhalten getroffen werden müssen, die der Erfahrung widersprechen. Abgesehen davon bieten Sedimente nach Wühlschäden ein anders Bild. Auch Eintrübungen durch Abschwemmungen bei Starkregenereignissen waren zwar bei den Drainabläufen und an einer Stelle vor der Weide möglich, die Ausfälle waren aber weder um diese Stellen zentriert noch auf Starkregenphasen beschränkt. Außerdem fiel in der Bucht 2017 auch an Stellen ohne Zeichen von Einschwemmungen Vegetation aus. Bleibt die Frage, wie wahrscheinlich ein ursächlicher Zusammenhang mit Herbizideinträgen ist. Dafür spricht, dass Metazachlor und Flufenacet die Zellteilung von Pflanzen hemmen und damit die Entwicklung von Diasporen submerser Makrophyten stören können. Dazu ist allerdings voraus zu setzen, dass aktive Substanzen Ufersedimente zu kritischen Zeitpunkten in hinreichender Konzentration erreichen. Nach dem Stand des Wissens ist das denkbar.

Ulrich (2010) wiesen im Grundwasser unter drainierten Feldern Konzentrationen von Metazachlor und Flufenacet im Bereich von 0.1 µg/l nach. Willkommen et al. (2019) fanden für Flufenacet bei extremem Drain- und Zwischenabfluss über den Winter 2017/18 einen Flächenaustrag in der Größenordnung von 1 g/ha, im Winter davor eine Größenordnung weniger. Am Ostufer des Suhrer Sees versickert Zwischenabfluss tief im sandigen Untergrund unter den Feldern, ehe er im See ankommt. In der keimarmen Umgebung ist bei Temperaturen um 8 Grad mit monatelangen Halbwertszeiten zu rechnen. In anoxischem Milieu wie Grundwasser oder Sedimentgrenzschichten kann sich der biologische Abbau weiter verzögern (US EPA 1998). Ufersedimente sind dazu ein "Hot Spot" für komplexe, abiotische und biotische Prozesse, deren Untersuchung noch in den Anfängen

steckt (Krause et al. 2017, Schaper et al. 2018, Perillon et al. 2017). Z. B. nach Lewandowski et al. (2015) ist auch eine Anreicherung von mit Zwischenabfluss transportierten Stoffen möglich. Sediment-Prozesse könnten also die räumliche Begrenzung der Vegetationsausfälle um Eintragungsschwerpunkte erklären. Auch die Regeneration submerser Vegetation bei ausbleibendem Zwischenabfluss ließe sich mit einem Abklingen toxischer Effekte bei sommerlichen Temperaturen in der Sedimentoberschicht erklären.

Toxikologische Daten für die Wirkung von Zellteilungshemmern auf frühe Entwicklungsstadien von submersen Makrophyten fehlen (Datenlage z. B. für Metazachlor, siehe Vonk et al. 2013), und Keimlinge mit embryonalem Gewebe müssen auf Teilungshemmer empfindlicher reagieren als die gemeinhin getesteten ausgewachsenen Pflanzen mit relativ wenig meristematischem Gewebe. Hilfsweise wären Grenzwerte für das Risiko von Vegetationsausfällen also an der niedrigsten bekannten NOEC auszurichten (für Metazachlor leiten Vonk et al. (2013) für den Fall nach EFSA Standards eine ökologische Risikogrenze für Süßwasser-Biota von 0,02 µg/l ab). Nach Anlage 6 OGewV 2016 für Fließgewässer aufgestellte Umweltqualitätsnormen (z. B. JD-UQN für Metazachlor: 0,4 µg/l) unterschätzen ökologische Risiken im Vergleich zu Effekt-Monitoring generell um ein bis mehrere Größenordnungen (Beketov et al 2013, Lietz et al. 2016). Im Freiland ist auch von einer situationsbedingten "Kontext-Sensitivität" (Liess et al. 2010) auszugehen, die *per se* nicht normierbar ist.

Schon Fent (2003) legt dar, dass die Ökotoxizität im Freiland von multiplen abiotischen und biotischen Faktoren beeinflusst wird. In diesem grundlegenden Prinzip liegt ein möglicher Schlüssel zum Verständnis einer Reihe bislang rätselhafter Phänomene. Z. B. könnte die Verzögerung der Entwicklung submerser Vegetation in der Nordbucht etwas mit erhöhter Bioverfügbarkeit toxischer Stoffe bei dem grundlosen Laubmorast, also huminstoffreichen und sauren Sediment vor dem Südufer zu tun haben, zumal der Ca-Gehalt des Suhrer Sees nur bei 40 mg/l liegt, also an der unteren Grenze des für die vorkommenden Characeen optimalen Alkalinitätsbereichs (Blindow & van de Weyer 2016). Auch die gefundene Verdrängung von Characeen durch Angiosperme bei Belastungen unterhalb der Schwelle von kompletten Vegetationsausfällen ließe sich elegant auf erhöhte ökotoxikologische Empfindlichkeit in Gegenwart von robusteren, konkurrierenden Arten (Liess et al. 2013) zurückführen.

So gesehen fehlen toxikologische Daten zur Empfindlichkeit von Diasporen submerser Makrophyten nicht nur als ein letzter Baustein in der Indizienkette für den Kausalzusammenhang zwischen Herbizidbelastungen und Vegetationsausfällen, sondern wären auch zur Beurteilung des Risikos der Verdrängung empfindlicher Arten von zentraler Bedeutung. Bei der großen Bandbreite der Verbreitungs- und Überwinterungsstrategien von Diasporen (Garniel 2008) sind sehr verschiedene Effektkonzentrationen zu erwarten. Dafür spricht auch die Zonierung von Arten um lokale Belastungsschwerpunkte.

Aus den dargelegten Vegetationsentwicklungen am NO-Ufer des Suhrer Sees lassen sich soweit qualitative Aussagen über Risiken relativ zu Belastungen verschiedenen Ausmaßes ableiten, sowie multiple Effekte mit möglicher Risikoerhöhung.

Effekt	Risiko des Auftretens
Vegetationsausfälle	*nach Phasen mit hohem Zwischenabfluss im Sommer und Frühjahr • in Bucht am Südufer in 80 m Umkreis um Quelle • am NO-Ufer über 150 m nordöstlich von Drainabläufen * permanent: NO-Ufer, zwischen Drainabläufen u. 150 m südwestlich
Characeen-Verdrängung durch Angiosperme	* ohne extremen, sommerlichen Zwischenabfluss • am NO-Ufer, 150 m nordöstlich von Drainabläufen * bei mittlerem sommerlichem Zwischenabfluss • in Bucht nur im Flachwasser am Südufer
Multiple Effekte mit Risikoerhöhung	* bei hoher P-Belastung: NO-Ufer, Abschwemmung von Viehweide * bei steilem Uferabfall unter Wasser: NO-Ufer, südwestlich Drains * bei moorigem Sediment (Einfluss von PH und Huminstoffen auf Bioverfügbarkeit toxischer Stoffe und auf Alkalinität): in Bucht

Außerdem lassen sich Kriterien formulieren, nach denen bei entsprechenden Randbedingungen auch in anderen Seen mögliche Herbizideffekte geortet werden könnten:

- Anzeichen für mögliche Herbizid-Effekte:
- Vegetationsausfall, Vegetationsrückgang, Änderung des Artenspektrums
- räumliche Begrenzung um Eintragsstellen
- Auftreten in Eintragsphasen, dabei Abstufung je nach Intensität
- Bezug zur Verwendung von Herbiziden in zugehörigen Teil-EZG
- Fehlen alternativer, plausibler Hypothesen

Die Konzeption des WRRM-Makrophyten-Monitorings ist bisher auf Eutrophierung ausgerichtet und beschränkt sich auf Hochsommer-Erhebungen. Die Berechnung von ökologischen Zustandsklassen (ÖKZ) mittelt über Transekte, mit den Jahren wechselnde Niederschlagsregimes werden ausgeblendet. Bei differenzierter Betrachtung greifen die Kriterien für Herbizideinflüsse in manchen Fällen. Z. B. gibt es in den beiden Seen der ÖKZ 1 im Kreis Plön (Schluensee und Selenter See, Stühr et al. 2017, 2019)) entsprechende Abfälle von Bedeckungsgraden bei einzelnen potentiell belasteten Transekten in Jahren mit extremen Sommer-Niederschlägen. Bei Maisanbau in den zugehörigen Teil-EZG und Starkregen bis Ende Juni war dabei mit vorhergehender Oberflächenabschwemmung von Herbiziden wie Metolachlor und Terbutylazine zu rechnen (stören Längenwachstum bzw. Photosynthese). Bei Makrophytentiefengrenzen zwischen 4 und 11 m und Sichttiefen von nie unter 3 m (www.seentransparent.de) fiel Trübung in diesen Fällen als mögliche Ursache auch aus.

Beim Suhrer See notieren Stühr et al. (2019) ungeachtet des insgesamt als gut eingestuften ökologischen Zustandes eine "Verschlechterungstendenz bzw. fehlende Stabilität der ökologischen Verhältnisse". Als Defizite benennen sie Rückgänge bzw. langfristige Verluste besonders sensibler

Arten (*Chara rudis*, *Nitella flexilis/opaca*, *Chara tomentosa*), starke Stetigkeits- und Abundanzschwankungen lebensraumtypischer Arten und die Zunahme vegetationsfreier Bereiche. Eutrophierung fällt auch im Suhrer See als Ursache aus (seit 1991 schwanken die P_{gesamt} Konzentrationen bei Vollzirkulation ohne erkennbaren Trend auf dem niedrigen Niveau von 0,014-0,027 mg/l (LLUR SH)). Intakte Characeenbestände wie sie Frenzel (1991) noch in einem Transekt im Südwesten dokumentiert hat, finden sich heute nur noch im Norden. Dieses rätselhafte Nord-Südgefälle korrespondiert mit einer südwärts gerichteten Grundwasserströmung, lässt sich landbürtigen Belastungen nicht zuordnen und könnte allenfalls mit langfristigen Zunahmen der atmosphärischen Belastung zusammenhängen (Dubus et al. 2000, Stähler 1993).

Um solch negativen Entwicklungen etwas entgegenzusetzen, muss die Frage nach außer Eutrophierung möglichen kausalen Zusammenhängen gestellt werden. Dazu sind andere bekannte Einflussfaktoren (Blindow & van de Weyer 2016) und jüngst zusammengefasste "multiple faces of ecological existence" (Schubert et al 2018) neu in Betracht zu ziehen, ergänzt um die Facette möglicher Herbizid-Einflüsse. – Auch fehlen effiziente Gewässerschutzmaßnahmen für das bisher wenig beachtete Problem von Belastungen mit Zwischenabfluss. Bisher kann nur Vertragsnaturschutz zur Reduktion der Herbizidanwendung in kritischen Teil-EZG eingesetzt werden. Dieses Instrument ist an sich für den Artenschutz an Land konzipiert und müsste an die Anforderung des Artenschutzes in empfindlichen Seen angepasst, entwickelt und erprobt werden.

Da Herbizid-Effekte in Seen bisher noch nie in Betracht gezogen worden sind, hat sich die vorliegende Untersuchung unerwarteter Vegetationsausfälle *ad hoc* zu einem ersten Versuch eines gezielt an möglichen Herbizid-Effekten orientierten Monitorings in einem See entwickelt. Dabei ergaben sich Parallelen zur Risikobeurteilung bei Fließgewässern wie das Primat einer "catchment scale evaluation" und der Berücksichtigung multipler Einflüsse (Brunke & Jarosch 2019, Rasmussen et al. 2013, de Vries et al. 2019). Bei Seen greifen zwar andere Ökosystem-zusammenhänge (Jeppese et al. 1998, Lampert et al. 1989, Lampert & Sommer 1993, Schubert et al. 2018, Wetzel 1976). Abgesehen davon gelten weitere aus der 20jährigen Erfahrung mit Fließgewässern heraus aufgestellte Grundregeln (Liess et al 2019) auch für Seen. Bewährt hat sich, zur Einleitung von Maßnahmen "multiple lines of evidence" genügen zu lassen und sich abzeichnende Kausalzusammenhänge außerdem weiter zu untersuchen, weil negativen Entwicklungen einfach umso effizienter gegenzusteuern ist, je genauer man sie versteht.

Fazit

Der Indizienlage und dem Stand des Wissens nach besteht sehr wahrscheinlich ein kausaler Zusammenhang zwischen Herbizideinträgen und den Ausfällen submerser Vegetation, sowie der Verdrängung von Characeen durch Angiosperme bei unterschwelliger Belastung.

Vorläufig fehlen von daher für Seen und aus Naturschutzsicht insbesondere für Seen, die ansonsten gering belastet und in gutem bis sehr guten ökologischen Zustand sind (ÖKZ 1-2)

- eine systematische Monitoring-Routine für Herbizideffekte,
- eine realistische Bewertung von Risiken für empfindliche Arten und
- rechtliche und institutionelle Voraussetzungen zur Reduzierung von Herbizid-Einträgen mit Drain- und Zwischenabfluss aus kritischen Teil-EZG.

Dank

Ermutigend waren das breite Interesse und die Gesprächsbereitschaft vor Ort, ebenso wie das für das Thema "offene Ohr" und die Unterstützung auf Kreis- und Landesebene. Wissenschaftliche Impulse gaben Annick Garniel, Andreas Hussner und W. J. Junk, bei der Literaturbeschaffung half Iben Martinsen. Carsten, Fritz und Thomas (NABU Plön, Gebietsbetreuung NSG und Landesstelle Wasser) haben die Arbeit mit ihrem Sachverstand begleitet und das Manuskript redigiert. Mein Mann stand mir immer als erster Lektor und bei der Feldarbeit als Träger zur Seite.

Literatur

- ALKO GmbH Kiel (1991): Hydrogeolog. Gutachten, ehemal. Deponie Schneckenfeld. – Archiv Kreis Plön
- Beketov, M.A., Kefford, B. J., Schäfer, R. B., Liess, M. (2013): Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. – PNAS vol. 110, no. 27, 11039-11043 www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1305618110
- Blindow, I., van de Weyer, K. (2016): Ökologie der Characeen. – Kap.7 in: Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands. (Hrsg. Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands). – Springer Spektrum.
- Brunke, M., Jarosch, M. (2019): Beurteilung akuter und chronischer Risiken von Pestiziden sowie des Stoffhaushalts von Bächen im ländlichen Raum. - Hydrol. & Wasserbewirtsch., 63, (6), 313-331
- De Vries, J., Kraak, M.H.S, Verdonschot, R.C.M., Verdonschot, P. F.M. (2019): Quantifying cumulative stress acting on macroinvertebrate assemblages in lowland streams. – Sci Total Environ ; 694: 133630
- Dubus I.G., Hollis J.M., Brown, C.D. (2000): Pesticides in rainfall in Europe. – Environmental Pollution 110, p. 331-344 <https://pdfs.semanticscholar.org/ff65/e19730458a99e2bd63cd102b492c723564cc.pdf>
- DVWK (1996): Bodenerosion durch Wasser – Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. – DVWK Merkblätter 239. Bonn. 62 S.
- Erpenbeck, C.(1987): Über Stoffaustrag mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß von landwirtschaftlichen Flächen verschiedener Nutzungsweise – ein Beitrag zur Klärung der Gewässerbelastung in Mittelgebirgslagen. – Dissertation Justus-Liebig Universität Gießen. 201 Seiten
- Fent, K. (2003): Ökotoxikologie. – Thieme Verlag. 332 S.
- Frenzel, B. (1992): Die Ufer- und Makrophytenvegetation des Suhrer Sees. – Diplomarbeit CAU Kiel.
- Garniel, A. (2008): Wasserpflanzen der Fließgewässer und Gräben. Informationen zum Verständnis ihrer Lebensstrategien als Grundlage für Erhaltungs- und Fördermaßnahmen in Schleswig-Holstein und Hamburg. – Ber. Botan. Ver. Hamburg, Heft 24, 221 S.
- Hilt, S., Alirangues Nuñez, M. M., Bakker, E. S., Blindow, I., Davidson, T. A., et al. (2018): Response of Submerged Macrophyte Communities to External and Internal Restoration Measures in North Temperate Shallow Lakes. – Frontiers in plant science, vol.9, article 194, 24 pp
- Hussner, A. (2019): Das CharaSeen-Projekt: Von der Ursachenanalyse zur Planung und Umsetzung von Maßnahmen zur Reetablierung von Characeen in nordostdeutschen Seen. – LLUR-SH-Workshop "Nur noch kurz die Seen retten!?", Vortrag Flintbek, 18.6.2019, pdf-Version
- Jarosch, M., Brunke, M. (2018): Bericht zur chemischen Situation der Fließgewässer und Seen in Schleswig-Holstein. – LLUR SH. 95 S.
- Jeppese, E., Sondergaard, M., Christoffersen, K. (eds.) (1998): The structuring Role of submerged Macrophytes in Lakes. – Ecological Studies 131, Springer-Verlag New York
- Krause, S., Lewandowski, J., Grimm, N.B., Hannah, D.M., Pinay, G., McDonald, K., Mart, E. et al. (2017): Ecohydrological interfaces as hot spots of ecosystem processes. – Water Resour. Res. 53, 6359-6376
- Lampert, W., Fleckner, W., Pott, E., Schober, U., Störkel, K.-U. (1989): Herbicide effects on planktonic systems of different complexity. – Hydrobiologia, Vol. 188 (1), pp 415–424
- Lampert, W., Sommer, U. (1993): Limnoökologie. – Thieme. 440 S.
- Lewandowski, J., Meinikmann, K., Nützmann, G., Rosenberry, D. O. (2015): Groundwater – the disregarded component in lake water and nutrient budgets. Part 2: effects of groundwater on nutrients. – Hydrological Processes, Volume 29 (13), 2922-2955
- Liess M, Foit K, Becker A, Hassold E, Dolciotti I, Kattwinkel M, Duquesne S (2013): Culmination of low-dose pesticide effects. – Environmental Science & Technology, 47 (15), 8862-8868.
- Liess. M., Kattwinkel, M., Kaske, O., Beketov, M. A., Steincke, H., Scholz, M., Henle, K. (2010): Considering protected aquatic non-target species in the environmental risk assessment of plant protection products. – UBA Förderkennzeichen 36003045 https://www.ufz.de/index.php?de=20939&pub_id=10255

- Liess, M., Ratte, T., Ebke, P., Hollert, H. (2019): 20 years SETAC GLB: increasing realism of pesticide risk assessment. – Environm. Sciences Europe vol. 31, article number 13
- Lietz, J., Brunke, M., Obernolte, M. (LLUR) (2016): Die Bedeutung der Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern Schleswig-Holsteins für das Makrozoobenthos. – BWK-Lehrgang Mikroschadstoffe in Oberflächengewässern. (BWK_160412_05_Lietz.pdf)
- Mauersberger, R. (2002): Hydrologische Seentypen und ihre Kennzeichnung am Beispiel der Seenlandschaften Nordostdeutschlands. – Greifswalder Geographische Arbeiten, 26, 227-231
- Meinikmann, K. (2016): Groundwater-Surface Water Interactions in a Eutrophic Lake – Impacts of Lacustrine Groundwater Discharge on Water and Nutrient Budgets. – Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin. <https://edoc.hu-berlin.de/handle/18452/18874>
- Périllon, C., Pöschke, F., Lewandowski, J., Hupfer, M., Hilt, S. (2017): Stimulation of epiphyton growth by lacustrine groundwater discharge to an oligo-mesotrophic hard-water lake. – Freshwater Science 36(3): 555–570
- Rasmussen JJ, McKnight US, Loinaz MC, Thomsen NI, Olsson ME, Bjerg PL, Binning PJ, Kronvang, B. (2013): A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams. – Science of the Total Environment. 442, 420-431.
- Rosenberry, D.O., Lewandowski, J., Meinikmann, K., Nützmann, G. (2015): Groundwater – the disregarded component in lake water and nutrient budgets. – Part 1: effects of groundwater on hydrology. – Hydrolog. Processes, Vol 29 (13), p.2895-2921
- Schaper, J.-L., Seher, W., Nützmann, G., Putschew, A., Jekel, M., Lewandowski, J. (2018): The fate of polar trace organic compounds in the hyporheic zone. – Water Research 140, 158-166
- Schubert, H., Blindow, I., Bueno, N., Casanova, M.T., Pelechaty, M., Pukacz, A. (2018): Ecology of charophytes – permanent pioneers and ecosystem engineers. – Perspectives in Phycology 5 (1), 61-74
- Stähler, M. (1993): Niederschlagsmonitoring im Land Brandenburg. – Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 45 (2), S. 32-36
- Spieß, H.-J., Waterstraat, A. (2011): Ergebnisse des Monitorings (1998-2009) der submersen Makrophyten in ausgewählten Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns. - Artenschutzreport, Heft 27, S. 96-104
- Stuhr, J., van de Weyer, K. et. al. (2013, 2017, 2019): Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten für die WRRL- und FFH-Richtlinie in schleswig-holsteinischen Seen – u.a. Suhrer See, Schluensee, Selenter See <http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/seen/seenalle.php>
- Ulrich, U. (2010): Environmental behaviour of selected herbicides in a lowland catchment in Northern Germany; Relevance of inputs via surface runoff and drainage systems into surface water. - Dissertation CAU Kiel.
- US EPA (1998): Pesticide fact sheet. Flufenacet
- Vonk J.W., C.E. Smit, C.E., de Jong, F.M.W. (2013): Environmental risk limits for metazachlor in water. – RIVM Letter Report 601714024
- Wagner, P.D., Hörmann, G., Schmalz, B., Fohrer, N. (2018): Charakterisierung des Wasser- und Nährstoffhaushalts im ländlichen Tieflandeinzugsgebiet der Kielstau – Hydrologie & Wasserbewirtschaftung, 62, (3), 145-158
- Wetzel, R.G. (1976): Limnology. – W.B.Saunders Company. 743 p.
- Willkommen, S., Pfannerstill, M., Ulrich, U., Guse, B., Fohrer, N. (2019): How weather conditions and physico-chemical properties control the leaching of flufenacet, diflufenican, and pendimethalin in a tile-drained landscape. – Agricult. Ecosyst. & Environm., 278, 107-116

Genetische Vielfalt der Äsche (*Thymallus thymallus*) in Deutschland

Christoph Köbsch; Thomas Schiller; Thomas U. Berendonk; Sascha Krenek

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Die genetische Vielfalt von Fischpopulationen kann langfristig über deren Stabilität und Bestehen entscheiden. Informationen über die populationsgenetische Struktur und Diversität sind daher dringend gefordert, um zukünftig sinnvolle Bewirtschaftungs- und Schutzmaßnahmen durchführen zu können, ohne die Integrität und Funktionalität der Populationen zu beeinflussen.

In zwei von der deutschen Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung und der Bezirksregierung Düsseldorf beauftragten Studien zur Erfassung der genetischen Variabilität von Wildpopulationen der Äsche in Deutschland wurden in den Jahren 2016 bis 2019 ca. 1300 Äschen aus 36 Populationen der Flussgebietseinheiten (FGE) Donau, Elbe, Maas, Rhein und Weser analysiert. Im Auftrag der Bezirksregierung Düsseldorf wurden darüber hinaus 5 deutsche Zuchtpopulationen der Äsche untersucht. Dabei wurde ein nicht-invasives Verfahren mittels forensischer Abstriche zur DNA-Gewinnung für die Äsche etabliert und verwendet. Die Erfassung der genetischen Daten erfolgte mittels 12 Mikrosatelliten-Loci und 3 mitochondrialen Markern.

Die großräumige, überregionale Probenahme in 5 FGEs, als auch die Erfassung der genetischen Diversität auf kleinräumiger Skala (mehrere Populationen pro Fluss und FGE) ermöglichten dabei eine detaillierte Erfassung der Variabilität und Differenziertheit auf mehreren hierarchischen Ebenen (zwischen FGEs, zwischen Populationen innerhalb der FGEs, und innerhalb der Populationen). Die Ergebnisse der mitochondrialen DNA-Analyse zeigten dabei eine deutliche Abgrenzung genetischer Großgruppen der Äsche entlang der Grenzen der FGE. Die populationsgenetische Analyse mittels Mikrosatellitenmarker wies ebenfalls z. T. auf eine starke genetische Differenzierung der untersuchten Populationen hin.

Die Ergebnisse dieser Studie tragen dazu bei, genetisch eigenständige Populationen der Äsche als „evolutionäre Einheiten“ mit ihren regionalen, genetischen und phänotypischen Eigenheiten zu erhalten und langfristig im Bestand zu sichern. Dazu erfolgte in Hinblick auf die fischereiliche Bewirtschaftung und erforderliche Schutzmaßnahmen eine praxisorientierte Bewertung der genetischen Distanzen bzw. Verwandtschaften.

Der Silifizierungs-Wert (SiVa) – ein neuer Diatomeen-basierter Indikator für die Gewässertemperatur und seine Anwendung bei paläolimnologischen Untersuchungen zur Rekonstruktion der Entwicklung bayerischer Bergseen im Zuge des Klimawandels

Wolfgang Küfner¹; Stefan Ossyssek; Jürgen Geist; Uta Raeder

¹ Technische Universität München

Die Auswirkungen des Klimawandels in Seen festzustellen und zu quantifizieren ist gegenwärtig eine große Herausforderung der Limnologie. Aufgrund der Untersuchung rezenter Diatomeengemeinschaften und paläolimnologischer Auswertungen von Sedimentkernen aus Bergseen verschiedener Höhenstufen sowie auf Basis der vorhergesagten Temperaturentwicklung soll abgeleitet werden, wie sich die Bergseen im Zuge des Klimawandels entwickeln werden.

Kleine Stillgewässer sind allerdings oft von opportunistischen Arten dominiert, die breite Toleranzen hinsichtlich ihres Milieus besitzen. Daher eignen sich diese Organismen nur bedingt zur Rekonstruktion ehemaliger Umweltparameter auf der Basis von Transferfunktionen. Im Rahmen der Studie stellte sich jedoch heraus, dass die Diatomeengesellschaften von Bergseensedimenten je nach Seetemperatur und Höhenlage durch das Vorkommen unterschiedlicher Opportunisten geprägt sind. Es wurde deutlich, dass sich diese Arten wesentlich in der Silifizierung ihrer Valven unterscheiden. Daher wurde die Hypothese formuliert, dass sich die Erwärmung von Seen anhand der durchschnittlichen Silifizierung der Valven, bezeichnet als „Silicification Value“ (SiVa), detektieren lässt. Diese Hypothese wurde anhand einer Multi-Proxy-Analyse von 23 Sedimentkernen überprüft, bei der neben Diatomeen auch die subfossilen Pigmente und die stabilen Isotopen bestimmt wurden und eine Datierung des Alters der Sedimentschichten durchgeführt wurde. Der SiVa wurde für 41 Diatomeengesellschaften von Oberflächensedimenten berechnet, auf seine Abhängigkeit von Klimaparametern geprüft und seine beste Anwendungsmöglichkeit auf Sedimentkerne getestet, indem Spearman-Korrelationen, segmentierte Regressionen und Generalisierte Lineare Modelle (GLM) berechnet wurden. Der mittlere SiVa, kann zwischen 1 und 4 variieren, d. h. leicht bis sehr stark silifiziert. Bei den untersuchten Diatomeengesellschaften bewegte er sich zwischen 1.6 und 2.9 und korrelierte signifikant mit der mittleren August-Temperatur der Seeoberfläche. Basierend auf diesen 41 Wertepaaren, ermöglichte dieser Befund die Ableitung einer Gleichung zur Abschätzung der Oberflächentemperatur eines Sees im August. Um die Temperaturentwicklung der Bergseen zu rekonstruieren, wurde der mittlere SiVa der rezentesten Schichten mit dem älteren Schichten verglichen (Top-Bottom-Ansatz). Unter dem Aspekt des Klimawandels wurden Schichten der 1970er für den Vergleich ausgewählt, da in dieser Dekade die stärkste Erwärmung im Alpenraum begann. Die GLMs hoben hervor, dass sich nur benthische Diatomeen für die Rekonstruktion der Entwicklung der Wassertemperatur eignen, während planktische Diatomeen nicht herangezogen werden können. Die mittleren SiVas bezifferten die Erwärmung in den bayerischen Bergseen seit 1970 auf 0.1 bis 1°C, wobei die Erwärmung in den flachsten Seen am stärksten war. Das Forschungsprojekt wird durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) gefördert.

Ökologische Bewertung von Wasserkraftanlagen - Fischarten-, turbinen- und anlagenbezogene Schädigungs- und Mortalitätsraten

Gerry Lehmann, Ralf Köhler

Leibnitz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), LUA Brandenburg

Wasserkraft trägt zur Querverbauung der Fließgewässer in Deutschland und zur Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit bei. Derzeit deckt Wasserkraftnutzung in Deutschland mit ca. 20-25 TWh im Jahr nur etwa 4-5 % des Stromverbrauchs, wovon Kleinwasserkraftanlagen weniger als 10 % produzieren. Nicht nur Wasserkraftanlagen, sondern auch die erhebliche Verbauung von Ufern, für Industrie, Verkehr, Landwirtschaft und Siedlungen verändern die natürlichen fließgewässermorphologischen Eigenschaften und damit auch die Durchgängigkeit für wandernde Fische. Zum besseren Verständnis des Konflikts zwischen Energiegewinnung aus Wasserkraft und der durch sie entstehenden Schadwirkungen auf Fische u.a. sollen zwei Übersichts-Tabellen dienen:

Eine über die Mortalitäten und Schädigungen von Fischarten (in verschiedenen Entwicklungsstadien – soweit in der Literatur vorhanden) an Wasserkraftanlagen und deren Standorten sowie an den diversen Turbinentypen, die Andere über die Wanderzeiten und artenspezifisches Wanderverhalten der Fische.

In Deutschland und weltweit gibt es wissenschaftliche Arbeiten bezüglich der abwärts gerichteten Fischwanderungen durch Wasserkraftstandorte, zu den Fischschädigungen und -mortalitäten u.a., aber es gibt bis auf die in den Arbeiten individuell zusammengetragenen Daten keine umfassende Übersicht. Das gleiche gilt für die Wanderzeiten der Fische und das artenspezifische Wanderverhalten. Es soll deshalb eine Übersichtsgrundlage – in Form von zwei Tabellen – geschaffen werden. Damit soll künftig ein fischökologisch freundlicheres Handeln auf jeder Ebene (Behörden, Institute, Planungsinstanzen, Anlagenbetreiber usw.) gewährleistet und unterstützt werden. Dies soll mehr Transparenz schaffen, sodass beispielsweise große Mortalitätsratenschwankungen, die häufig auf unterschiedliche Untersuchungszeiträume zurückzuführen sind und somit falsch interpretiert werden können im besten Falle nicht mehr auftreten.

Es ist beabsichtigt, dass Ergebnisse künftiger, themenbezogene Forschungsarbeiten in die „Quasi-Standard“-Übersichtstabellen nachgetragen werden können, so dass deren ökologische Aussagekraft zunimmt.

Um die „ökologischen Wirkungen“ bei der Abwärtspassage durch Wasserkraftwerke und deren Standortfaktoren ermitteln zu können, wurden innerhalb dieser Arbeit, Arbeiten und Veröffentlichungen bezüglich ihrer „Wirkdaten“ studiert und anschließend weitestgehend einheitlich zusammengetragen. Diese Sammlung der „Wirkdaten“ soll anschließend mit dem Wanderverhalten der Fischgruppen abgeglichen werden, um daraus bessere Aussagen zu Schädigungs- und Mortalitätsraten und sich daraus ergebenden Fischschutzmaßnahmen, in Abhängigkeit von den Wasserkraftstandortseigenschaften, treffen zu können. In Deutschland ist diese Form der Sammlung solcher „Wirkdaten“ noch nicht vereinheitlicht und durchgeführt worden.

Sinkverhalten von Mikroplastik in geschichteten See: Einfluss von Biofilm und Herbstzirkulation.

Rico Leiser¹; Ute Kuhlicke²; Thomas R. Neu²; Katrin Wendt-Potthoff²

¹ UFZ Helmholtz Centre for Environmental Research; ² Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Magdeburg

Biofilmbildung und die Anheftung von Makroorganismen („Biofouling“) können unter bestimmten Umständen die Dichte und Größe von Mikroplastikpartikeln verändern. Dies hat Auswirkungen auf das Transportverhalten der Partikel und kann die Retentionszeit in Gewässern erhöhen. In welchem Ausmaß diese Prozesse im Süßwasser stattfinden und damit zur Sedimentation von Mikroplastik beitragen ist bislang unbekannt. Um den Einfluss von Biofouling auf das Sinkverhalten von Mikroplastik in stratifizierten Süßwasserseen besser zu verstehen, wurden unterschiedliche Polymere (Polyethylenterephthalat, Polystyrol, Polyethylen) in verschiedenen Tiefen (Epilimnion, Metalimnion und Hypolimnion) der Talsperre Malter für 47 Tage exponiert. Die gemessene Zunahme des Biofilms sowie die Bindung von Metalloxiden waren nicht ausreichend, um einen Einfluss auf das Sinkverhalten der Polymere zu nehmen. Im Gegensatz dazu bildeten sich während der Herbstzirkulation Eisenoxide, welche mit Cyanobakterien, organischem Material und dem Polyethylen – Mikroplastik aggregierten. Die gebildeten Aggregate waren dichter als das umgebende Seewasser, sodass sie im Gegensatz zu den nicht aggregierten Polyethylen-Partikeln absanken. Dies spricht für eine Entfernung von Mikroplastik, welche spezifisch in geschichteten Seen auftritt und somit einen Sonderfall im aquatischen Bereich einnimmt

Fließgewässermetabolismus als funktioneller Indikator zur Bewertung von ökologischen Verbesserungen – eine Untersuchung an der Emscher-Versuchsstrecke

Christian Lieske¹; Caroline Winking²; Benjamin Kupilas³; Jens Haberkamp¹; Mario Sommerhäuser²

¹ FH Münster, Institut für Infrastruktur, Wasser, Ressourcen, Umwelt (IWARU), Corrensstraße 25, 48149 Münster, christian.lieske@fh-muenster.de; haberkamp@fh-muenster.de

² Emschergenossenschaft/Lippeverband, Abteilung Flussgebietsmanagement, Kronprinzenstraße 24, 45128 Essen, Winking.Caroline@eglv.de; Sommerhaeuser.Mario@eglv.de

³ WWU Münster, Institut für Landschaftsökologie (ILÖK), Heisenbergstraße 2, 48149 Münster, Benjamin.kupilas@uni-muenster.de

Keywords: Urbane Fließgewässer, Sauerstoffdefizit, mathematische Modelle, Wasserrahmenrichtlinie, Kläranlagenablauf

Einleitung

Eine wichtige Rolle nach der Umsetzung von Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung von Flüssen hat der Faktor Zeit. Mit dessen Voranschreiten wird, u.a. abhängig vom Wiederbesiedlungspotential und der Entwicklung der Gewässervegetation, eine Etablierung der gewässertypischen Biozönose und eine gute Gewässerbewertung erwartet. Leps, Sundermann, Tonkin, Lorenz, und Haase (2016) zeigen, dass durch falsche Maßnahmenwahl und die einseitige Fokussierung auf die Verbesserung der Habitatstrukturen bei gleichzeitiger Nicht-Verbesserung von stofflichen Belastungen im gesamten Einzugsgebiet dieser positive Bewertungserfolg jedoch häufig ausbleibt. Als Quellen von stofflichen Belastungen gelten neben den Abschlüssen aus Regen- und Mischwasserbewirtschaftungsanlagen vor allem Kläranlagen (KA), die als permanente Punktquelle die Gewässerentwicklung behindern können. Eine Bewertung anhand der nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) geforderten strukturellen Indikatoren wie den biologischen Qualitätskomponenten Fische, Makrophyten, Phytobenthos und Makrozoobenthos kann demnach den Erfolg einer Verbesserungsmaßnahme nicht immer widerspiegeln. Gerade für kostspielige Renaturierungsmaßnahmen hilft ein kurzfristiger, positiver Bewertungserfolg die Akzeptanz für solche Maßnahmen zu steigern. Dafür könnten neben den strukturellen Indikatoren funktionelle Indikatoren helfen, einen Renaturierungserfolg darzulegen.

Weitere Bewertungsmöglichkeit – der Fließgewässermetabolismus

Ob eine ökologische Verbesserung einen messbaren, positiven Effekt auf die Funktionsfähigkeit des Fließgewässers hat, lässt sich anhand des funktionellen Indikators - Fließgewässermetabolismus - prüfen. Colangelo (2007) und Kupilas et al. (2017) zeigten anhand von Metabolismusraten, dass diese durch eine ökologische Verbesserung positiv stimuliert werden. Körner (1997) zeigte wiederum anhand des Fließgewässermetabolismus, wie sich eine Kläranlage ohne geregelte Nitrifikations- und Denitrifikationsstufe nachteilig auf die unterhalb liegende Fließstrecke auswirkt. Diese Überlegungen regten dazu an, dass der funktionale Indikator für Untersuchungen in Abschnitten des urbanen Flusses

Emscher genutzt werden kann, bei dem die klassischen strukturellen Indikatoren nach WRRL ihre Aussagekraft noch einbüßen.

Charakteristik der Körne, der Emscher und der Emscher-Versuchsstrecke

Die Emscher ist ein ca. 83 km langes Fließgewässer, das mit seiner Quelle in Holzwickede bis zu seiner Mündung in den Rhein bei Dinslaken, durch den stark anthropogen geprägten Ballungsraum „Ruhrgebiet“ fließt. Der Fließgewässertyp wechselt bei Dortmund vom Typ 18 (löss-lehmgeprägter Tieflandbach) zum Typ 15 (sand- und lehmgeprägter Tieflandbach), ist jedoch durchgängig ein HMWB-Gewässer (Fallgruppen BoV und BmV). Seit dem Beginn der Industrialisierung und der zunehmenden Bevölkerungsdichte und Einleitung von industriellem und kommunalem Abwasser, wurde die Emscher u.a. aufgrund des Hochwasserschutzes stark ausgebaut, begradigt, teilweise eingedeicht, in Betonschalen verlegt und transportierte seither das Abwasser der Region, denn ein Bau unterirdischer Abwasserkanäle war damals aufgrund von Bergsenkungen nicht möglich.

Im Jahr 1992 startete das Großprojekt Emscher-Umbau, dass durch den Bau unterirdischer Abwasserkanäle parallel zu den Gewässern die Abwasserfreiheit und einen ökologischen Umbau des Emscher-Systems gewährleistet. Für die ersten 24 km der Emscher (von geplanten ca. 83 km) ist dies bereits umgesetzt, die ökologische Verbesserung (ÖV) ist abgeschlossen und das „gute“, stellenweise das „mäßige“ ökologische Potential nach EG-WRRL wurde hier für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos (MZB) erreicht.

Eine naturnahe, ökologische Verbesserung der Emscher selber ist größtenteils durch räumliche Restriktionen (Deiche, Böschungen, Straßen) und bestehende Nutzungsansprüche nur eingeschränkt möglich und stellt eine große Herausforderung dar (Winking et al. 2018). Noch 60 km des Hauptlaufs werden in den kommenden Jahren ökologisch verbessert. Um diese ca. 60 km lange restriktive Strecke dennoch optimal und mit möglichst hohen Entwicklungschancen zu verbessern wird aktuell in einer ca. 2 km langen Versuchsstrecke, im Bereich der KA Dortmund-Deusen, in 5 Abschnitten die wirksamste Bauweise für restriktive Streckenabschnitte gesucht (Winking et al. 2018).

Das durch Einleitung von organisch belastetem Abwasser entstehende polysaprobe bis mesosaprobe Milieu (Maniak 2010, Abb. 11.26.) führt auch in der Versuchsstrecke zu einem Sauerstoffdefizit, welches die Wiederansiedlung einer leitbildkonformen Biozönose in den neu angelegten Strukturen verhindert. Daneben führen zusätzliche Nährstoffeinträge aus dem Kläranlagenablauf zu einem Massenvorkommen an Makrophyten. Diese haben zwar einen positiven Einfluss auf die Gewässerchemie und dienen als Habitatstrukturen, sie verringern jedoch auch die Fließgeschwindigkeit. Letzteres führt zur Sedimentation von Feinsedimenten, welche das Interstitial kolmatieren und zum Verlust der ökologischen Funktionsfähigkeit führen (Zumbroich et al. 2018).

Die Körne ist ein 12,8 km langes Fließgewässer (Typ 18 und 15), welches in dieser Studie aufgrund seiner räumlichen Nähe, gleichen Umbaugeschichte, der vergleichbaren Situation unterhalb einer Kläranlage, die jedoch anders gefahren wird) und einem ähnlichen Grad an anthropogener Nutzung als Vergleichsgewässer herangezogen wird.

Metabolismusraten

Der Metabolismus (Stoffwechsel) eines Fließgewässers (FG) ist das Ergebnis vom Zusammenwirken biologischer und chemisch-physikalischer Prozesse. Die Metabolismusgrößen Bruttoprimärproduktion und Respiration integrieren die gesamte Aktivität des Ökosystems und umfassen den Auf- und Abbau von organischer Masse durch heterotrophe und autotrophe Organismen und somit auch die O₂-Produktion und den O₂-Verbrauch. Der Fließgewässermetabolismus (FGM) beschreibt mit seinen Metabolismusraten das Ökosystem Fließgewässer holistisch.

Der Aufbau bzw. die Bildung von Biomasse und der Umsatz photoautotropher Organismen wird über die Bruttoprimärproduktion (engl. = gross primary productivity (GPP)) bestimmt (Maniak 2010). Die Respiration (engl. = ecosystem respiration (ER)) beschreibt gegensätzlich den Abbau, also die Umwandlung org. C-Verbindungen zu anorganischen C-Verbindungen wie CO_2 und CH_4 . Wird von der Bruttoprimärproduktion die Respiration subtrahiert, ergibt sich als Ergebnis die Nettoökosystemproduktion (engl. = net ecosystem productivity (NEP)). Vom Betrag der NEP hängt ab, ob das Fließgewässer Kohlenstoff speichert (positive NEP = autotrophes FG, $\text{GPP} > \text{ER}$) oder abgibt (negative NEP = heterotrophes FG, $\text{GPP} < \text{ER}$) (Abbildung 1). Der weltweite jährliche CO_2 -Transport von Fließgewässern (ohne trockenfallende FG) in die Atmosphäre beträgt nach Raymond et al. (2013) $1,8 \pm 0,25 \text{ Pg C/a}$, womit Fließgewässer durch ihren heterotrophen Charakter als CO_2 Quelle gelten.

Verbunden mit der GPP wird Sauerstoff (O_2) gebildet, der dabei teilweise über die autotrophe Respiration (R_a) wieder verbraucht wird. Das überschüssige O_2 welches mit der Nettoprimärproduktion (NPP) ausgedrückt werden kann, geht ins Fließgewässer und steht dort für die heterotrophe Respiration (R_h), also dem Oxidationsbedarf von org. Materie, zur Verfügung. Der Gehalt über der Sättigungsgrenze gelangt in die Atmosphäre. In Fließgewässern zeigt der Sauerstoffgehalt im Tag-Nacht-Verlauf ein dynamisches und charakteristisches Verhalten, das von verschiedenen internen wie externen Prozessen bestimmt wird.

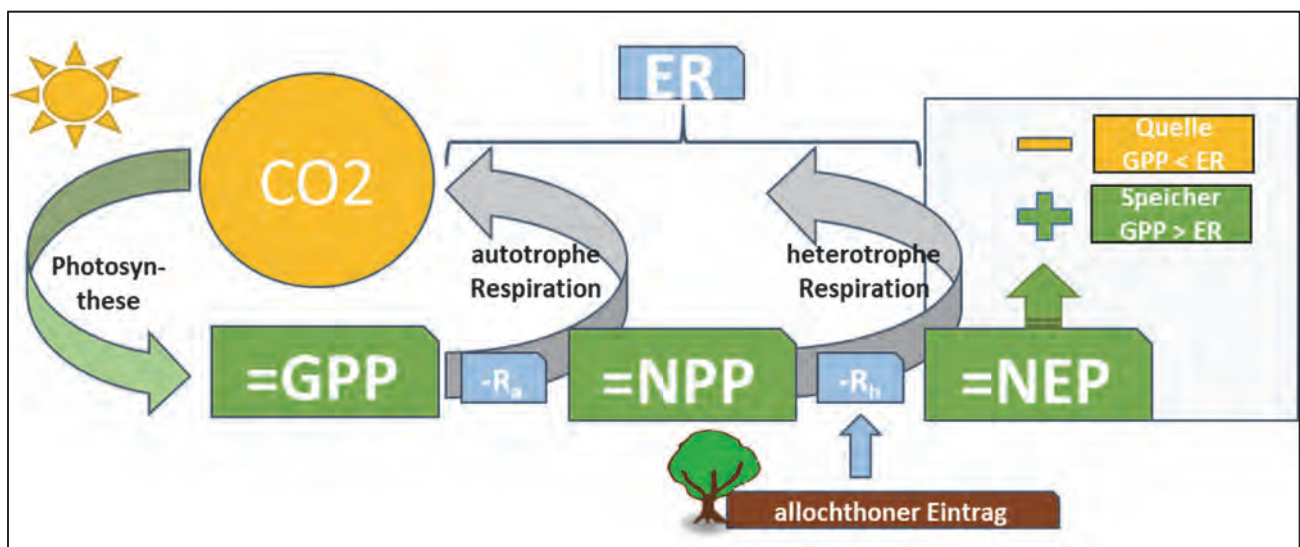


Abbildung 1: Schema des Kohlenstoff-metabolismus im Fließgewässer

Einflussfaktoren auf den Metabolismus

Die Metabolismusraten werden als biologische Prozesse direkt proportional von der Temperatur beeinflusst. Demars et al. (2011) zeigten, dass ER stärker von einem Temperaturanstieg profitiert als GPP. Eine gesteigerte ER führt dazu, dass aus dem Fließgewässer eine erhöhte Menge an CO_2 in die Atmosphäre abgegeben wird (Demars et al. 2011).

Die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) stellt den Wellenbereich von 300 bis 720 nm dar. Sie beschreibt den Strahlungsbereich, den Pflanzen für die Photosynthese nutzen. Umso größer die verfügbare Strahlung für die Pflanzen ist, desto weiter steigt die Bruttoprimärproduktion an, wobei sich bei sehr hohen Strahlungswerten eine maximale Bruttoprimärproduktion einstellt (Maniak 2010, Abb. 11.24.).

Phosphor gilt als essenzieller Nährstoff und als wachstumslimitierender Faktor für Makrophyten im Fließgewässerökosystem. Durch eine erhöhte Bereitstellung können Produzenten von Biomasse direkt profitieren, was sich in einer erhöhten Bruttoprimärproduktion zeigt.

Ziele der Studie

Hauptziel der vorliegenden Studie ist es den funktionalen Indikator FGM auf seine Anwendbarkeit als unterstützende Methode zur Bewertung von ökologischen Verbesserungen in Fließgewässern mit KA-Einfluss mittels aktueller Bestimmungsmethoden zu prüfen. Weitere Fragestellungen sind:

- Wie werden die Untersuchungsgewässer Emscher und Körne aus funktioneller Sicht bewertet?
- Welche Handlungsoptionen können die Situation für Organismen im FG verbessern?

Dazu erfolgt eine Darstellung der Interpretationsmöglichkeiten des FGM, im Hinblick auf sich verändernde Einflussfaktoren. Die zur Bestimmung der Metabolismusraten verwendeten Ansätze und Modelle werden erläutert. Außerdem werden anhand der bestimmten Metabolismusraten der Emscher-Versuchsstrecke und Körne saisonale und stoffliche Einflüsse diskutiert.

Material und Methoden

Messstellen an Emscher und Körne

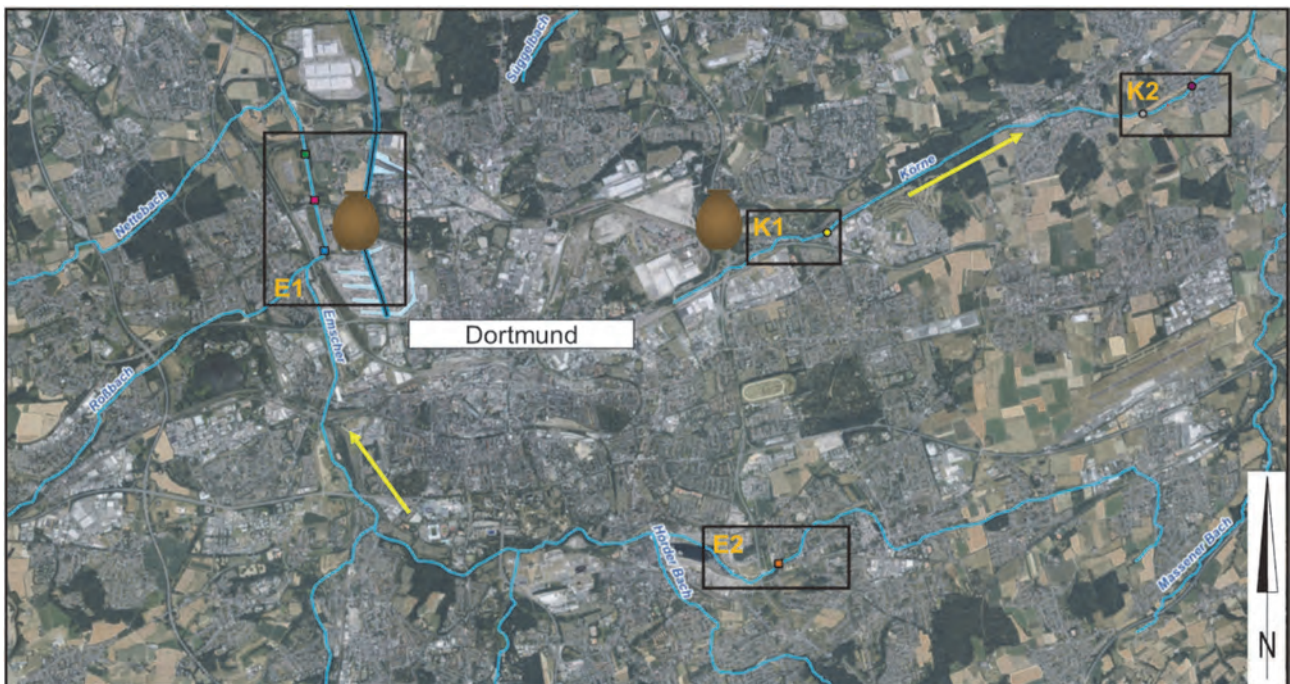


Abbildung 2: Untersuchungsgebiete und Messstellen (bunte Punkte) an der Emscher und Körne, Karte verändert nach (LANUV 2019), gelbe Pfeile = Fließrichtung der Gewässer

An beiden Gewässern liegen je zwei Untersuchungsgebiete vor (Abbildung 2). An der Emscher-Versuchsstrecke (E1) befinden sich Messstellen oberhalb sowie unterhalb der Kläranlage Dortmund-Deusen. Die KA Dortmund-Deusen stellt über das Jahr 75 - 90 % des Emscherabflusses an der Probestelle unterhalb der KA im Gebiet E1. Als Referenz ohne Kläranlageneinfluss wird die Messstelle oberhalb des Phönixsees (E2) genutzt (sie befindet sich ca. 13 km oh der KA). An der Körne liegt das eine Untersuchungsgebiet mit einer Messstelle ca. 1 km unterhalb der Kläranlage

Dortmund-Scharnhorst (K1). Die zweite Messstelle (K2) an der Körne liegt ca. 7 km unterhalb der KA. Oberhalb der KA befindet sich die Körne noch in Betonschalen, sodass hier keine Referenzprobestelle ohne KA-Einfluss eingerichtet werden konnte.

Messparameter, -geräte und -kampagnen

An den Messstellen der Emscher und Körne wurden innerhalb von 6 ca. einwöchigen Messkampagnen die Parameter Sauerstoff, Temperatur, pH und Leitfähigkeit mit kontinuierlich messenden Multiparametersonden des Typs EXO 1 von YSI Incorporated erfasst (Zeitschritte: 5 bzw. 10 Minuten). Die Sonden waren im Freiwasser der Hauptfließrinne positioniert („open water“ Methode). Im Untersuchungsgebiet E2 wurde 4 Monate lang kontinuierlich mit einem Messanhänger ein aus dem Fließgewässer gepumpter Teilstrom untersucht.

An der Körne wurde über die Jahre 2017 bis 2019 an insgesamt 71 Tagen (K1 + K2) während 5 Messkampagnen gemessen. An der Emscher (E1) wurden im gleichen Zeitraum an über 116 Tagen innerhalb von 7 Messkampagnen Daten erhoben. Davon an 23 Tagen parallel, direkt oberhalb und unterhalb der Kläranlage Dortmund-Deusen. Die Probestelle im Gebiet E2 mit dem Messanhänger war nur im Jahr 2018 aktiv und erfasste kontinuierlich über 120 Tage die Zielparameter.

Es wurden die Messdaten der Globalstrahlung (GS) in W/m^2 von der DWD-Wetterstation am Phönixsee genutzt. Die Umrechnung von GS in W/m^2 zu PAR in $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\text{s})$ erfolgte mit dem Faktor 2,17 nach Grace und Imberger (2006). Die GS-Daten lagen in 15 min Zeitschritten vor und wurden passend zu den Zeitschritten der Multiparametersonde interpoliert.

Modelle zur Bestimmung des Fließgewässermetabolismus

Die Modelle zur Berechnung des FGM basieren auf den Messdaten bezüglich des Sauerstoffgehalts (mg/L O_2), der Temperatur ($^{\circ}\text{C}$), dem Umgebungsdruck (bar) der PAR ($\mu\text{mol}/(\text{m}^2\text{s})$) und teilweise auf der physikalischen Wiederbelüftungsrate K ($\text{g}/(\text{m}^2\text{d O}_2)$).

Die untersuchten Modelle sind die Ein-Stations-Methode („one-station“ Methode) nach Demars et al. (2011) und das BASE-Modell von Grace et al. (2015). Für die Methode nach Demars et al. (2011) konnte nur die Excel basierte Variante in 1 h Zeitschritten untersucht werden. Für den ausführlicheren Ansatz mit der Open Source Software R fehlten Messwerte zur Durchflussmenge und Wiederbelüftungsrate. Das BASE-Modell hingegen ermittelt die Wiederbelüftungsrate basierend auf der „day-time regression“ nach Kosinski (1984) iterativ für jeden Messtag.

Die täglichen Metabolismusraten wurden mit dem „BAYesian Single-station Estimation“-Modell (BASE) mit der 3-Parameter Variante bestimmt. Die höchste Erfolgsrate bezüglich der Konvergenz des Modells, erzielt BASE, laut Grace et al. (2015), mit der 5-Parameter Variante (98 %) die jedoch eine längere Rechenzeit erfordert. Das Modell wurde mit 20.000 Iterationsschritten pro Messtag genutzt.

Interpretationsmöglichkeiten des Fließgewässermetabolismus

Die mit den Modellen bestimmten Metabolismusraten GPP und ER in $\text{g}/(\text{m}^2\text{d O}_2)$ können zur Untersuchung von kurz- und langfristigen Veränderungen im Fließgewässer und dessen Einzugsgebiet genutzt werden (s. Tab. 1). Die tabellarisch mit Autor aufgeführten Effekte lassen sich wie folgt deuten:

- Gesteigerte ER und verringerte GPP durch einen Kläranlagenablauf
- Erhöhte GPP und ER durch einen Anstieg der Wassertemperatur
- Verringerung von GPP und ER nach einem Hochwasser, anschließend erhöhte Resilienz bei der ER
- Keine deutliche Veränderung durch Niederschlagsereignisse bei GPP, aber Stimulation der ER durch allochthone Einträge
- Gesteigerte GPP und ER nach einer ökologischen Verbesserung

Tabelle 1: Stoffliche, hydraulische und morphologische Einflüsse und ihre Auswirkungen auf GPP und ER im Fließgewässer, mit „+“ für erhöhte Metabolismusrate, „-“ für verringerte Metabolismusrate und „/“ für keine eindeutige Veränderung

Einwirkung/ auf	Kläranlagen ablauf	Temperatur anstieg	Hochwasser; Resilienz	Regenereignis „pulses“	Ökologische Verbesserung
GPP	-	+	- ; -	/	+
ER	+	R _a :+, R _h :++	- ; +	+	+
Autor	Aristi et al. 2015	Demars et al. 2011, 2016	Qasem et al. 2019	Demars et al. 2019	Colangelo 2007, Kupilas 2017

Werden die beiden Metabolismusraten ins Verhältnis zueinander gesetzt, können Aussagen zum Längsverlauf eines Fließgewässers getroffen werden, entsprechend dem River Continuum Concept (RCC) von Vannote, Minshall und Cummins et al. (1980). Im RCC wird das sich vom Oberlauf zum Unterlauf verändernde GPP/ER-Verhältnis in einem natürlichen Fließgewässer beschrieben, das erst vom Oberlauf zum Mittellauf zunimmt und zum Unterlauf wieder abnimmt.

Aufgrund von diffusen und punktuellen Quellen im EZG, welche einen Einfluss auf die allochthonen Einträge haben, kann bei urbanen Fließgewässern von einer Abweichung vom RCC ausgegangen werden. Zur Bewertung des Metabolismus im Untersuchungsgebiet entstehen dann folgende Möglichkeiten:

- GPP/ER heterotropher oder autotropher Metabolismus = Kohlenstoffquelle oder -senke
- GPP/ER Abgleichen an naturnahem Zustand, derselben Größe und des gleichen FG-Typs

Ergebnisse

Sauerstoffgehalt in der Emscher-Versuchsstrecke (E1)

Der Sauerstoffgehalt in der Emscher-Versuchsstrecke, unterhalb der KA Dortmund-Deusen, liegt zum größten Teil unter dem Orientierungswert der OGewV 2016 von 7 mg/L O₂, der nicht unterschritten werden sollte (Abbildung 3). Das starke Makrophytenvorkommen, welches tagsüber für einen hohen biogenen Sauerstoffeintrag sorgen kann, führt zwar zu einem charakteristischen Anstieg, dieser reicht jedoch nicht aus um den Orientierungswert tagsüber langfristig zu erhalten. Im Gegensatz dazu fällt der Sauerstoffgehalt im Abschnitt direkt oberhalb der KA (*oh_KA_Juni_19*), nur nachts leicht unter den Orientierungswert der OGewV.

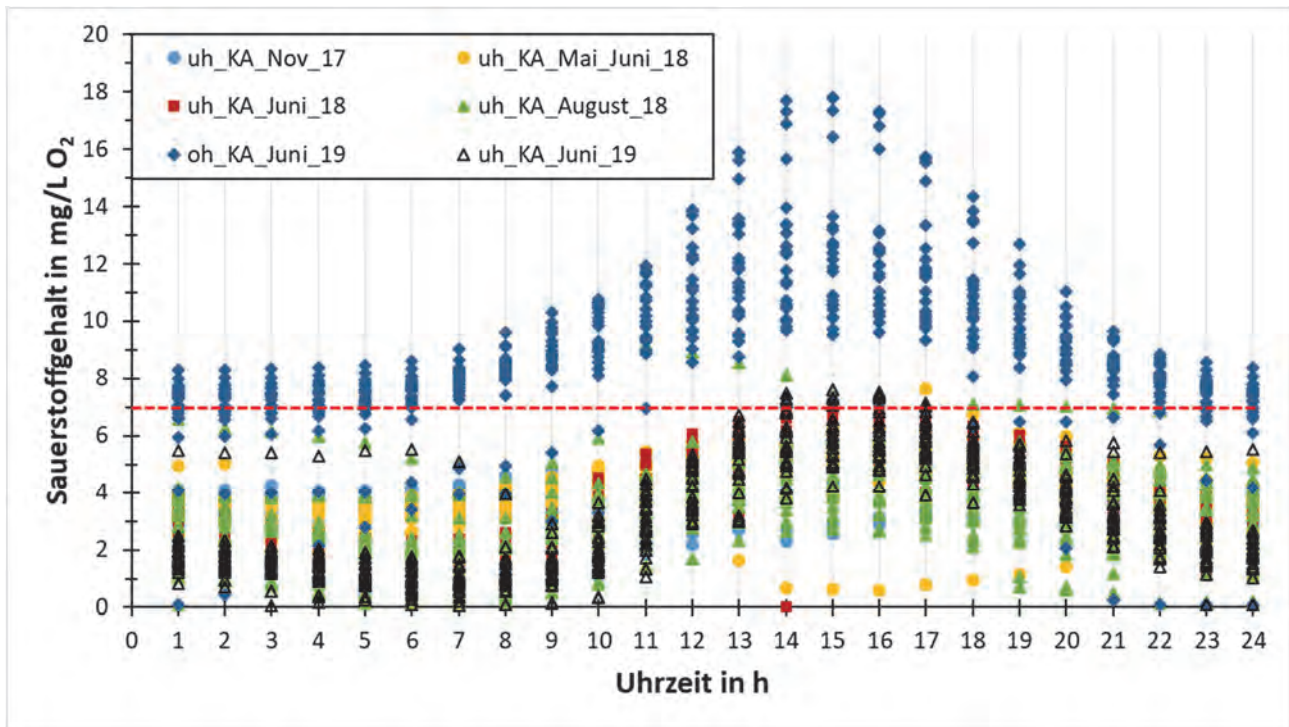


Abbildung 3: Verteilung des Sauerstoffgehalts zum Messzeitpunkt während der Messkampagnen, für alle Messkampagnen > 7 Messtage; rote gestrichelte Linie = 7 mg/L O₂ Orientierungswert der OGewV 2016

Metabolismusraten

Die täglichen mittleren Metabolismusraten wurden über die jeweilige Kampagnendauer (n-Tage) gemittelt und werden folgend genannt. Die Standardabweichungen werden ebenfalls vom Modell ausgegeben. Es wurden nur Ergebnisse verwendet, die durch die modellinterne Prüfung auf einen „convergence.check“ als „fine“ eingestuft wurden. In Abbildung 4 sind die Metabolismusraten als Boxplots für die Messkampagne im Juni 2019 oberhalb und unterhalb der KA Dortmund-Deusen und an den Körne-Messstellen K1 und K2 im April und Mai des Jahres 2018 dargestellt.

Die Bruttoprimärproduktion (GPP) in g/(m²d): O₂ reicht an der Emscher-Versuchsstrecke (E1) in den Jahren 2017 und 2018 von 3,2±0,1 im Herbst bis 11,3±0,2 im Sommer. Im Jahr 2019 beträgt die mittlere GPP im Sommer in E1 oberhalb der KA 17,5±0,5 und in E1 unterhalb der KA 13±0,4. Im Jahr 2018 ist die gemittelte GPP an der Körne mit 7,2±0,2 auf einem ähnlichen Niveau wie die gesamtgemittelte GPP von E1 mit 7,1±0,2 und E2 mit 7,4±0,2.

Die Ökosystem-Respiration (ER) in g/(m²d): O₂ befindet sich bei E1 in den Jahren 2017 und 2018 im Bereich von 26,2±1,4 bis 35,4±1,7. Im Emscher-Oberlauf (E2) liegt die ER niedriger, zwischen 12,3±0,4 bis 21,4±0,6. An beiden Probestellen liegt die niedrigste mittlere ER im August vor. Die über alle Probestellen an der Körne gemittelte ER liegt mit 14,3±0,5 niedriger als bei E2 mit 16,1±0,6 und in E1 unterhalb der KA mit 29,9±1,2.

Die Netto-Ökosystemproduktion (NEP) in g/(m²d) O₂ befindet sich bei beiden Gewässern an allen Probestellen im negativen Bereich, da die O₂-Zehrung (ER) stets größer als die Produktion (GPP) ist.

Das höchste **GPP/ER Verhältnis** (nicht grafisch dargestellt) ist bei E1 oberhalb der KA im Juni 2019 mit 0,90 und 2018 an der Körne im Unterlauf bei K2 mit 0,70. Das niedrigste Verhältnis mit 0,10 trat 2018 im Herbst und Winter bei E1 unterhalb der KA auf.

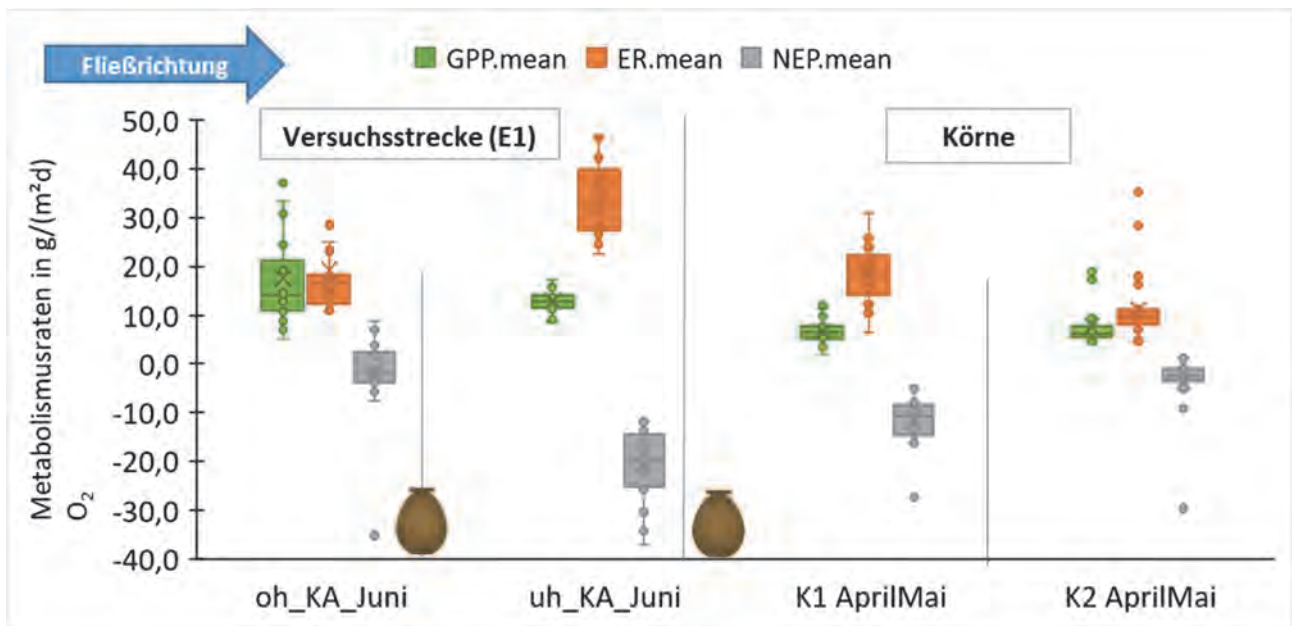


Abbildung 4: Boxplots der täglichen Metabolismusraten, für ausgewählte Messkampagnen an Probestellen der Emscher (E1) (E2 ist vergleichbar mit der Stelle oh_KA_Juni und wurde hier nicht dargestellt) und Körne (K1+K2), brauner Faulgasturm = Einleitung der KA

Diskussion

Durch die Einleitung der KA Dortmund-Deusen ist unterhalb dessen, in der Versuchsstrecke, die O₂-Produktion (GPP) verringert und die O₂-Zehrung (ER) deutlich erhöht, was zu einer deutlich negativeren Netto-Ökosystemproduktion (NEP) im Vergleich zu den anderen Messstellen führt. An der Körne befindet sich die Kläranlage unmittelbar oberhalb von K1. Im Verlauf von K1 zu K2 verändert sich die O₂-Produktion nicht über den Bereich der Standardabweichungen hinaus, die O₂-Zehrung reduziert sich jedoch im Fließverlauf. Dies führt bei K2 zu einer weniger negativen Netto-Ökosystemproduktion und somit zu einem erhöhten GPP/ER-Verhältnis, trotz stagnierender O₂-Produktion.

Die O₂-Zehrung profitiert in der Emscher-Versuchsstrecke übers ganze Jahr durch allochthone Einträge org. Materials aus der KA, was an den konstant erhöhten ER-Raten im Vergleich zum Oberlauf deutlich wird.

Ein Vergleich der Metabolismusraten zwischen beiden Fließgewässern zeigt bei der O₂-Produktion ein ähnliches Niveau. Die für die O₂-Produktion relevanten Einflussfaktoren liegen in gleichen Größenordnungen vor, was die räumliche Nähe widerspiegelt. Die O₂-Zehrung wiederum hat einen stärkeren Bezug zu Einträgen aus dem Einzugsgebiet. An der Emscher liegt die O₂-Zehrung im Oberlauf über dem Niveau der Körne. Für eine finale Aussage zur Verknüpfung von Fließgewässer und Einzugsgebiet an der Körne sind jedoch längere Betrachtungszeiträume erforderlich.

Die Auswertung der Standardabweichungen ergibt für GPP, ER, NEP und K an der Emscher mittlere Abweichungen von 4, 4, 2 und 5 % rückbezüglich. An der Körne betragen die prozentualen Standardabweichungen für GPP, ER, NEP und K jeweils 3, 4, -5 und 5 % rückbezüglich. Weitere Fehlerquellen in Bezug auf die Positionierung der Sonden sowie Strömungseinflüsse gilt es weiter zu betrachten.

Fazit

Der hohe Abflussanteil der Kläranlage Dortmund-Deusen von bis zu 90 % hat einen erkennbaren Einfluss auf den FGM. Das von Aristi et al. (2015) beschriebene Verhalten, zur Stimulanz von O₂-Zehrung und der Verringerung der O₂-Produktion des FGM konnte somit belegt werden. Das im KA-Ablauf nicht vollständig mit Sauerstoff gesättigte, gereinigte Abwasser kann nicht durch Verdünnung mit Sauerstoff-gesättigtem Flusswasser über den Orientierungswert der OGewV gelangen, sodass nun weitere technische Maßnahmen auf der Kläranlage zur Erhöhung des Sauerstoffgehalts getroffen werden müssen. Die positiven Effekte einer ökologischen Verbesserung konnten aufgrund von sich überlagernden Einflüssen der Gewässergüte nicht gezeigt werden. Hierfür sind Messungen vor Maßnahmenumsetzung und mit weiterer Distanz zu allochthonen Eintragsquellen von Vorteil. Die Interpretation und Einordnung der Metabolismusraten in Bezug auf andere Gewässer und damit eine Bewertung anhand des FGM bleibt offen, da in Deutschland noch kaum Messdaten und Forschungsergebnisse vorliegen, mit denen sich die Ergebnisse vergleichen ließen.

Die vier Untersuchungsgebiete können allerdings anhand der Ergebnisse als heterotrophe Fließgewässerabschnitte eingestuft werden. Ein Abgleich zum naturnahen Zustand des gleichen FG-Typs kann aufgrund mangelnder Grundlagendaten nicht erfolgen. Durch die mehrtägigen übers Jahr verteilten Messkampagnen ist zu erkennen, dass die Bruttoprimärproduktion bei geringerer Globalstrahlung wie erwartet sinkt. Die Steigerung der O₂-Produktion (GPP) bei E1 im Juni 2018 zum Juni 2019 kann nicht eindeutig auf die ökologische Verbesserung in der Versuchsstrecke bezogen werden. Hierfür fehlen Langzeituntersuchungen und eine Korrektur hinsichtlich der tatsächlich vorhandenen Globalstrahlung im Wasser.

Der FGM-Ansatz eignet sich durch die messtechnisch einfach umzusetzende Datenerfassung, die mittels R-Skript standardisierte, reproduzierbare Auswertung und eine Vielzahl an Interpretationsmöglichkeiten gut als hilfreiche Ergänzung zur Überwachung von Fließgewässern. Mögliche Anwendungsfälle sind neben der Unterstützung von Monitoringprogrammen, die explizite Prüfung von Niederschlagswasserbehandlungsanlagen und ihrer Effekte sowie ein verbessertes Fließgewässerverständnis hinsichtlich saisonaler und einzugsgebietsspezifischer Einflüsse. International wird die kontinuierliche Sauerstoffmessung an behördlichen Monitoringstellen bereits umgesetzt und der Zugriff kann jederzeit online erfolgen, wie z.B. über das WaterQualityPortal (USGS 2019). Dies bietet die Möglichkeit zum landesweiten Vergleich der verschiedenen FG-Typen wie es Applying et al (2018) für 356 amerikanische Flüsse durchgeführt haben. Im Gegensatz zu den USA und Japan (Gurung et al. 2019) erfolgte in Deutschland noch keine breite Anwendung der Methode. Die fortschreitende Verlässlichkeit und Verfügbarkeit von Sonden zusammen mit dem Angebot an validierten FGM-Modellen bietet hier ein großes Erkenntnispotential für Forschung und Praxis.

Danksagung

Dieser Beitrag ist ein Teil meiner Masterarbeit, die 2019 bei Emschergenossenschaft und Lippeverband (EGLV) an der FH und WWU Münster im Rahmen des kooperativen Masterstudiengangs Wasserwissenschaften angefertigt wurde. Sie wurde von Prof. Dr.-Ing Jens Haberkamp (FH) und Dr. Caroline Winking (EGLV) betreut.

Literatur

- Appling, A. P.; Read, J. S.; Winslow, L. A.; Arroita, M.; Bernhardt, E. S.; Griffiths, N. A. et al. (2018) The metabolic regimes of 356 rivers in the United States. *Scientific. Data* 5:180292.
- Aristi, I.; von Schiller, D.; Arroita, M.; Barceló, D.; Ponsati, L.; García-Galán, M. J. et al. (2015): Mixed effects of effluents from a wastewater treatment plant on river ecosystem metabolism: subsidy or stress? In: *Freshwater Biology* 60 (7), S. 1398–1410.
- Colangelo D. J. (2007) Response of river metabolism to restoration of flow in the Kissimmee River, Florida, U.S.A., *Freshwater Biology* 52, 459–470.
- Demars, B. O. L., Manson R.J.; Ólaffson, J. S.; Gíslason, G. M.; Gudmundsdottir, R.; Woodward, G. et al. (2011): Temperature and the metabolic balance of streams. In: *Freshwater Biology* 56 (6), S. 1106–1121.
- Demars, B. O. L.; Gíslason, G. M.; Ólaffson, J. S.; Manson R.J.; Friberg, N.; Hood, J. M. et al. (2016): Impact of warming on CO₂ emissions from streams countered by aquatic photosynthesis. In: *Nature Geoscience* 9 (10), S. 758–761.
- Demars, B. O. L. (2019): Hydrological pulses and burning of dissolved organic carbon by stream respiration. In: *Limnology and Oceanography* 64 (1), S. 406–421.
- Grace, M. R.; Imberger, S. J. (2006): Stream Metabolism: Performing & Inter-pretng Measurements. Water Studies Centre Monash University, Murray Darling Basin Commission and New South Wales Department of Environment and Climate Change.
- Grace, M. R.; Gilling, D. P.; Hladyz, S.; Caron, V.; Thompson, R. M.; Mac Nally, R. (2015): Fast processing of diel oxygen curves: Estimating stream metabolism with BASE (BAYesian Single-station Estimation). In: *Limnology and Oceanography. Methods* 13 (3), e10011.
- Gurung, A.; Iwata, T.; Nakano, D.; Urabe, J. (2019): River Metabolism along a Latitudinal Gradient across Japan and in a global scale. In: *Scientific Reports* 9:4932
- Körner, S. (1997): Nährstoff- und Sauerstoffbilanz eines hochbelasteten Klärwerksableiters unter besonderer Berücksichtigung der submersen Makrophyten. In: *Acta hydrochimica et hydrobiologica banner* 25 (25 // 1), S. 34–40.
- Kosinski, R. J. (1984): A comparison of the accuracy and precision of several open-water oxygen productivity techniques. In: *Hydrobiologia* 119 (2), S. 139–148.
- Kupilas, B.; Hering, D.; Lorenz, A. W.; Knuth, C.; Gücker, B. (2017b) Hydromorphological restoration stimulates river ecosystem metabolism, *Biogeosciences*, 14 (7), S. 1989–2002.
- LANUV (2019): ELWAS. Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung. Version 3.1.0.
- Leps, M.; Sundermann, A.; Tonkin, J. D.; Lorenz, A. W.; Haase, P. (2016): Time is no healer: increasing restoration age does not lead to improved benthic invertebrate communities in restored river reaches. In: *The Science of the total environment* 557-558, S. 722–732.
- Maniak, U. (2010): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Qasem, K.; Vitousek, S.; O'Connor, B.; Hoellein, T. (2019): The effect of floods on ecosystem metabolism in suburban streams. In: *Freshwater Science* 38 (2), S. 412–424.
- Raymond, P. A.; Hartmann, J.; Lauerwald, R.; Sobek, S.; McDonald, C.; Hoover, M. et al. (2013): Global carbon dioxide emissions from inland waters. In: *Nature* 503 (7476), S. 355–359.
- USGS (2019): WaterQualityWatch. Continuous Real-Time Water Quality of Surface Water in the United States. Hg. v. U.S. Department of the Interior.
- Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R.; Cushing, C. E. (1980): The River Continuum Concept. In: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37 (1), S. 130–137.
- Winking, C.; Lorenz, A. W.; Dacheneder, F.; Nienhaus, J.; Niemann, A.; Semrau, M. et al. (2018): Simulation der zukünftigen Emscher – Lernen von einer Versuchsstecke, Ergebnisse der Jahrestagung 2018 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), 243-251.

Algenperlen als Mittel zum Vergleich und zur Interkalibrierung von fluorometrischen Chlorophyll_a-Messungen

Detlev Lohse

bbe Moldaenke GmbH

In-vivo-Fluorometrie zur Überwachung von Mikroalgen und Cyanobakterien in Seen und Flüssen ist eine häufig verwendete Technik. Die fluorometrische Bestimmung von Chlorophyll_a ist empfindlich und durch geeignetes Anregungslicht leicht zugänglich. Fluorometer verschiedener Hersteller sind jedoch aufgrund unterschiedlicher optischer Ausführungen schwer vergleichbar. Eine gute Übereinstimmung oder Abstimmung ist jedoch für eine Bewertung in verschiedenen Bereichen erforderlich. Fluoreszenzfarbstoffe werden als Standards verwendet, können jedoch den Bereich der Anregung und Emission im Vergleich zu membranassoziierten Photosystemen vom Phytoplankton nicht abdecken. Mikroalgen aus Kulturen unterliegen während des Wachstums und Verfalls einem ständigen Wandel und können nicht direkt zur Standardisierung eingesetzt werden. Unter Verwendung von Alginat werden intakte Zellen von Mikroalgen eingebettet und bilden so die Algenperlen. Die Immobilisierung der kultivierten Algen hält die Zellen in einem metastabilen Zustand. Aus den Algenperlen lassen sich in einem einfachen Verfahren durch Auflösung Algensuspensionen mit definiertem Chlorophyllgehalt als Standards für Vergleiche und Interkalibrierung herstellen. Algenperlen mit der Grünalge *Chlorella vulgaris* erweisen sich für diesen Zweck als geeignet. Die Perlen sind homogen und länger als zwei Monate stabil. Der Gehalt an Chlorophyll_a sowie die maximale Quantenausbeute bleiben über die Zeit konstant. Die Verwendung der Algenperlen für fluorometrische Messungen von Chlorophyll wird zur besseren Vergleichbarkeit von Phytoplankton im Feld und Labor insbesondere bei Langzeituntersuchungen beitragen.

Pflanzenschutzmittel-Belastung kleiner Standgewässer Norddeutschlands

Stefan Lorenz¹; Matthias Stähler; Stephan Goltermann; Marlen Heinz

¹ Julius Kühn-Institut

Kleine Standgewässer sind verglichen mit anderen Gewässertypen der weltweit dominierende Gewässertyp. In Deutschland findet man besonders im norddeutschen Tiefland Mecklenburg-Vorpommerns eine hohe Anzahl und Dichte sogenannter Sölle (wassergefüllte Geländehohlformen ohne oberflächlichen Zu- oder Abfluss). Die Landschaft Mecklenburg-Vorpommerns ist gleichzeitig dominiert von intensiver landwirtschaftlicher Nutzung, weshalb viele Sölle auf landwirtschaftlichen Flächen liegen. Sölle sind daher oft auch Senken für Nähr- und Schadstoffe (z. B. Pflanzenschutzmittel (PSM)). Gleichzeitig stellen Sölle jedoch Hotspots der Biodiversität auf Landschaftsebene dar.

Während die Nährstoffdynamik in Söllen teilweise gut untersucht ist, gibt es kaum Informationen zur Belastung dieser Gewässer mit PSM. Daher wurden 2016 insgesamt 50 Sölle Mecklenburg-Vorpommerns auf die Belastung mit 104 PSM-Wirkstoffen untersucht. Dieselben Gewässer wurden 2017 und 2018 (25 Sölle je Jahr) nochmals auf ihre PSM-Belastung untersucht. Der Vortrag gibt einen Überblick über die gefundenen Wirkstoffspektren in den unterschiedlichen Jahren und zu den Überschreitungen regulatorisch akzeptabler Konzentrationen (RAK) in einzelnen Gewässern. 2016 wurden in Summe 27 Wirkstoffe detektiert, wobei 8 Wirkstoffe in mehr als der Hälfte der Gewässer nachgewiesen wurden. Es wurden 15 RAK-Überschreitungen in 9 Gewässern detektiert. Ein direkter Einfluss von Hangneigung, Pufferstreifenbreite, oder anderer Faktoren auf die Wirkstoff-kunde war nicht nachweisbar.

Characterisation of a receptor for red pigment-concentrating hormone in *Daphnia pulex*

Heather Marco¹; Heleen Verlinden²; Jozef van den Broeck²; Gerd Gäde¹

¹ University of Cape Town; ² KU Leuven

The Adipokinetic hormone (AKH)/Red pigment-concentrating hormone (RPCH) family of peptides are well-known neuropeptides of invertebrate animals. Members of this peptide family share primary sequence similarities and are generically named for the first identified biological functions in insects and decapod crustaceans, viz. mobilising lipids (metabolism) and pigment granule movement (epidermal blanching), respectively. AKH peptides and the AKH receptor have been elucidated from many insect species; the AKH receptor was characterised as a G protein-coupled receptor (GPCR), and the intracellular transduction pathways were investigated in many insects. Although RPCH has been sequenced from many decapod crustacean species, the RPCH receptor was only sequenced or characterised very recently in the shore crab.

From the whole genome of *Daphnia pulex* in 2010, we searched for orthologous genes for the RPCH peptide, as well as its GPCR. Information pointed to a putative mature RPCH octapeptide with the primary sequence of pGlu-Val-Asn-Phe-Ser-Thr-Ser-Trp amide (= Dappu-RPCH), which differs from the decapod RPCH in three positions (amino acids number 2, 6 and 7). We cloned the Dappu-RPCH preprohormone from a German colony of *D. pulex*; confirmed the amino acid substitutions, and demonstrated in an in vivo assay that this RPCH is not active in a decapod crustacean. The biological relevance of RPCH in *Daphnia pulex* is not known.

We further identified the putative GPCR for Dappu-RPCH from the genome, confirmed the sequence after amplification of cDNA templates using RACE, and found that the open reading frame encodes a protein of 451 amino acids with typically seven transmembrane domains. This provided us with the unique opportunity to gather information about the ligand binding and activation requirements of a crustacean GPCR. For this, the Dappu-RPCH receptor was expressed in a vertebrate cell line with a bioluminescence reporter system, and a selection of insect AKH peptides, as well as an alanine-substitution series of Dappu-RPCH peptide analogues at various concentrations were tested against the expressed receptor in an in vitro cellular assay. The dose-response data revealed that Dappu-RPCH binds efficiently to the Dappu-RPCH receptor (EC₅₀ in the nM range) and the selected insect AKHs also bind efficiently to the expressed crustacean receptor in the same dose range; differences in receptor binding and activation become visible, however, in the pM range. Additional information on the relative importance of each amino acid in the Dappu-RPCH peptide for receptor activation was obtained from cellular assays with the Ala-analogue series: we shall present evidence that amino acids in positions 1 to 5, and 8 of the ligand, as well as the C-terminal amidation of Dappu-RPCH are critical for activating the Dappu RPCH receptor.

Funding: NRF and UCT (HGM and GG); Alexander von Humboldt Foundation (HGM); FWO (HV); KU Leuven (HV and JvdB).

18 Jahre Makrozoobenthos Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg. - Und, was hat es gebracht?

Michael Marten

Johann-Sebastian-Bach-Str. 10, D-76297 Stutensee

Keywords: Biodiversität, Klimawandel, Fließgewässer, Zustandsbewertung, Variabilität, Insektensterben

Einleitung

Aufgrund der Erfahrungen mit dem SANDOZ-Schadensfall 1986, hinsichtlich des Fehlens grundlegender Biodiversitätsdaten für die Fließgewässer Baden-Württembergs, wurde im Jahr 1992 das Überwachungsprogramm Trendbiomonitoring (TBM) konzipiert und nach Probelaufen von der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) von 1995 als Dauerbeobachtung des Makrozoobenthos zum Aufzeigen schleichender Veränderungen betreut (Marten 1994, 2000, 2001a, 2004, 2006, Marten et al 1999). Von den ursprünglich im Überwachungskonzept zur Fließgewässerbeschaffenheit 1994 festgeschriebenen 100 Probestellen, die auch chemisch-physikalisch intensiv beprobt wurden, blieben im Zuge von Einsparmaßnahmen letztlich 30 Messstellen an 11 Fließgewässern übrig, bis Ende 2013 das Programm ganz eingestellt wurde. Das Messnetz diente der ökologischen Beweissicherung von zeitlichen Veränderungen der Biodiversität der Fließgewässer und unterschied sich damit grundsätzlich vom regional flächenbezogenen Ansatz der wasserwirtschaftlichen Überwachung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (LUBW 2011, 2014, Marten 2012). Ziele waren das Erkennen und Bewerten langfristiger schleichender Veränderungen aufgrund z. B. diffuser (z. B. atmogener) stofflicher Einträge, infolge gewässerbaulicher Korrekturen oder Klimaverschiebung, aber auch biologischer Einflüsse (Neobiota). Das Programm diente der Frühwarnung und als Vorsorge-Instrument auch zur Bereitstellung der Referenzdatenbasis für die Beurteilung der ökologischen Auswirkungen von Unfällen und Havarien (z. B. Fischsterben in der Jagst LUBW 2016, 2017); es fungierte als Verdichtungsmessnetz darüber hinaus der Qualitäts-Absicherung kampagneartiger Gewässerbewertungen (Marten 2001b, 2005, 2009).

Material und Methoden

30 Probestellen wurden mit der Zeitsammelmethode über 2 Stunden durchgehend 1995-2013 viermal je Jahr untersucht. Larven und Imagines des Makrozoobenthos wurden im Flussbett und am Ufer gesammelt und nach Stand der Literatur bestimmt. Näheres zur Lage der Probestellen etc. siehe LUBW (2011, 2014). Eine Untersuchung des Makrozoobenthos in Fließgewässern mit dieser Intensität und Dauer ist bundesweit einmalig. Dennoch umfasst die Messphase Trendbiomonitoring mit 19 Jahren für die gegebene Fragestellung einen sehr kurzen Zeitraum. Verlässliche Messungen der Temperatur liegen dagegen seit 1881 vom Deutschen Wetterdienst für Baden-Württemberg vor.

Ergebnisse und Diskussion

In der Zeit vor dem TBM, also von 1881-1994, lag die Durchschnittstemperatur bei 8,06 °C, während der Phase TBM 1995-2013 bei 8,95 °C, und in den 5 Jahren danach (2014-2018) bei 9,82 °C.

Um die Jahre 1936 und 1946 gab es einen kräftigen Ausbau des Klima-Messstationsnetzes (KL) in Baden-Württemberg. Um 2003 wurde die Anzahl auf fast die Hälfte reduziert. Durch Aufnahme einiger weiterer Stationen, kam es dann insgesamt zu einem starken Wechsel im KL-Stationsgefüge. Für den Zeitraum um 1987/88 ist ein Shift mit Anstieg der Lufttemperatur auf ein höheres Niveau beschrieben, und dies auch in verschiedenen limnischen Systemen Europas (North et al. 2013, IKS 2013). Die niedrigste Jahresmitteltemperatur in Baden-Württemberg wurde 1956 mit 6,7°C gemessen, die höchste 2018 mit 10,4 °C (Abb. 1).

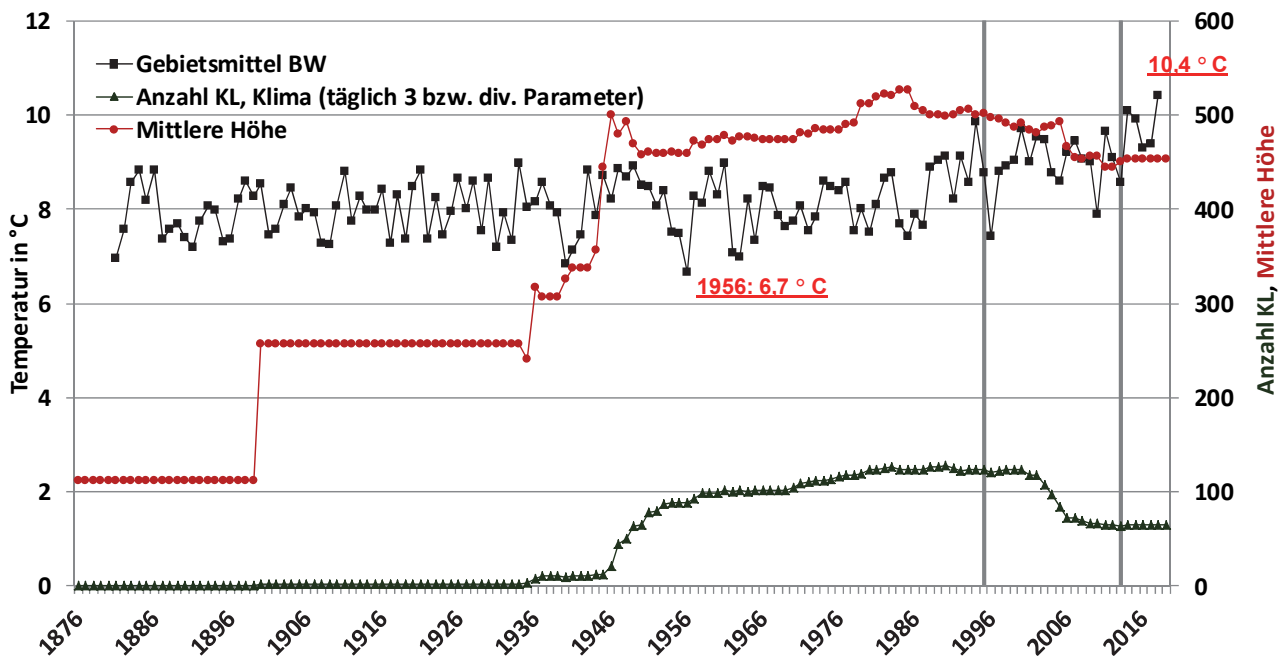


Abb. 1: Jahresmitteltemperaturen Baden-Württemberg, Anzahl Klimamessstationen (KL) des DWD und deren mittlere Höhenlage von 1876 (1) bis 2019 (65), Max. n 1990 (128) (DWD-online).

An den 30 Probestellen konnten bisher insgesamt 638 Makrozoobenthos-Arten nachgewiesen werden, wobei Oligochaeta (9) und Diptera (43) nur als „Saprobier“ berücksichtigt wurden, also unterrepräsentiert sind. Mehr als die Hälfte der Probestellen weisen 200 und mehr Arten auf, darunter auch etliche Rote Liste Arten und vor allem an Rhein und Neckar verschiedene Neozoa-Arten.

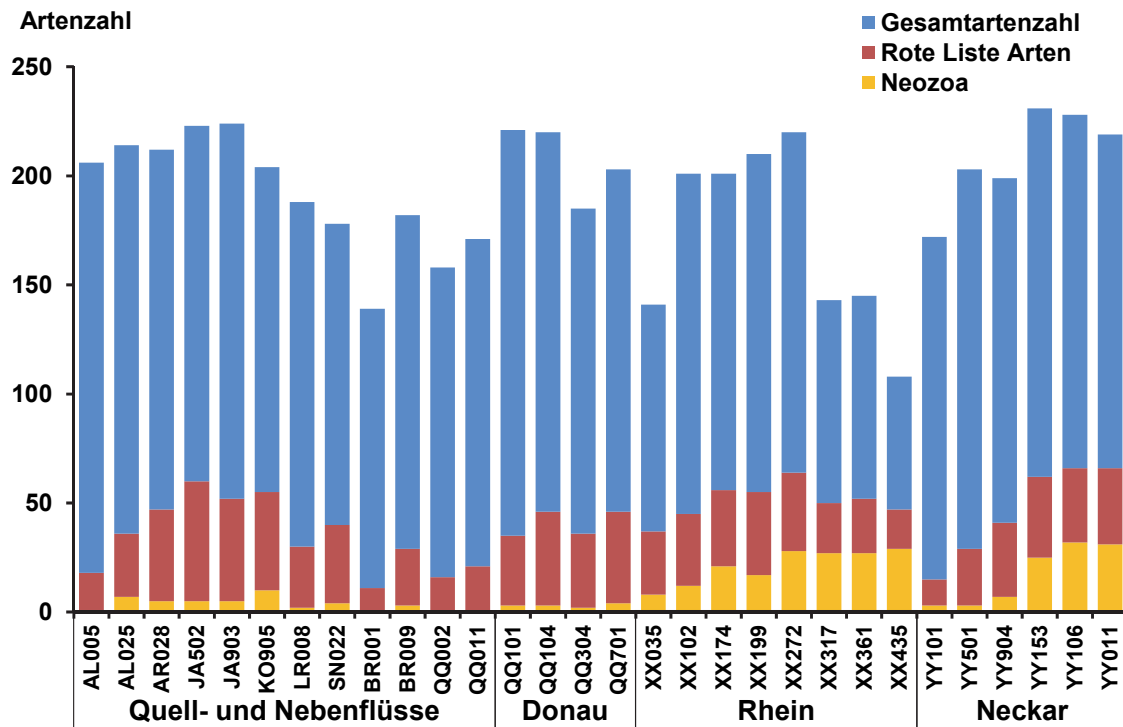


Abb. 2: Gesamtartenzahlen an 30 Probestellen des Trendbiomonitoring, mit Anteil Rote Liste Arten und Neozoa.

An einzelnen Probestellen zeigt die Artensummenkurve, dass bei viermaliger Beprobung pro Jahr nach drei Jahren gut zwei Drittel desjenigen Artenbestandes erfasst sind, der in der gesamten Untersuchungsperiode dort aufgefunden wurde (Abb.3).

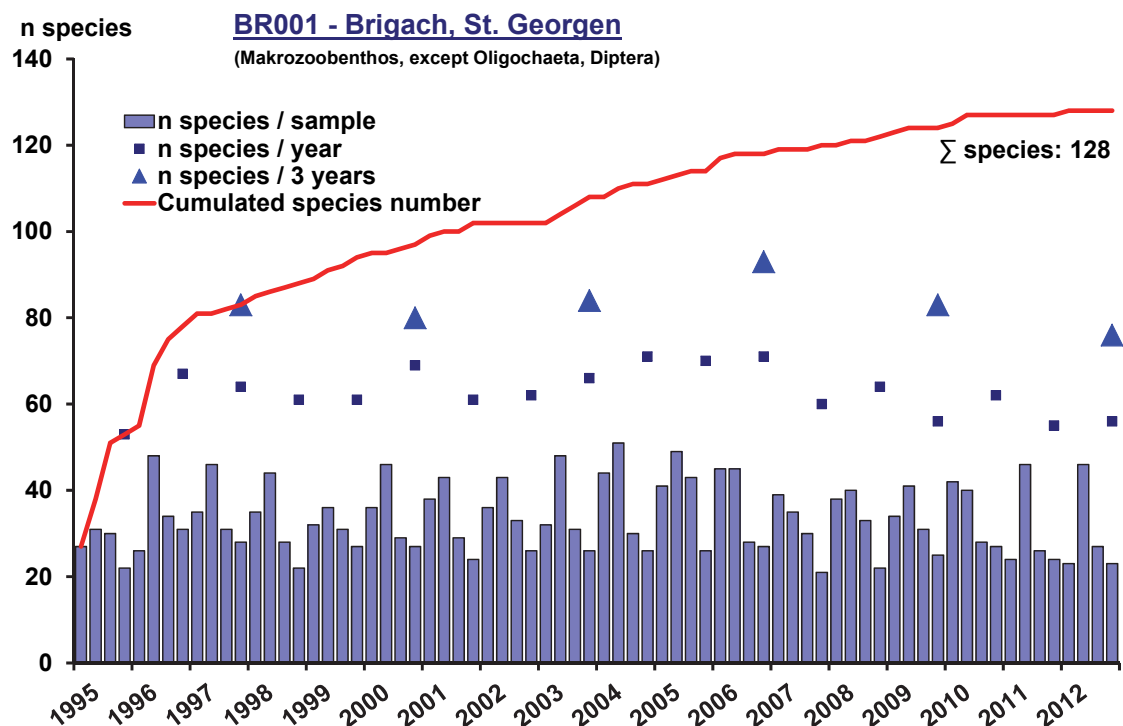


Abb. 3: Artenzahlen MZB terminweise, jahresweise, dreijahresweise und Artensummenkurve für die Zeitreihe Brigach bei St. Georgen.

Im Mittel der 30 Probestellen ist mit einer Untersuchung 18 % des Artenbestandes, nach 5 Jahren (20 Probenahmen) 50 %, und nach 8 Jahren (32 Probenahmen) 80 % der Artenvielfalt einer Probestelle im Vergleich zum Ergebnis der fast 20 jährigen Zeitreihe nachgewiesen (Abb. 4).

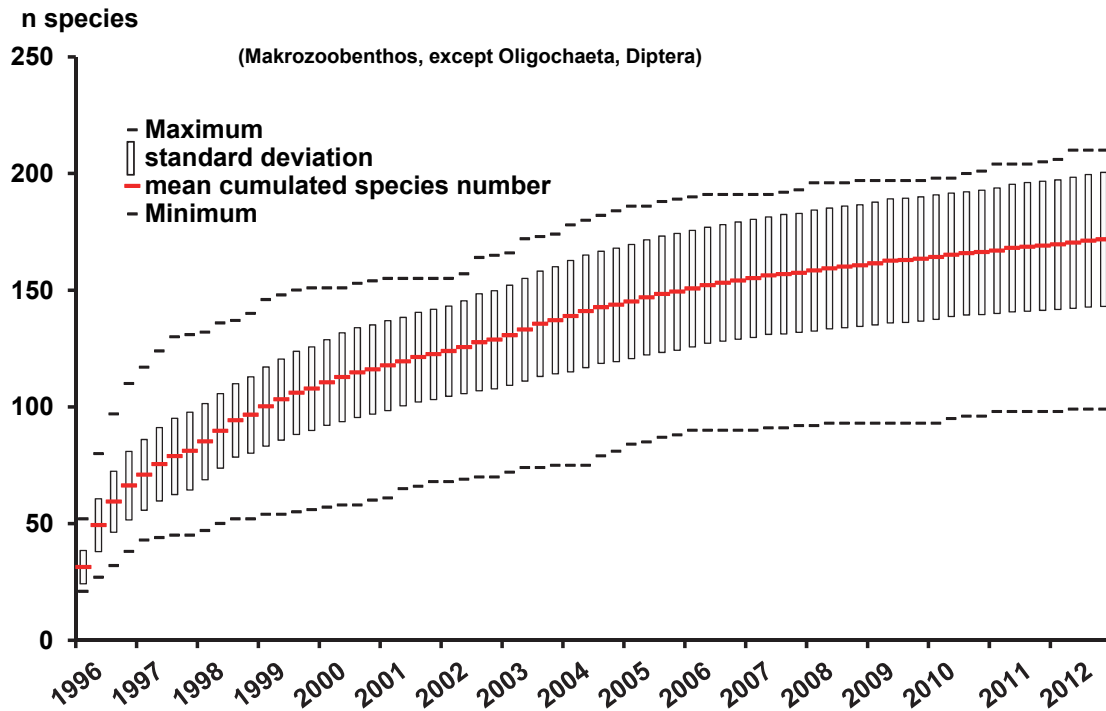


Abb. 4: Mittlere Artenzahlkurve MZB für die Zeitreihe über 30 Probestellen TBM.

Es hat sich somit gezeigt, dass auch mit dieser, im Vergleich zu der für die Untersuchungskampagnen nach WRRL verwendeten, recht gründlichen Erfassungsmethode (Marten 2005), ein halbwegs umfassendes Bild der Artenvielfalt eines Gewässers nur mit hinreichendem Aufwand über mehrere Jahre gelingt. Dies hängt auch mit den verschiedenen Lebenszyklen und dem dadurch bedingten, begrenzten Auftreten bestimmbarer Stadien zu einzelnen Jahreszeiten zusammen.

Klimawandel mit Erhöhung der Wassertemperatur als Folge der Lufttemperaturentwicklung (IKSR 2013) müsste grundsätzlich alle Probestellen in ihrer Biodiversitätsentwicklung betreffen. Die in der Zeitreihe zunächst zunehmende Artenzahl, nimmt seit etwa 2005 an diesen meist großen und mittelgroßen Fließgewässern tatsächlich leicht ab und korrespondiert somit gut mit der Entwicklung der Jahresmitteltemperaturen im 5-Jahres running mean (Abb. 5).

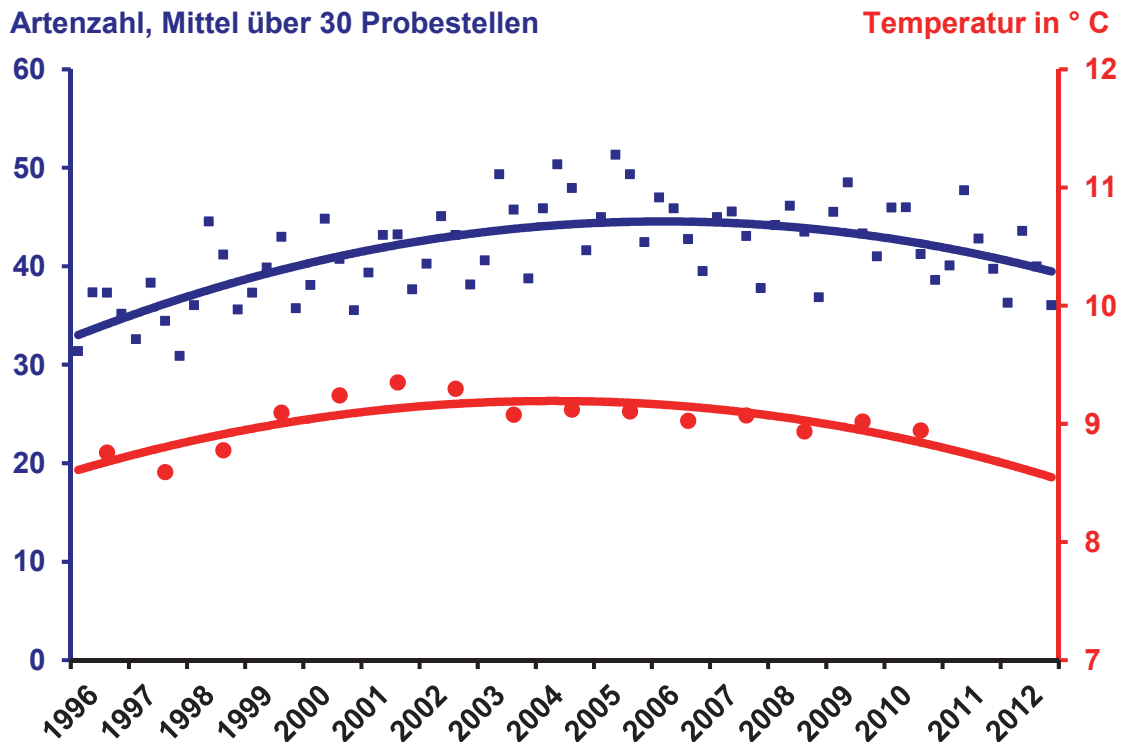


Abb. 5: Mittlere Artenzahlen aus 30 Probestellen je Untersuchungstermin (blau) im Vergleich zum 5-Jahres running mean der Jahresmitteltemperaturen Baden-Württembergs über den Einzeljahres-Zeitraum 1994-2012 (rot).

Der Klimawandel kann die Lebensmöglichkeit insbesondere für kaltstenotherme einheimische Arten verschlechtern und den Zustrom neuer Tierarten fördern, die sich wiederum als Nahrungskonkurrenten und Prädatoren nachteilig auswirken. Höhere Lufttemperaturen wirken auch auf die uferlebenden Stadien der Wasserinsekten ein und beeinflussen über höhere Wassertemperaturen ebenfalls weitere physikalische und chemische Parameter in ihrer Wirkung auf die Gewässerfauna. Alle Parameter können Veränderungen der Biodiversität begründen.

Mit Hilfe der biologischen Indikation wurde versucht weiteren Aufschluss über die Einflussgrößen zu erhalten. Die TBM-Probestellen wurden 1995 in nur mäßig organisch belasteten Gewässer-Abschnitten eingerichtet (mindestens damalige Güteklasse II, vergleichbar Qualitätsklasse 2 für Modul Saprobie nach WRRL/PERLODES). Die Bewertung der Befunde mit ASTERICS (Ver. 3.3.1) zeigt, dass dies auch heute noch gegeben ist. Für alle Probestellen wurden in der Zeitreihe 1995 - 2012 überwiegend gute bis sehr gute Verhältnisse biologisch indiziert. Veränderungen dieser Saprobie-Bewertung in der Zeitreihe sind nicht signifikant.

Die Allgemeinen Degradation (AD) nach WRRL, bewertet biologisch vorwiegend den gewässermorphologischen Zustand im Sinne der Abweichung von der Naturnähe. Die AD bestimmt nach dem worst case Prinzip an den TBM Messstellen meist auch die Ökologische Zustandsklasse. Bewegt sich diese an den Nebenflüssen überwiegend im grünen Bereich, so werden die Rhein- und Neckar-Probestellen, in der Zeitreihe zunehmend mit Qualitätsklasse unbefriedigend und schlecht ausgewiesen. Die Verschlechterung der ökologischen Verhältnisse der meisten Probestellen zeigt der Trendindex zusammenfassend über die Zeitreihe an (TI, Marten 2006).

Für die zunehmend schlechtere Einstufung ist das Aufkommen der Neozoa verantwortlich, die verfahrensabhängig je nach Flusstyp als stark negativer Einfluss bewertet werden. In kiesgeprägten Strömen (Flusstyp 10, unterer Neckar und Rhein) sind Neozoa nur mäßig negativ gewertet. Werden

auch der Rhein und die unterste Neckar-Probestelle als Gewässertyp 9.2, Große Flüsse des Mittelgebirges, eingestuft, wird der Einfluss der Neozoa besonders deutlich, wie in Abb. 6 dargestellt.

Jahr/ PS Typ	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	TI	
Quell- und Nebenflüsse	AL005 5,1	2 2 2 2	2 2 3 2	2 2 2 2	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 1 2	1 1 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	-10,7
	AL025 9	4 4 4 4	3 3 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	3 3 4 4	2 3 3 3	2 3 4 4	3 3 4 4	3 3 4 4	2 3 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	3 5 4 4	38,5	
	AR028 3,2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	11,4	
	JA502 9,2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 3 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 3 2 2	19,2	
	JA903 9,2	2 2 3 3	2 2 2 4	2 2 4 3	2 2 3 2	2 2 3 3	2 2 3 3	2 2 2 2	2 2 3 3	2 3 3 3	2 2 3 3	2 2 3 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 3	2 3 3 3	7,2	
	KO905 9,2	5 3 4 4	3 4 3 3	2 3 4 3	2 2 3 3	3 2 3 3	2 2 3 3	3 2 3 3	2 3 4 4	3 3 4 4	3 3 3 3	2 3 3 4	2 3 3 3	2 2 2 3	2 2 3 3	2 2 2 3	2 3 3 3	3 3 4 4	-2,9
	LR008 9,1	1 1 1 1	1 1 1 2	1 2 2 2	1 2 1 2	1 1 1 2	1 1 1 2	1 1 1 2	1 1 2 1	1 2 2 2	2 2 2 3	1 2 1 1	1 1 1 2	1 1 1 2	1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 2 2	2 2 2 2	17,0
	SN022 3,2	3 3 3 4	2 3 2 3	2 3 3 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 3 2	2 2 2 3	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	-32,6
	BR001 5	1 2 2 2	2 1 2 2	1 2 2 2	2 1 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	1 1 2 2	1 1 2 2	1 2 2 2	1 1 2 2	1 1 2 1	1 2 2 2	2 1 1 2	1 1 2 1	1 1 1 2	1 2 2 2	2 2 2 2	-8,9
	BR009 9	3 3 4 5	3 4 4 4	4 3 4 4	3 3 4 5	3 3 4 4	3 3 5 5	2 2 4 3	4 3 5 5	5 3 5 5	4 4 5 4	3 4 5 4	4 4 4 5	4 3 4 5	3 4 4 5	5 3 3 4	3 3 4 5	4 3 3 5	33,0
QQ002 5	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	1 1 2 2	1 2 2 2	1 2 2 2	1 1 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 1 2 2	1 1 2 2	1 1 2 2	1 1 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	2 1 2 2	0,5	
QQ011 9	1 1 2 2	1 2 2 2	1 2 2 2	1 2 2 2	1 2 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	1 1 2 2	1 2 2 2	1 2 2 1	2 2 2 2	1 2 2 1	1 2 2 1	2 2 2 2	2 2 2 1	1 2 2 2	1 2 2 2	19,8	
Donau	QQ101 9,1	2 3 3 4	2 2 3 4	2 2 3 3	2 2 2 2	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 3	3 3 3 3	3 2 3 3	2 2 2 2	2 2 3 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	3 3 2 2	-18,3
	QQ104 9,1	3 2 4 3	2 3 3 3	2 2 3 3	2 2 2 2	2 2 3 2	2 2 2 2	2 2 3 3	2 2 3 3	3 3 4 3	2 3 3 3	3 3 3 3	2 2 4 3	2 3 3 3	2 3 4 3	3 3 3 4	3 3 3 3	3 3 3 3	52,7
	QQ304 9,2	2 3 2 2	2 2 2 3	2 2 3 3	2 2 2 2	3 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 3	2 2 3 3	3 2 3 3	2 2 3 2	2 2 3 2	2 2 3 2	2 2 3 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 2	1,1
	QQ701 9,2	2 2 2 2	1 2 2 2	1 2 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	2 2 2 2	1 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 3	1 2 2 3	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 2	2 2 2 2	33,2
Rhein	XX035 9,2	4 4 3 4	4 4 3 5	4 4 4 4	3 3 4 3	2 3 3 3	3 3 3 3	3 3 4 4	3 3 3 5	4 4 4 4	3 3 4 4	3 3 4 3	3 4 3 4	3 3 3 3	4 4 3 4	4 4 3 4	3 3 4 4	4 3 2 3	11,8
	XX102 9,2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 3	2 2 3 3	2 3 3 3	2 2 2 3	2 2 2 3	2 2 2 2	2 2 2 3	2 2 3 3	2 3 3 4	2 3 2 4	63,5
	XX174 9,2	2 3 3 3	3 4 4 4	3 4 4 4	2 3 3 3	3 3 4 4	3 3 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	4 3 5 4	4 4 4 4	3 4 5 5	4 4 4 5	3 4 4 4	3 4 4 4	3 4 4 4	4 4 4 4	3 4 4 4	67,6
	XX198 9,2	2 2 3 4	3 3 4 3	2 2 4 4	2 3 3 3	3 3 3 3	3 4 4 4	4 4 4 4	4 4 4 4	4 4 4 5	4 4 4 5	5 4 5 5	5 4 5 5	3 5 5 5	4 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	187,6
	XX272 9,2	4 5 4 4	5 5 5 5	4 4 5 5	4 5 5 4	4 4 4 4	4 4 4 4	4 4 4 4	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	69,4
	XX318 9,2	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	28,6
	XX361 9,2	5 4 4 5	4 5 5 5	4 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	48,9
	XX435 9,2	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	28,6
Neckar	YY101 6	3 2 3 3	2 2 3 3	2 2 3 4	2 3 3 3	3 3 3 3	2 2 3 3	2 2 3 3	2 3 3 3	3 3 3 4	3 3 3 5	4 4 4 4	4 3 3 4	3 3 3 3	2 3 4 3	2 3 3 4	3 3 4 4	3 3 4 4	81,3
	YY501 9,2	2 2 3 2	2 2 2 3	2 2 3 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 2	2 2 2 2	2 2 2 2	2 2 3 3	2 2 3 3	2 3 3 2	2 2 3 2	2 2 3 2	2 2 2 2	2 3 3 3	2 2 3 3	2 2 3 3	35,1
	YY904 9,2	4 3 4 4	4 4 4 4	2 2 3 3	2 2 2 4	2 2 3 3	2 2 3 3	2 2 3 3	2 2 3 2	2 2 3 3	2 2 3 3	2 2 2 3	2 2 2 3	2 2 3 2	2 2 2 3	2 2 3 2	2 3 3 3	3 3 3 3	-30,9
	YY153 9,2	5 4 4 5	4 4 4 4	4 4 4 4	4 4 4 4	5 4 5 5	4 4 4 4	3 4 4 4	4 4 4 4	4 4 4 5	4 4 4 5	3 4 4 5	4 4 4 5	3 3 4 4	3 3 4 4	4 3 4 5	3 5 5 5	4 4 5 5	26,1
	YY106 9,2	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	5 5 5 5	26,6
	YY011 9,2	4 4 5 5	3 4 4 5	4 4 5 5	4 4 5 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	5 4 4 5	76,0
Mean:																			29,3

Abb. 6: Die Ökologische Zustandsklasse nach WRRL für die Zeitreihe der 30 Dauerbeobachtungsstellen TBM. Die Probestellen am Rhein und die unterste Neckar Probestelle (YY011) sind abweichend von der regulären Einstufung mit Gewässertyp 9.2 bewertet, um den Einfluss der Neozoa zu verdeutlichen. Der Trendindex (TI) in der letzten Spalte, weist Verbesserung (blau) oder Verschlechterung (rot) der biologischen Indikation jeder Probestelle über die Zeitachse aus.

Die Erwärmung der Fließgewässer führt entlang des thermischen Gradienten (zunehmende Wassertemperatur mit Quellentfernung) zu einer Aufwärtswanderung der Gewässerorganismen (Marten 2011, LUBW 2014). Der Anteil Bacharten an der Gesamtbiozönose der 10 quellnahesten Probestellen TBM verhält sich umgekehrt proportional zur Temperaturentwicklung (Abb. 7, im Vergleich zu Abb. 5, Temperatur). Dagegen nehmen die Flussarten an diesen Probestellen weiter kontinuierlich und signifikant zu ($p = 0.001$, Abb. 7).

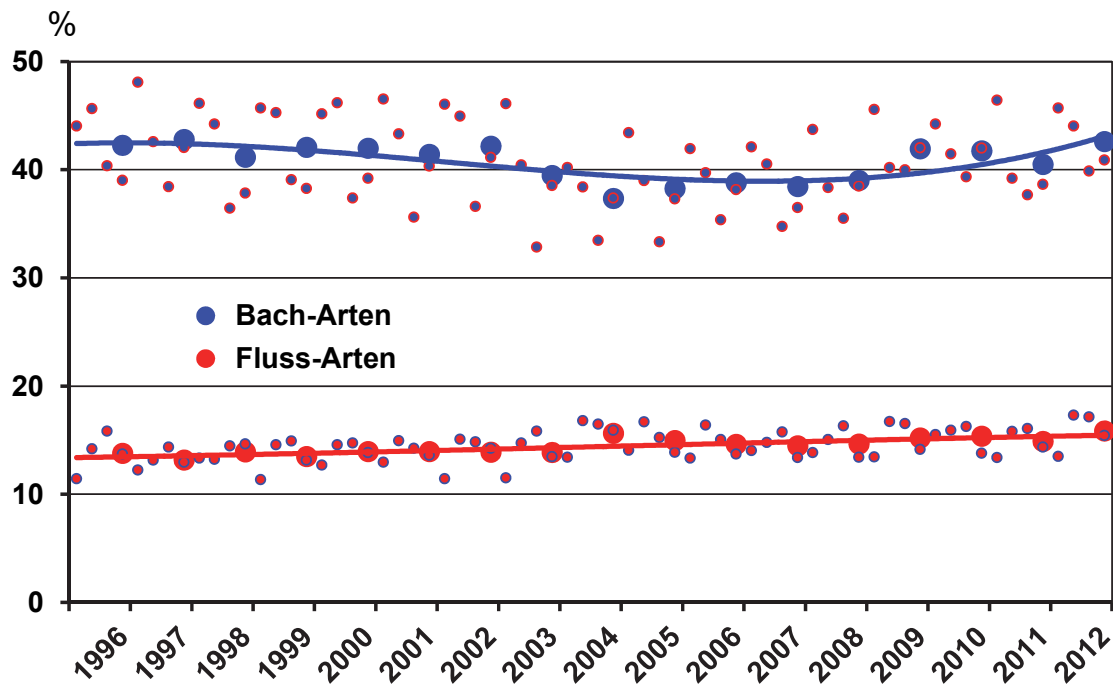


Abb. 7: Entwicklung der Prozentanteile von Bach- (obere Kurve) und Fluss-Arten (untere Kurve) an den 10 bachähnlichsten der Dauerbeobachtungs-Messstellen in Baden-Württemberg. Einzelwert (4 Proben/Jahr, kleine Punkte) und Jahresmittelwerte (große Punkte).

Zur weiteren Analyse der Einnischung der Fließgewässer-Lebensgemeinschaft entlang des Bach-Fluss-Gradienten und der Auswirkungen von Temperaturänderungen wurden zwei Indices, der Zonierungs-Index Z8 (Marten 2009) und der Temperature Preference Index TPI4 (Marten 2010) aufgestellt, und damit drei verschiedene Probestellen-Kollektive ausgewertet. Das Vordringen der Flusslebensgemeinschaft an den 10 bachtypischsten Messstellen, und auch im Mittel über alle 30 Dauerbeobachtungsstellen, scheint seit 2005 beendet (Quadrat, Rhomben, Abb. 8). Die zwei am wenigsten thermisch belasteten Messstellen an Breg und Brigach zeigen sogar eine zurückweichende Flusslebensgemeinschaft an (Punkte, Abb. 8). Beim Zonierungs-Index sind 90 % der Fließgewässer-Organismen hinsichtlich ihres Vorkommens in den Flusszonen Quelle, Bach, Fluss, eingestuft.

Beim Temperature Preference Index TPI4 liegen bislang nur für 26 % der mit dem TBM nachgewiesenen Tierarten Zuordnungen unmittelbar zu bestimmten Temperatur-Präferenzbereichen vor (für die EPT-Arten). Der Index im Mittel der 30 Dauerbeobachtungsstellen und im zehner Bachmittel (Abb. 9) verhält sich in der Zeitreihe analog zur Temperaturentwicklung (Abb. 5) und zum Zonierungsindex (Abb. 8), mit stagnierenden Werten zum Ende der Untersuchungsperiode. Allerdings steigt an den durch mögliche thermische Einleitungen am wenigsten belasteten Bächen Breg und Brigach der TPI4 auch zum Ende hin an, höhere Temperaturen indizierend (Abb. 9), konträr zum Zonierungs-Index (Abb. 8).

Z_8 (1- 8)

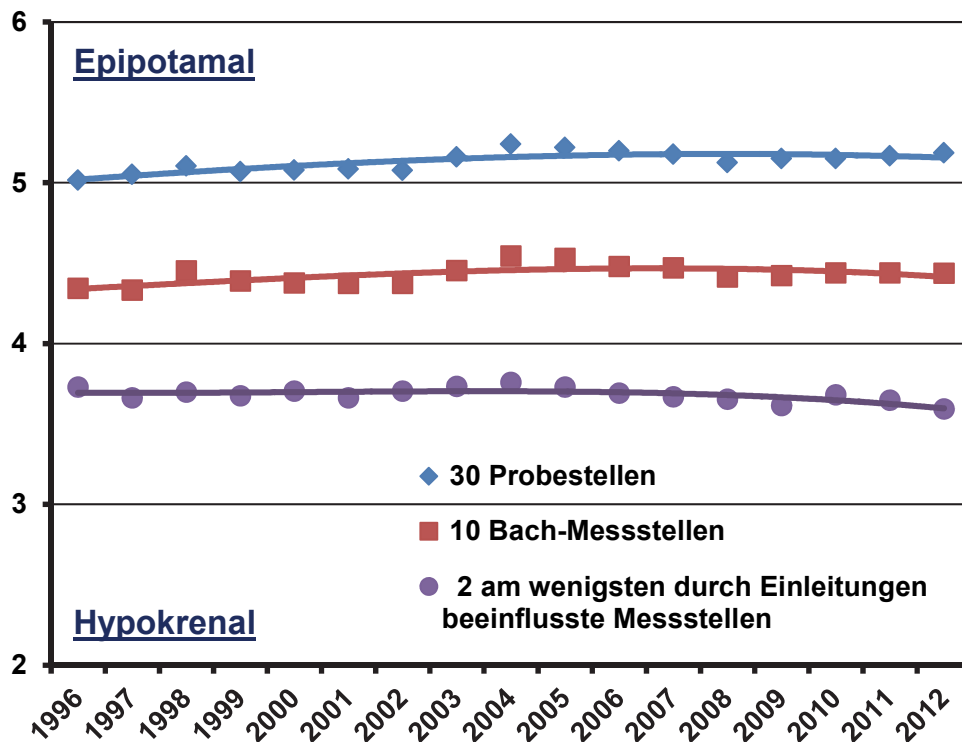


Abb. 8: Der Zonierungs-Index Z_8 berechnet als Jahresmittelwerte über 4 Sammeltermine für verschiedene Probestellen-Kollektive.

TPI_4 (1- 4)

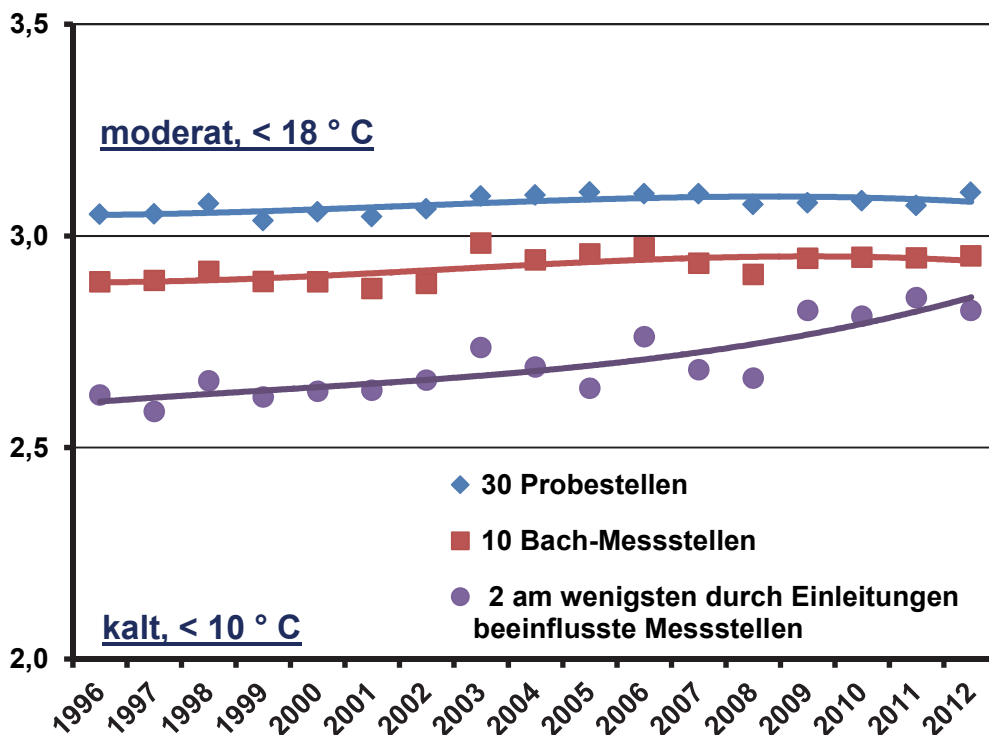


Abb. 9: Der Temperature Preference Index TPI_4 berechnet als Jahresmittelwerte über 4 Sammeltermine für verschiedene Probestellen-Kollektive.

Die als Maß für den Klimawandel betrachteten Änderungen der lokalen Lufttemperaturen sind im Beobachtungszeitraum vergleichsweise gering (Abb. 10). Trends sind in der Kürze der Zeitperiode bedingt durch die Fluktuationen der Jahresmittel von Jahr zu Jahr nicht signifikant auszumachen. Der Temperaturunterschied im linearen Trend der Jahresmitteltemperaturen seit dem sprunghaften Anstieg 1987/88 bis 2012, liegt bei + 0,26 °C in 25 Jahren. Die Schwankungsbreite der Jahresmittel beträgt im gleichen Zeitraum 2,46 °C (Minimum 1996 7,41 °C, Maximum 1994 9,87 °C).

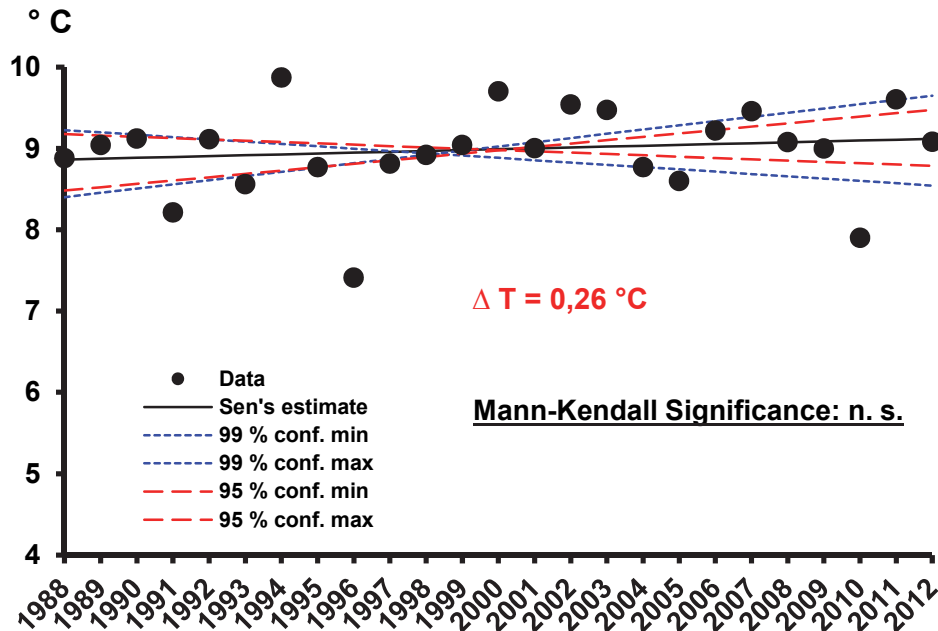


Abb. 10: Entwicklung der Jahresmitteltemperaturen in Baden-Württemberg (Gebietsmittel, DWD) seit dem Temperatur Sprung 1987/1988 bis zum Ende der Untersuchungsperiode.

Biozönotische Auswirkungen in baden-württembergischen Fließgewässern aufgrund klimatischer Einflüsse sind vor dem Hintergrund der Überprägung durch andere, siedlungsbedingte Belastungen, derzeit eher als gering einzuschätzen. Z. B. sind im Neckar unterhalb des Kraftwerkes Obrigheim die Temperaturen Einstellung des Leistungsbetriebes in 2005 um 2,4 °C zurückgegangen (LUBW 2011). Diese Situation kann sich jedoch im Zuge des erwarteten weiteren Lufttemperaturanstiegs (LUBW 2013) grundlegend ändern.

Welche Konsequenzen kann die aktuelle „Warmphase“ ab 2014 für Fließgewässer-Tiere haben?

In Abb. 11 werden das Gebietsmittel B.-W. und exemplarisch auch für sieben einzelne Klima-Messstationen des DWD, die aktuellen Verläufe der Jahresmitteltemperaturen in der Zeitreihe dargestellt. Rechtsrandig ist die prozentuale Abweichung des Mittels der letzten 5 warmen Jahre 2014-2018 von der kühleren Periode bis zum Regime Shift 1987/1988 indiziert. Die Abbildung zeigt deutlich, dass je höher die Messstelle gelegen (Höhenangabe siehe Legende Abb. 11), desto höher der prozentuale Anstieg der Jahresmitteltemperatur, mit der Folge, dass die den Organismen für ihre Entwicklung zur Verfügung stehende Wärmesumme in ehemals kalten Gebieten vergleichsweise stark ansteigt, obwohl es absolut betrachtet „nur“ 2 °C mehr sind.

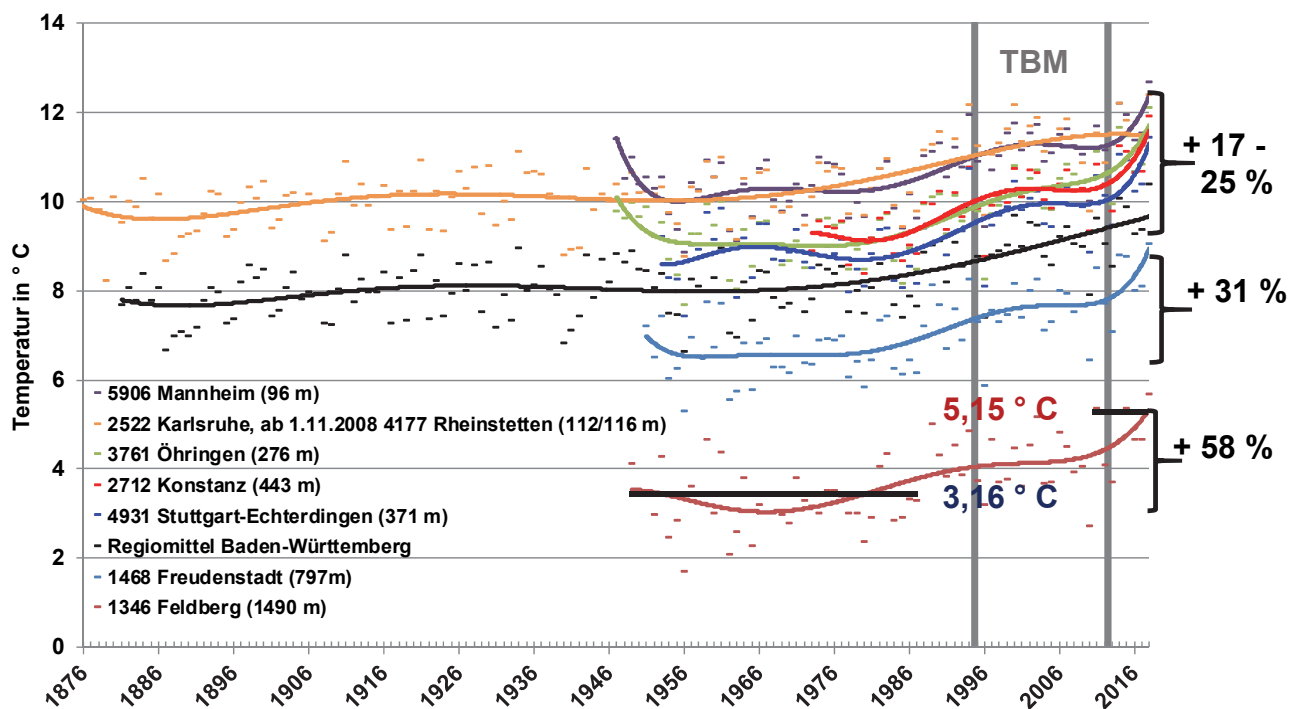


Abb. 11: Jahres-Temperaturmittel in Baden-Württemberg und an 7 Einzelstationen, 1876-2018. Die TBM Periode ist mit grauen Balken markiert.

Was bedeutet die aktuelle Temperatur Erhöhung vor allem für sensible, kaltstenotherme Bachorganismen? Nach Marten (1990) lässt die Temperaturabhängigkeit der Embryonalentwicklung z. B. der Steinfliege *Protonemura meyeri* (Pictet, 1841) (Foto) mit einer Exponentialfunktion $Y = 283,7 T^{-1,01}$ beschreiben. Die T-Abhängigkeit der Larvalentwicklung



gehört einer linearen Funktion (Marten 1987). Mit diesen Funktionen wurden die Entwicklungszeiten für die Art unter den früheren und den aktuellen Temperaturen kalkuliert und die Differenz für die relativ gesehen stärkste Temperaturerhöhung am Feldberg wie folgt ausgewiesen: Die Embryonalentwicklung benötigt bei + 58 % Wärme am Feldberg nur noch 54 statt bisher 86 Tage. Die Larvalentwicklung der Art beschleunigt sich entsprechend auf 287 statt bisher 453 Tage. Zusammen ergeben sich für die aquatische Phase von *Protonemura meyeri* 341 statt 536 Tage Entwicklungszeit. Dies hätte zum Effekt, dass die Art, eingerechnet vier Wochen Imaginal-Phase, zur Begattung und Eiablage, jetzt am Feldberg ihren einjährigen Lebenszyklus vollenden kann. Andererseits käme die Art in ihrem bisherigen epirithralen Lebensraum höchstwahrscheinlich in Schwierigkeiten, da der Lebenszyklus in weniger als einem Jahr beendet wäre. Die Entwicklung wäre aber noch nicht so schnell, dass diese Steinfliege zwei Generationen pro Jahr schaffen würde. Folge wäre eine laufende Verschiebung des Lebenszyklus im Jahresverlauf, unter Aufgabe sämtlicher, eventuell gegebener bisheriger Vorteile der Einnischung, z. B. hinsichtlich Nahrungsangebot und Prädatorendruck.

Welche weiteren Gefahren lauern, Insektensterben?

Rund 80 % der wirbellosen Tiere (Makrozoobenthos) im naturnahen Fließgewässer sind Insekten. Nach Hallmann et al. (2017) hat die Biomasse fliegender Insekten in Schutzgebieten über 27 Jahre zu mehr als 75 % abgenommen. Artenbestimmungen des hier lediglich gewogenen Materials wurden für diese Abschätzung nicht vorgenommen. Da die insgesamt 63 Messstellen auf deren Ergebnisse sich diese These stützt, vielfach in Gewässernähe liegen (Inspektion via Google Earth nach den angegebenen Koordinaten), wurden die TBM-Daten und jene des Breitenbachs (Marten 2012, Wagner 2011) auch auf diese Fragestellung eines möglichen Insektenrückgangs hin ausgewertet.

Im Rahmen des Trendbiomonitorings wurde halbquantitativ gearbeitet, die Abundanz-Erhebung erfolgte durch Schätzung in sieben Abundanzklassen. Abb. 12 zeigt, exemplarisch für viele Probestellen, den daraus ermittelten Anteil Insekten-Abundanz am kleinen Brigach-Bach, in der Zeitreihe nur geringfügig abnehmend. Die Säulen zeigen die große Variabilität der aus Insekten- und Nicht-Insekten-Abundanz resultierenden Gesamtabundanz jeder Beprobung.

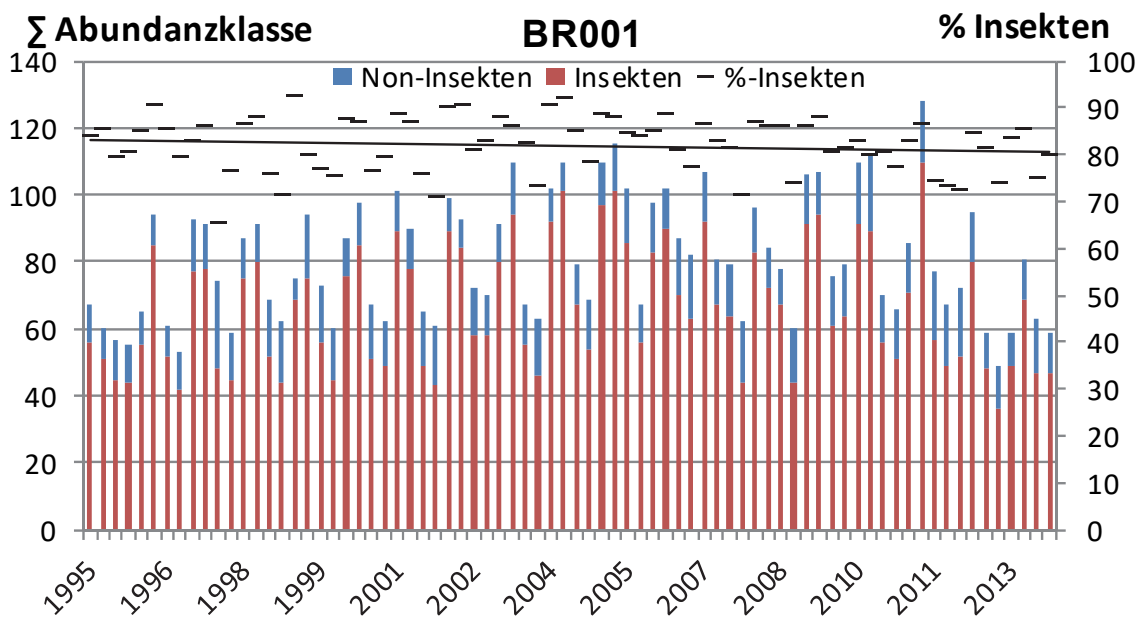


Abb. 12: Abundanz-Entwicklung Insekten und anderer Wirbelloser, Brigach oh. St. Georgen (BR001).

An großen Flüssen wie dem Rhein ist der Insekten-Anteil gering und wie in Abb. 13 für den Rhein bei Karlsruhe gezeigt, oft rückläufig. Die stark expansiven neozoischen Crustacea und Mollusca nehmen inzwischen breiten Raum ein.

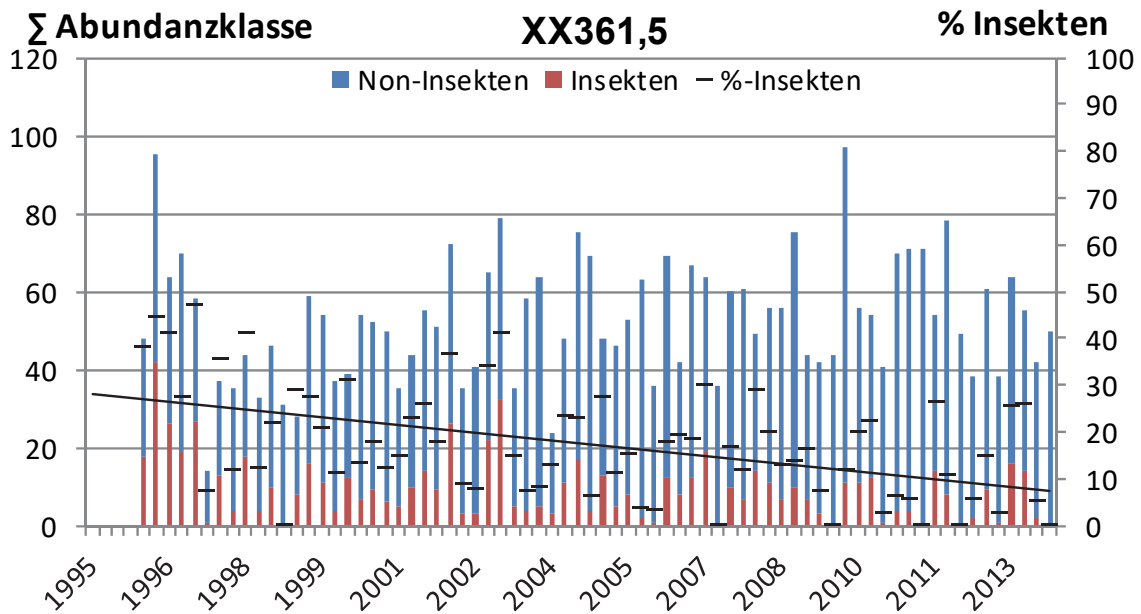


Abb. 13: Abundanz-Entwicklung Insekten und anderer Wirbelloser, Rhein bei Karlsruhe (XX361,5).

Abb. 14 zeigt diesen Zusammenhang: Diejenigen Probestellen mit den größten Verlusten bei der Insekten-Abundanz sind gleichzeitig diejenigen mit großem Neozoa-Reichtum, wie die Probestellen an Rhein (XX...) und Neckar (YY...).

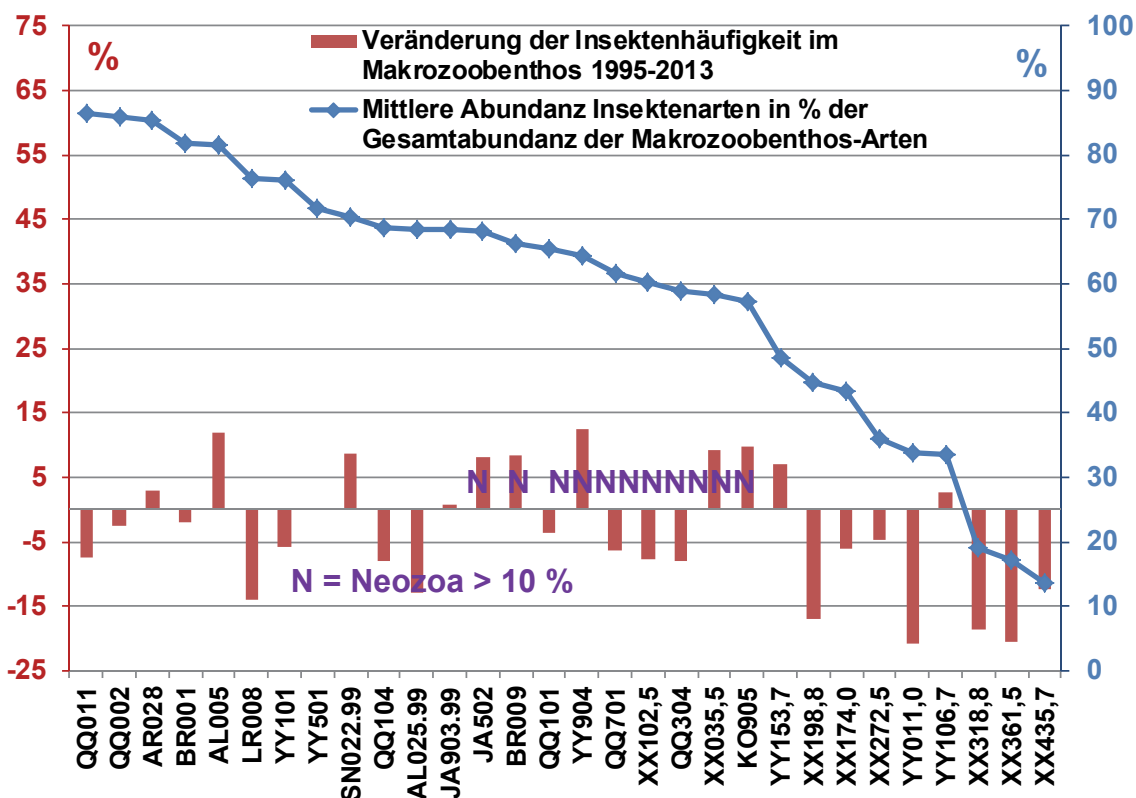


Abb. 14: Mittlere Insekten-Abundanz und Veränderung der Insektenhäufigkeit an 30 Dauerbeobachtungsstellen TBM.

An den weitgehend Neozoa freien Probestellen halten sich zunehmende und abnehmende Tendenz der Insekten-Abundanz über die Messstellen in etwa die Waage, eine zufälligen Entwicklung?

Am Breitenbach wurden vom Max-Planck-Institut für Limnologie in Schlitz seit 1969 quantitative Emergenz-Untersuchungen durchgeführt. Emergence Trap 2 (T2) weist mit 37 Jahren, bis 2005, die längste Datenreihe auf. Die mit dieser Falle ermittelte jährliche Artenzahl entwickelt sich leicht progressiv, die entsprechende Gesamt-Individuenzahl erkennbar degressiv (Abb. 15). Eine Einbuße der Individuendichte muss demnach nicht zwangsläufig einen Rückgang der Biodiversität bedeuten.

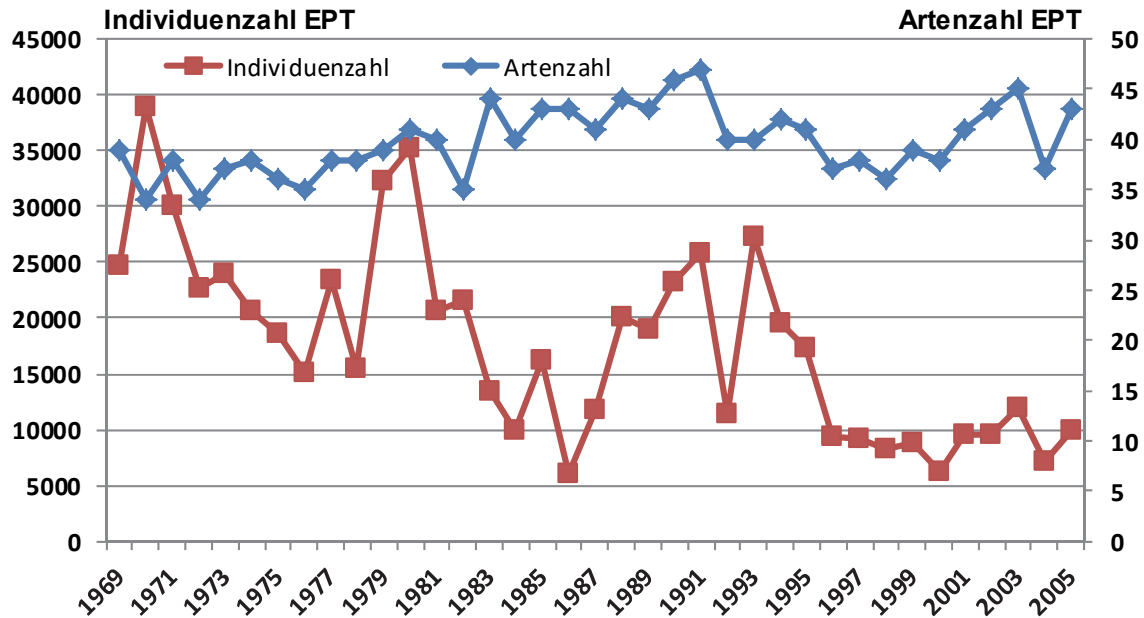


Abb. 15: Jahres-Arten- und –Individuenzahlen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT) gemessen in Trap 2 am Breitenbach bei Schlitz.

Die Schlitzer Datenreihe ist die längste kontinuierlich erhobene Aufsammlung von Wasserinsekten in Deutschland und stellt zusammen mit den regelmäßigen TBM-Daten die beste Vergleichsbasis für ein mögliches Insektensterben im aquatischen Bereich. Beide Ansätze unterscheiden sich in ihrer Konsistenz wesentlich von der von Hallmann et al. (2017) aufgestellten Zeitreihe. Diese setzt sich aus 63 Probestellen zusammen, überwiegend aus dem Rheinland. 37 Probestellen wurden nur einmalig untersucht, mehrheitlich zum Ende der Zeitreihe. 5 Probestellen davon liegen in Brandenburg (und am Beginn der Zeitreihe, Abb. 16).

Darüber hinaus deckt keiner der 26 mehrfach beprobten Standorte den Gesamtzeitraum der betrachteten 27 Jahre ab (Abb. 17).

Ob auch die Gewässernähe, mit viele Stellen am Rhein und Neozoa-Einfluss, mitverantwortlich für den postulierten Rückgang der Insektenbiomasse sein kann, lässt sich ohne taxonomische Aufarbeitung des Materials nicht sagen.

Schlussfolgerung

Es scheint dringend angezeigt, die grundlegenden Untersuchungen Trendbiomonitoring weiterzuführen, um die Auswirkungen des Klimawandels auf Gewässerbiozönosen zu erfassen und Datengrundlagen zur Beurteilung neu auftretender Themen, wie jetzt „das Insektensterben“, zu schaffen.

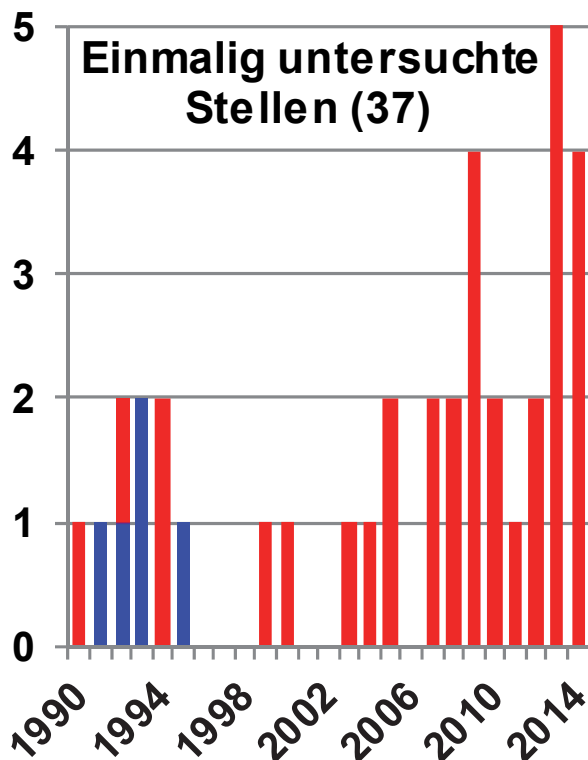


Abb. 16: Verteilung der 37 einmalig untersuchten Probestellen nach Hallmann et al. (l. c.) über die Zeitachse. Rot Rheinland, blau Brandenburg.

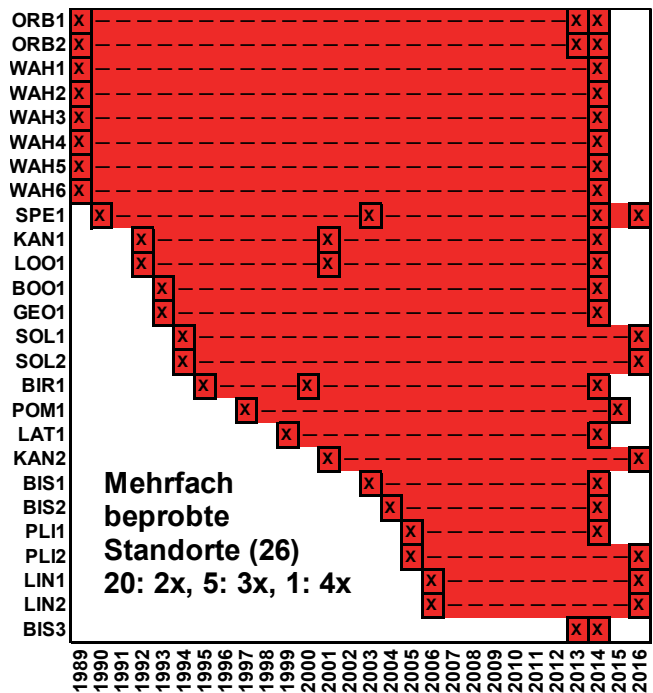


Abb. 17: Zeitliche Verteilung der Mehrfachstandorte nach Hallmann et al. (2017).

Literatur

- Hallmann, C. A.; Sorg, M.; Jongejans, E.; Siepel, H.; Hofland, N.; Schwan, H.; Stenmans, W.; Müller, A.; Sumser, H.; Hören, T.; Goulson, D. & de Kroon, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas, PLoS ONE 12 (10): <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- IKSR (2013): Darstellung der Entwicklung der Rheinwassertemperaturen auf der Basis validierter Temperaturmessungen von 1978 bis 2011. – Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR), Koblenz: 28 S.
- LUBW 2011: Trendbiomonitoring – Biozönotisches Langzeit-Monitoring in Fließgewässern Baden-Württembergs. – <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/content/101750/U64-M331.pdf>: 95 S.
- LUBW (2013): Zukünftige Klimaentwicklung in Baden-Württemberg – Perspektiven aus regionalen Klimamodellen. – <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/229984/> : 162 S.
- LUBW (2014): Entwicklung der Biozönose wirbelloser Tiere in Fließgewässern Baden-Württembergs – Kurzfassung der Ergebnisse 1996 bis 2012. – https://fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/110318/U64_M331-J12.pdf : 14 S.
- LUBW (2016): Fischsterben in der Jagst - Vorläufige Abschätzung der ökologischen Auswirkungen des Großbrandes in der Lobenhausener Mühle - Stand Januar 2016. – LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, LAZBW Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg, Regierungspräsidium Stuttgart, 76 S.
- LUBW (2017): Ökologische Auswirkungen des Großbrandes in der Lobenhausener Mühle auf die Jagst - Abschlussbericht. – LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, LAZBW Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg, Regierungspräsidium Stuttgart, 48 S.

- Marten, M. (1987): Labor- und Freilanduntersuchungen zur Autökologie von Protonemura-Arten (Insecta, Plecoptera) unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses der Temperatur auf die Embryonal- und Larvalentwicklung. – Dissertation Universität Kassel: 162 S.
- Marten, M. (1990): Interspecific variation in temperature dependence of egg development of five congeneric stonefly species (Protonemura Kempny 1898, Plecoptera). – *Hydrobiologia* 199: 157-171.
- Marten, M. (1994): Langzeitbiomonitoring in Fließgewässern Baden-Württembergs. Ökologische Beweissicherung zur Beschreibung der Auswirkung diffuser Belastungen unter besonderer Berücksichtigung des Makrozoobenthos - Methodologische Betrachtungen. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1994, Band II, Kaltenmeier Söhne, Krefeld 1995: 518-522.
- Marten, M. (2000): Untersuchungen an Fließgewässern – Trend-Biomonitoring zur Erfassung von Langzeitwirkungen von Gewässerbelastungen. – Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg & Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), *Umweltdaten 2000*: 211-213.
- Marten, M. (2001a): Environmental monitoring in Baden-Württemberg with special reference to biocoenotic trendmonitoring of Macrozoobenthos in rivers and methodical requirements for evaluation of long-term biocoenotic changes. – *Aquatic Ecology* 35: 159-171.
- Marten, M. (2001b): Qualitätssicherung bei der Vergabe und Durchführung gewässerbiologischer Freilandarbeiten in Baden-Württemberg. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 2001, Kaltenmeier Söhne, Krefeld 2002: 847-851.
- Marten, M. (2004): Biologische Veränderungen im Rhein – Ergebnisse des Trendbiomonitorings 1995-2002. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), LfU Karlsruhe: 45 S. Kurzfassung in: *Naturschutz-Info* 3/2004, Fachdienst Naturschutz der LfU B.-W (Hrsg.): 27-28.
- Marten, M. (2005): Bewertung von Makrozoobenthos-Befunden aus unterschiedlichen Aufsammlerverfahren mit dem AQEM European Stream Assessment Programm. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 2005, Weißensee Verlag, Berlin 2006: 420-424.
- Marten, M. (2006): 10 Jahre Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg – Ergebnisse biologischer Langzeituntersuchungen in Fließgewässern. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 2006, Eigenverlag der DGL, Werder 2007: 358-362.
- Marten, M. (2009): Diversität und Variabilität des Makrozoobenthos und der indizierten ökologischen Bewertung am Beispiel langjähriger Untersuchungen in Fließgewässern Baden-Württembergs. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), Hardegsen 2010: 245-250.
- Marten, M. (2010): Makrozoobenthos und Klimawandel – reichen unsere Monitoringsysteme aus? – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011: 375-380.
- Marten, M. (2012): Gewässerökologisches Klimawandel-Monitoring in Baden-Württemberg. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen 2013: 267-272.
- Marten, M., W. Hackbarth & C. - J. Otto (1999): Neue Eintags- und Steinfliegenfunde aus Baden-Württemberg und Stand der derzeitigen Erfassung im Rahmen der biologischen Umweltbeobachtung an Fließgewässern. – *Lauterbornia*, H. 37: 63-86.
- North, R. P., D. M. Livingstone, R. E. Hari, O. Köster, P. Niederhauser & R. Kipfer (2013): The physical impact of the late 1980s climate regime shift on Swiss rivers and lakes. – *Inland Waters* 3: 341-350.
- Wagner, R., J. Marxsen, P. Zwick & E. J. Cox (2011): Central European Stream Ecosystems – The Long Term Study of the Breitenbach. – Wiley-VCH, Weinheim: 672 p.

Management des invasiven Kalikokrebses: von lokalen Umsetzungen zu regionalen Maßnahmen

Andreas Martens; Alexander Herrmann; Andreas Stephan

Institut für Biologie, PH Karlsruhe

Der Kalikokrebs *Faxonius immunis* ist ein invasiver Flusskrebs im Rheinsystem mit drei bemerkenswerten Eigenschaften: er baut Röhren im Gewässergrund, er geht über Land und er hat ein großes Fortpflanzungspotenzial. Eine solche Art zurückzudrängen ist eine Herausforderung.

Zuerst soll über den Fortschritt der wissenschaftlich begleiteten Managementmaßnahmen berichtet werden, die an Kleingewässern in Rheinstetten, Gaggenau und Sinzheim stattfinden. Die Maßnahmen umfassen (1) möglichst vollständiger Fang der Krebse in einem Kleingewässer, (2) Kieseinbringung in das meist lehmige Gewässer um den Röhrenbau einzuschränken und eine (3) Barriere zur Vermeidung der Wiederbesiedlung durch Flusskrebse bei Durchlässigkeit für Amphibien.

Dann soll die Entwicklung und Umsetzung regionaler Managementkonzepte im Vordergrund stehen: (1) Die Suche nach tatsächlichen Verbreitungsgrenzen und wirksamen Barrieren, (2) die Suche nach den Ausbreitungszentren und die Eindämmung von deren lokalem Populationsüberschuss, insbesondere in Gräben. Die (3) wirksame Öffentlichkeitsarbeit auf Ebenen wie allgemeine Pressearbeit, Hochwasserschutz, Naturschutz, Fischerei, Gemeinden, Verbände sowie (3) die zukünftig stärkere Berücksichtigung des Themas Flusskrebse/ invasive Flusskrebse bei der Fischerprüfung/dem Angelschein.

Welche Faktoren bestimmen die Fischgemeinschaften in Europäischen Seen? Modellbasierte Varianzzerlegung geographischer, abiotischer und biotischer Effekte

Thomas Mehner¹; Sandra Brucet²

¹ Leibniz-Inst. f. Gewässerökologie & Binnenfischerei, Berlin; ² Central University of Catalonia, Vic, Spain & ICREA, Barcelona, Spain

Die Formierung lokaler Organismengemeinschaften ergibt sich aus dem Zusammenspiel von geographischer Lage und Konnektivität, abiotischen Faktoren des Habitats und den Interaktionen zwischen Populationen. Der Beitrag der biotischen Interaktionen zur Struktur von Gemeinschaften lässt sich oft nicht von den Einflüssen abiotischer und räumlicher Prädiktoren trennen, da die meisten großräumigen Analysen statistische Ansätze benutzen, die auf Ähnlichkeitsmaßen zwischen Gemeinschaften beruhen. Modellbasierte Ansätze, welche die Anwesenheit oder Abundanz einzelner Arten direkt auf die verschiedenen Faktoren zurückführen, sind bisher kaum verbreitet. Wir analysierten die Fischgemeinschaften in nahezu 2000 Europäischen Seen mit Hilfe von multivariaten Bayes Ordinations- und Regressionsverfahren. Wir unterschieden Präsenz, Biomasse und mittlere Größe von ca. 30 weit verbreiteten Arten. Unsere Analysen zeigen, dass die geographische Lage im selben Einzugsgebiet einen erheblichen Einfluss auf die Präsenz der Arten hat. Darüber hinaus sind maximale Temperatur, Seetiefe und Produktivität wichtige Prädiktoren für die Zusammensetzung der Fischgemeinschaften. Die durch die Modelle nicht erklärte (residuale) Varianz lässt vermuten, dass biotische Interaktionen wie Räuber-Beute Beziehungen oder Konkurrenz die Biomasse und mittlere Größe der dominanten Fischarten erheblich regulieren. Unterschiede in tropischer Ebene und Masse der Artenpaare korrelierten mit der modellbasierten Stärke der Interaktionen. Unser modellbasierter Vergleich Europäischer Seen unterstreicht daher, dass Interaktionen in lokalen Gemeinschaften erheblich zur Struktur der Gemeinschaften beitragen.

Einfluss von Plastik auf die Nahrungsqualität von Biofilmen für die Süßwasserschnecke *Physa fontinalis*

Diana Michler-Kozma; Friederike Gabel

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Der jährliche Gebrauch von Plastikprodukten steigt global an und große Mengen des entstehenden Kunststoffmülls gelangen über verschiedene Wege in unsere Umwelt. In Binnengewässern stellt dies eine potenzielle Gefahr für die aquatische Fauna dar. Besonders dichtere Stoffe wie Polyethylenterephthalat (PET) sinken schnell ab und können sich am Gewässergrund akkumulieren. Auf dem Plastik wachsende Biofilme können außerdem die Sedimentation auch von weniger dichten Materialien begünstigen und der Benthosfauna zugänglich machen. Noch ist weitgehend unbekannt welche Auswirkungen diese mit Biofilm bewachsenen Plastikpartikel auf höhere trophische Ebenen haben, doch erste Studien konnten bereits Hinweise auf eine veränderte Zusammensetzung der Biofilme und deren Nahrungsqualität geben.

In weiteren Fütterungsexperimenten sollte nun untersucht werden, inwieweit die Struktur und Qualität der Biofilme auf Plastikpartikeln Einfluss auf die Nahrungsqualität für aquatische Weidegänger hat. In den Rieselfeldern bei Münster wurden drei Plastiktypen (PS, PE und PET) sowie Glas als Substrat für die Entwicklung eines natürlichen Biofilms ausgebracht und nach drei Wochen den Versuchstieren zur Beweidung angeboten. Die Süßwasserlungenschnecke *Physa fontinalis* ernährt sich als Weidegänger von Algen und Bakterien. Die Tiere wurden aus Aquarienzucht erworben und jeweils sechs Wochen lang ausschließlich mit dem Biofilm eines Substrattyps gefüttert. Während dieser Zeit wurden die Mortalitätsrate, die Länge des Gehäuses sowie das Gewicht und die Fortpflanzung dokumentiert.

Die Versuche wurden jeweils im Februar und März sowie im Mai und Juni durchgeführt, um eventuelle saisonale Einflüsse auf den Biofilmbewuchs identifizieren zu können. Die Daten des ersten Versuchs zeigen eine signifikante Verringerung des Schneckenwachstums unter Einsatz von PET, während die ersten Ergebnisse des Frühsommers bisher auf keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppen hindeuten.

Somit kann Biofilm, der auf Plastik wächst, eine schlechtere Nahrungsgrundlage für benthische Weidegänger darstellen. Dies ist allerdings vom Plastiktyp abhängig und kann saisonalen Schwankungen unterliegen.

Do microplastics affect population growth rates of different nematode species?

Marie-Theres Müller¹; Hendrik Füser¹; Sebastian Höss²; Walter Traunspurger¹

¹ Fakultät für Biologie, Universität Bielefeld; ² Ecossa

Keywords: meiofauna, polystyrene, beads, population growth, food web

Apart from global warming, microplastic pollution is currently one of the biggest environmental concerns. Since plastic debris is not biodegradable, it accumulates, rather than decomposes in the environment. Secondary microplastics are a result of the breakdown of larger plastic items caused by weathering via mechanical action, oxidative weathering or biological degradation. Microplastics (< 5 mm) that have been generated in this way and sedimented by biofouling processes, are much more bioavailable to low trophic fauna. In fine sediments, nematodes account for the major share of abundance (up to 90 of meiobenthic organisms) and are considered to have an important position in benthic food webs by connecting lower (bacteria) and higher trophic levels (e.g. macrofauna, fish). Single-species toxicity tests with the nematode *Caenorhabditis elegans* already revealed dose-dependent inhibitory effects of microplastic on their reproduction. Therefore, the investigation of impacts of microscopic particles on the population growth for nematodes should be part of an environmental risk assessment of microplastics.

The aim of this study is to assess the uptake and impacts of lowly (103 beads ml⁻¹) and highly (107 beads ml⁻¹) concentrated polystyrene (PS) beads of 1.0 µm in diameter on the population growth rates of different nematode species (e.g., *C. elegans*, *Pristionchus pacificus*, *Plectus aquatilis*, *Panagrolaimus thienemanni*) exposed in a semi-fluid medium.

Uptake of 1.0 µm PS beads varied considerably between the various nematode species, whereas *C. elegans* showed the highest numbers of beads in the intestine and *P. thienemanni* hardly ingested any PS beads. The population growth rate (PGR) of fast-growing species (*C. elegans* and *P. pacificus*) were negatively affected, while the PGR of some slowly growing species (e.g., *P. aquatilis*) were stimulated by the PS beads at environmentally relevant concentrations. This might have impacts on the benthic food web where nematodes occupy key positions.

Auswirkungen stofflicher Belastungen auf die Fließgewässer im Einzugsgebiet der Nidda – Ergebnisse aus dem BMBF-Projekt NiddaMan

Jörg Oehlmann; Denise Brettschneider; Andrea Dombrowski; Katharina Heye; Matthias Oetken; Ulrike Schulte-Oehlmann

Goethe-Universität Frankfurt am Main

Das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung von 2015 bis 2018 geförderte Projekt NiddaMan (Förderkennzeichen: 02WRM1367) untersuchte am Beispiel des Einzugsgebiet der Nidda unter anderem die Ursachen, warum die weit überwiegende Zahl der Gewässer die Zielvorgabe des zumindest guten ökologischen Zustands der EU-Wasserrahmenrichtlinie nicht erfüllen. Besonderes Augenmerk lag dabei auf stofflichen Belastungen zählen.

Um deren Bedeutung im Konzert der multiplen Stressoren zu analysieren, wurden zunächst das Expositionsniveau (Target- und Non-Target-Analytik, Modellierung) und die Auswirkungen stofflicher Belastungen auf Organismen und Lebensgemeinschaften mit einer Kombination Effekt-basierter Verfahren (In-vitro-Assays, aktives Monitoring im Freiland, laborbasierte In-vivo-Tests) erfasst und dabei Abwassereinleitungen aus Kläranlagen und Mischwasserentlastungen als dominierende Stressoren identifiziert.

Darauf aufbauend wurden wasserwirtschaftliche Maßnahmen hinsichtlich ihrer Effizienz analysiert und bewertet, von denen zwei beispielhaft in der Präsentation vorgestellt werden. Im ersten Fall konnte am Beispiel des Vorher-Nachher-Vergleichs der Schließung einer Kläranlage (Größenklasse 2) gezeigt werden, dass nach dem Wegfall der Abwassereinleitung im zuvor als Vorfluter dienenden Gewässer innerhalb weniger Monate die negativen biologischen Effekte auf allen Integrationsebenen (von der suborganismischen bis zur Gemeinschaftsebene) zurückgingen und das Niveau der unbelasteten Referenzzustands erreichten. Im zweiten Fall ging es darum, stoffliche Belastungen als eine mögliche Ursache für den auch nach umfangreichen hydromorphologischen Renaturierungen oft weiterhin bestehenden defizitären ökologischen Zustand am Beispiel von zwei Modellrenaturierungen im Einzugsgebiet der Nidda zu untersuchen. Dabei zeigte sich, dass in den renaturierten Bereichen die von stofflichen Belastungen ausgehenden Effekte deutlich zunehmen. Dieser Anstieg der Effekte ist wahrscheinlich die Folge der erhöhten Strömungsdiversität in den renaturierten Abschnitten, so dass dort eine verstärkte Ablagerung von belasteten Sedimenten und Schwebstoffen auftritt.

Um den Erfolg von hydromorphologischen Renaturierungen langfristig abzusichern, muss daher der Eintrag von Feinpartikeln und Schadstoffen, vor allem von feinpartikulär gebundenen Stoffen, reduziert werden und mit den Renaturierungsmaßnahmen Hand in Hand gehen, um einen guten ökologischen Zustand der Gewässer zu erreichen. Auch sollte die stoffliche Belastung der Gewässer durch eine effizientere Abwasserreinigung (z. B. 4. Reinigungsstufe) und geeignete Maßnahmen an Mischwasserentlastungen reduziert werden.

Functional and structural recovery of stream biofilms at the habitat scale is based on the individual disturbance history

Anna Oprei¹; José Schreckinger¹; Tatiana Kholiavko¹; Aline Frossard²; Michael Mutz¹; Ute Risse-Buhl³

¹ BTU Cottbus-Senftenberg; ² WSL Eidg. Forschungsanstalt; ³ Helmholtzzentrum für Umweltforschung - UFZ

The metabolic activity and composition of benthic communities in sandy streams has been shown to be altered by habitat disturbances such as flow intermittency (e.g. at banks or bars) or sediment mobility (e.g. periodically shifting ripples). Transitions between disturbed (dry and shifting) and undisturbed conditions (wet and resting) are frequent in space and time. Although the recovery of microbial communities following these disturbances has been reported on a short-term scale (hours to days), little is known about the long-term effects (weeks to months). This includes a possible effect of the season in which recovery occurs. We investigated the dynamics of microbial community respiration (CR), gross primary production (GPP) and microbial community composition of disturbed and undisturbed sandy habitats over a period of seven months. We exposed formerly dried and shifted sediments in mesh bags on the river bed of Spree river and compared their metabolic activity (CR and GPP) and microbial abundances with sediments that were wet and resting (undisturbed control). Real-time detection PCR (qPCR) was performed using a 16S primer (bacteria) and an ITS primer (fungi), respectively, to get estimates for microbial abundance. High pressure liquid chromatography was used to quantify Chl a. We observed an increase in CR during short-term recovery. Formerly dried sediments increased from 15 % CR (relative to the undisturbed control) at the beginning of recovery to 54 % within 4 days, whereas previously shifted sediments showed a less pronounced increase from 43 % to 56 %. After six weeks, CR of formerly dried sediments was still lower than that of the undisturbed control (75 % relative to the control). However, CR of formerly shifted sediments was similar to the undisturbed control (90 % relative to the control). All sediments were showing similar seasonal dynamics. GPP recovered slower than CR and reached 38 % (dried) and 50 % (shifted) compared to the undisturbed control within six weeks. Bacterial and fungal abundances in formerly dried sediments remained lower compared to the undisturbed control throughout the recovery period, whereas microbial abundance in formerly shifted sediments was comparable to the undisturbed control. Chl a of formerly dried and shifted sediments aligned with that of undisturbed sediments within six weeks. Our results show a long-term ecological memory of microbial communities to past habitat disturbance. The intensity of this memory varies with type of disturbance and is presumably related to the intensity of disturbance. Hence, knowledge about the pattern and timing of former habitat disturbance is essential to understand the spatio-temporal heterogeneity of stream biogeochemistry.

Unterschiede in der Kontrolle des Zeitpunktes der Phytoplankton-Frühjahrsblüte in Seen in Europa

Enzo Gronchi¹; Klaus Jöhnk²; Dietmar Straile¹; Sebastian Diehl³; Frank Peeters⁴

¹ Universität Konstanz; ² CSIRO Land and Water; ³ Umeå University; ⁴ Limnologisches Institut, Universität Konstanz

Die jährliche Planktonsukzession in Seen setzt mit dem Phytoplanktonwachstum im Frühling ein. Der Zeitpunkt, wann die Frühlingsblüte von Phytoplankton in Seen beginnt, ist somit für die gesamte Entwicklung des Seeökosystems von entscheidender Bedeutung. Gestützt auf numerische Modellierung untersuchen wir, welche Faktoren in verschiedenen Regionen in Europa den größten Einfluss auf den Beginn der Phytoplanktonblüte haben. Dabei unterscheiden wir zwischen Seen unterschiedlicher Tiefe und mit unterschiedlicher Lichtattenuation des Wassers. Wir nehmen an, dass Phytoplankton im Frühling lichtlimitiert ist und Wachstum erst bei Überschreiten einer kritischen Lichtintensität beginnt. Von Süden nach Norden, und bei gleichen Breitengraden in Bergregionen und in Regionen mit kontinentalerem Klima, setzt die Frühlingsblüte typischerweise später ein. In klaren flachen Seen ist für den Beginn des Phytoplanktonwachstums die Dauer der Eisbedeckung und in trüben flachen Seen die saisonale Zunahme der Lichtintensität ausschlaggebend. In tiefen Seen dagegen ist vor allem der Zeitpunkt der Reduktion der vertikalen Mischung mit dem Einsetzen der Stratifizierung ausschlaggebend.

Lebendige Gewässer als Ziel: die Angebote der Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (NUA) im Themenbereich Gewässerschutz

Eva Pier

Umwelt-, Gewässer- und Bodenschutz Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW (NUA)

Die Natur- und Umweltschutz Akademie NRW (NUA) mit Sitz in Recklinghausen bietet jährlich ca. 300 Fortbildungsveranstaltungen für Multiplikatorinnen und Multiplikatoren in Natur- und Umweltthemen und in der Bildung für Nachhaltige Entwicklung (BNE). Dazu gehören auch Veranstaltungen im Rahmen des NRW-Landesprogramms „Lebendige Gewässer“, die dazu beitragen sollen, über die Artenvielfalt in den Gewässern zu informieren, die Akzeptanz für Renaturierungsmaßnahmen zu steigern, den Erfahrungsaustausch und die Vernetzung der beteiligten Akteure in der Maßnahmenumsetzung zu fördern als auch pädagogische Kräfte in der schulischen und außerschulischen Umweltbildung thematisch-fachlich zu qualifizieren. Neben den Veranstaltungen verleiht die NUA die Wanderausstellung „Lebendige Gewässer in NRW“ an Kommunen und Kreise und bietet Publikationen zur Fortbildung an.

Der Vortrag schenkt einen Einblick, welche Angebote die NUA als behördliche Einrichtung in einem einzigartigen Kooperationsmodell mit den vier anerkannten Naturschutzverbänden in NRW zusammen mit zahlreichen Kooperationspartnern schafft, um die erfolgreiche Zielerreichung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu unterstützen. Dazu gehören u.a. die Einsätze des Umweltbusses LUMBRICUS an Schulen zur Fließgewässerökologie sowie die ganztägigen Exkursionsveranstaltungen an renaturierte Fließgewässerabschnitte für Fachleute aus dem Gewässerschutz.

Zusammensetzung der benthischen Arten und ökologischer Status als Reaktion auf eine verbesserte Wasserqualität in Nebenflüssen des Rheins

Mariya Poryazova¹; Carmen Gallas²; Daniela Lud³

¹ Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft, Hochschule Rhein-Waal; ² Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft; ³ Hochschule Rhein-Waal

Der Niederrhein hat eine mehr als 100-jährige Geschichte im Kohlebergbau. Bis 2013 wurde salzhaltiges Wasser, das aus den untertägigen Bergbauaktivitäten resultiert, in die Fossa Eugenia und damit in den Rheinberger Altrhein eingeleitet. Die Entwicklung der lokalen Makrozoobenthosgemeinschaft im Hinblick auf die Änderung des Salzgehalts wird bewertet. Die von der LINEG in den Vegetationsperioden 2011-2018 gesammelten Monitoring-Daten werden mit Proben, die in der Winterperiode 2018/19 entnommen wurden, kombiniert. Für die Datenerfassung werden zwei Probenverfahren verwendet – das AQEM-Verfahren und ein Verfahren unter Verwendung einer mit Kieselsteinen gefüllten Substratbox, die von den Gewässerorganismen besiedelt werden und in bestimmten Zeitintervallen ausgelesen werden. Bei der Auswertung der beiden Methoden wird anhand der taxonomischen Gruppen deutlich, dass die meisten in den Substratkästen vorhandenen Organismen zum Subphylum Crustacea zählen. Die Verwendung nur der Substratboxen führt demnach zu einer Überschätzung der Gammariden, während die Verwendung nur der AQEM-Methode zu einer Unterschätzung führt. Der große Unterschied in den Ergebnissen der beiden verschiedenen Probenahmeverfahren zeigt, dass beide Methoden Vor- und Nachteile aufweisen. Eine mögliche Lösung für dieses Problem könnte die Entwicklung eines kombinierten Probenahmeverfahrens sein. Außerdem konnte bestätigt werden, dass beide Probenahmemethoden am besten während der Vegetationsperiode angewendet werden sollten, da die Probenahme während der Wintermonate keine zufriedenstellenden Ergebnisse liefert. Außerdem kann die Verwendung des AQEM-Verfahrens in Zeiten, in denen eine saisonale Trennung beobachtet wird, dazu beitragen, zusätzliche Taxa zu identifizieren.

Was wissen wir über die Wirkungen von Wasserkraftwerken auf den Zustand der Flüsse in Deutschland?

Martin Pusch¹; Gerry Lehmann²

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB); ² Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Im Zuge der Entwicklung erneuerbarer Energien wird auch die Nutzung des verbleibenden Wasserkraftpotenzials in Deutschland über das EEG finanziell gefördert. Neben Erneuerungen alter Wasserkraftwerke werden neue Wasserkraftwerke überwiegend an kleinen Flüssen gebaut, die zumeist nur eine geringe Leistung haben. Diese Projekte werden auf örtlicher Basis entschieden, ohne einerseits die Auswirkungen auf das jeweilige Flusssystem zu betrachten, oder andererseits den Nutzen der Elektrizitätserzeugung gegen die Schäden abzuwägen.

Obwohl offiziell erkannt wurde, dass die Flüsse Deutschlands den Guten Ökologischen Zustand überwiegend wegen hydromorphologische Belastungen verfehlen, wird bisher das Vorhandensein bzw. der Zubau von Wasserkraftwerken nicht als Belastungsfaktor untersucht.

Daher ist dieser Zubau an Wasserkraftwerken derzeit auch kaum durch übergeordnete Planungen des Gewässerschutzes untersetzt, z. B. durch Priorisierungen von Flusssystemen, noch ist er mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie abgestimmt. Voraussetzung dafür wäre das Vorhandensein einheitlicher und geprüfter Datenbanken, die auf Landes- und Bundesebene aber überraschenderweise nur teilweise und unvollständig existieren.

Der Vortrag zeigt einerseits, welche Schwierigkeiten mit der Sammlung von Daten zu Querbauwerken und Wasserkraftwerken verbunden sind, und andererseits, welche Chancen die integrierte Auswertung solcher gewässerbezogener Daten bietet.

Mögliche Ursachen extremer *E. coli* Grenzwertüberschreitungen an EU Badestellen des Elbeästuars

Jessica Ramm; Anne Mazick

Landkreis Cuxhaven

Generell wird die Badegewässerqualität im Landkreis Cuxhaven als ausgezeichnet eingestuft. Dies basiert auf jahrelangen Fäkalkeim-Messungen während der Badesaison nach EG-Badegewässerrichtlinie. Allerdings erzielten im Frühjahr 2018 elf von 24 EU-Badestellen des Landkreises Cuxhaven in der Saisonvorprobe erstmals extrem erhöhte Werte des Indikatorparameters *E. coli*, welche im Messbereich eines Kläranlagen-Ablaufes lagen (>34660 KBE/100 ml). Zeitgleich zeigten die Landkreise Friesland, Wilhelmshaven und Nordhorn geringfügige Überschreitungen der Grenzwerte für *E. coli* im Mai. Intestinale Enterokokken lagen hingegen im Normalbereich. Die durch das Niedersächsische Landesgesundheitsamt (NLGA) ermittelten Werte waren bis auf eine Badestelle in anschließenden Nachproben unauffällig. Laut dem NLGA waren bereits im Jahr 2015 die Küsten-Landkreise Wittmund, Friesland und Aurich ebenfalls von Überschreitungen betroffen gewesen, aber nicht in diesem hohen Ausmaß. Die Hochmeldung der Badegewässerproben der Badesaison 2018 nach Nds BadegewVO führt nach Auswertung der Daten der letzten fünf Jahre an fünf EU Badestellen des LK Cuxhaven zu einer erheblichen Verschlechterung der Badegewässerqualität. Diese Herabstufung ist auf die deutliche, punktuelle Fäkalkeimbelastung in der Saisonvorprobe zurückzuführen. Eine Verunreinigung dieses Ausmaßes war weder in den Proben der vorangegangenen Jahre noch in den anschließenden Beprobungen 2018 oder bislang in 2019 wieder aufgetreten.

Um die Belastungsursache herauszufinden und die gute Badegewässerqualität zu erhalten, wurde eine Task Force mit Vertretern des Gesundheitsamtes, der Unteren Wasserbehörde, des NLGA, des NLWKN, Vertretern des Landvolkes und der Landwirtschaftskammer gegründet und Untersuchungen eingeleitet. Mögliche zu benennende Faktoren sind beispielsweise die Wetterbedingungen – ein vergleichsweise warmer April 2018, Starkregenereignisse vor der Probennahme, aber auch diffuse Einträge durch dezentrale Abwasseranlagen und dem stark anthropogen beeinflussten Binnenland, vermehrte Gülleausbringung bedingt durch den Güllestau im regnerischen Herbst – Winter 2017/2018 und einem darauffolgenden Dürresommer 2018.

Im zweiwöchigen Rhythmus der EU-Badegewässerproben wurden an vier Terminen Juli - September 2018 jeweils Wassermischproben (aus Oberflächenwasser in 0-0,5 m Wassertiefe) an vier betroffenen EU Badestellen und den zugehörigen Sielen gezogen und auf allgemein physikalisch-chemische Parameter und Fäkalkeime untersucht.

Die Messungen zeigten keine Korrelation zwischen den allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern und der Mikrobiologie an den Messstellen, sowie Nährstoffe / Mikrobiologie der Siele und angrenzenden Badestellen. Lediglich am Siel Spieka-Neufeld korrelierte eine erhöhte Gesamt-N-Konzentration mit erhöhten *E. coli* Werten. Im Frühjahr 2019 wurde mit Beginn der Badesaison eine erneute Beprobung an zwei betroffenen EU Badestellen sowie deren Vorflutern in den Einzugsgebieten durchgeführt.

Klein- und großskalige genetische Untersuchung von Groppe- Populationen (*Cottus gobio*) in Sachsen

Luise Richter¹; Clemens Kuhnitzsch¹; Susanne Worischka¹; Thomas Berendonk¹; Sascha Krensek²

¹ TU Dresden, Institut für Hydrobiologie; ² UFZ - Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH

Obwohl die Groppe (*Cottus gobio*) über weite Teile Mitteleuropas verbreitet ist, gehört sie als FFH-Art zu den bedrohten Fischarten. Die Groppe gilt als ortstreu und wandert nur sehr wenig, weshalb vor allem stark isolierte Populationen durch anthropogene Einflüsse zu verschwinden drohen. Da die Art nicht von fischereiwirtschaftlichem Interesse ist, blieben die Populationen von Besatzmaßnahmen unbeeinflusst und wurden bereits häufig zur Untersuchung fragmentierter Gewässersysteme oder postglazialer Wiederbesiedlungsprozesse herangezogen. Dabei wurden sowohl auf klein- als auch auf großskaligem Raum teilweise starke genetische Unterschiede zwischen den Populationen nachgewiesen, wobei typischerweise Populationen aus Flussoberläufen eine geringere genetische Diversität aufwiesen und dementsprechend stärker gefährdet sein könnten.

Das Projekt MoBI-aqua beschäftigt sich mit aquatischen invasiven Neozoen in der sächsisch-tschechischen Grenzregion, in der die Schwarzmundgrundel als direkter Konkurrent der Groppe eine zusätzliche neue Bedrohung darstellt. Mit dem Ziel, die Verbreitung von *Cottus gobio* und ihren Gefährdungsstatus in Sachsen besser einschätzen zu können, sowie gegebenenfalls genetisch eigenständige Populationen zu identifizieren, wurden insgesamt 30 Populationen aus sechs Flusssystemen des sächsischen Elbe-Einzugsgebiets sowie eine Population aus der tschechischen Moldau und eine Population aus dem Oder-Neiße-Einzugsgebiet untersucht. Dabei wurden einige Gewässer entlang des Flusslaufs mit nur wenigen Kilometern Abstand zueinander beprobt, um zusätzlich zum Vergleich der einzelnen Flusssysteme auch Aussagen über die genetische Diversität und Differenzierung zwischen Populationen des Ober- und Unterlaufs treffen zu können. Unter Einbeziehung von Sequenzdaten früherer Studien zeigen erste Ergebnisse aus den Analysen der mitochondrialen DNA, dass ein „Elbe-Haplotyp“ in weiten Teilen der Flussunterläufe verbreitet ist und zwischen diesen Unterläufen und den Oberläufen signifikante Differenzierungen auftreten. Weiterhin besteht in manchen Flussoberläufen, wie erwartet, eine geringere genetische Diversität als in den Unterläufen. Trotz der potentiellen Verdriftung einiger Individuen nach Hochwasserereignissen und einer scheinbaren Wiederausbreitung, sind in den letzten Jahren einige Groppepopulationen verschwunden. Durch die sich derzeit in der Elbe und den Unterläufen einiger Zuflüsse ausbreitende Schwarzmundgrundel, könnten die Groppepopulationen in den Flussunterläufen weiter schwinden. Dadurch würde ein Austausch mit Populationen in den Flussoberläufen minimiert und die genetische Diversität der im Oberlauf lebenden Populationen eventuell durch erhöhte Inzucht und genetische Drift weiter reduziert. Eine mögliche Folge dessen wäre eine verringerte Fitness und Anpassungsfähigkeit dieser Populationen an sich verändernde Umweltbedingungen.

Spatial and temporal heterogeneity of nitrogen uptake in gravel bed streams

Ute Risse-Buhl¹; Christine Anlanger¹; Christian Noss²; Andreas Lorke²; Daniel von Schiller³; Markus Weitere¹

¹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ; ² Universität Koblenz-Landau, Campus Landau;

³ University of the Basque Country (UPV/EHU)

In headwater streams, nitrogen (N) is effectively removed from the water column and taken up by autotrophic and heterotrophic organisms. Most of this biologic activity is associated to biofilms growing on mineral surfaces (i.e., streambed sediments of different grain sizes) and organic matter (i.e., wood, leaves or fine benthic organic matter). The distribution of these compartments is affected by the stream hydromorphology such as the characteristic riffle – pool sequence in gravel bed streams. Riffles are fast flowing habitats dominated by coarse substrata, whereas pools are slow flowing habitats with higher water depth where fine gravel, sand and organic debris accumulate. Moreover, background nutrient concentration and season are expected to affect community composition and, in turn, its activity regarding N uptake. To investigate the role of spatial and temporal heterogeneity on N uptake, we performed whole-reach ¹⁵N-labelled ammonium injections in two mountainous streams differing in background nutrient concentration during two seasons (summer and spring). Uptake rates and stocks of six compartments, namely epilithon, bryophytes, roots, fine benthic organic matter (FBOM), leaf and wood biofilms, were estimated. Standing stocks in both streams and seasons were dominated by FBOM, whereas epilithon made up less than 5%. Despite the low epilithon stock, N uptake by epilithon made up 75% of whole-reach N uptake in spring. Leaf litter, wood and fine benthic organic matter (FBOM) contributed to the same proportion of whole-reach N uptake in summer. This seasonal pattern was characteristic for both streams. Uptake rates in riffles were 1.3 to 2.6 times higher than in pools for both streams and seasons. Our data suggest that epilithon is important for N uptake in gravel bed streams especially in spring. Contrasting uptake rates in riffles and pools suggest habitat configuration to be an important driver of N uptake and retention in streams.

Analyse von nicht-linearen Dynamiken in Ein-Art Systemen

Tobias Romankiewicz; Johannes Werner; Hartmut Arndt

Universität zu Köln, Institut für Zoologie

Die hohe Biodiversität von Plankton, bei gleichzeitig geringer Diversität limitierender Umweltbedingen, stellt ein Paradoxon dar. Organismen sind sowohl von Umgebungsfaktoren, als auch von intrinsischen Populationsstrukturen abhängig. Dies führt zu Populationsdynamiken welche ein nicht-lineares Verhalten aufweisen können. So kann die Population eine gedämpfte Oszillation aufweisen, wodurch sich die Abundanz der Umweltkapazität annähert oder stabile Grenzzyklen bei denen die Abundanz ständig um die Umweltkapazität fluktuiert. Sie kann allerdings auch irreguläre Schwankungen aufweisen, welche durch deterministisches Chaos hervorgerufen werden können. Theoretische Arbeiten weisen darauf hin, dass diese nicht-linearen Prozesse einen entscheidenden Faktor für die hohe Biodiversität darstellen könnten. Bisher gibt es allerdings nur wenige experimentelle Belege hierfür.

Verursacht ein von invasiven Arten eingeschleppter Parasit das Aussterben der mitteleuropäischen Form von *Theodoxus fluviatilis*?

Louisa Rothmeier¹; Burkard Watermann²; Andreas Martens¹; Karsten Grabow¹; René Gergs³

¹ Pädagogische Hochschule Karlsruhe; ² LimnoMar Labor für limnische und marine Forschung; ³ Umweltbundesamt

Die Gemeine Kahnschnecke *Theodoxus fluviatilis* ist in Mitteleuropa weit verbreitet. In Deutschland kam sie ursprünglich in allen großen Flusssystemen vor, zeigt mittlerweile jedoch einen negativen Entwicklungstrend. Aus dem Rhein verschwand sie im Jahr 1995 aus bisher ungeklärten Gründen. Im Jahr 2006 wurde *T. fluviatilis* im Bereich von rund 20 Rhein-Kilometern um Mainz wieder nachgewiesen. Aufgrund der Schalenzeichnung, die sich von derjenigen der Anfang der 90er Jahre im Oberrhein vorkommenden *T. fluviatilis* stark unterscheidet, sind genetische Analysen der nun auch im Rhein bei Karlsruhe nachgewiesenen Form durchgeführt worden: Die seit 2006 wieder im Rhein vorkommenden Individuen gehören phylogenetisch zur Art *T. fluviatilis*, jedoch sind diese einer in der Donau vorkommenden Form der Art zuzuordnen. Es wird angenommen, dass die Donauform von *T. fluviatilis* durch Schiffsverkehr über den Main-Donau-Kanal in den Rhein transportiert wurde. Aktuell sind Populationen dieser Form im Rhein in Ausbreitung begriffen, während sich die ursprünglich im Rhein heimische, sog. mitteleuropäische Form, lediglich noch in kleineren, nicht schiffbaren Zuflüssen findet. Im Zuge einer Untersuchung zu den unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen der beiden Formen von *T. fluviatilis* wurden im August und September 2018 jeweils sieben Standorte der Tiere hinsichtlich abiotischer und biologischer Parameter miteinander verglichen. Eine histologische Untersuchung gesammelter Individuen ergab im Falle der mitteleuropäischen Form von *T. fluviatilis* teilweise sehr hohe Infektionsraten (8 - 90 %) mit dem parasitischen Trematoden *Bucephalus polymorphus*, was akute Organschädigungen der Tiere zur Folge hat, während Individuen der Donauform geringe Parasitierungsraten (2 - 8 %) und keine durch *B. polymorphus* hervorgerufenen Organschäden aufwiesen. *B. polymorphus* ist ein parasitischer digener Trematode, dessen Lebenszyklus zwei Zwischenwirte und einen Endwirt beinhaltet. Als erster Zwischenwirt ist bisher nur die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* bekannt, jedoch wird die Möglichkeit anderer Muschelarten als Zwischenwirte für *B. polymorphus* diskutiert. Zweiter Zwischenwirt und Endwirt können eine Vielzahl an Fischarten sein, hier wird vor allem die Schwarzmundgrundel *Neogobius melanostomus* als Wirt hervorgehoben. Das Vorkommen von *B. polymorphus* wird als eng an das von *D. polymorpha* und *N. melanostomus* gebunden beschrieben, was die Vermutung nahelegt, dass der Parasit durch die Ausbreitung dieser beiden invasiven pontokaspischen Arten ins Rheinsystem gelangte. Da zudem eine Infektion der Schnecke *T. fluviatilis* mit dem Parasiten vor dieser Arbeit noch nicht beschrieben wurde liegt die Vermutung nahe, dass *B. polymorphus* eine Rolle hinsichtlich des Aussterbens der mitteleuropäischen Form von *T. fluviatilis* spielen könnte.

Problem Schwefelwasserstoff. Erfolg mittels Störungsregime!?

Tilman Rott

terre nouvelle - Büro für angewandte Ökologie Dresden, Schlüterstr. 29; info@terre-nouvelle.de

Keywords: Urbanes Flachgewässer, H₂S, Makrophytensukzession, selektives Seemanagement, Sedimentmineralisierung, Systemstörung

Einleitung

Im Jahr 1935 entstand in Ingolstadt a. d. Donau beim Kiesabbau der 13 ha große Auwaldsee mit einer Gewässertiefe von durchschnittlich 1,5 m und maximal 3 m. Wie die meisten urbanen Seen der Region speist sich der Auwaldsee aus dem ersten Grundwasseraquifer. Das CaCO₃-reiche Grundwasser hat bezüglich des TP mesotrophen bis eutrophen Status. Mit der Inbetriebnahme der Staustufe Vohburg (1992) stieg der Seespiegel innerhalb von Monaten um über 1 m an, um bis 2019 um weitere 0,3 m anzuschwellen. Zeitgleich wurde der Grundwasserstrom nach Osten parallel zur Donau abgelenkt. Infolgedessen stagnierten Grundwasser und Bodenkörper, verlängerte sich die Wasseraustauschzeit, weshalb das Sauerstoffpotenzial ab-, das Nährstoffangebot und der Salzgehalt zunahmen. Diese Umweltbedingungen benachteiligten *Chara intermedia* gegenüber *Potamogeton pectinatus*, so dass die Art bis 1999 über 80% des Seegrundes dominierte (Seifert 1998). Im Laufe der Zeit lagerten sich Hunderte von Tonnen Biomasse am Grund ab, wodurch sich ein anaerobes Milieu etablierte, das durch Bildung von Schwefelwasserstoff (H₂S) die Gesundheit der Menschen gefährdete.

Maßnahmen zur Seetherapie

Anfang 1999 genehmigte die Stadt Ingolstadt die Sanierung des Sees. Ziel war und ist es, die H₂S-Konzentration flächendeckend zu minimieren. Daher wurde im selben Jahr ein Membranschlauch-Belüfter in Betrieb genommen und eine Teilentkrautung mittels Mähbalkenboot durchgeführt. Nachdem sich das Belüftungssystem nach einigen Jahren als technisch zu anfällig erwies und zudem die H₂S-Konzentration sowie die Biomasse von *P. pectinatus* anstiegen, wurde die Belüftung eingestellt. Stattdessen wurde der Einsatz des Mähbootes ungerichtet ausgeweitet, bis im Jahr 2004 ein Fischsterben die Einführung der Mahdkontrolle erzwang und so eine gezielte Auswahl der zu mähenden Flächen ermöglichte. Parallel wurden Varianten des Stoffaustrages geprüft, woraufhin 2009 ein Ablaufbauwerk seinen Betrieb aufnahm. Ab 2011 wurde die Ökosystemsteuerung mittels Vollernter und Schleppsense weiter optimiert.

Material und Methoden

Feldmessung, Probenahme und Wasseranalyse wurden gem. LAWA 2004 bzw. dessen Vorläufer durchgeführt. Zwischen 1999 und 2001 generierte terre nouvelle im Auftrag des WWA Ingolstadts (Rott 1999-2001) die Basiswerte bezüglich Trophie, Makrophyten (z. B. Tab.1; P-Gehalt von *P. pectinatus*), Biomasseverteilung und -struktur sowie Sedimentkennwerte. Das Sediment wurde im Rahmen der Makrophytenaufnahme mittels Stechproben an mehreren Stellen bestimmt (BAG 1994 ff.).

Tab. 1: Kennwerte der Biomasse (Analyse: Labor WWA Ingolstadt im Jahr 2001. Anteil von *P. pectinatus* am Schnittgut ca. 95%)

	Frischgewicht	Lufttrocknung	Trockensubstanz	Glühverlust	Gesamtphosphor	
Probestelle	kg/m ²	kg/m ²	kg/m ²	%	mgTP/kgTS	mgTP/m ²
PS 1	2,700	1,075	0,462	57,05	994	459,48
PS 2	2,350	0,856	0,290	80,77	707	205,28
PS 3	8,000	2,882	1,040			
PS 4	1,250	0,333	0,128			

Zur Entnahme des Porenwassers diente ein Bohrgestänge mit perforierter Spitze und Unterdruckpumpe. Entnahmeort war die grundwasserfreie Probestelle SE (siehe Abb.9 u. 10). Die Aufnahme der Makrophyten erfolgte nach der Transektmethode mittels Pressluftflaschen. Eine Auswahl der Literatur zur Bestimmung der Makrophyten wird am Ende aufgelistet.

Die Mahdtechnik bestand aus Mähbalkenboot, Vollernter (2 t Pflanzenbunker) und Schleppsense (Doppelsense mit > 4 m Arbeitsbreite). Der selektive Einsatz des Mähbootes erfolgte in Abhängigkeit folgender Parameter: Mindestbiomasse, Durchströmbarkeit von Ost nach West, Dominanz von *P. pectinatus* und vertikaler Zirkulation. Die Schleppsense kam zur Anwendung, wo Massenentwicklung von *P. pectinatus* und/oder H₂S auftraten. Ihr Einsatz verfolgte den Zweck, ähnlich der Flutwirkung der Donau, Flächen zur Wiederbesiedlung zu schaffen.

Ergebnisse

Die Belastung des Gewässers wird anhand der Abbildungen 1 und 2 beispielhaft dargestellt. Demnach stieg die elektrische Leitfähigkeit von 1999 von etwa 1000 µS/cm bis 2006 auf bis zu 1500 µS/cm an, um dann allmählich auf Ausgangsniveau abzusinken. Die Befunde korrespondierten mit den Werten des Grundwasserzustroms in hohem Maße, so dass sich der See in einen grundwasserbeeinflussten West- und einen Ostteil (inkl. Zentrum) differenzieren lässt.

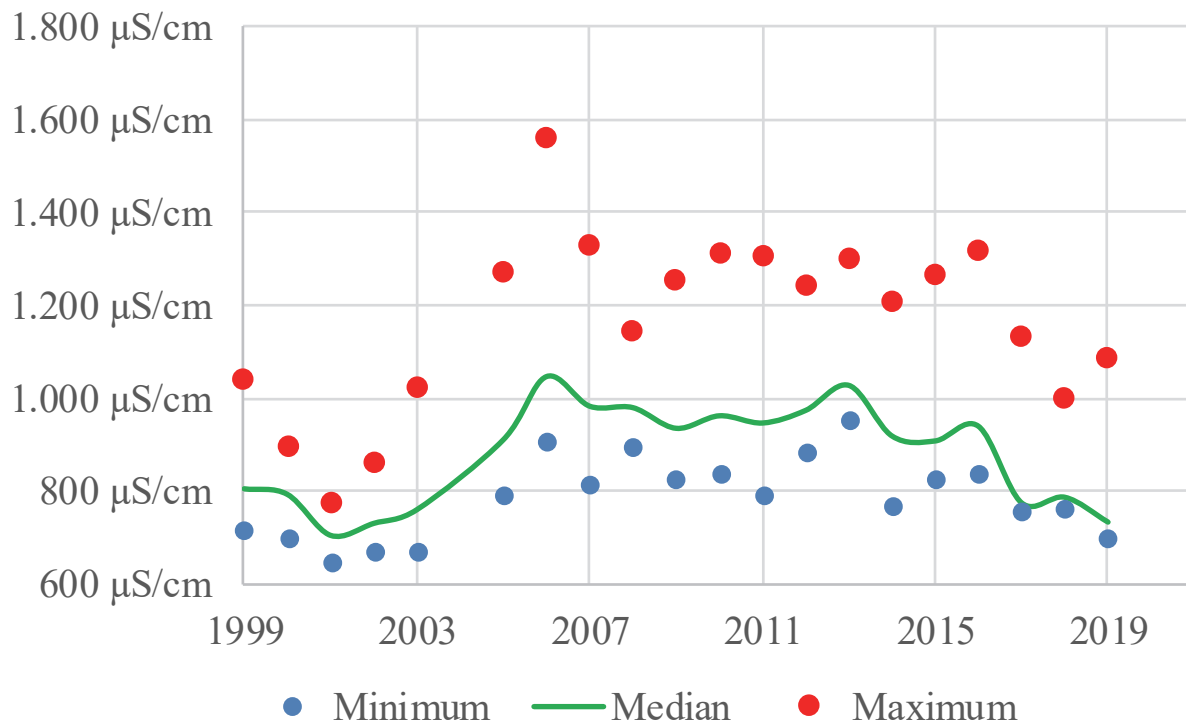


Abb. 1: Elektrische Leitfähigkeit im Freiwasser seit 1999 (N=360)

Die Biomasse (Nassgewicht; Abb.2) der Pflanzenbestände setzte sich bis 2007 zu über 90% aus *P. pectinatus* zusammen (MI: 4,5), während *C. intermedia* auf Restbestände beschränkt war. Ab 2007 wandelten sich die Einsichtbestände durch Rückwanderung von *C. intermedia* u.a. Arten zu Mehrschichtbeständen. Bis zum Jahr 2019 konnten weitere 14 Arten dokumentiert werden, so dass der Artenaspekt zurzeit bis zu 19 Arten umfasst. Z. B. breitete sich *Nitellopsis obtusa* unterhalb 2,5 m Tiefe im Ostteil aus, während *Chara hispida* seit dem Jahr 2017 in *C. intermedia*-Beständen in 1,5 bis 2,5 m an Fläche gewinnt. *Hottonia palustris* und *Hippuris vulgaris* wurden am beschatteten Südufer des Westteils bis in 2 m Tiefe dokumentiert. Zudem siedelten *Utricularia vulgaris* *agg. vulgaris* und *U. vulgaris* *agg. australis* räumlich nebeneinander im gesamten See. Gleiches trifft auf *Myriophyllum spicatum* und *M. verticillatum* zu, die allerdings eher Nester bildeten. Tendenziell ist eine Zunahme von *M. verticillatum* zu verzeichnen, während *U. vulgaris* *agg. vulgaris* in den letzten Jahren nicht mehr nachzuweisen war.

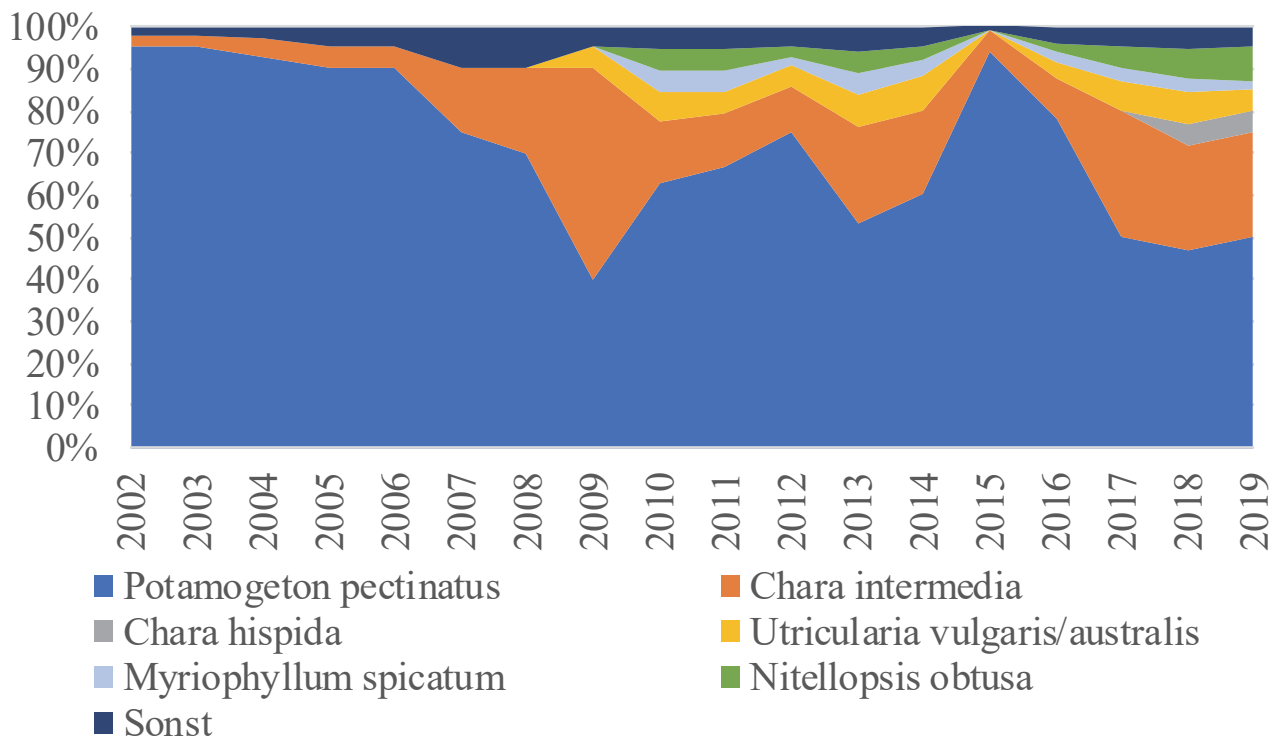


Abb. 2: Relativer Vergleich der Biomasse im Zentrum (Tiefe: 2-3 m)

Die beschriebene Dynamik (Abb.2) wird in Abbildung 3 durch Werte belegt. Der Höhepunkt der Biomasseentwicklung bei *P. pectinatus* war 2003 erreicht. Grundsätzliche Änderungen zeigten sich ab 2007 durch massive Abnahme der Biomasse bei gleichzeitigem Anstieg der Entnahmemenge und Minimierung des im See verbleibenden Schnittgutes. Bis 2019 konnten dem See ca. 1336 t Biomasse (Nassgewicht) und ca. 127 kg Phosphor entzogen werden (Ausgangswerte: Tab.1). Das Erntegut wurde zur Gewinnung von Erde kompostiert.

Die Änderung des Pflanzenbestandes führte ab 2009 zu einer Erhöhung der Maximalwerte bei BSB₅, wogegen die Befunde von Phosphor und Stickstoff im Freiwasser geringe Änderungen aufwiesen. Das Augenmerk richtete sich aufgrund der Ergebnisse der Porenwasseruntersuchung zwischen 1999 und 2009 an der Probestelle SE auf das Sediment. Abbildung 4 bildet die TP-Konzentration ab, die von maximal 300 µgTP/l 1999 auf ca. 30 µgTP/l 2003 sank, um bis 2010 auf über 1000 µgTP/l anzusteigen, ohne dass eine signifikante Zunahme der TP-Konzentration im Freiwasser zu beobachten war. Im weiteren Verlauf des Projektes wurden die Sedimententwicklung im Seezentrum fotodokumentarisch festgehalten sowie das Grundwasser untersucht.

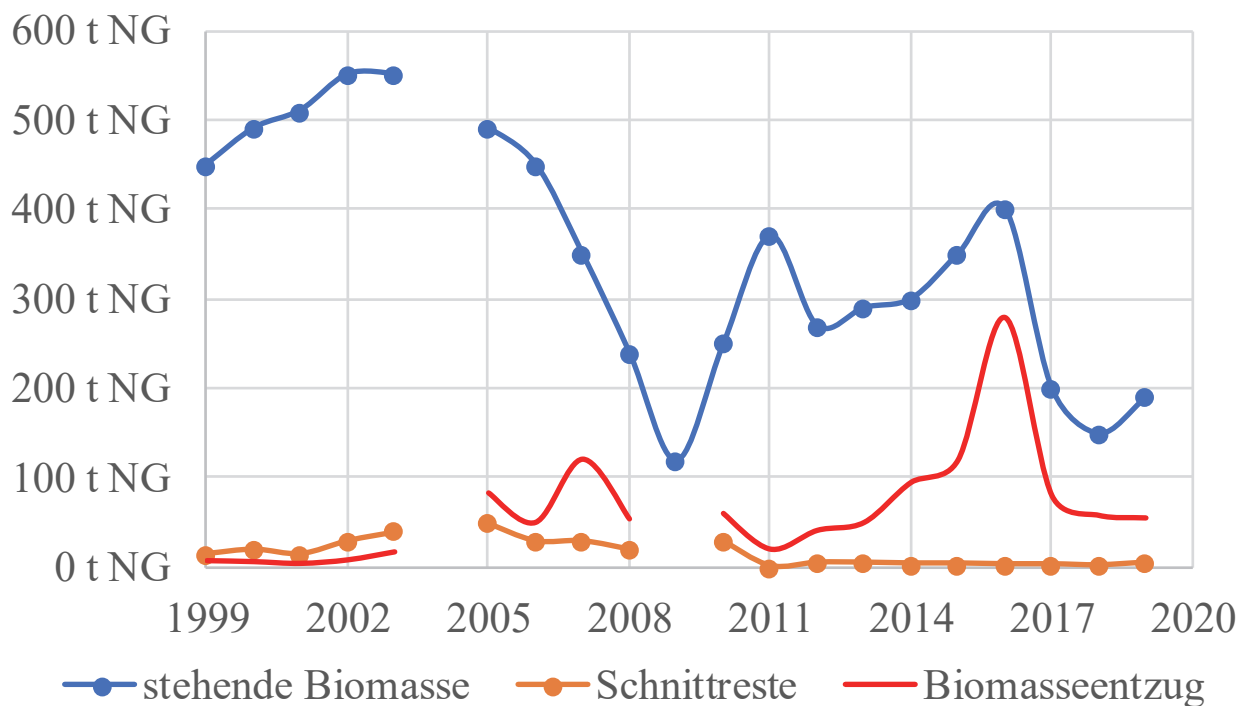


Abb. 3: Kennwerte der Mähaktionen

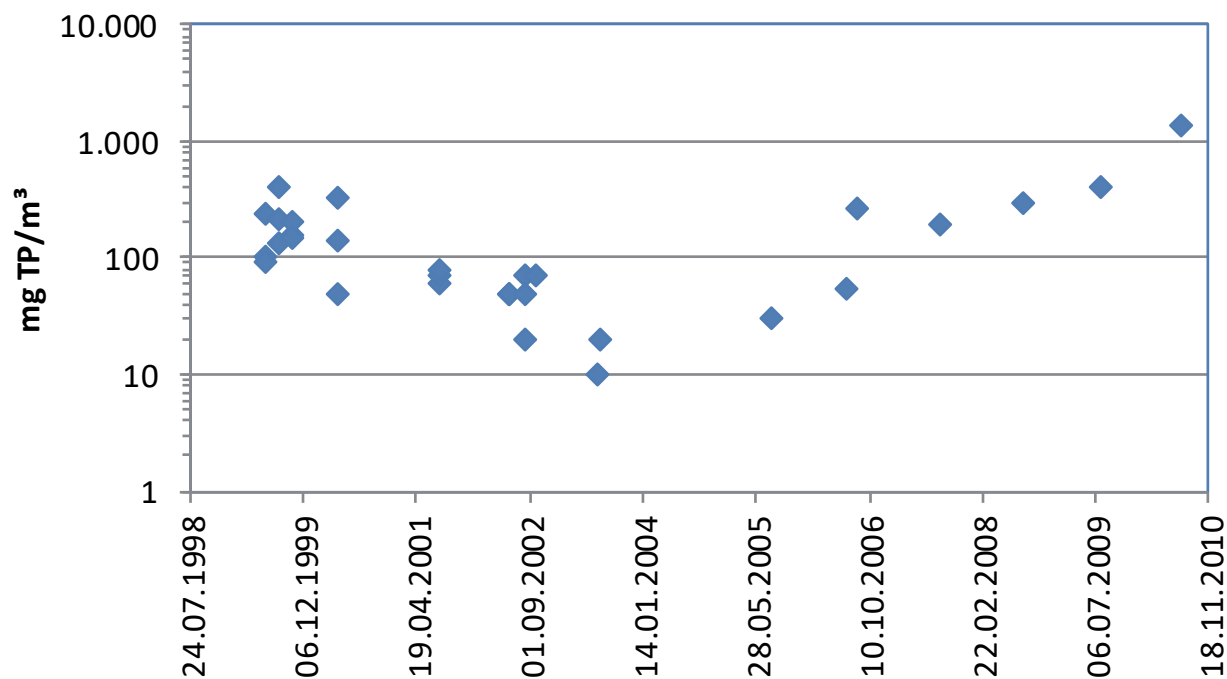


Abb. 4: Gesamtphosphor TP im Porenwasser der Probestelle SE (N=32)

Im Jahr 2002 befand sich im Zentrum des Ostteils eine ca. 0,5 m mächtige, dunkle Schlammschicht (Abb.5 linkes Foto). Bis 2011 verringerte sich die Schicht auf ca. 0,2 m, wobei die Farbe von hellgrau bis braun aerobe Verhältnisse widerspiegelte (Abb.5 mittiges Foto). Nachfolgend setzte sich der Prozess fort, infolgedessen das Sediment 2018 nur noch eine 0,02 bis 0,05 m dicke Schicht bildete, die farblich von Weiß bis Ockerbraun variierte (Abb.5 rechtes Foto).



Abb. 5: Das Sediment im Zentrum. Fotoreihe: Links 2002; Mitte 2011; rechts: 2018

Der TP-Gehalt des Grundwassers im Zu- und Abstrom wird in Abbildung 6 dargestellt. Die TP-Befunde des Abstroms liegen i.a. über den Befunden des Zustroms. Im Jahr 2019 erreichte die Konzentration im Zustrom bis zu 30 $\mu\text{gTP/l}$, im Abstrom maximal 290 $\mu\text{gTP/l}$. Ähnliche Phänomene liegen für andere Parameter wie Eisen, Ammonium vor, wogegen an Sulfat im Zustrom ca. 66 mg/l, im Abstrom ca. 4 mg/l nachgewiesen wurden.

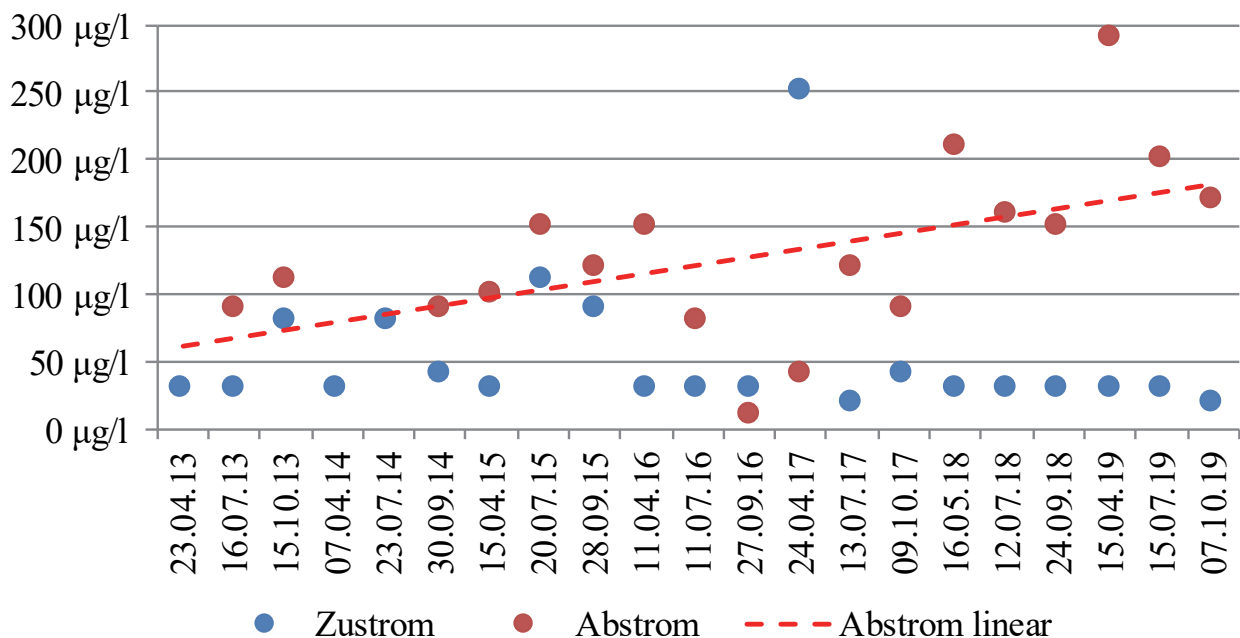


Abb. 6: Gesamtphosphor TP im Grundwasser (N=48)

Die H₂S-Konzentration (Abb.7) mit einem Maximum von über 13 mg/l nahm seit 1999 nicht signifikant ab. Die räumliche Verteilung vermittelt ein anderes Bild. In Abbildung 9 und 10 werden die Entwicklungen der ständig durch H₂S gefährdeten Flächen gegenübergestellt. Im Jahr 1999 betrug deren Fläche ca. 35000 m², im Jahr 2019 ca. 5000 m².

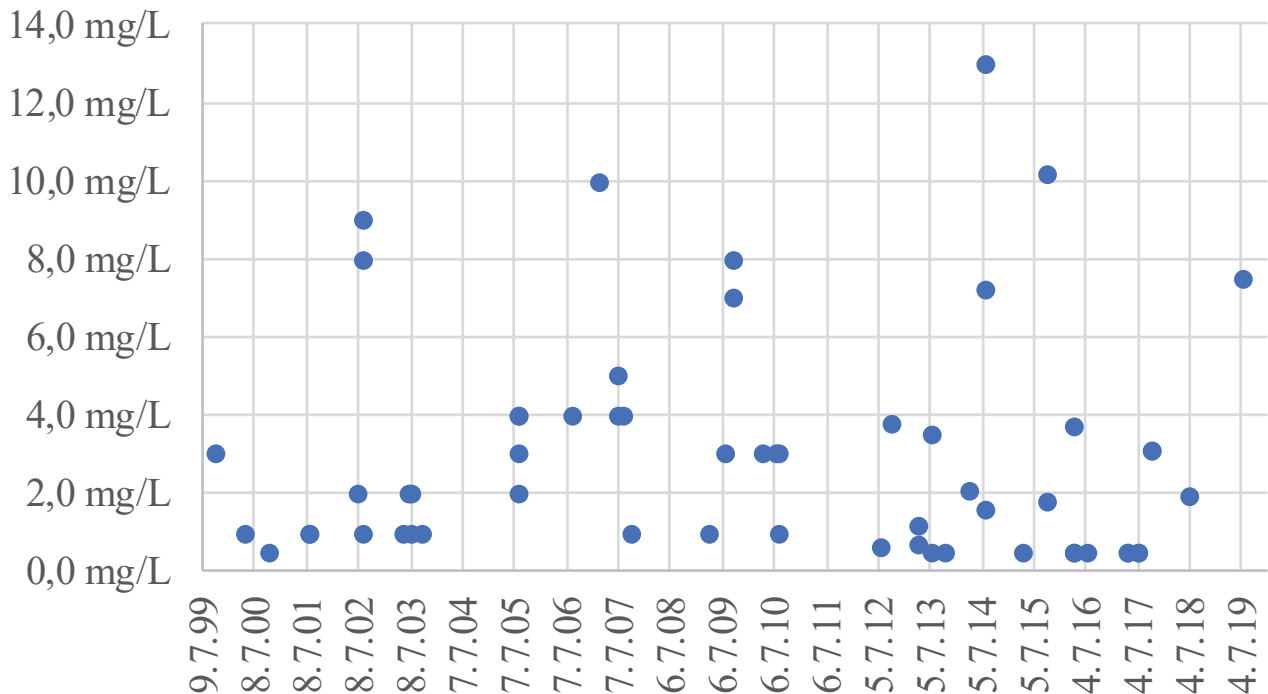
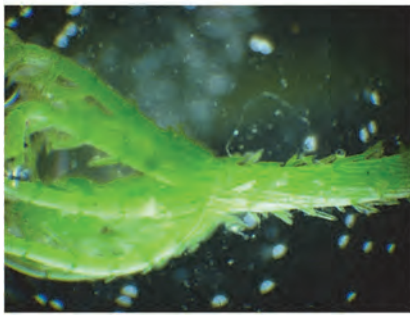


Abb. 7: H₂S-Konzentrationen seit 1999 ohne Verortung

Neben der Verkleinerung der H₂S-Flächen spielte der Mahdzeitpunkt (i.d.R. Juli) für die Entwicklung der Makrophytenbestände eine Rolle. *Utricularia* sp. reagierte i.d.R. als Erste mit der Bildung von blütentragenden Trieben, die noch im August die Wasseroberfläche durchstießen. Eine rasche Reaktion zeigten auch die Armleuchteralgen, die sich auf gemähten Flächen ausbreiteten. Zuletzt erholte sich *P. pectinatus* vom Schnitt durch Bildung neuer Seitentriebe bzw. der Entwicklung von Sprösslingen im September. Da die Produktion der Makrophyten aufgrund milderer Winter fort dauert, bildete *P. pectinatus* bereits im April die Oberschicht der Bestände. In der Mittelschicht standen *Myriophyllum spicatum* und *U. australis*, während in der Unterschicht *C. intermedia*, *C. hispida* oder in größeren Tiefen *N. obtusa* ausharrte, bis die Beweidung mittels „Mähkuh“ einen neuen Prozess in Gang brachte.

Die H₂S-Flächen im Westteil reagierten nach dem Einsatz der Schleppsense in Abhängigkeit vom Grundwasser. Bei direktem Einfluss, also bei Quellnähe, verstärkt sich zwar die Besiedlung, endet zumeist aber mit der Dominanz benthischer Cyanobakterien.

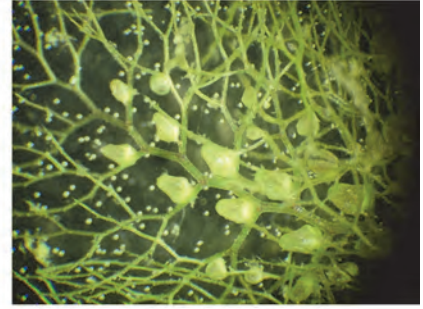
Bei gesensten Zonen ohne direkten Grundwasserzustrom ist die Dominanz benthischer Cyanobakterien möglich, verläuft aber unstet. Häufig befreien sich *C. intermedia* und *P. pectinatus* durch Längenwachstum aus der Bedrohungslage. Bestände von *C. intermedia* entwickelten Wuchshöhen von 1,2 m. Die Gegenbewegung setzt i.a. bei Extremtemperaturen mit der Bildung von H₂S ein.



Chara hispida



Chara intermedia



Utricularia australis

Abb. 8: Fotoreihe 2018 (Aufnahme: Fr. Breitenstein)

Diskussion

Erfolg durch Störungsregime!? Dieser etwas provokante Satz im Titel wird bejaht, da sich die H₂S-Problematik gemäß Sanierungsziel im Ostteil des Gewässers fundamental entspannt hat. Ebenso zeigen Rück- und Neubesiedlung von Arten, dass sich zerstörte Nischen regenerieren konnten (Abb.9, Abb.10). Die Mineralisierung des Sedimentes im Zentrum des Sees ist dafür ein weiterer sichtbarer Ausdruck. Dass diese Dynamik kaum Veränderungen der Nährstoffsituation im Freiwasser zeitigte, wird dem Ablaufbauwerk, der konsequenten Stoffentnahme (Mähboot) und dem Stofftransport des Grundwassers zugeschrieben.

Aufgrund der dargestellten Dynamik im Grundwasser und bei den Makrophyten wird für die kommenden Jahre eine neue Arbeitshypothese formuliert: Der Auwaldsee hat sich vom Nährstoffspeicher zur Nährstoffquelle gewandelt und befindet sich in einer Phase der Reoligotrophierung. Der Pflanzenbestand dürfte sich entsprechend weiterentwickeln, sofern das neue dynamische Gleichgewicht die Makrophyten weiterhin gegenüber dem Phytoplankton bevorteilt und so längerfristig ein direkter Einfluss auf die Entwicklung von H₂S genommen werden kann.

Ob das entstandene System Herausforderungen wie fortwährendem Pegelanstieg und steigender Lufttemperatur gewachsen ist, werden zukünftige Untersuchungen zeigen müssen, doch die Flexibilität des selektiven Seemanagements macht Hoffnung. Das Ökosystem wird heute durch ein Weidesystem bestimmt, dass wie das Ablaufbauwerk systemische Stoffverluste ermöglicht. Die Beweidung („Mähkuh“) wird als systemimmanente, die Katastrophenflut (Schleppsense) als externe Störung angesehen. Eine ähnliche Dynamik beschrieb Remmert (1988), der das Klimaxstadium des Forstes behandelte, hinsichtlich der hierarchischen Wirkung von Störungen (Katastrophen) aber eine vergleichbare Verjüngung beschrieb. Im Falle des Auwaldsees wurde die Dominanz von *Potamogeton pectinatus* zum Klimaxstadium (Remmert 1985) erhoben, welches mittels Störungen immer wieder zu verjüngen ist. Ergänzend zu Remmerts Konzept sind das Gap-System (Clearly et al. 1978) sowie das Patch-Dynamic-System (Levin et al. 1993) zu nennen.

Mittlerweile zeitigt das selektive Seemanagement (Störungsregime) bei richtiger Anwendung der Technik auch in anderen Seen Erfolg. Ein Verbot des Schleppsenseinsatz durch staatliche Stellen verweigert der Praxis daher eine Eingriffsmöglichkeit bei der Verringerung von H₂S wie auch im Artenschutz (Remmert 1991), ohne im Gegenzug praktikablen Ersatz anzubieten.

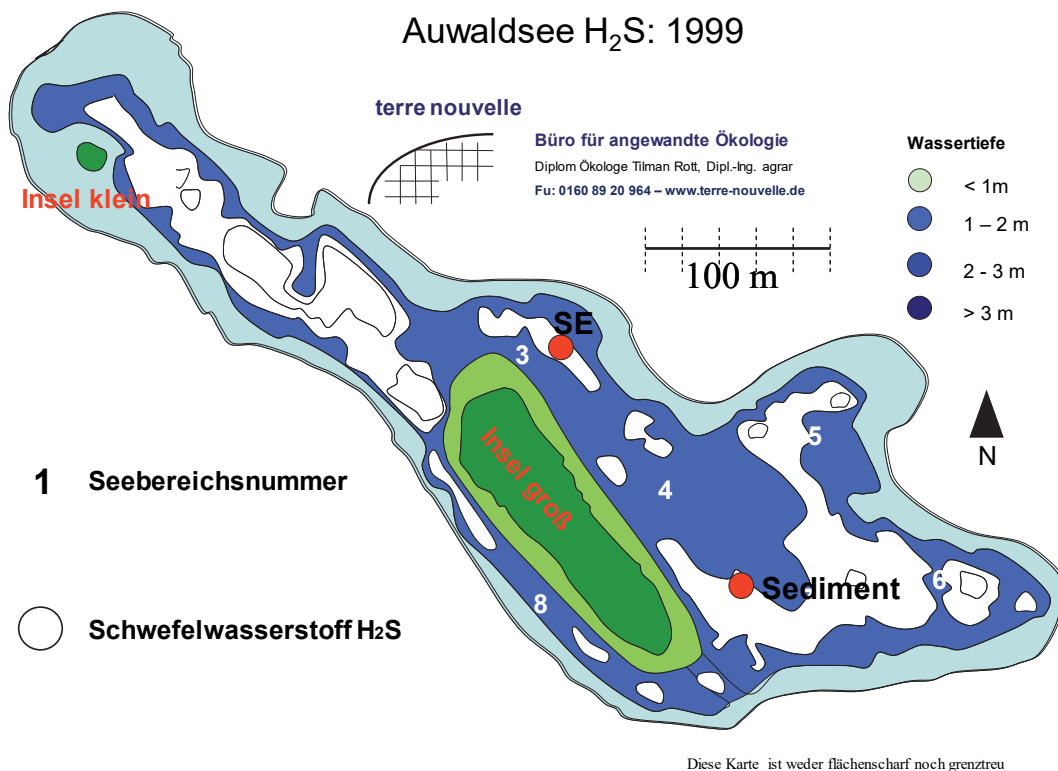


Abb. 9: Karte 1 - H₂S-Flächen im Jahr 1999

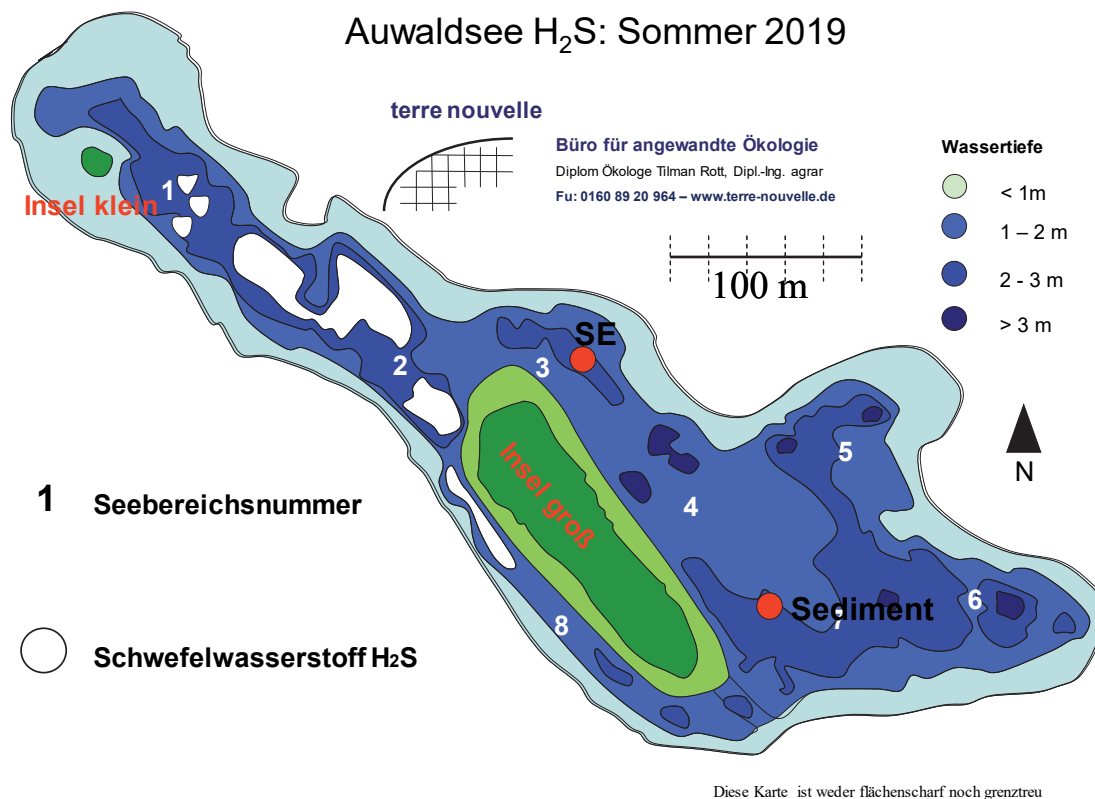


Abb. 10: Karte 2 - H₂S-Flächen im Jahr 1999

Danksagung

In diesem Rahmen möchte ich mich für zwanzig Jahre konstruktiver Zusammenarbeit bei der Leiterin des Umweltamtes Ingolstadt Frau Müller und ihren Mitarbeitern Herrn Steingärtner, Frau Schöpke und Herrn Reisinger bedanken. Ebenso gilt mein Dank dem WWA Ingolstadt Region 10 Bayern, insbesondere Herrn Prof. Dr. Kügel, Frau Schmidt, Frau Dohmke, Frau Breitenstein sowie Frau Dr. Wallbrunn-Poll und ihrem Laborteam. At last but not at least bedanke ich mich bei Herrn Arauner von den Kommunalbetrieben Ingolstadt für die lange kollegiale Zusammenarbeit und seine profunden Beiträge zum Grundwasser herzlich.

Literatur

- BGA Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover. 1994 bis 2005.
- Cleary, B.D.; Greaves, R.D.; Hermann, R.K. (1978): Regenerating Oregon's Forests. Oregon State Univ. Exten. Serv., Corvallis OR. S. 287.
- Levin, S. A., T. M. Powell, J. H. Steele; Hrsg. (1993). Patch Dynamics. Springer-Verlag, Berlin.
- Pickett, Steward T.A.; White, P.S. (1985). The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press.
- Remmert, H. (1985): Was geschieht im Klimax-Stadium? Naturwissenschaften 72: 505–512.
- Remmert, H. (1988): Gleichgewicht durch Katastrophen. In: Das Gleichgewicht in der Natur. Schering AG, Aus Forschung und Medizin: 3. Jhr., Heft 1 März 1988.
- Remmert, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz - eine Übersicht. In: Laufener Seminarbeiträge. 5/1991, S. 5–15
- Rott, T. (1999-2001): Untersuchungen des Auwaldsees. Im Auftrag des Wasserwirtschaftsamtes Ingolstadt Region 10 Bayern.
- Seifert, K. (1998): Donaustufe Vohburg. Beweissicherung Auwaldsee 1997/1998. Im Auftrag der Bayernwerk Wasserkraft AG. Landshut.

Literaturauswahl zur Bestimmung der Makrophyten

- Krause, W. (1997): Charales (Charophyceae). In Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd.18. Hrsg. V. H.Ertl; G. Gärtner; H. Heynig, D. Mollenhauer. Gustav Fischer Verlag Jena, 1997.
- Weyer, K. van de; Schmidt C. (2011): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten in Deutschland. Fachbeiträge des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Heft Nr. 119. Bd. 1: Bestimmungsschlüssel.
- Weyer, K. van de; Schmidt C. (2011): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten in Deutschland. Fachbeiträge des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Heft Nr. 120. Bd. 2: Abbildungen.

Kann die Re-Etablierung von Coregonenbeständen im Scharmützelsee gelingen? Teil 1: Trophie und Sauerstoffverhältnisse

Jacqueline Rücker ¹, Brigitte Nixdorf ¹, Daniel Hühn ², Ingo Henschke ¹, Uwe Brämick ²

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, nixdorf@b-tu.de, henschke@b-tu.de, j.ruecker@b-tu.de

² Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow (IfB), Im Königswald 2, 14469 Potsdam
daniel.huehn@ifb-potsdam.de, uwe.braemick@ifb-potsdam.de

Keywords: Langzeitdaten, Trophie, Sauerstoff, Maränen, dimiktischer See, Einzugsgebietssanierung

Einleitung

Der Scharmützelsee ist der größte geschichtete See Brandenburgs. Erste limnologische Untersuchungen von Wundsch (1940) belegen im Spätsommer 1934 noch Sauerstoff bis zum Grund und ausgedehnte Characeen-Wiesen. Doch bereits 15 Jahre später hatten sich die Bedingungen verschlechtert. Müller (1952) fand im September 1949 ein sauerstofffreies Hypolimnion unterhalb von 15 m vor und wies erstmals Schwefelwasserstoffbildung nach. Grüneberg et al. (2011) rekonstruierten die Belastungsgeschichte des Sees. Nach ihrer Einschätzung erreichte die Eutrophierung ihren Höhepunkt zu Beginn der 1990er Jahre. In dieser Phase (1993) begann das intensive Langzeitmonitoring des Lehrstuhls Gewässerschutz. Seine Ergebnisse mündeten bislang in wissenschaftlichen Studien zur Trophieentwicklung (Nixdorf et al. 2003, Grüneberg et al. 2011, Rücker et al. 2019), zur Wiederbesiedlung mit Makrophyten (Hilt et al. 2010), der Makrozoobenthosbesiedlung (Pätzig et al. 2015) oder zur Rolle der Eisbedeckung (Hampton et al. 2017) und gingen in die Entwicklung von Methoden zur Seenbewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ein.

Mit diesem Beitrag möchten wir demonstrieren, dass die Langzeitdaten des Scharmützelsees auch zur Beantwortung der Frage dienen können, ob der ehemals mesotrophe See wieder Lebensraum für die Große Maräne (*Coregonus* spp.) und die Kleine Maräne (*Coregonus albula*) werden kann. Müller (1952) hatte den Scharmützelsee als Maränen-Aal-Hecht-See typisiert. Gemäß den bis 1953 zurückreichenden Dokumentationen der Fischfänge wurde die Kleine Maräne bis 1988 in teils größeren Biomassen gefangen, danach wurde ihre Bewirtschaftung aufgrund ungünstiger Lebensbedingungen und abnehmender Fangergebnisse eingestellt (s. Teil 2 dieses Beitrages; Hühn et al. 2020).

Im ersten Teil dieses Beitrages wird die Langzeitentwicklung der trophischen Verhältnisse des Scharmützelsees dargestellt. Hierbei steht die Analyse der Bedingungen im Hypolimnion im Mittelpunkt, da sie für den Erfolg einer Wiederansiedlung von sauerstoffempfindlichen Fischarten, die kaltes Tiefenwasser bevorzugen, entscheidend sind. Dazu werden a) die hypolimnischen Sauerstoffdefizite anhand der sommerlichen Zehrungswerte sowie die Tiefe der Sauerstofftoleranzgrenze von Coregonen ($\geq 3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) und die Tiefe des H_2S -Vorkommens analysiert. b) werden aus diesen Werten Sauerstoffzehrungsraten kalkuliert, die eine hypolimnische

Sauerstoffversorgung bis zum Ende der Sommerstagnation erlauben. Damit würde der See auch wieder frei von H_2S und den Gegebenheiten der 1930er Jahre entsprechen.

Des Weiteren wird der Vorteil der Einbeziehung von Respirationsraten als unterstützendes Element und vor allem zur funktionalen Bewertung von Seen nach WRRL dargestellt, um der Komplexität der aquatischen Ökosysteme besser Rechnung zu tragen.

Untersuchungsgebiet

Der Scharmützelsee ist ein eiszeitlich entstandener Rinnensee, der etwa 10 km lang und etwa 1,2 km breit ist (Grüneberg et al. 2011). Die tiefste Stelle (maximale Tiefe (z_{max}) 29,5 m) liegt im Südbecken des Sees, das von Mai bis Oktober stabil thermisch geschichtet ist. Das Südbecken umfasst ein Volumen (V) von etwa 100,9 Mio m^3 (8,6 km^2 Fläche (A)). Nach Norden hin schließt sich, durch eine unterseeische Schwelle getrennt, das kleinere, nur temporär geschichtete Mittelbecken an (V: 11,7 Mio m^3 , A: 2 km^2 , z_{max} : 10 m). Ganz im Norden liegt die polymiktische Saarower Bucht (V: 7,5 Mio m^3 , A: 1,4 km^2 , z_{max} : 6 m), die durch eine Insel und eine Halbinsel vom Rest des Sees abgetrennt ist (Christen et al. 2007). Die mittlere Tiefe des gesamten Sees beträgt 8,9 m. Das Einzugsgebiet ist mit 127 km^2 im Verhältnis zum Seevolumen klein, weshalb der Scharmützelsee als Typ 13 für die Bewertung gemäß WRRL klassifiziert wird. Die theoretische Wasseraufenthaltszeit beträgt im Mittel 10,3 Jahre (Spanne: 7,4 - 15,8 a; 1994 - 2018; Rücker et al. 2019), wobei der See zu 88 % durch Grundwasser gespeist wird (Grüneberg et al. 2011).

Methoden

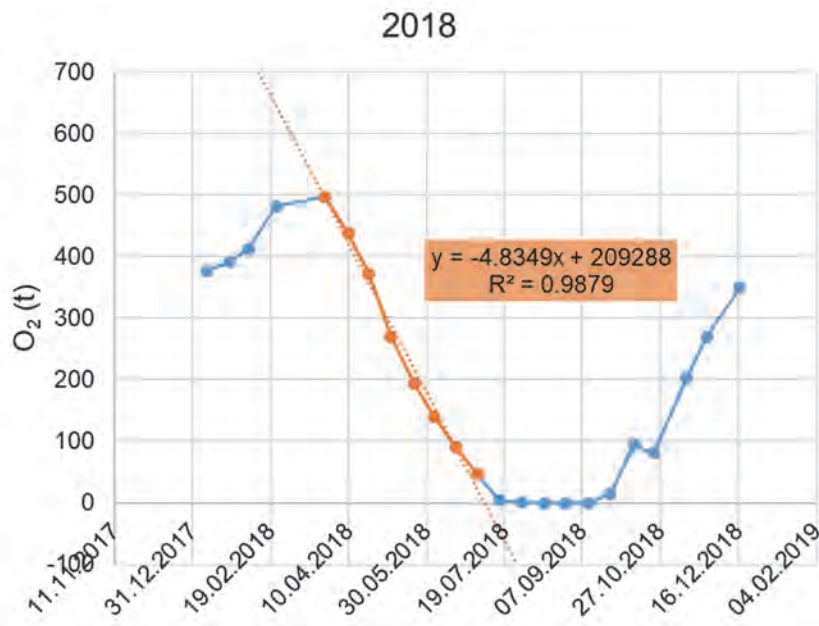
Bestimmung der Trophie-Parameter

Der See wird seit Juli 1993 etwa 14tägig durch den Lehrstuhl Gewässerschutz untersucht. Dazu wurden jeweils an den tiefsten Stellen der drei Seebecken (im Südbecken zusätzlich an einer weiteren Stelle) Vertikalprofile (etwa 0,5 m Abstand) von Temperatur, Sauerstoff (Konzentration und Sättigung), pH, Redoxpotenzial, Leitfähigkeit, Trübung mit verschiedenen Multiparametersonden der Firma HYDROLAB (Austin, TX, USA) sowie der Chlorophyllfluoreszenz mit Sonden der Firmen Haardt, ab 2007 von bbe Moldeanke, Kiel, aufgenommen und die Sichttiefe gemessen. Chemische Analysen von Wasserproben (v.a. Gesamtphosphor (TP), Gesamtstickstoff (TN), gelöste Nährstoffe (SRP, NO_3 , NH_4 , SiO_2) sowie Chlorophyll- und Phytoplanktonanalysen wurden mindestens monatlich an der tiefsten Stelle des Sees nach Standardmethoden durchgeführt (siehe Grüneberg et al. 2011, Rücker et al. 2019). Dabei wurden volumengewichtete Mischproben (1-m-Stufen) des Epilimnions während der thermischen Stagnation bzw. der gesamten Wassersäule während der Zirkulationsphasen untersucht. In Kampagnen wurden auch Wasserproben aus diskreten Tiefenstufen chemisch analysiert, v.a. im Spätsommer zur Bestimmung der Nährstoff- und H_2S -Akkumulation im Hypolimnion. Die Bewertung der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton gemäß WRRL erfolgte nach Mischke et al. (2017), der Trophie-Index wurde nach der Methode der LAWA (2014) berechnet.

Bestimmung der Sauerstoff- und H₂S-Entwicklung, des Sauerstoffdefizits und der Zehrungsraten im Hypolimnion

Die funktionale Antwort des Seeökosystems auf Veränderungen der Trophie wurde mit folgenden Methoden zur Ermittlung der hypolimnischen Sauerstoffdynamik im Scharmützelsee quantifiziert:

1. Kalkulation von a) Tiefen mit einer Sauerstoffkonzentration von $\geq 3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, die als Toleranzgrenze für Kleine Maränen angegeben wird (z.B. Czerkies; vgl. Teil 2, Hühn et al. 2020) und b) der hypolimnischen Sauerstoffzehrung (Community Respiration, R_{com}) aus den Vertikalprofilen der Sauerstoffkonzentrationen. Zur Speicherung und Analyse der Messdaten wurde das Programm Microsoft® Access genutzt. Die Sauerstoffzehrungsrate (R_{com}) wurde als negativer Anstieg des volumengewichteten Sauerstoffinhalts des Hypolimnions (10 - 28 m Wassertiefe) für die Phase mit linearer Abnahme im Frühjahr bestimmt (Abb. 1) und als volumen- bzw. -flächenbezogene Zehrungsrate für das Hypolimnion umgerechnet.
2. Die Grenze der hypolimnischen Schwefelwasserstoffausbreitung wurde aus den Vertikalprofilen des Redoxpotenzials ermittelt. Durch langjährige Routineuntersuchungen in geschichteten Seen und Vergleichen mit photometrischen Bestimmungen der H₂S-Konzentration (z.B. Kleeberg 1997, 2003, Lippert et al. 2004) wurde festgestellt, dass sich die Grenze der hypolimnischen H₂S-Ausdehnung im sauerstofffreien Hypolimnion dort befindet, wo der steilste Abfall des Redoxpotenzials mit der Tiefe zu messen ist (Übergang zu negativen Werten). Da die Empfindlichkeit der Sensoren bei mehreren Messungen am selben Tag nachlässt (Vergiftung durch H₂S), ist die absolute Höhe der Messwerte beeinträchtigt. Die Tiefe mit der höchsten Änderung des Redoxpotenzials ist jedoch ein robustes Maß für das Vorhandensein von H₂S und lässt sich mit geringerem Aufwand als durch chemische Analysen ermitteln.
3. Der Anoxische Faktor (AF) nach Nürnberg (1997) bezeichnet die Anzahl der Tage innerhalb eines Jahres oder einer Saison, an denen eine Sedimentfläche, die der Seeoberfläche entspricht, anoxisch ist. Dabei wird Anoxie als Sauerstoffkonzentration $< 1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ definiert und beschreibt eher den Zustand der Hypoxie, wird aber in Anlehnung an Nürnberg (1997) als Anoxie bezeichnet. Für die Ermittlung der Tiefe anoxischen Zone wurden die Messwerte der Sauerstoffkonzentrationen auf 0,5-m-Abstände normiert (Mittelwertbildung), fehlende Werte ggf. linear interpoliert. Die entstandene Matrix (auch für die Berechnung des O₂-Inhalts verwendet; Punkt 1.) wurde auf die kritische O₂-Konzentration untersucht und der Zeitraum der Anoxie (t_i in Tagen) mit der Fläche der entsprechenden Tiefenlamelle (a_i in m²) multipliziert. Die Summe der Perioden und entsprechenden anoxischen Seeflächen wird durch die Seefläche geteilt (A_o) (Formel 1). Die Kalkulation von AF stellt eine „Normierung“ der Sauerstoffzehrung in Abhängigkeit von morphometrischen Parametern dar und erlaubt somit eine Vergleichbarkeit der hypolimnischen Sauerstoffzehrung für verschiedene ökologische Betrachtungen (z. B. Nährstofffrachten, Fischerträge; Nürnberg (1984)) unabhängig von der Größe und Tiefe und Gestalt von geschichteten Seen.



$$AF = \frac{\sum_{i=1}^n t_i \cdot a_i}{A_o} \quad (1)$$

Abb. 1: Kalkulation der hypolimnischen Sauerstoffzehrungsrate (R_{com}) aus der volumengewichteten Sauerstoffmasse in 10 bis 28 m Tiefe mittels linearer Regression ermittelt; Beispiel für das Jahr 2018 im Scharmützelsee.

Ergebnisse

1. Trophische Langzeitentwicklung des Scharmützelsees

Wie die meisten Seen Mitteleuropas hat auch der Scharmützelsee eine anthropogen bedingte Beschleunigung der Eutrophierung erfahren, die vor allem durch eine Zunahme der Bevölkerung und des Tourismus sowie die Intensivierung der Landwirtschaft im Umfeld des Sees ausgelöst wurde. Grüneberg et al. (2011) haben die Belastungsgeschichte des Sees rekonstruiert und unterscheiden vier Belastungsphasen (Abb. 2), die durch einen unterschiedlichen Grad der Abweichung vom stationären Zustand (steady state) gekennzeichnet sind. Im stationären Zustand, der u.a. die Voraussetzung für die Anwendbarkeit von Einboxmodellen zur Vorhersage der Konzentration (P_{Lake}) und der Retention von Phosphor in Seen ist (z.B. Vollenweider 1976) stehen die Zu- und Abflussbelastung sowie die P-Retention als seeinterner Prozess im Gleichgewicht (Sas 1989).

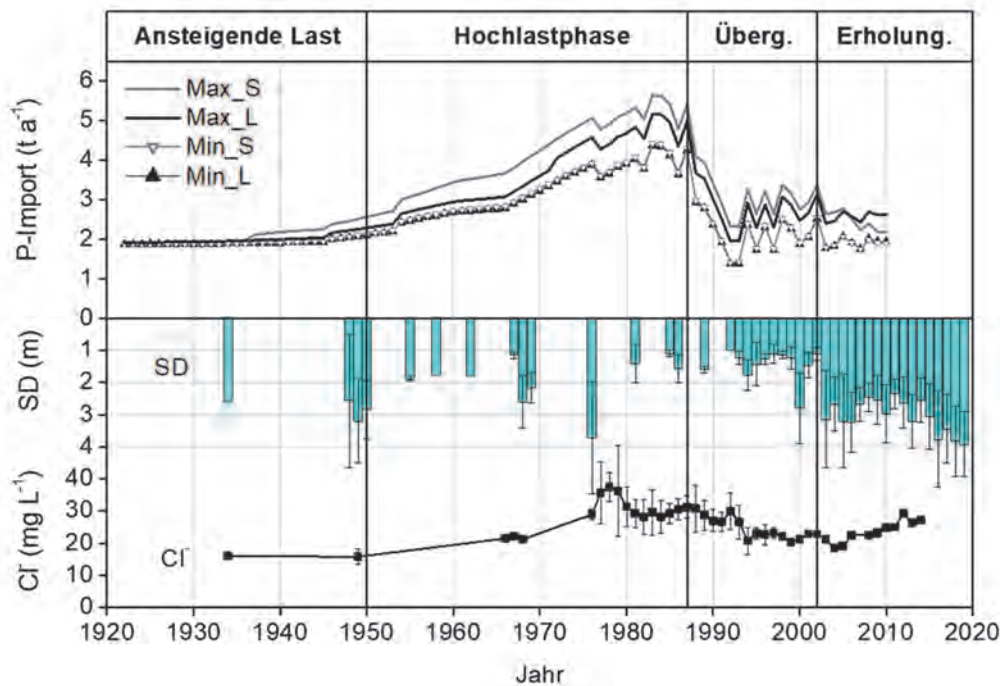


Abb. 2: P-Import in den Scharmützelsee (oben) aus Punkt- und diffusen Quellen berechnet als maximale (Max) und minimale (Min) Szenarien mit kurzer (S) oder langer (L) Verzögerung des P-Transportes im Boden (aktualisiert nach Grüneberg et al. (2011)). Vegetationsmittel (April – Oktober) der Sichttiefe (SD) (Mitte) und Jahresmittel der Chloridkonzentrationen (unten), jeweils mit Standardabweichung.

Im Folgenden werden die Belastungsphasen des Scharmützelsees nach Grüneberg et al. (2011) (vgl. Abb. 2) kurz erläutert:

~1920 - 1949: Phase ansteigender Belastung gekennzeichnet durch eine geringe Abweichung vom stationären Zustand infolge von ansteigenden Phosphoreinträgen, die mit einer langsamen, aber deutlich wahrnehmbaren Verschlechterung der Wasserqualität einherging. Die wenigen vorhandenen limnologischen Daten lassen eine Trophie auf mesotrophem Niveau vermuten.

~1950 - 1987: Hochlastphase mit einer deutlichen Abweichung vom Gleichgewichtszustand infolge weiter ansteigender Nährstoffeinträge, die vor allem auf die direkte Einleitung von unzureichend geklärten kommunalen Abwässern (darunter auch Krankenhausabwässer) zurückzuführen sind. Die Wasserqualität verschlechterte sich deutlich bis zum eutrophen Zustand, was sich u.a. in einer Verringerung der Sichttiefe widerspiegelte. Die Chloridkonzentration als Marker der anthropogenen Belastung stieg ebenfalls (Abb. 2).

1988 - 2002: Übergangsphase. Die Sanierung des Einzugsgebietes, insbesondere die Beseitigung von Punktquellen (z.B. Inbetriebnahme einer Ringkanalisation und Anschluss der Haushalte an die zentrale Abwasserentsorgung) führte zu einer abrupten Lastsenkung. Trotz langsam abnehmender Phosphorkonzentrationen verharrte die Phytoplanktonbiomasse auf hocheutrophen Niveau (Abb. 3). Diese Phase war durch die größte Abweichung vom stationären Zustand gekennzeichnet.

2003 - 2009: Erholungsphase mit geringer Abweichung vom stationären Zustand infolge von stabilen, relativ geringen P-Einträgen. Die Trophie hat sich seit 2003 auf einem leicht eutrophen bis mesotrophem Niveau stabilisiert. Trotz der deutlichen Verbesserungen wird der ökologische Zustand des Sees gemäß WRRL nur als mäßig bewertet. Das gilt sowohl für die Biokomponente Phytoplankton (Abb. 3) als auch für die submersen Makrophyten (Rücker et al. 2019).

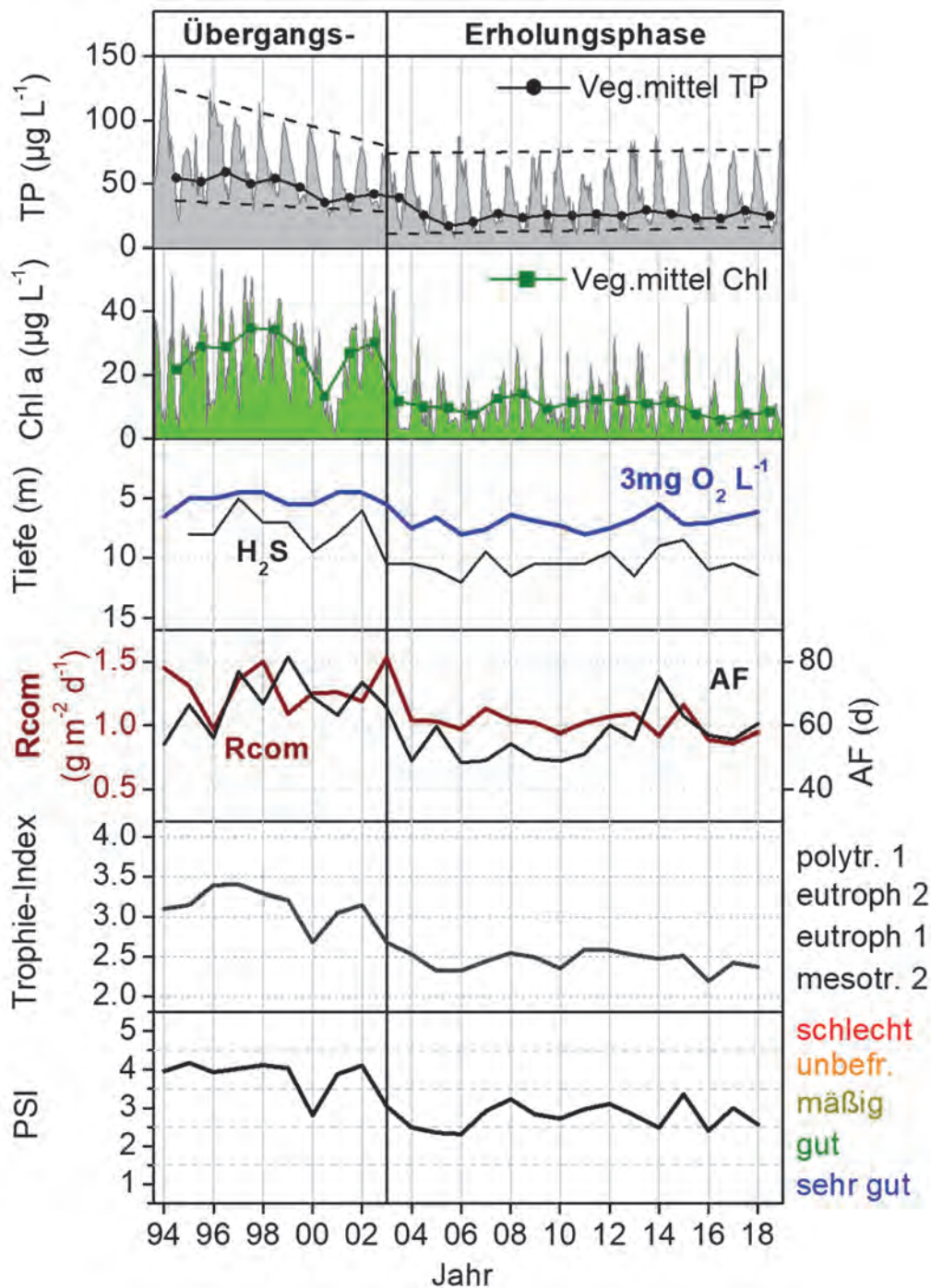


Abb. 3: Konzentration von Gesamtphosphor (TP) und Chlorophyll a (Chl) sowie die jeweiligen Vegetationsmittel (Apr. – Okt.) im oberen, durchmischten Teil der Wassersäule. Jahresmaxima der Tiefe mit einer Sauerstoffkonzentration von $\geq 3 \text{ mg L}^{-1}$ bzw. Schwefelwasserstoff (H_2S). Anoxic Factor (AF; Nürnberg 1997) und hypolimnische Sauerstoffzehrungsrate (Rcom) sowie LAWA-Trophie-Index und Phyto-See-Index für den Scharmützelsee 1994 – 2018.

Durch die Einzugsgebietssanierung verringerten sich die P-Einträge von $3,3 \text{ t a}^{-1}$ bzw. $0,27 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ in der Übergangsphase (1993 - 2003) auf gegenwärtig $1,9 \text{ t a}^{-1}$ bzw. $0,16 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (2004 - 2018), was jedoch immer noch über der kritischen Flächenbelastung von $1,6 \text{ t a}^{-1}$ bzw. $0,14 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ liegt (Rücker et al. 2019). Es dominieren diffuse Nährstoffeinträge, wobei die atmosphärische Deposition über 40 % der P-Einträge ausmacht und rund 13 % über das Grundwasser eingetragen werden. Beim

Stickstoff überwiegen diffuse Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen (55 %; P nur 28 %) (Rücker et al. 2019). Grüneberg et al. (2011) zeigten, dass die hypolimnische P-Akkumulation ab 2004 zwar im Vergleich zu früheren Jahren zurückgegangen war. Die unveränderte Höhe der TP-Konzentrationspitzen am Ende der herbstlichen Vollzirkulation (Abb. 3) zeigt jedoch, dass die interne Last nach wie vor hoch ist.

Auf die abrupte Lastsenkung reagierte der See mit einer zeitlichen Verzögerung von etwa 16 Jahren mit einer sprunghaften Abnahme der Phytoplanktonbiomasse (Chlorophyll, Abb. 3). Anstelle der sommerlichen Cyanobakteriendominanz (überwiegend feinfädige Arten der Gattungen *Pseudanabaena*, *Limnithrix* und *Aphanizomenon*) prägt nun ein ausgedehntes Klarwasserstadium im Frühsommer den Jahresgang der Phytoplanktonentwicklung. Der zeitliche Verlauf und die Biomasse der Frühjahrsblüte blieben hingegen unverändert (Abb. 4). Die nur mäßige Bewertung des Phytoplanktons nach WRRL ist nicht zuletzt auf die immer noch zu hohe Biomasse von Cyanobakterien zurückzuführen, die sich überwiegend aus *Dolichospermum*- und *Aphanizomenon*-Arten zusammensetzt. Die Verringerung der Phytoplanktonbiomasse führte zu einer Vergrößerung der Sichttiefe (Abb. 2) und einer Verbesserung der Unterwasserlichtbedingungen, in deren Folge sich die maximale Besiedlungstiefe der submersen Makrophyten auf über 4 m und die makrophytenbewachsene Fläche von <10 % auf 24 % erhöht hat (Hilt et al. 2010). Die Artenzahl stieg von 6 (1994) auf gegenwärtig 21.

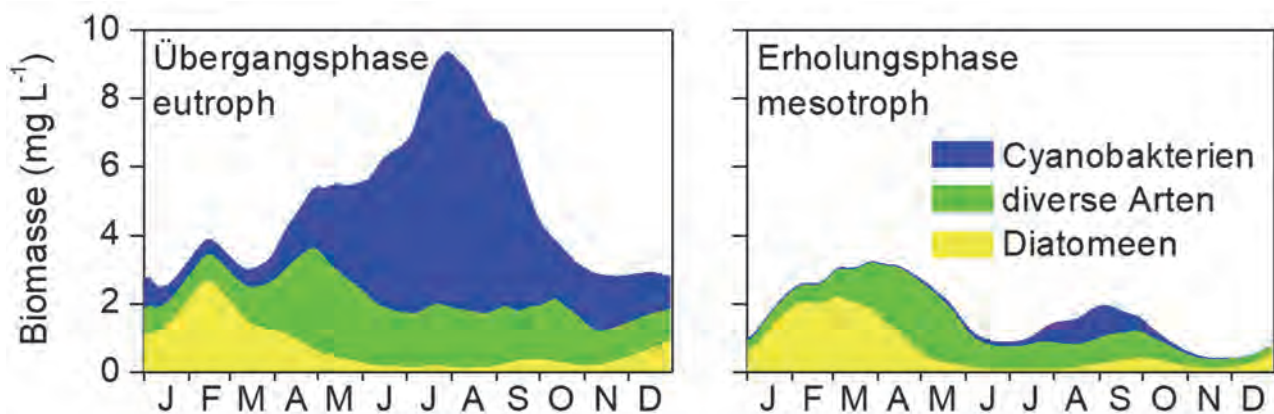


Abb. 4: Mittlere Jahresgänge der Biomasse von Cyanobakterien, Diatomeen sowie sonstigen Phytoplanktern zusammengefasst für die eutrophen Jahre 1993 – 2002 (ohne 2000) bzw. die mesotrophen Jahre 2003 – 2018.

2. Sauerstoffverhältnisse und Schwefelwasserstoffentwicklung im Hypolimnion

Im Unterschied zu den Trophieparametern liegen die Werte aller im Folgenden betrachteten Parameter des Sauerstoffhaushaltes (Tiefe ≥ 3 mg O₂ L⁻¹, Rcom, AF) 2003 in der Größenordnung der Werte der Übergangsphase (Abb. 3). Die Ursache liegt in der extrem hohen Frühjahrsblüte im Jahr 2003, die nach ihrem Zusammenbruch eine entsprechend hohe O₂-Zehrung im Hypolimnion verursachte (Grüneberg et al. 2011). Daher wurden für diese Parameter die Jahre 1994 - 2003 für die Übergangsphase und 2004 - 2018 für die Erholungsphase zusammengefasst. Die Ausbreitung von Schwefelwasserstoff lag 2003 jedoch schon auf dem Niveau der Erholungsphase (Abb. 3). Hier könnte die deutlich geringere Intensität der sommerlichen Phytoplanktonentwicklung einen Einfluss ausgeübt haben.

Der Tiefenbereich, in dem die Sauerstoffkonzentrationen über ≥ 3 mg O₂ L⁻¹ liegen (Toleranzgrenze für *Coregonus albula*) vergrößerte sich von im Mittel 5,1 m (Spanne: 4,5 - 6,5 m) in der

Übergangsphase (1994 - 2003) auf 7 m (5,5 - 8 m) in der Erholungsphase (2004 - 2018) (Abb. 3). Die maximale Ausbreitungstiefe von Schwefelwasserstoff verringerte sich im Zeitraum 1994 - 2002 von 7,3 m (5 - 9,5 m) auf 10,5 m (8,5 - 12 m) in den Jahren 2003 - 2018 (Abb. 3). Damit vergrößerte sich der Lebensraum für Coregonen und andere sauerstoffliebende Organismen um mindestens 2 m.

Die Sauerstoffzehrungsrate für das Hypolimnion (10 - 28 m) verringerte sich von $0,2 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ($0,15 - 0,23 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$) in den Jahren 1994 - 2003 auf $0,15 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ($0,13 - 0,18 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$) 2004 - 2018 bzw. als flächenbezogene Raten von $1,3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($1,0 - 1,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) auf $1,0 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($0,9 - 1,2 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (Abb. 3). Diese Werte liegen etwas niedriger als die Community Respiration (Rcom), die in einem Messprogramm 1995 für Seen unterschiedlicher Trophie im Scharmützelseegebiet ermittelt wurde (Nixdorf & Deneke 1997). Bei diesem Vergleich ist zu beachten, dass die Ergebnisse von 1995 zum einen aus einer Phase sehr hoher Trophie stammen und zum anderen eher ein Potenzial für die Sauerstoffzehrung darstellen, weil alle Proben zu Beginn der Dunkelinkubation für die Respirationmessung mit Sauerstoff gesättigt und bei (höherer) Epilimniontemperatur gemessen wurden.

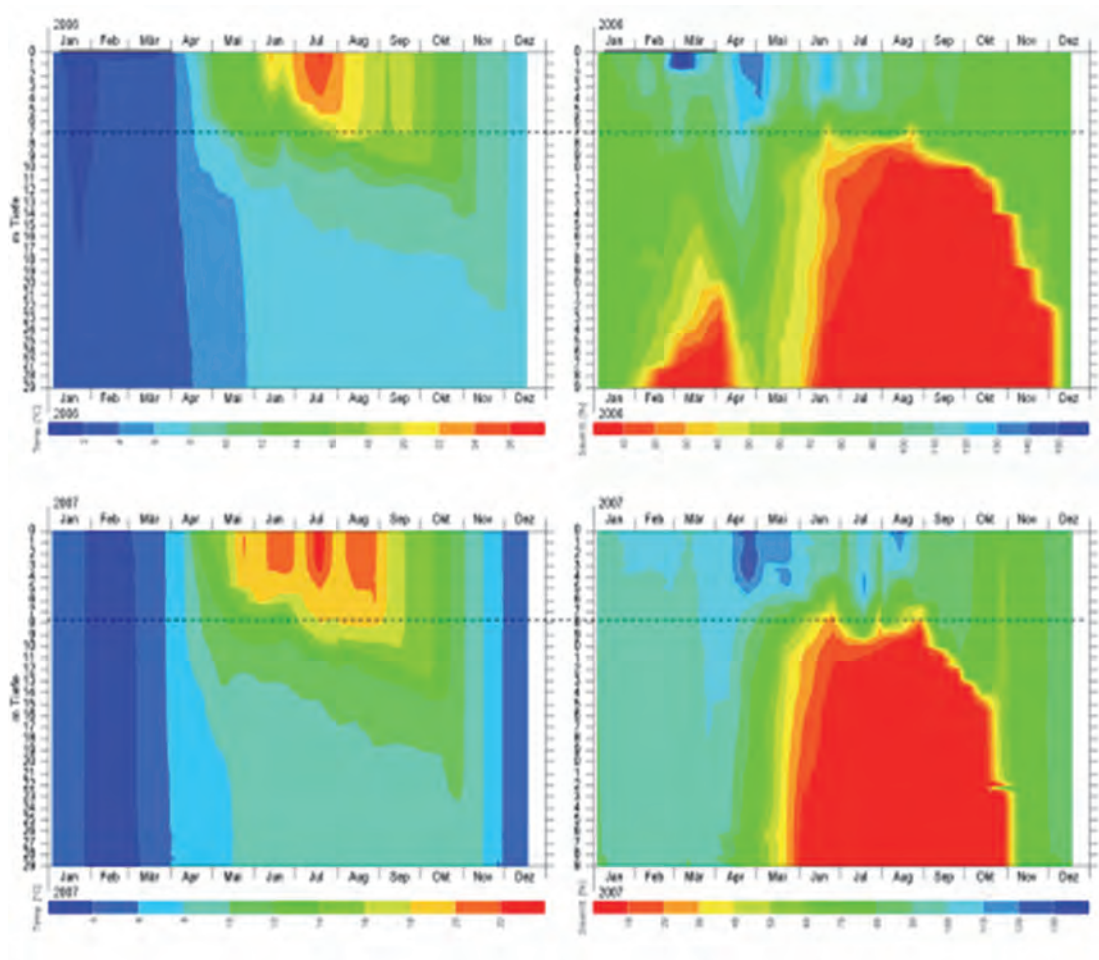


Abb. 5: Zeitliche und räumliche Verteilungsmuster der Temperatur und Sauerstoffsättigung im Scharmützelsee für zwei verschiedene meteorologische Jahre (2006 und 2007).

In Abbildung 5 sind Isoplethen der Wassertemperatur (links) und der Sauerstoffsättigung (rechts) für zwei ausgewählte Jahre dargestellt. Im Jahr 2006 (oben) gab es eine langdauernde Eisbedeckung von

Januar bis März, in deren Folge es zu einer starken Sauerstoffzehrung in der Tiefe kam. Im Gegensatz dazu war der Winter 2007 mild, sodass der See monomiktisch und die Wassersäule bis März sauerstoffgesättigt war.

Diskussion

Kann der Zustand der 1930er Jahre (Wundsch 1934) erreicht werden - H₂S-freies Hypolimnion?

Der Scharmützelsee hat sich durch die Sanierung des Einzugsgebietes vom eutrophen, Cyanobakterien-dominierten See nach 2003 zu einem mesotrophen See entwickelt. Die Erholungsphase für den Scharmützelsee ist länger als erwartet (Grüneberg et al. 2011) mit relativ konstanten Raten des Stoffumsatzes und des Nährstoffrecyclings. Bislang sind sowohl die Zielwerte (TP, TN) als auch die Phytoplanktonindizes für den guten ökologischen Zustand noch nicht erreicht (Rücker et al. 2019). Die Ergebnisse zur hypolimnischen Sauerstoffzehrung belegen zwar, dass mit abnehmender Trophie die Sauerstoffzehrung gesunken ist; sie sind aber immer noch zu hoch. Setzt man den Zustand, den Wundsch (1940) für das Jahr 1934 beschrieben hat, als Mindestreferenzzustand an, würde sich für den Scharmützelsee ein H₂S-freies Hypolimnion mit Spuren von Sauerstoff über Grund ergeben. Die derzeitige hypoxische Zone unterhalb von 6 - 8 m Wassertiefe und die Ausdehnung der H₂S-Entwicklung auf ca. 10 m Tiefe sind weit entfernt von diesem Zustand.

Nach wie vor bildet sich H₂S im Spätsommer im Scharmützelsee. Aufgrund der abnehmenden Trophie hat der Scharmützelsee zurzeit als mesotropher See eine bessere Durchlichtung und euphotische Zonen bis in das Hypolimnion, die das Aufkommen von photoautotrophen Schwefelbakterien (z.B. *Pelochromatium roseum*) intensivieren. Diese, nach Reynolds (1997) zum Phytoplankton zählende Organismengruppe, wird als Biokomponente bei der WRRL-Bewertung nicht berücksichtigt. Es bilden sich aber relativ hohe Biomassen, die beim Absterben wieder zusätzlich Sauerstoff zehren. Diese Zehrung wird zwar erst in den Herbst- und Wintermonaten relevant, sollte aber in das Produktions- und Abbauverhalten dieser Seetypen einbezogen werden. Das gleiche gilt für die phytoplanktische Frühjahrsentwicklung. Die Höhe und der Zeitpunkt der Frühjahrsblüte bestimmen die Intensität der hypolimnischen Sauerstoffzehrung im Sommer. Abschätzungen für den Scharmützelsee haben ergeben, dass die R_{com} um 50% reduziert werden müsste, um die Sauerstoffverhältnisse nach Wundsch (1940) zu erreichen. Unter Annahme einer linearen Beziehung zwischen Primärproduktion und R_{com} würde das mindestens eine Halbierung der Biomasse des Frühjahrsplanktons erfordern. Die Analyse der Phytoplanktonbiomassen zeigt jedoch, dass die Höhe Biomasse im Frühjahr unverändert ist. Die Verringerung der Trophie hat in erster Linie zu einer Abnahme der sommerlichen Cyanobakterienblüten geführt (Abb. 4). Eine verringerte Frühjahrsblüte ist jedoch unwahrscheinlich, solange die freigesetzte und hypolimnisch akkumulierte P-Menge nach der Herbstvollzirkulation derart hohe Frühjahrsstartkonzentrationen von TP bewirken kann. Außerdem ist der Einfluss klimatisch bedingter Faktoren und ihre Änderung auf Prozesse im See und im Einzugsgebiet außerordentlich schwer vorherzusagen.

Die Erreichung des Zieles „Guter ökologischer Zustand“ stellt sich somit als Gordischer Knoten dar: Die seit Jahrzehnten favorisierte Variante der Sanierung des Einzugsgebietes dauert deutlich länger als aus trophischen Modellen vorgesagt wird. Neben den lang anhaltenden internen P-Freisetzungen spielen hier die Änderungen im P-, Fe- und S-Haushalt eine entscheidende Rolle. Restaurierungen, d.h. seeinterne Maßnahmen wie Belüftung, hypolimnische P-Entfernung durch Fällung oder Abpumpen usw., könnten den Erholungsprozess beschleunigen. Sie bedürfen intensiver limnologischer Planung und Begleitung.

Die WRRL hat weitreichende und komplexe Ansätze für die Verbesserung unserer aquatischen Umwelt entwickelt. Deshalb bleibt als erstes Ziel für den Scharmützelsee, die externen und internen Nährstoffeinträge zu reduzieren. Daneben haben Poikane et al. (2019) gefordert, mehr Aufmerksamkeit auf die Einbeziehung unterstützender Elemente und Funktionen der aquatischen Ökosysteme zu legen. Hierfür bietet der Ansatz dieser Studie sehr gute Voraussetzungen: Die Ermittlung der Rcom hat wesentliche Vorteile im Vergleich zur Primärproduktion als Schlüsselprozess zur Charakterisierung von Trophieänderungen und ihren Folgen im Ökosystem:

- a) sie ist durch eine geringe Kurzzeitvariabilität gekennzeichnet,
- b) leicht zu messen und auf ökosystemarer Basis gut vergleichbar
- c) reflektiert die Intensität der Primärproduktion (OECD 1982).

Zusammenfassung

1. Die Erholungsphase des Sees ist länger als erwartet mit relativ konstanten Raten des Stoffumsatzes und des Nährstoffrecyclings, insbesondere der hohen internen P-Last.
2. Die Sauerstoffzehrungsrate (Rcom) ist gesunken, aber immer noch zu hoch und weit entfernt von einem H₂S-freien Zustand mit Sauerstoffversorgung bis zum Grund.
3. Um eine Wasserqualität wie in den 1930er Jahren zu erreichen, müsste die hypolimnische Sauerstoffzehrung um 50% sinken.
4. Die Höhe der Frühjahrsblüte bestimmt Intensität der hypolimnischen Sauerstoffzehrung. Frühjahrsmaxima finden bei der WRRL-Bewertung keine Berücksichtigung.
5. Der Rückgang der Trophie verbesserte das Unterwasser-Lichtklima im Scharmützelsee und förderte somit im H₂S-reichen Hypolimnion die Entwicklung von photoautotrophen Schwefelbakterien. Diese zusätzliche Biomasse wird bei der WRRL-Bewertung ebenfalls nicht berücksichtigt.
6. Solange die trophischen Zielwerte (TP, TN) für den guten ökologischen Zustand noch nicht erreicht sind und die interne P-Last eine hohe Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons fördert, wird die Erholungsphase mit mäßigen trophischen Bewertungen andauern.
7. Die hypolimnische Sauerstoffzehrung bzw. der Anoxische Faktor sind gute Ansätze zu einem verbesserten Verständnis der Funktionalität von Seen und für die Bewertung nach WRRL. Sie sollten in die Bewertung von geschichteten Seen einbezogen werden ebenso wie die Primärproduzenten des Frühjahrsphytoplanktons und die photoautotrophen Schwefelbakterien.

Danksagung

Den Mitarbeitern des Lehrstuhles für Gewässerschutz sei herzlich gedankt für die Mitarbeit bei der Erhebung der Daten. Besonderer Dank gilt Frau Gudrun Lippert und Frau Ute Abel für die sorgfältigen Analysen im Labor. Für die Phytoplanktonanalysen danken wir vor allem Frau Annette Tworeck vom LBH Hoehn, Freiburg. Die Langzeitdaten wurden im Rahmen mehrerer Forschungsprojekte erhoben; Förderung durch das BMBF: NITROLIMIT I und II (FKZ: 033L041A und 0033W015AN), NOSTOTOX (0330792 B) und die German-Israeli Water cooperation (02WT0985), CYLIN gefördert durch das KWB Berlin (mit finanzieller Unterstützung von Veolia Waters, BWB), Förderung durch die DFG: AZ NI347/5-1. Seit 2015 werden die Untersuchungen auf

dem Scharmützelsee mit dem Forschungskatamaran „KLIMAKAT“ durchgeführt, einem Forschungsgroßgerät, das durch die DFG und das Land Brandenburg finanziert wurde (INST 263/76-1 FUGG).

Literatur

- Christen, T., Rücker, J., Nixdorf, B. (2007): Zur Repräsentativität von Probenahmen und Bewertung in morphologisch komplexen Gewässern - Fallbeispiel Scharmützelsee. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder, 308-312.
- Grüneberg, B., Rücker, J., Nixdorf, B., Behrendt, H. (2011): Dilemma of Non-Steady State in Lakes - Development and Predictability of In-Lake P Concentration in Dimictic Lake Scharmützelsee (Germany) after Abrupt Load Reduction. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 96 (5): 599-621.
- Hampton, S.E., Galloway, A.W.E., Powers, S.M., et al. (2017): Ecology under lake ice. *Ecology Letters* 20: 98-111. doi:10.1111/ele.12699.
- Hilt, S., Henschke, I., Rücker, J., Nixdorf, B. (2010): Can submerged macrophytes influence turbidity and trophic state in deep lakes? Suggestions from a case study. *J. Environm. Qual.* 39: 725-733.
- Hühn, D., Brämick, U., Nixdorf, B., Rücker, J. (2020): Kann die Re-Etablierung von Coregonenbeständen im Scharmützelsee gelingen? Teil 2: Fischereiliche Aspekte. Ergebnisse der Jahrestagung 2019 in Münster, Eigenverlag der DGL, Essen: dieser Band.
- Kleeberg, A. (1997): Interactions between benthic phosphorus release and sulfur cycling in Lake Scharmützelsee (Germany). *Water, Air, and Soil Pollution* 99: 391-399.
- Kleeberg, A. (2003): Re-assessment of Wundsch's (1940) 'H₂S-Oscillatoria-Lake' type using the eutrophic Lake Scharmützel (Brandenburg, NE Germany) as an example. *Hydrobiologia* 501 (1-3): 1-5.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer; Ed.; Kulturbuchverlag: Berlin, Germany.
- Lippert, G., Herold, I., Heckemann, H.J., Stadler, B. (2004): Methodenvergleich zur Sulfidbestimmung in Gewässern sowie Untersuchungen zur Haltbarkeit konservierter Proben und Matrixeinflüssen. In: J. Rücker & B. Nixdorf (Hrsg.) *Gewässerreport Nr. 8. BTUC-AR 3/2004*. S. 119-132.
- Mischke, U., Riedmüller U., Hoehn E., Nixdorf, B. (2017): Handbuch Phyto-See-Index - Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall". Stand Dezember 2017. 79 S.
- Müller, H. (1952): Die produktionsbiologischen Verhältnisse märkischer Seen in der Umgebung Storkows. *Zeitschrift für Fischerei*: 96-244.
- Nixdorf, B., Deneke, R. (1997): Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343: 269-284.
- Nixdorf, B., Mischke, U., Rücker, J. (2003): Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes - an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. *Hydrobiologia* 502: 111-121.
- Nürnberg G.K. (1997): Coping with Water Quality Problems due to Hypolimnetic Anoxia in Central Ontario Lakes. *Water Quality Research Journal* 32 (2): 391-405. <https://doi.org/10.2166/wqrj.1997.025>
- Nürnberg, G.K. (1984): The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia. *Limnol. Oceanogr.* 29, 111-124.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1982): *Eutrophication of Waters – Monitoring, assessment and control*. OECD, Paris.
- Pätzig, M., Grüneberg, B., Brauns, M. (2015): Water depth but not season mediates the effects of human lakeshore modification on littoral macroinvertebrates in a large lowland lake. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 186 (4): 311-321(11).
- Poikane, S., Phillips, G., Birk, S., Free, G., Kelly, M. G., Wilby, N.J. (2019): Deriving nutrient criteria to support 'good' ecological status in European lakes: An empirically based approach to linking ecology and management. *Science of the Total Environment*, Volume 650, Part 2, pp. 2074-2084.
- Reynolds, C. (1997): *Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory*. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany. 371 pp.
- Rücker, J., Nixdorf, B., Quiel, K., Grüneberg, B. (2019): North German Lowland Lakes Miss Ecological Water Quality Standards - A Lake Type Specific Analysis. *Water*, 11, 2547. doi:10.3390/w11122547
- Sas, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, Experiences, Extrapolations. *Academia Richarz, Sankt Augustin, Germany*, 497 pp.

- Vollenweider, R.A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia* 33: 53-83.
- Wundsch, H.H. (1940): Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen: VI. Die Entwicklung eines besonderen Seentypus (H_2S -Oscillatorien-Seen) im Fluss-Seengebiet der Spree und Havel, und seine Bedeutung für die fischereibiologischen Bedingungen in dieser Region. *Zeitschr. Fisch. Hilfsw.* 38: 443-658.

Reproduktion des Grundwasseramphipoden *Niphargus aquilex* in Labor und Freiland

Nora K. Rütz¹; Susanne I. Schmidt²; Jürgen Marxsen¹

¹ Institut für Tierökologie, Justus Liebig Universität; ² Institute of Hydrobiology, Biology Centre of the Academy of Science of the Czech Republic

In den letzten Jahrzehnten ist das Grundwasser, unter anderem durch chemische Belastungen und steigende Nutzungsansprüche als Trink- und Brauchwasser, zunehmenden Stressoren ausgesetzt. Auch die im Grundwasser lebende Fauna ist von vielen Auswirkungen betroffen. Im Gegensatz zu aquatischen Oberflächenverwandten ist über die Lebensweise und Reproduktion der Grundwasserarten wenig bekannt. Insbesondere im Hinblick auf experimentelle Untersuchungen (z. B. für ökotoxikologische Fragestellungen) ist eine genaue Kenntnis der Vermehrungsstrategien der zu untersuchenden Organismen jedoch unumgänglich. Weiterhin erfordert der experimentelle Einsatz von Organismen eine kontrollierte Hälterung und Nachzucht im Labor. Somit wird sichergestellt, dass die Versuchsorganismen alle die gleichen Grundvoraussetzungen (z. B. Ernährungszustand, Temperatur, Wasserqualität) haben und die Entnahme von bestimmten Organismenstadien (z. B. adulte Tiere, Juvenile) oder Geschlechtern möglich ist.

Die Grundwasserorganismen unterscheiden sich, aufgrund spezieller Anpassungen an ihren Lebensraum, nicht nur morphologisch sondern auch physiologisch stark von Oberflächenarten. So erreichen sie beispielweise häufig deutlich längere Lebensspannen bei geringen Reproduktionsraten. Genaue Kenntnisse über die Reproduktionsmechanismen fehlen jedoch für die meisten Grundwasserarten. Weiterhin ist eine Nachzucht im Labor bei den meisten Grundwasserorganismen bislang nicht erfolgreich, unter anderem aufgrund fehlender Kenntnisse über deren autökologischen Ansprüche.

Um die Voraussetzungen und Möglichkeiten einer Zucht von Grundwasserorganismen zu testen, wurde der Grundwasseramphipode *Niphargus aquilex* auf seine Eignung zur Hälterung sowie seine Reproduktionsraten hin überprüft. Dafür wurden im ersten Schritt die Grundvoraussetzungen für eine erfolgreiche Langzeithälterung ermittelt. Weiterhin wurden sowohl gravide Weibchen aus dem Freiland untersucht, als auch mehrere Zuchtansätze im Labor angesetzt. Die Ergebnisse geben einen ersten Aufschluss über die Möglichkeiten größerer Zuchtansätze von *N. aquilex* in einem Laborsystem und bilden die Basis für weiterführende experimentelle Untersuchungen an Grundwasseramphipoden.

Die Ausbreitung von *Echinogammarus berilloni* am Mittleren Oberrhein

Doris Christine Sahm; Andreas Martens

¹ Pädagogische Hochschule Karlsruhe

Echinogammarus berilloni wurde in Baden-Württemberg das erste Mal 1968 im Pfinzkanal bei Philippsburg nachgewiesen. Seitdem breitet die Art sich in den Seitengewässern des Oberrheins immer weiter aus und verdrängt an manchen Stellen *Gammarus pulex* und *G. roeselii*. Aktuelle Untersuchungen zeigen im Vergleich zu intensiven Erfassungen aus den Jahren 2008 und 2016 eine Ausbreitungstendenz Richtung Schwarzwald sowie Bestandsschwankungen in Nähe des Rheins.

Um das Ausbreitungspotenzial abschätzen zu können, wurden 2019 die rechtsrheinischen Zuflüsse und die zahlreichen, sich untereinander verbindenden Kanäle und Gräben zwischen Achern und Rußheim an 99 Probestellen untersucht. Dabei wurden neben der Ampipodenzusammensetzung, basierend auf einer gesammelten Probenahme verschiedener relevanter Habitats, die Verteilung der Amphipodenarten auf Mikrohabitate erfasst. Zusätzlich wurden Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert gemessen und eine Nährstoffanalyse der Gewässer durchgeführt. Daneben wurden Sediment-, Tiefen- und Breitendiversität aufgenommen, sowie die Verteilung der Mikrohabitate geschätzt.

Das bisher auffälligste Ergebnis ist, dass am Oberrhein nicht die erwartete Präferenz für Bereiche mit aquatischen Makrophyten besteht. *E. berilloni* kann hier auch auf Hartsubstraten dominieren.

HDX Monitoring Wupper: Fischschutz und Wanderungen potamodromer und diadromer Arten an fünf Wasserkraftanlagen

Nicole Scheifhacken¹, Britta Wöllecke²

¹ Obere Fischereibehörde, Bezirksregierung Düsseldorf, Cecilienallee 2, 40408 Düsseldorf, Nicole.Scheifhacken@brd.nrw.de, ² Obere Wasserbehörde, Bezirksregierung Düsseldorf, Cecilienallee 2, 40408 Düsseldorf, Britta.Woellecke@brd.nrw.de

Keywords: HDX Monitoring, Wupper, diadrome (Lachssmolts, Blankaale) und potamodrome Zielarten

Einleitung

Die Wupper ist in NRW ein Zielartengewässer für die Wiederansiedlung und den Erhalt von diadrom wandernden Arten wie Lachs (*Salmo salar*) und Aal (*Anguilla anguilla*) (2. Bewirtschaftungsplan WRRL, MULNV 2009). Die Notwendigkeit der ungehinderten Migration von Fischen in Fließgewässern ist in verschiedenen europäischen, nationalen und länderspezifischen Rechtsgrundlagen geregelt (z. B. EU-WRRL, EU-Aalschutzverordnung, FFH-Richtlinie sowie den Bund- und Länder-Gesetzgebungen im Wasser-, Fischerei- und Naturschutzrecht. In den Lachs- und Aal Zielartengewässern des Landes NRW gelten für den Schutz abwandernder Fische erhöhte Anforderungen an Anlagen zur Wasserentnahme oder an Wasserkraftanlagen (WKA), als in den übrigen Gewässern (MUNLV 2009, LFischG § 40 in Verbindung mit LFischVo §13). Die untere Wupper ist zudem in weiten Teilen als NATURA 2000 Gebiet (DE-4808-301, Untere Wupper Solingen bis Leverkusen, 556 ha) gesichert. Die Schutzziele umfassen verschiedene aquatische Zielarten (Flussneunaugen (*Lampetra fluviatilis*), Bachneunaugen (*Lampetra lampetra*), Groppe (*Cottus gobio*) als auch gewässertypische Lebensräume (LRT 3260, Fließgewässer mit Unterwasservegetation, prioritärer Lebensraum 91E0 Erlen-Eschen und Weichholz Auewälder). Eine Verlängerung des befristeten Wasserrechts für die WKA Auer Kotten im Rahmen eines Planfeststellungsverfahrens 2009 konnte daher nur mit umfassenden baulichen Verbesserungen zum Fischschutz und zur Durchwanderbarkeit der Fischwege erfolgen (Stadt Solingen 2009). Die wesentlichsten Eckpunkte dabei waren:

1. Installation eines 12 mm horizontalen Rechens vor der Turbine
2. Errichtung von sohlen- und oberflächennaher Bypässe am Rechen
3. Bau eines Schlitzpasses am Krafthaus
4. Anlage eines Raugerinne-Beckenpass am Ausleitungswehr
5. Durchführung eines fischökologischen Monitorings zur Überprüfung der Wirksamkeit der Fischschutzeinrichtungen und Akzeptanz der verschiedenen Wanderkorridore für alle wandernden Fische (potamodrome, diadrome Arten der Wupper) und Neunaugen.

Die Umbaumaßnahmen am WKA Standort waren bis 2012 auf Basis des Planfeststellungsbeschlusses von 2009 fertiggestellt worden. Das Funktionsmonitoring wurde in zwei Phasen durchgeführt. In der ersten Projektphase 2013/2014 lag der Fokus auf den Fischschutz und dem Abwanderverhalten und -erfolg von Lachssmolts (Smolts), Blankaalen (Aale). In einer zweiten Projektphase (2015-2018) wurde das Wanderverhalten von potamodromen Arten, Neunaugen und Lachssmolts und Blankaalen an fünf weiteren Querbauwerken mit WKA Nutzung untersucht (Abb. 1).

Die ausführlichen **Abschlussberichte** der beiden Projektphasen stehen als pdf-Datei auf der Homepage der **Bezirksregierung Düsseldorf** unter der Rubrik Wasserrahmenrichtlinie und Gewässerentwicklung zur Verfügung: <https://www.brd.nrw.de/umweltschutz/Wasserrahmenrichtlinie-und-Gewaesserentwicklung/index.jsp>

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Wupper (EZG: 813 km², 118 Fließ-km, Abfluss Kenndaten Pegel Glüder: MHQ 126 m³/s, MQ: 14,7 m³/s, MNQ: 5,09 m³/s) entwässert den nordwestlichen Teil des Rheinischen Schiefergebirges und mündet bei Leverkusen in den Rhein (Dumont & Bauerfeind 2006).

Das fischökologische Monitoring beschränkte sich auf die Mittlere und Untere Wupper zwischen der Wuppertalsperre und der Mündung in dem Rhein (ca. 74 Fließ-km) (Abb. 1). Hier befinden sich insgesamt 14 Wehrstandorte von denen fünf Wasserkraftanlagen (WKA) in dem Projekt mit HDX-Antennen versehen wurden (Abb. 1). Die WKA Reuschenberger Mühle, liegt 4 km stromauf der Mündung, gefolgt von Wipper Kotten (15 km stromauf, Holzwasserrad Museumsschleiferei). Alle anderen Wehrstandorte im Wuppertaler Stadtgebiet, die nicht mit HDX-Antenne versehen sind, sind Wehre ohne Wasserkraftnutzung. Sie dienen der Wasserentnahme von Firmen und verfügen über eine Fischaufstiegsanlage (FAA).

Die fünf, mit HDX-Anntennen versehenen WKAn, erstrecken sich über ca. 65 Fließ-km. Es sind die WKA Auer Kotten (Fließ-km 21), Glüder (synonym Neuenkotten) (Fließ-km 25), Schaltkotten (Fließ-km 31), Buchenhofen (Fließ-km 40) und Beyenburger Stausee (Fließ-km 65) (Abb 1). Die ersten drei genannten WKA Standorte sind Ausleitungskraftwerke mit unterschiedlich langen Ober- und Untergräben. Nur der Auer Kotten besitzt ein Fischweg am Krafthaus (Schlitzpass) und am Wehr (Raugerinnebeckenpass). Alle anderen Standorte haben nur eine FAA am Wehr in Raugerinne Bauweise. Die Wehre Buchenhofen und der Beyenburger Stausee liegen im Hauptschluss. Auch diese beiden Anlagen haben einen Raugerinnebeckenpass als Fischweg.

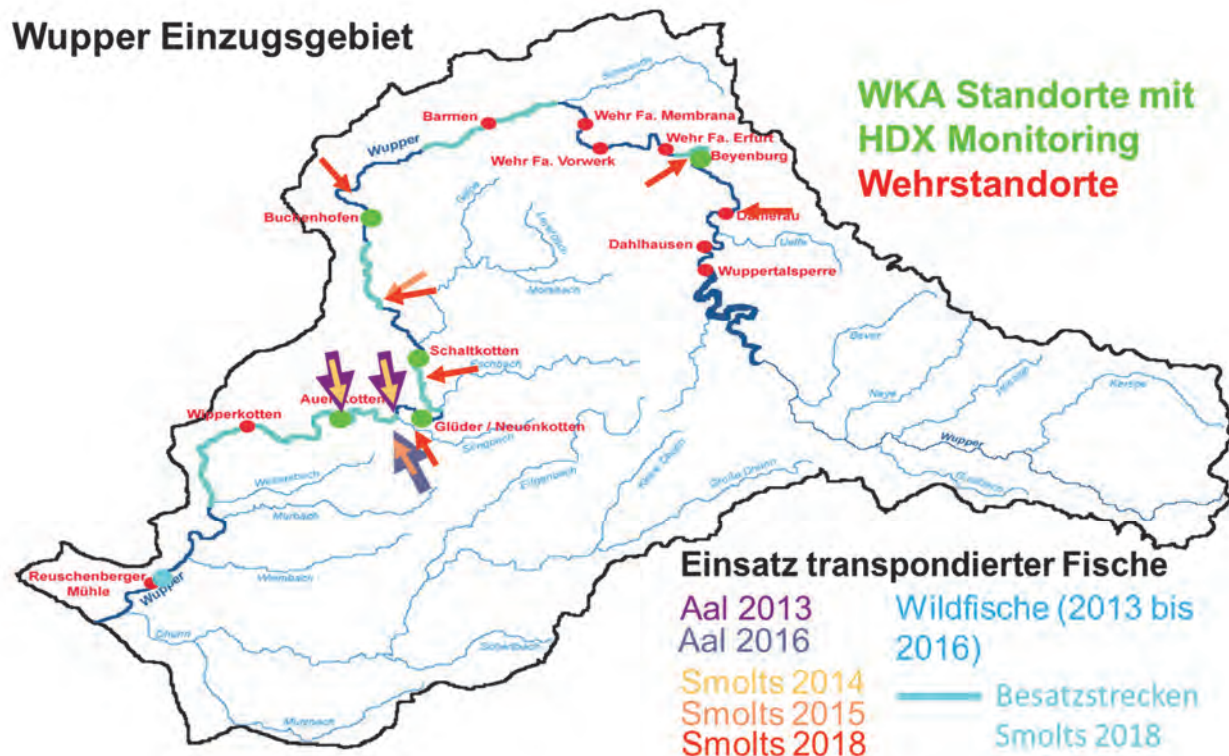


Abb. 1: Wupper Einzugsgebiet mit Lage der Wehrstandorte (rote Punkte alle Standorte inkl. WKA, grüne Punkte, Standorte mit HDX-Monitoring) und Darstellung der Untersuchungsjahre (2013-2018) in den zwei Projektphasen (markierte Wildfische, (Lachs)-Smolts, (Blank)-Aale.

Markierung und Besatz der Fischarten

Die Lachssmolts (ab TL 13,5 cm) wurden mit HDX-Transpondern der Größe 23 x 3,9 mm markiert. Sie sind Nachkommen von Lachsrückkehrern (2013-2016), die im Wanderfischprogramm NRW (WFP) (Anlage Albaum LANUV FB 26) aufgezogen wurden. Im Jahr 2014 wurden 1.000 Individuen im Obergraben der WKA Auer Kotten und 3 km oberhalb der WKA ausgesetzt. Im Jahr 2015 wurden 500 Individuen 3 km oberhalb der WKA Auer Kotten und im Bereich Wuppertal-Kohlfurt oberhalb der WKA Schaltkotten ausgesetzt (Abb. 1). Für 2017 bis 2018 standen keine Lachssmolts des WFP zur Verfügung. Daher wurden im Frühjahr 2018 2.000 Lachssmolts des Danmarks Center for Vildlaks (DCV) verwendet und an sechs Besatzstellen zwischen dem Unterwasser Glüder (Wupper-km 25) bis nach Dahlerau (Wupper-km 70) oberhalb vom Beyenburger Stausee besetzt. Es wurden jeweils 250 Tiere ober- und unterhalb einer WKA eingesetzt und die Abwanderquote redetiert, um die kumulativen Verluste durch unterschiedliche geschützte WKAn untersuchen zu können (Abb. 1).

Zur Untersuchung der Abwanderung von Blankaalen in der Wupper wurden dem Land NRW insgesamt 564 Aale für das Monitoring zur Verfügung gestellt. Diese sind aus der Aalschutzinitiative Rheinland-Pfalz in der Mosel während eines „Abfischungs- & Transport“-Projekts gefangen worden (<http://www.wasser.rlp.de/servlet/is/7832/>). In den Jahren 2013 wurden 264 und 2016 295 Individuen in der Wupper ausgesetzt.

Die Wildfische wurden in mehreren Befischungskampagnen mit Elektrofanggeräten jeweils ober- und unterhalb eines WKA Standortes entnommen, unmittelbar mit einem HDX Transponder markiert (Gesamtstrecke 31,4 km) und nach kurzer Akklimatisierungsphase wieder am Standort ausgesetzt. Insgesamt wurden 3.088 überwiegend potamodrome Wildfische gefangen. Einzelne Aale sowie Lachs- und Meerforellenrückkehrer oder Flussneunaugen konnten ebenfalls markiert werden. Zur

Markierung der Fische wurde ein separates Arbeitsboot mitgeführt. Die Tiere wurden tierschutzgerecht narkotisiert und die HDX-Transponder eingeführt. In der Erholungsphase wurden die Fische in eine separate und belüftete Aufwachwanne überführt und nur vollständig vitale Tiere in die Wupper zurückgesetzt.

Die tierschutzrechtliche Genehmigung (TierSchG 2013) für die Markierung der Wildfische, Lachssmolts und Aale sind vor Projektbeginn von der in NRW zuständigen Genehmigungsbehörde (LANUV FB 84) erteilt worden. Die Genehmigungen zur Elektrofischung von geschützten und anderen Wildfischarten sind durch die zuständigen Fischereibehörden (uFB, oFB) erteilt worden.

HDX-Technologie

Die HDX-Transpondertechnik wird seit den 1990er Jahren weltweit zur Erforschung des Wanderverhaltens von Fischen eingesetzt.

Es wurden „**Half-Duplex**“-Transponder (kurz: **HDX**) verwendet (Längen 23 mm, 32 mm, Durchmesser 3,9 mm). Zur Registrierung und Aktivierung der passiven Transponder sind Antennen inkl. Zubehör erforderlich (Transformator zur Energieversorgung der Antennenanlage, Lesegeräte einer jeden Antenne, PC zur Steuerung und Datenaufzeichnung, Schaltschrank). Da die zulässige Kabellänge zwischen einem Tuner und seinem Lesegerät begrenzt ist, mussten am Auer Kotten und Schaltkotten sowohl an der WKA und am Ausleitungswehr separate Schaltschränke aufgestellt werden. An allen anderen Standorten genügte ein Schaltschrank.

Es wurden **zwei Antennentypen** verwendet:

1. Bei „**schwimm durch**“-**Antennen** durchschwimmen die Fische einen festen Rahmen aus Kunststoff oder Holz (z. B. an Fischwegen).
2. „**Schwimm drüber**“-**Antennen** können an breiten, flach überströmten Fließstrecken am Gewässergrund installiert werden (Wassertiefe limitierend, anfällig bei erhöhten Abflüssen).

Ergebnisse

Technisches Monitoring

Die Lesequote der „schwimm durch“ HDX-Rahmenantennen lag zwischen 91 bis 100 %. Für Seilantennen waren die Lesequoten mit 64 % bis 92 % etwas geringer. Eine Lesequote von max. 70 % konnte für die „schwimm drüber“ Antennen ermittelt werden.

Über die gesamte Projektlaufzeit haben die 31 HDX-Antennen im Wuppersystem relativ zuverlässig gearbeitet. An ca. 15 % der insgesamt 37.323 Betriebstage aller HDX-Standorte zusammengenommen konnten jedoch keine Fische detektiert werden. Die Störungen traten i.d.R. nach Hochwässern auf. Hier sind v.a., die weniger robusten Kabel- und Strickleiterantennen beschädigt worden. Zudem verursachten Stromabschaltungen der Kraftwerke bei Wartungs- und Umbauarbeiten Datenlücken.

Während der Laufzeit (31.10.2013 bis 10.07.2018) wurden insgesamt 196.773 Leseereignisse aufgezeichnet (um den Faktor 10 bereinigt und wegen Mehrfachlesungen reduziert). Die Redetektionen lassen sich 2.747 Individuen zuordnen.

Wanderbewegungen diadromer Arten

Insgesamt konnten 1.662 Lachssmolts redetektiert werden (Frühjahr 2014 68 %, 2015 66 %, Fischschutz Auer Kotten WKA, 2018 kummulative Effekte von fünf WKA'n 33 % s. Tab. 1). Die

Abwanderung erfolgte jeweils innerhalb weniger Wochen nach dem Aussetzen und überwiegend im Schwarmverband (zeitgleiche Passagen mehrerer Individuen). Bei einem angepassten Öffnungsmodus des Spülschützes stieg die Anzahl stromabwärtiger Passagen von Lachssmolts deutlich.

Bei der Untersuchung der kumulativen Effekte mehrfach ungeschützter WKA'n konnten nur 6 % der Smolts aus Dahlerau am Auer Kotten redetektiert werden (Tab. 1). Etwa 20 % bzw. 30 % der Smolts konnten aus den Besatzpunkten Beyenburg bis Wuppertal am Auer Kotten nachgewiesen werden. Die Redetektrationsraten an den Aussatzpunkten Kohlfurth, Müngsten und Glüder bis Auer Kotten liegen zwischen 38 % bis 47 % (Tab. 1). Insgesamt konnten etwa ein Drittel aller besetzten Lachssmolts am Auer Kotten redetektiert werden.

Es wurden 483 abwanderwillige Aale redetektiert (Herbst 2013 84 %, 2016 87 %). Es konnten einige „Blank“aal Individuen erst nach längeren Aufenthaltszeiten in der Wupper als abwandernde Individuen redetektiert werden.

Tab. 1: Redetektrationsraten Lachssmolts 2018 je Besatzstelle (Wupper Fließ-km)

Redetektrations- rate [%]	Dahlerau (km 70)	Beyenburg (km 64,5)	Wuppertal (km 43,5)	Kohlfurth (km 36,5)	Müngstener Brücke (km 31,5)	Glüder (km 25)	Auer Kotten (km 22)
2014						68,5	67,7
2015				43,6		88,0	
2018	10,3	24,3	32,6	43,6	48,3	39,7	

Wanderbewegung potamodromer Arten

Insgesamt sind 602 Wildfische redetektiert worden (ca. 20 %). Für die sechs häufigsten markierten Wildfischarten (Barbe (*Barbus barbus*), Nase (*Chondrostoma nasus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*) liegt die Redetektrationsquote zwischen 33 % und 38 %, für Bachforelle (*Salmo trutta forma fario*) und Äsche (*Thymallus thymallus*) bei etwa 12 % und für Döbel (*Squalius cephalus*) bei 5 %.

Es konnten ganzjährige Wanderbewegungen um die Wehrstandorte für die potamodromen Wildfische nachgewiesen werden. Der Schwerpunkt der Aktivitäten zeigte sich an der WKA Auer Kotten (Abb. 2, 3). Artspezifisch wurden erhöhte Aktivitäten in einzelnen Monaten dokumentiert (Frühjahr: Nase, Barbe, Äsche, Herbst: Bachforelle). Die geringsten Wanderbewegungen fanden im Januar statt. Es sind an den untersuchten Querbauwerksstandorten zu allen Jahreszeiten in beiden Richtungen Wanderbewegungen einzelner Arten nachgewiesen worden.

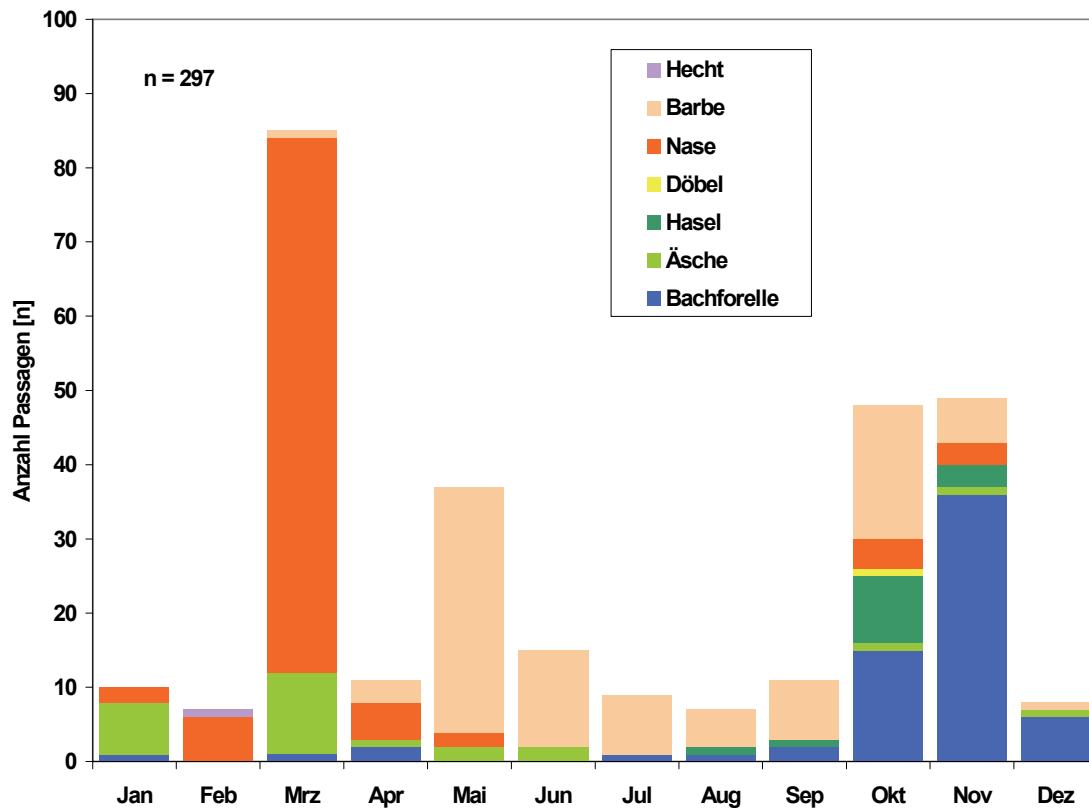


Abb. 2: Jahresdynamik der aufwandernden diadromen und potamodromen Wildfische in der Wupper (WKA Auerkotten).

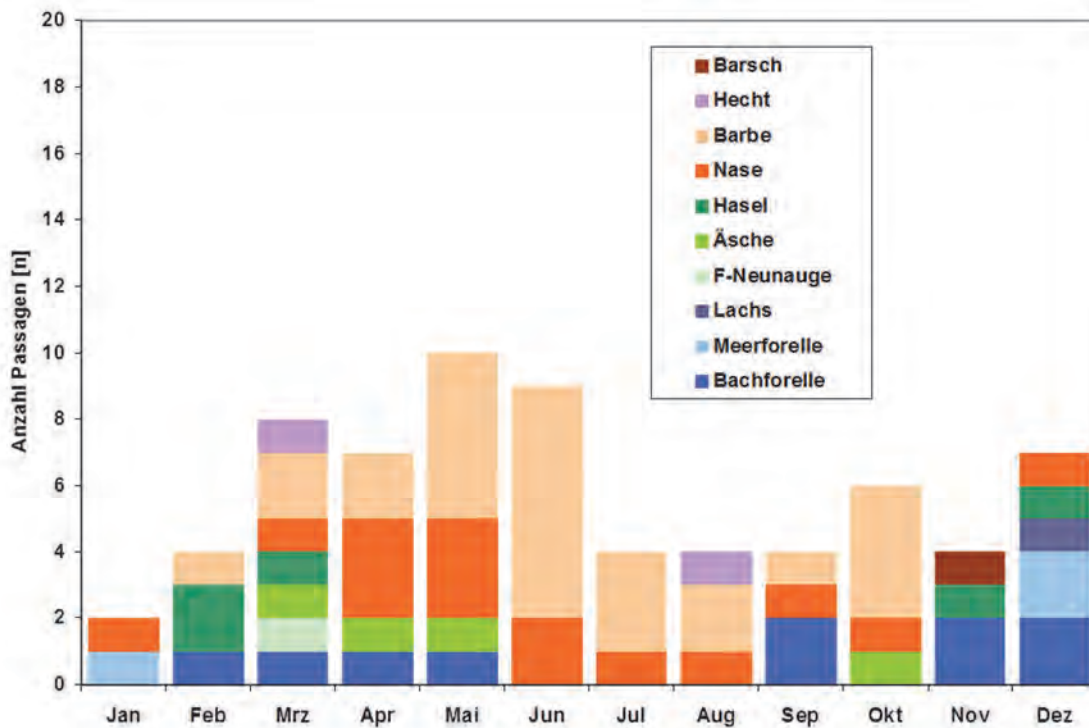


Abb. 3: Jahresdynamik der abwandernden diadromen und potamodromen Wildfische in der Wupper (WKA Auerkotten).

Es wurde eine ausgeprägte Tagesdynamik der Wanderbewegungen der Wildfische (v.a. Potamodrome) dokumentiert. Etwa 83 % der stromabwärts gerichteten Passagen fanden während der Dämmerung und in der Nacht statt (zwischen 17 Uhr und 9 Uhr morgens). Etwa 17 % der Individuen, überwiegend Nasen, wurden jedoch tagsüber, Smolts und Aale sind dagegen überwiegend in den Nachtstunden redetektiert worden.

Insgesamt wurden 68 % der Aufstiegsbewegungen zwischen den Dämmerungsphasen und in der Nacht und nur 32 % bei Tageslicht registriert. Die Aufwanderungen über die Fischwege fanden bei den Bachforellen und Äschen in beiden Tageshälften statt, der Aufstieg der Barben dagegen überwiegend in den Nachtstunden.

Diskussion

Der Fischschutz (12 mm Horizontalrechen) am Auer Kotten konnte für die untersuchten Arten und Altersklassen im Untersuchungszeitraum nachgewiesen werden. Allerdings konnten aus methodischen Gründen nicht alle Altersklassen und Zielarten vollumfänglich untersucht werden. Die Wanderbewegungen unterscheiden sich artspezifisch in der Nutzung, Auffindbarkeit und Passierbarkeit der vorhandenen Fischwege sowohl für die untersuchten diadromen als auch für potamodromen Arten. Am Standort Auer Kotten waren der Spülschutz im Leerschuss und Schlitzpass die wichtigsten Abwanderwege, während die vorhandenen Bypasssysteme anfällig für Verklausung waren und hier v.a. der oberflächennahe Bypass genutzt wurde (Aal, Smolts). Es finden zu allen Jahreszeiten und Tageszeiten Wanderungen bei den potamodromen Arten statt. Schwerpunkte der Wanderzeiten umfassen die Dämmerungs- und Nachtphasen sowie die Laichzeiten. Die Unterscheidung zwischen „Kurz- und Mitteldistanzwanderfischen“ ist daher nur bedingt anwendbar auf die detektierten Wanderbewegungen in der Wupper. In beiden Kategorien befanden Aal, Äsche, Bachforelle, Barbe, Barsch, Nase, Hasel, Döbel und Nase. Auch bei den diadromen Arten Flussneunauge, Meerforelle und Lachs wurden zügige nach stromauf- sowie stromabwärts gerichtete Bewegungen registriert. Einige Individuen verharrten über mehrere Tage an einer Station.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen die Notwendigkeit der ganzjährigen Durchgängigkeit der Fischwege an WKA und Wehrstandorten am Beispiel der WKA Auer Kotten (alle Fischwege mit HDX Antennen ausgestattet). Durch ein angepasstes Management am Spülschutz des Leerschusses konnte hier auch die Abwanderrate für Aale deutlich verbessert werden.

Die Wanderbewegungen der potamodromen Arten konnten mittels HDX Methodik v.a. im Umfeld der Wehrstandorte detektiert werden.

Danksagung

Wir danken dem Umweltministerium des Landes NRW (MULNV, Ref. IV-6) für die Finanzierung und inhaltliche Unterstützung des Projekts. Besonderer Dank gilt dem Team vom Institut für angewandte Ökologie (IfÖ) für die Projekt Durchführung. Ebenso danken wir allen Mitgliedern der projektbegleitenden Arbeitsgruppe (MUNLV Ref. IV-6, III-3, LANUV FB 26, BR'n Köln, Düsseldorf, Dez. 54, 51) für Ihre konstruktive fachliche Unterstützung. Für die Bereitstellung der Lachssmolts und Blankaal danken wir den Mitarbeitenden des LANUV FB 26, dem Dänischen Wildlachszentrum und der Aalschutzinitiative in Rheinland-Pfalz.

Literatur

- Dumont, U. & C. Bauernfeind (2006): Herstellung der Durchgängigkeit am Kraftwerk Widdert / Machbarkeitsstudie. Aachen (Ingenieurbüro Floecksmühle), im Auftrag der Kraftwerk Widdert GbR.
- Dumont, U., P. Anderer & U. Schwevers (2005): Handbuch Querbauwerke. - Düsseldorf (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und ländlichen Raum NRW), 212 S.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.) (2014): DWA-Merkblatt M 509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke: Bemessung, Gestaltung, Qualitätssicherung. - Hennef, 334 S.
- Engler, O. & B. Adam (2014): HDX-Monitoring Wupper - Untersuchung der Wanderung von Fischen (Untersuchungszeitraum vom 31. Oktober 2013 bis 31. Mai 2014), 89 S. (<http://www.brd.nrw.de/-umweltschutz/wasserrahmenrichtlinie/HDX-Monitoring-Wupper-2013-14.pdf>)
- MUNLV (2009): Durchgängigkeit der Gewässer an Querbauwerken und Wasserkraftanlagen. - Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucher-schutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, Runderlass vom 26.01.2009.
- Schwevers, U., O. Engler & B. Adam (2017): HDX-Monitoring Wupper II: 2. Zwischenbericht der Untersuchung der Wanderung von Fischen. - Im Auftrag der Bezirksregierung Düsseldorf, Dezernat 54 Wasserwirtschaft, 106 S. (unveröffentlicht)
- Stadt Solingen (2009): Planfeststellungsbeschluss vom 01. 07. 2009 zur Maßnahme „Betrieb der Wasserkraftanlage Auer Kotten in Solingen-Widdert einschließlich der zugehörigen technischen Einrichtungen“ des Antragstellers Kraftwerk Widdert GbR.

Does size matter? Comparison of protozoan communities in seven rivers of different size and their influence on (pathogenic) bacteria

Anja Scherwaß¹; Alexandra Schönle²; Alexandra Jeuck³; Eike Lücknerath¹; Bianca Hennings²; Patrick Heidbüchel⁴; Hartmut Arndt¹

¹ Universität zu Köln, Biozentrum; ² Universität zu Köln, Biozentrum; ³ Universität zu Köln;

⁴ Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf

In many rivers in Germany, pathogenic bacteria as well as viruses increase due to the release of waste water treatment plants and/or as a consequence of inflow of mixed water during heavy rainfall events. Therefore, methods are needed to remove these organisms efficiently. Here, beside mechanical methods to remove bacteria, grazing by protists can play an important role. In the talk we will present results of a study in seven rivers in Germany (Rhine/Ruhr/Mosel; Havel/Spree, Isar/Ilz), where the main components of the microbial web, heterotrophic flagellates and ciliates, as well as metazooplankton and phytoplankton were analyzed in early summer. We estimated the food consumption of organisms of the microbial loop and the removal of (pathogenic) bacteria on the basis of size related metabolic activity. Moreover, we carried out field experiments on retention effects of biofilm-associated protozoa. The results of the study pointed to an important role of protozoans as a major source of loss of bacteria and viruses in river plankton. However, their influence changes between the different rivers mostly caused by differences in river morphology, which will be discussed in the talk.

Ganzheitliches Vorgehen bei der Auswilderung nachgezüchteter Flussperlmuscheln (*Margaritifera margaritifera*) – von den Genen bis zum Gewässereinzugsgebietsmanagement

Thomas Schiller¹; Felix Grunicke; Sascha Krennek²; Jana Schneider; Annekatrin Wagner; Thomas Berendonk

¹ Technische Universität Dresden; ² Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

Auf Grund des massiven Rückgangs der vom Aussterben bedrohten Flussperlmuschel wird im Sächsischen Vogtland seit fast 20 Jahren eine halbnatürliche Nachzucht durchgeführt. Für die Auswilderung der nachgezüchteten Muscheln ist eine detaillierte Analyse der Eignung der zukünftigen Habitate eine Grundvoraussetzung. Neben den Habitateigenschaften existieren jedoch eine Vielzahl weiterer Faktoren, die für den Erfolg oder Misserfolg von Auswilderungen entscheidend sein können. So kann z. B. der rechtlich festgelegte Status von Auswilderungsgewässern als Naturschutz- bzw. FFH-Gebiete den langfristigen Erfolg der Etablierung ausgewilderter Muscheln maßgeblich beeinflussen.

Im aktuellen Verbundprojekt ArKoNaVera werden Konzepte für den Erhalt der Flussperlmuschel sowie für deren langfristige Etablierung erarbeitet. Neben der Gewässer- und Habitateignung spielen dabei auch die genetische Identität der nachgezüchteten Muscheln im Vergleich zu den Altmuscheln sowie die aktuelle Wirtsfischbestandssituation eine Rolle. Im diesem Zusammenhang wird ein Konzept des „Halbnatürlichen Populationsverbunds“ diskutiert, welches die Unpassierbarkeit vieler Gewässerabschnitte für mit Muschelglochidien infizierte Bachforellen berücksichtigt. Des Weiteren stellt sich die Frage, ob die oft genetisch verarmten Restpopulationen mit Individuen aus genetisch nahestehenden Nachzuchtpopulationen gestützt werden sollten. Dem positiven Effekt der Erhöhung der genetischen Diversität und der damit möglicherweise verbundenen besseren Anpassungsfähigkeit bei sich ändernden Umweltbedingungen steht jedoch die Gefahr der Überprägung bzw. des Verlustes genetischer Eigenschaften der lokal adaptierten autochthonen Population gegenüber.

Bei der Analyse sieben potentieller Auswilderungsgewässer im sächsischen Vogtland wurde auf verschiedenen Ebenen an einer Entscheidungsfindung gearbeitet. Neben der Untersuchung der Wasser-, Sediment- und Habitateigenschaften wurde eine mehrjährige Bioindikation mit Muscheln unterschiedlicher Altersstufen in verschiedenen Habitaten durchgeführt. Zur Berücksichtigung der Effekte des Klimawandels auf die potentiellen Auswilderungsgewässer wurden meteorologische Langzeitdaten im Zusammenhang mit Austrocknungsereignissen der Gewässer analysiert und für Prognosen herangezogen. Für zwei der Gewässer zeigte sich dabei eine zunehmende Austrocknungstendenz, weshalb diese Bäche für die Auswilderung nicht geeignet sind. Schlussendlich wurden drei der sieben Bäche auf Grundlage der Untersuchungsergebnisse als Auswilderungsgewässer favorisiert. Der Vergleich der genetischen Identität der Ursprungspopulation mit den Nachzuchtindividuen ergab, dass es in der Nachzucht zu keiner Verringerung der genetischen Diversität kam. Der Grad der Differenzierung der Populationen der Flussperlmuscheln im sächsischen Vogtland aus dem Einzugsgebiet der Saale bzw. der Weißen Elster ist hingegen so hoch, dass von einem „Halbnatürlichen Populationsverbundes“ in diesem Fall abzusehen ist.

Die Invertebratenfauna in Biberdämmen – Besiedlungsstrukturen eines Multihabitatkomplexes

Sara Schloemer; Daniel Hering; Armin Lorenz

¹ Universität Duisburg-Essen

Durch den Bau von Dämmen prägt und verändert der Europäische Biber (*Castor fiber*) speziell kleine Fließgewässer und ihre Auen. Die Biber diversifizieren dabei Erscheinungsbild und Umweltbedingungen in den von Ihnen besiedelten Gewässerabschnitten. Typisch ist hierbei eine Verzweigung des Gerinne-Netzwerks, eine Erhöhung des Grundwasserstands und der Grenzflächen zwischen verschiedenen Lebensräumen durch den Wasseraufstau (Biberteiche). Ein Biberdamm selbst ist eine dreidimensionale Struktur aus organischem Material, mit einem hohen Holzanteil und großer innerer Oberfläche. Die Zwischenräume innerhalb des Dammes sind für Organismen gut erreichbar. Der Wissensstand über den Einfluss von Biberdämmen auf die Artengemeinschaft des Makrozoobenthos von Fließgewässerökosystemen ist vergleichsweise gering. Das Makrozoobenthos innerhalb von Biberdämmen wurde bisher nur von Clifford et al. (1993) und Rolaufts et al. (2001) untersucht. In Hinblick auf die weitere Ausbreitung des Bibers in Deutschland ist die Verbesserung und Ergänzung des aktuellen Wissensstands unerlässlich. Um Biberdämme systematisch zu untersuchen haben wir neun verschiedene Bereiche eines Biberdamms definiert und jeden Bereich mit einem speziell dafür entwickelten Unterwassersauger beprobt. Mit dieser Methode wurden acht aktive und acht aufgegebene Biberdämme im Frühjahr 2018 in der Nordeifel (Nordrhein-Westfalen) untersucht. Die resultierenden Makrozoobenthosproben wurden auf Artniveau bestimmt und mit dem jeweiligen spezifischen Dammhabitat in Beziehung gesetzt. Die Ergebnisse dieser Studie werden auf der Tagung vorgestellt.

Querbauwerke und ihre ökologischen Auswirkungen auf das aquatische Ökosystem

Daniel Schmidt

team ferox GmbH, Dresden

In der Regel ist die Nutzung der Wasserkraft zur Energieerzeugung mit einem Aufstau des Gewässers am jeweiligen Standort verbunden, damit eine ausreichende Fallhöhe für die Turbinen erzeugt werden kann. Vielfach sollen auch bereits vorhandene Querbauwerke einer energetischen Nutzung zugeführt werden, die ursprünglich aus anderen Gründen (Schifffahrt, Landschaftswasserhaushalt etc.) errichtet wurden.

Durch den Aufstau eines Fließgewässers ergeben sich Beeinträchtigungen auf den verschiedensten Ebenen. Die Querbauwerke können vor allem die Tiefen-, Strömungs- und Strukturdiversität beeinträchtigen, was wiederum unmittelbare Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung haben kann. Aufgrund des staubedingten Potamalisierungseffektes und der teilweise massiven Feinsedimentablagerungen innerhalb der Stauräume und der daraus resultierenden inneren und äußeren Kolmation des hyporheischen Interstitials gehen wertvolle Kieslaichplätze und Lebensräume für rheophile Arten verloren. Unterhalb der Querbauwerke ist meistens ein entsprechendes Geschiebedefizit zu verzeichnen. Die Folge sind völlig veränderte, nicht dem Gewässertyp entsprechende ökologische Gilden bei den Fischen sowie innerhalb der Makroinvertebratenzönose.

Der Vortrag stellt anhand von Beispielen aus Österreich und Deutschland die teilweise erheblichen Auswirkungen von Querbauwerken an kleinen und mittleren Fließgewässern dar und versucht ökologische Auswirkungen von Querbauwerken vorhandenen bzw. geplanten Wasserkraftanlagen zuzuordnen, sie zu relativieren und zu bewerten.

Ist das Puzzle gelöst? Vergleichende populationsgenetische Analyse von *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) von lokal zu regional und Rekonstruktion der Invasionsrouten

Alexander Schmidt-Drewello; Elisabeth Irmgard Meyer

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Die Etablierung von Neozoen in nicht heimischen Lebensräumen ist mittlerweile Normalität, mit oft nicht absehbaren komplexen Auswirkungen auf die Ökosysteme und in möglicher Folge einer Egalisierung von bis dato charakteristischen Biozönosen. Wir untersuchen die Verbreitung und die Gründe für diese am Beispiel des Amphipoden *Echinogammarus berilloni*, eingewandert aus Südwesteuropa und heimisch in den in den Atlantik entwässernden Flüssen Frankreichs und Spaniens. Die Art hat sich in BeNeLux und Deutschland etabliert, wo sie erstmals 1924 in einem Zufluss der unteren Lippe nachgewiesen wurde.

Die starken räumlichen und zeitlichen Effekte auf die Populationsgenetik des Invadors an der nördlichsten Ausbreitungsfront, einem Karstgebiet, der Paderborner Hochfläche, wurden bereits vorgestellt. Es konnte aufgezeigt werden, dass die Tiere im Oberlauf Anzeichen eines Gründereffektes - mit einer reduzierten Allelzahl und Inzucht - aufwiesen und dass der sommertrockene Mittellauf der Alme zu einer signifikanten genetischen Distanz zwischen Ober- und Unterlauf führte. Über eine Zeit von 9 Jahren kam es zu einer Verstärkung dieses Effektes. Eine besondere Stellung der Oberlaufpopulationen der Alme nehmen die Tiere der Invasionsspitze ein. Diese distanzieren sich genetisch von allen anderen Tieren.

Die Frage der Invasionsroute, also über welche Einzugsgebiete *E. berilloni* dort hingelangte, konnte bislang nicht abschließend geklärt werden. Mit einem nun erweiterten Datensatz und neuen Analysen ergibt sich ein klareres Bild. Mögliche neue Invasionsrouten können aufgezeigt werden, zudem wurden auch weitere zeitliche Vergleiche der Einzugsgebiete Ruhr und Maas zwischen den Jahren 2011 und 2017 ausgewertet. Hier zeigten sich zum Teil überraschende Ergebnisse.

Erlebensraum Lippeaue – Grüne Infrastruktur an der Lippe in Hamm

Oliver Schmidt-Formann

Stadt Hamm, Umweltamt

Die Lippe ist der größte Wasserlauf in der Stadt Hamm und verläuft auf etwa 30 Flusskilometern in Ost-West-Richtung durch das Stadtgebiet. Im innenstadtnahen Bereich ist die Lippeaue heute schwach entwickelt und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie als Aufenthaltsfläche für die Bürgerinnen und Bürger wenig attraktiv. Durch gezielte wasserbauliche und naturschutzfachliche Maßnahmen sollen der Lippe und ihrer Aue ihr natürlicher Charakter wieder gegeben werden. Es sollen wieder vielgestaltige autotypische Lebensräume für Tiere und Pflanzen entstehen. Darüber hinaus soll die Lippeaue wieder mehr in das Bewusstsein der Bürgerinnen und Bürger rücken. Dies wird beispielsweise durch die Anlage eines parkähnlichen Bereichs an der Lippe, dem Auenpark, realisiert. Neben weiteren Teilprojekten werden auch öffentliche Flächen für das „urbane Gärtnern“ zur Verfügung gestellt. Die Förderung erfolgt auf Basis des Projektauftrags „Grüne Infrastruktur“ des Landes Nordrhein-Westfalen. Insgesamt wurden zur Projektumsetzung 36,7 Mio. Euro in Aussicht gestellt. Davon werden voraussichtlich 29,4 Mio. Euro durch die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) getragen. 7,3 Mio. Euro sollen aus Mitteln des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) und des Landes Nordrhein-Westfalen sowie als Eigenanteilen der Stadt Hamm in das Projekt fließen. Projektträger sind die Stadt Hamm und der Lippeverband. Das Projekt hat im Jahr 2017 begonnen und wird im Jahr 2022 beendet. Die Maßnahmen dienen nicht nur der gesetzlich vorgegebenen ökologischen Verbesserung der Lippe. Durch die gezielte Entwicklung von Auenflächen in Freiräumen entstehen Flächen, in die Hochwasser kontrolliert abfließen kann. So könnten langfristig Hochwasserspitzen in regelmäßig betroffenen Bereichen abgemildert werden. Zudem wird behutsam der Freizeit- und Erholungswert in der Aue gesteigert. Neue Fuß- und Radwegeverbindungen führen durch die Aue. Lehrpfade und Aussichtspunkte machen die Natur "erlebbar". In einem zentralen Bereich wird mit der Rückverlegung des Deiches die Überflutungsfläche für den Fluss vergrößert. Hier entstehen feuchte Wiesen, Blänken und Flutmulden – alles was eine artenreiche Tier- und Pflanzenwelt benötigt. Ein als „Auenpark“ bezeichneter, innenstadtnaher Teilbereich wird zu einer naturnahe Freizeitfläche. Hier wird eine durch naturschonende Landwirtschaft bewirtschaftete Grünlandfläche von ca. 13 ha Größe mit Blänken und Stillgewässern angelegt. Sie soll aber ebenso zur Erholung oder für Freizeitaktivitäten wie beispielsweise Bouldern oder Disc-Golf genutzt werden können. Am Lippeufer im Bereich des Auenparks soll eine naturnahe Liegefläche am Wasser entstehen. Dazu wird das im Untergrund anstehende sandige Bodenmaterial offen gelegt. In einer weiteren, heute bereits naturnahen Teilfläche, werden Fluss und Aue wieder eine Einheit. Ein ehemaliger Lippe-Altarm wird als Flutmulde wieder an den Fluss angebunden. Der dadurch erhöhte Wasserstand in der Aue ermöglicht die Entstehung eines Auwaldes. In einem Urbanen Garten kann auf ausgewiesenen Flächen nach Herzenslust gemeinschaftlich gegärtnert werden. Hierbei spielt nicht nur der Anbau von Gemüse zur Selbstversorgung eine Rolle, sondern auch der Austausch von Bürgerinnen und Bürgern untereinander. Das stärkt das Gemeinschaftsgefühl und die Hobbygärtner können mit- und

voneinander lernen. An unterfahrbaren Beeten können auch Menschen, die auf einen Rollstuhl angewiesen sind, ihre Pflanzen pflegen.

Von Schneckensex im Einmachglas, Östrogenen, Bisphenol-A & Co bis zu giftigen Kippen – Modellexperimente zu Schadstoffen im Wasserkreislauf für die Umweltbildung

Wolfgang Schmitz

Pädagogische Hochschule Karlsruhe

Ein weltweites Umweltproblem, das von der Öffentlichkeit bislang wenig wahrgenommen wird, stellen Arzneimittelrückstände und weitere Spurenstoffe im Wasser dar. Zahlreiche Wirkstoffe können in allen Gewässern nachgewiesen werden. Aus häuslichen Abwässern gelangen diese Stoffe sowie Metabolite über Kläranlagen in die Umwelt. Dazu zählen auch zahlreiche hormonell aktive Substanzen, wie das zur Empfängnisverhütung hergestellte 17 β -Ethinylestradiol. Schon ab einer Konzentration von 0,1 ng/L kann es schon zu einer Verweiblichung männlicher Fische kommen. Hormonell aktiv und problematisch ist in dieser Hinsicht auch das Bisphenol-A aus Thermodruckpapieren (Kassenzetteln). Aber auch Antivirenmittel, künstliche Süßstoffe und Nikotin (aus Zigarettenkippen) findet man im urbanen Wasserkreislauf.

Im Vortrag werden Modellexperimente vorgestellt, die einerseits den Einfluss o. g. Substanzen auf Organismen anschaulich darstellen, andererseits Möglichkeiten aufzeigen, wie derartige Substanzen durch eine weitergehende oxidative Abwasserreinigung entfernt werden können.

Flussperlmuscheln als Bioindikatoren: Analyse geeigneter Auswilderungshabitate im Sächsischen Vogtland

Jana Schneider; Annetrin Wagner; Thomas Schiller; Felix Grunicke; Daniel Linke; Thomas Berendonk

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Während die Flussperlmuschel (FPM) *Margaritifera margaritifera* (L.) im 19. Jh. in Sachsen noch weit verbreitet war, existieren heute nur noch wenige Restvorkommen im Vogtland. Anthropogene Einflüsse wie die intensive Perlenfischerei, aber auch die zunehmende Verschlechterung ihrer Habitate, aufgrund steigender Belastungen aus der Landwirtschaft und die beginnende hydromorphologische Degradation der Gewässer, ließen die FPM-Bestände drastisch einbrechen. Seit Beginn des 21. Jh. existieren jedoch intensive Schutzbemühungen zur Stabilisierung der Restbestände, indem die halbnatürliche Nachzucht von FPM in der Region etabliert wurde. Grundlegende Maßnahmen zur Verringerung punktueller und diffuser Stoffeinträge aus den Einzugsgebieten wurden gleichfalls umgesetzt. Basierend auf den aktuellen Untersuchungen, sind auch die Altersstruktur sowie die Abundanz der Wirtsfische in allen potentiellen Auswilderungsgewässern als geeignet anzusehen. Trotzdem gelang es bisher nicht, selbst reproduzierende FPM-Populationen im Vogtland zu etablieren.

Im Rahmen des Verbundprojektes ArKoNaVera werden neue Schutzkonzepte entwickelt, um nachgezüchtete FPM in geeignete Habitate auszuwildern und perspektivisch den Zielzustand sich selbst reproduzierender Populationen zu erreichen. Die Aktivitäten schließen die Sicherung der genetischen Diversität und die Identifizierung bzw. Schaffung geeigneter, stabiler Auswilderungshabitate ein. Für den langfristigen Erhalt von Muschelvorkommen konzentriert sich das Projekt nicht ausschließlich auf bestandsstützende Maßnahmen (einschl. Muschelzucht), sondern engagiert sich auch für den Habitaterhalt bzw. die Habitatsanierung der verbliebenen, adulten FPM. Ihr Überleben ist äußerst bedeutsam, da sie das Reproduktionspotential und den Genpool bilden.

FPM sind aufgrund ihres komplexen Lebenszyklus (3-facher Habitatwechsel), ihrer Habitatansprüche und Langlebigkeit (80-200 Jahre) hervorragende Bioindikatoren. Nachgezüchtete, juvenile FPM werden deshalb zum aktiven Biomonitoring in unterschiedlichen Gewässern und Habitaten genutzt, um Informationen über die Eignung als Auswilderungshabitat zu erhalten. Für die Umsetzung stehen nachgezüchtete FPM unterschiedlicher Altersklassen und genetischer Linien zur Verfügung. Die Bioindikationstests wurden sowohl mit postparasitären als auch semiadulten Muscheln in der fließenden Welle und im hyporheischen Interstitial durchgeführt. Zur Beurteilung optimaler Habitatanforderungen wurden Überlebens- und Wachstumsraten der FPM in unterschiedlichen Lebensstadien über einen 3-jährigen Zeitraum bestimmt. Unterstützend erfolgten umfassende Analysen physikalischer, chemischer, biologischer und hydrologischer Parameter. Die Ergebnisse zeigen, dass eine gute Wasserqualität nicht unbedingt mit dem Überleben oder dem Wachstum der Muscheln korrelieren. Vielmehr gibt es auch innerhalb eines Gewässers signifikante Unterschiede bezüglich des Überlebens und Wachstums zwischen den unterschiedlichen Lebensphasen der FPM.

Virtual Rhine – Der Rhein als virtuelle Realität in der Lehramtsausbildung

Maik Schössow; Manuel Wagener; Florian Genz; Hartmut Arndt; André Bresges

Universität zu Köln

Moderne Lehre kommt meistens nicht mehr ohne den Einsatz digitaler Medien aus. Zahlreiche digitale Werkzeuge, wie z. B. 3D-Drucker und Tablet-Computer, sind in der universitären und schulischen Ausbildung keine Neuheiten mehr. Auch wenn sie dort meist nicht in der Breite zur Anwendung kommen, so gibt es doch zahlreiche etablierte Lehr-Lernformate, in denen derartige Geräte zum Status Quo innovativer, kreativer und erfolgreicher Lehre geworden sind. Virtuelle Realitäten (VR) sind den meisten Menschen – wenn überhaupt – aus der Computerspiele-Szene bekannt. Eine VR ist eine digitalisierte Darstellung einer realitätsnahen und im Idealfall auch interaktiven Umgebung. Die sinnvolle Nutzung von VR in Unterrichtseinheiten steckt jedoch noch in den Kinderschuhen.

Im Rahmen des Vortrags wird die Erstellung, Implementierung und Optimierung einer VR für die universitäre Lehre mit Exportmöglichkeiten in die Schulen hinein vorgestellt. Als Beispiel dient dafür der sogenannte Virtual Rhine, eine möglichst realitätsnahe Darstellung des Rheins bei Köln. Ausgehend von der Ökologischen Rheinstation der Universität zu Köln wird in dieser VR den Nutzer*innen die Möglichkeit gegeben, selbst die Rolle eines Fisches zu übernehmen und den Fluss zu erkunden. Als Schwerpunkte werden u.a. die korrekte Simulation von Strömungen sowie das Abwägen zwischen Realität und „Spielerlebnis“ vorgestellt

Local adaptation to photoperiod and the endogenous clock in *Daphnia*

Anke Schwarzenberger¹; Alexander Wacker²

¹ Limnologisches Institut, Universität Konstanz; ² Universität Greifswald, Zoologisches Institut & Museum

We recently could show that *Daphnia* possess an active endogenous clock that is used to adjust to day-time dependent environmental changes. We further found that a Middle-European *Daphnia* clone shows a higher and longer lasting expression of clock genes in longer nights than in short nights suggesting that the clock is necessary for seasonal adaptation to different photoperiods. Because organisms from the equator experience long nights and no seasonal changes, whereas polar organisms experience extremely short nights in summer and *Daphnia* occurs ubiquitous, we hypothesized local adaption in expression of clock genes. Specifically, *Daphnia* clones originating from a range of latitudes and therefore from regions that differ in photoperiod should show local adaptation of the clock. Therefore, we compared different physiological responses, i.e. clock gene expression, melatonin concentrations and activity of a melatonin synthesizing enzyme of *D. magna* clones originating from different latitudes.

Clones that do not experience seasonal changes in their natural environment and that are adapted to shorter or longer nights should not be able to adjust their physiological responses to unfamiliar photoperiods. Therefore, we expect negative correlations between latitude and physiological responses demonstrating local adaptation to clone-specific photoperiods.

Einsichten in das Abwanderverhalten von Blankaalen

Ulrich Schwevers

Institut für angewandte Ökologie, Kirtorf-Wahlen

Die Bestände des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) sind im Verlauf der vergangenen Jahrzehnte so stark zurückgegangen, dass diese katadrome Art inzwischen als vom Aussterben bedroht gilt und die Europäische Union im Jahr 2007 eine spezielle Verordnung mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands dieser Fischart in den Binnengewässern erlassen hat.

Ein wesentlicher Gefährdungsfaktor ist die Mortalität abwandernder Blankaale bei der Passage von Turbinen in Wasserkraftwerken. Einerseits ist nämlich die Schädigungsrate beim Aal allein aufgrund der Körpergröße der abwandernden Laichtiere wesentlich größer als bei den meisten anderen Fischarten und andererseits kumulieren sich die Verluste an sämtlichen Wasserkraftstandorten, die Aale auf ihrer Wanderung ins Meer passieren müssen.

Um einen wirksamen Schutz der Aale realisieren zu können, sind möglichst genaue Kenntnisse über das Abwanderverhalten dieser Art erforderlich. Deshalb wurden in den Jahren 2014 und 2015 im Main 500 Aale mit akustischen Telemetriesendern individuell markiert, um ihre Bewegungsmuster und Abwanderverhalten im Bereich der mit Wasserkraftwerken ausgestatteten Staustufen Mühlheim und Offenbach über einen vollständigen Jahresgang zeit- und ortsgenau zu dokumentieren. Die erhobenen Daten lassen Rückschlüsse auf die Zeitgeber der Abwanderung zu, geben Auskunft über die Jahres- und zirkadiane Rhythmik abwanderwilliger Aale. Darüber hinaus wurde ermittelt, welche Passagerouten die abwandernden Exemplare im Bereich der Stauanlagen mit Wasserkraftnutzung wählen und welche Rolle dabei der Aufteilung des Abflusses zwischen Wasserkraftwerk und Wehr zukommt. Schließlich wurden die Daten dazu genutzt, das an den beiden Wasserkraftwerken praktizierte aalschützende Betriebsmanagement zu optimieren.

Indirect effects of water browning on life history and biochemical composition of *Daphnia* mediated by changes in food characteristics

Erik Sperfeld¹; Laetitia Minguéz²; Stella Berger³; Jens Nejstgaard³; Mark Gessner³

¹ Universität Koblenz-Landau; ² Université de Lorraine - CNRS;

³ Leibnitz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Browning of fresh waters by dissolved organic carbon derived from terrestrial sources (tDOC) can have large effects on aquatic ecosystems. However, there is limited experimental evidence about direct and indirect effects of browning on zooplankton in complex field settings. We used a combination of a large-scale enclosure experiment and laboratory incubations to test how prolonged browning affects life-history traits and the biochemical composition of *Daphnia longispina*, and whether these effects are reversible. Daphnids and water were collected from an enclosure facility located in the deep clear-water lake Stechlin, where the natural plankton community had been exposed to browning for 10 weeks or developed in clear-water (control) conditions. Daphnid survival and reproduction measured in the laboratory were related to seston characteristics and the biochemical tissue composition of daphnids. Daphnid abundance was much lower in the brown than in the clear enclosure. Surprisingly, however, daphnids kept in the laboratory on water from the brown enclosure showed elevated DNA and RNA contents, better survival, and produced more offspring than daphnids kept in clear enclosure water. This outcome was related to higher seston quantity and quality in brown compared to clear water, assessed by particulate organic carbon concentration, particle abundance of different size fractions, and cryptomonad abundance. Moreover, daphnids transferred from clear to brown water or vice versa adjusted their RNA, DNA, and protein levels to similar levels as individuals previously exposed to the respective recipient environment, indicating immediate and reversible browning effects on metabolic performance. These results demonstrate the importance of conducting experiments in complex natural settings that capture both indirect effects (community responses) and direct effects (organismal responses) for assessing stressor impacts on aquatic organisms and ecosystems.

Belastung eines Kleingewässers durch Kläranlageneinleitung und Straßenabfluss.

Sarah Stevens; Delia Hof; Matthias Oetken; Ulrike Schulte-Oehlmann; Jörg Oehlmann

Goethe Universität Frankfurt a.M.

Nur 6,7 % der deutschen Gewässer erreichen derzeit den in der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderten guten ökologischen Status. Ein entscheidender Grund für den defizitären Zustand aquatischer Ökosysteme liegt in der chemischen Belastung der Gewässer. Kläranlagen tragen durch ihre konstante Einleitung maßgeblich zur Verschmutzung von Gewässern bei. Mit der Erweiterung der konventionellen Technik durch eine vierte Reinigungsstufe kann der Eintrag von Mikroschadstoffen (Pharmaka, Pestizide, Industriechemikalien etc.) deutlich reduziert werden.

Neben geklärtem Abwasser kann bei Regenereignissen auch unbehandelter Straßenablauf, der u. a. Reifenabrieb enthält, in die aquatischen Ökosysteme gelangen. Um eine Verbesserung des chemischen Gewässerzustands zu erreichen, ist es wichtig, den Beitrag dieser verschiedenen Eintragsquellen an der chemischen Belastung und den daraus resultierenden biologischen Auswirkungen in aquatischen Ökosystemen zu identifizieren, um letztlich geeignete Maßnahmen für die Zielerreichung des guten ökologischen Status der Gewässer treffen zu können.

Konkret wurden im hessischen Ried, das ein wichtiges Trinkwassergewinnungsgebiet für die Metropolregion Frankfurt darstellt, Medikamentenrückstände im Grundwasser nachgewiesen, wobei als Eintragsquelle Kläranlagen identifiziert werden konnten. In der vorliegenden Studie werden ökotoxikologische Effekte durch die Einleitung der Kläranlage Bickenbach (32.000 EW) und den Straßenabflusses einer Autobahn auf ein kleines Fließgewässer untersucht. Das aufbereitete Abwasser der Kläranlage und der unbehandelte Straßenabfluss gelangen oberhalb eines Trinkwassergewinnungsgebietes in das Gewässer. Die Kläranlage Bickenbach soll als erste hessische Anlage mit einer vierten Reinigungsstufe ausgestattet werden. In dieser Studie wird die Belastung des Gewässers vor der Aufrüstung der Kläranlage untersucht. Mithilfe von In-vitro-Assays wurden die Basistoxizität, das mutagene Potential, endokrine und dioxinähnliche Effekte im Kläranlagenabfluss, im Autobahnabfluss und im Gewässer selbst erfasst. Als Eintragsquelle von östrogenaktiven Substanzen konnte die Kläranlage identifiziert werden. Die Basistoxizität wurde durch den Straßenabfluss signifikant erhöht. Außerdem konnte ein mutagenes Potential im Straßenabfluss nachgewiesen werden. Diese Ergebnisse unterstreichen, dass neben den Abläufen von Kläranlagen auch weitere Faktoren für die Gewässerqualität relevant sein können und eine entsprechende Behandlung erfordern, wie hier am Beispiel des Straßenabflusses einer vielbefahrenen Autobahn gezeigt.

Migration potamodromer Fische in der Lippe - Erfasst mittels akustischer Telemetrie

Svenja Storm¹; Marc Schmidt²

¹ Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.; ² LFV Hydroakustik GmbH

Die Durchgängigkeit von Fließgewässern ist Grundlage für die ungehinderte Migration von Fischen. Im Vergleich zu anderen Flusssystemen profitiert die Lippe von relativ wenigen Querbauwerken und Wasserkraftanlagen. Insbesondere die ersten 80 Kilometer von der Mündung in den Rhein sind durchgängig. Stromauf gelegener Querbauwerke verfügen meist über Fischaufstiegsanlagen unterschiedlichen Alters und unterschiedlicher Bauweise. Die Migration potamodromer Fischarten wurde mittels Besenderung adulter Individuen mit akustischen Tags und einem Netz aus Empfängerstationen entlang der Lippe von der Rheinmündung bis zum Wehr Stockum über einen Zeitraum von zwei Jahren erfasst.

„Ökologische Überraschungen“ – Unerwartete Dominanzwechsel im Bodensee auf drei trophischen Ebenen trotz relativ stabiler Umweltbedingungen

*Dietmar Straile¹; Alexander Brinker²; Reiner Eckmann¹; Harald Hetzenauer³;
Dominik Martin-Creuzburg¹; Frank Peeters¹; Petra Teiber-Siessegger³; Karl-Otto Rothhaupt¹*

¹ Limnologisches Institut, Universität Konstanz; ² Fischereiforschungsstelle Langenargen, LAZBW;

³ Institut für Seenforschung Langenargen

Die Langzeituntersuchungen des Bodensees dokumentieren seit mehreren Jahrzehnten die Reaktion des Sees auf den Rückgang der Phosphorkonzentrationen um ca. 2 Größenordnungen. Die Reaktion der planktischen Lebensgemeinschaft war zum größten Teil vorhersagbar, d. h. Organismengruppen, die im Laufe der Eutrophierung dominanter wurden, gingen mit der Oligotrophierung in ihrer Dominanz wieder zurück, und einzelne Arten die ausstarben, bzw. unter die Nachweisgrenze fielen, konnten im Laufe der Oligotrophierung wieder nachgewiesen werden. Seit mehr als einem Jahrzehnt liegen die Gesamtposphor-Konzentrationen nun relativ konstant unter 10 µg TP/L. Trotz dieser relativ konstanten Bedingungen, hat sich das pelagische Nahrungsnetz des Bodensees in den letzten Jahren unerwartet und massiv verändert. Im Laufe von 2-4 Jahren konnte sich eine pelagische Stichlingspopulation, sowie eine Population der Blaualge *Planktothrix rubescens*, und der kleinen Daphnienart *Daphnia cucullata* aufbauen. Obwohl diese Arten im Obersee-Pelagial noch nie eine wichtige Rolle spielten, bzw. so gut wie nie dort nachgewiesen wurden, machten sie im Herbst 2016 schließlich ca 90% der pelagischen Fische, 90 % des Phytoplanktonbiovolumens, sowie 90 % der *Daphnia*-Häufigkeit aus. Diese Veränderungen zeigen, wie wichtig das Langzeit-Monitoring des Bodensees ist, machen deutlich wie schnell Veränderungen selbst in solch großen Wasserkörpern geschehen können, und zeigen die Begrenzung unserer Vorhersagemöglichkeit der Entwicklung pelagischer Nahrungsnetze auf.

Reinhaltung des Grundwassers

Anke Uhl¹, Christian Griebler², Hans Jürgen Hahn³

¹DGL Arbeitskreis Quellen und Grundwasser, anke-uhl@posteo.de, ²Universität Wien ³Universität Landau

Keywords: Oberflächenwassereintrag, Abwasser, Wasserhaushalt, Grundwasserqualität, perfluorierte Chemikalien (PFT, PFC, PFAS), Grundwasseruntersuchung, Toolbox

Bildet Grundwasser noch den Basisabfluss deutscher Oberflächengewässer?

Die EU-Kommission schreibt zwar: „Grundwasser ist ein wesentlicher Bestandteil des Wasserkreislaufs. Es ist entscheidend für die Erhaltung von Feuchtgebieten sowie die Aufrechterhaltung bestimmter Mindestabflüsse in Gewässern und wirkt damit als Puffer in Trockenperioden.“ Mit anderen Worten, es liefert den Basisabfluss für die Oberflächengewässersysteme (EU-Kommission, 2008). Doch trifft das wirklich noch auf die derzeitigen Abflussverhältnisse deutscher Fließgewässer zu?

Zunächst lässt sich eingrenzend feststellen, dass der hydraulische Gradient sich auch natürlicherweise umkehren kann, so dass also Oberflächenwasser Grundwasser bildet. Die Regel ist jedoch wie von der EU formuliert: „Grundwasser bildet den Basisabfluss der Gewässer.“

Schaut man sich die Untersuchungsergebnisse von deutschen Trink- und Mineralwässern im Jahre 2019 an, so stellt sich neu die Frage, wie Substanzen, die unmissverständlich auf einen Oberflächenwassereintrag hinweisen ins Trink- bzw. ins Mineralwasser gelangen (Ökotest/Juli 2019 und Stiftung Warentest/Juli 2019) [Abb.1]. Selbst in Mineralwässern, die in der Regel in deutlich tieferen Tiefen entnommen werden, finden sich mittlerweile künstliche Süßstoffe. Es gibt dafür keine andere plausible Erklärung, als dass diese Stoffe über Kläranlagen ins Gewässer gelangt sind und sich von dort aus ins Grundwasser verlagert haben.

Tatsächlich scheint sich das natürliche System mittlerweile vielerorts umgekehrt zu haben: Durch fast flächig sinkende Grundwasserstände infiltrieren die Fließgewässer zunehmend ins Grundwasser, was Schadstoffeinträge (z. B. aus Kläranlagen) und damit die oben genannten Qualitätsprobleme mit dem grundwasserbürtigen Trinkwasser nach sich zieht.

Diesen Hinweisen ist nachzugehen, auch wenn die aktuellen Konzentrationen an Schadstoffen nach heutiger Kenntnislage gesundheitlich noch als harmlos erscheinen. Es gilt festzustellen, was die konkreten Ursachen für die Verunreinigungen vor Ort sind und wie Abhilfe geschaffen werden kann. Erstaunlich bleibt, dass fast flächendeckend Trifluoracetat gefunden wurde, welches zu den perfluorierten Chemikalien zählt. Diese Stoffgruppe soll künftig in der EU-Trinkwasserverordnung geregelt werden (<https://sven-giegold.de/wp-content/uploads/2019/12/PDF-Medienbriefing-Trinkwasser-19.Dez-2019-.pdf>). Das Krebs erregende Chrom (CrVI) kann sowohl natürlich in tieferen Bodenschichten vorkommen als auch aus Textilien z. B. „Made in China“ stammen. In einigen Ländern wird CrVI noch zum Schwarz färben eingesetzt.

In der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist die Trendumkehr hinsichtlich von Schadstoffen im Grundwasser als Umweltziel rechtlich zwingend vorgeschrieben (vgl. EU-WRRL, Artikel 4 Umweltziele). Insofern dürfen diese Erkenntnisse nicht unbeachtet bleiben, will man die Verschmutzung des Grundwassers durch Einträge von belastetem Oberflächenwasser verringern oder ganz unterbinden. Die Trinkwasser-Untersuchungen zeigen zudem das anhaltende Problem des flächendeckenden Nitrateintrags aus den sogenannten diffusen Quellen ins Grundwasser auf. Diesbezüglich ist der Druck aus der EU und von nationalen Umweltverbänden, die derzeit gegen Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen klagen, hoch (EUWID 2019). Einträge aus Oberflächengewässern stehen hingegen bislang noch kaum im Fokus.

Abb. 1: Trink- und Mineralwasseruntersuchungen von 2019 (Stiftung Warentest und Ökotest, 2019)

Substanzen	Herkunft	%-Anteil der belasteten Mineralwasserproben	%-Anteil der belasteten Trinkwasserproben
Nitrat	Landwirtschaft	30%	95%
Pestizidrückstände	Landwirtschaft	17%	80%
Süßstoffe	Abwasser	5%	40%
Trifluoracetat (TFA)	Perfluorierte Chemikalie (PFC, PFAS)	Keine	90%
			Davon 40% über Summenparameter PFC des Entwurfs der Novelle der EU-Trinkwasserrichtlinie
Chrom VI	Krebserregende Substanz, in Gesteins-schichten und Textilfärbung	11%	90%
			Davon 15% über dem Trinkwasserleitwert
Radium 226 und 228	Krebserregende Substanzen, zumeist natürlich	20%	keine

Was will der EU-Gesetzgeber und was schreibt demzufolge das Wasserrecht vor?

Die EU will den natürlichen Wasserhaushalt schützen und fordert daher von den Mitgliedsstaaten eine ausgeglichene Wasserbilanz. Sofern die Regel, dass Grundwasser vorwiegend Oberflächenwasser speist, eingehalten wird, kann das Grundwasser gar nicht durch Oberflächenwasser verunreinigt werden. Daher ist ein ungestörter, natürlicher Wasserkreislauf der beste Schutz für das Grundwasser und damit für unsere Trinkwasservorräte. Der Grundgedanke der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist deshalb der einzugsgebietsbezogene Ansatz.

Dieser natürliche Wasserkreislauf ist zusätzlich für den Erhalt von funktionierenden Auen und wasserabhängigen Landökosystemen wie z. B. Feuchtwiesen notwendig. Diese natürlichen Wechselzonen sind wichtige Zentren der Artendiversität und wegen ihrer hohen biologischen Aktivität Schad- und Nährstoffbarrieren bzw. -senken. (EU-Kommission 2006). Die Bedeutung von Grundwasser in Auen ist hinlänglich und seit langen Jahren bekannt (Scheffer und Schachtschabel, 1979). Etwa 42.000 t Nitrat und 1.200 t Phosphat werden pro Jahr durch intakte Auen zurückgehalten und dort verstoffwechselt. Allein dies stellt einen volkswirtschaftlichen Wert von ungefähr 500 Millionen Euro pro Jahr dar (Scholz et al., 2012). Für die Donauauen ist durch Untersuchungen der Universität für Bodenkultur Wien belegt: von 897 aufgefundenen Arten kommen 693 Arten in Auegewässern vor (Moog, 2014). Bei einer stärkeren Reduzierung der natürlichen Schwankungen des Grundwasserstands gehen viele der charakteristischen Arten der Aue verloren (Ahlmer et al., 2019). Insofern ist die Grundwasseranbindung der Oberflächenwässer auch für deren Erreichen des „guten ökologischen und chemischen Zustands der Oberflächenwasserkörper“ zielführend. In der Oberflächengewässerverordnung ist daher die Verbindung zu Grundwasser eines der entscheidenden hydromorphologischen Kriterien bei Fließgewässern (Oberflächengewässerverordnung, Anlage 3 Punkt 2., Qualitätskomponente „Wasserhaushalt“, Parameter „Verbindung zu Grundwasserkörpern“)

Für chemische Substanzen gilt die sogenannte „Phasing-out-Verpflichtung“, das „Ausschleichen“ von Schadstoffen aus den Gewässern. Für Oberflächengewässer ist diese umgesetzt in der Anlage 8 der Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern vom 20. Juni 2016. In diesem Anhang ist für viele problematische Stoffgruppen exemplarisch eine Substanz mit einem sehr strikten Grenzwert versehen. Dieses pars-pro-toto Prinzip soll bewirken, dass mit geeigneten Maßnahmen diese gesetzlich geregelten Substanzen zurückgehalten werden und in deren Schlepptau die ähnlich gearteten, bislang toxikologisch weniger bekannten, verwandten Stoffe folglich ebenfalls.

Was kann getan werden, um den natürlichen Wasserhaushalt wiederherzustellen?

Eine Betrachtung des Einzugsgebietes der Grundwasser- und Oberflächenwasserkörper – so wie die EU dies vorgibt - ist in jedem Fall zielführend. Oberflächengewässer können mit dem Ziel renaturiert werden, die ursprünglichen hydraulischen und morphologischen Verhältnisse wiederherzustellen, z. B. indem Bäche zurück in den Talgrund verlegt werden. Dies kann jedoch nur im Kontext einer ganzheitlichen Gewässerbetrachtung erfolgen. In Falle von belastetem Oberflächenwasser muss das gesamte Fließkontinuum in den Blick genommen werden. Hier geht es um die praktische Umsetzung des einzugsgebietsbezogenen Ansatzes der WRRL.

Gerade wenn die Filtereigenschaften des Bodens unter der Gewässersohle durch jahrzehntelange Beaufschlagung mit Schadstoffen sich ins Gegenteil umgekehrt haben (Schadstoffe können nicht mehr gebunden bzw. angelagert werden), kann durch Renaturierungen ein anderer, möglichst natürlicherer Verlauf gesucht werden, der Stoffe noch aufnehmen kann und zusätzlich eine Auswaschung von alten, an der Kornkrume anhaftenden Schadstoffen abmildert.

Die Umsetzung einer Renaturierung im Zuge der Erfüllung rechtlicher Vorgaben durch die Wasserrahmenrichtlinie sollte also von der Grundwasserneubildung ausgehend gedacht werden. Zunächst gilt es die Frage zu stellen; wo im Einzugsgebiet versickert Oberflächenwasser und welche Qualität hat dieses? Und entsprechend dieser Analyse kann dann die Strategie für eine Trendumkehr hinsichtlich der Grundwasserqualität entwickelt werden. Diese Betrachtung hilft auch bei den Oberflächengewässern, die ehrgeizigen, gesetzlich vorgegebenen, stofflichen Ziele zu erreichen. Entweder durch Vermeidung von Stoffeintrag an deren Entstehungsort oder durch eine weitergehende Behandlung von Abwasser. Stoffab- und -umbau in Boden und Gewässer kann auch

durch Selbstreinigungskräfte stattfinden, z. B. Massenaufkommen von Brennnesseln, mikrobiologischer Abbau von polyaromatischen Verbindungen etc. Diese Prozesse sind jedoch nur für einige Stoffgruppen geeignet, persistente Substanzen können nicht natürlich abgebaut werden.

Die mittlerweile vorhandenen Kenntnisse über die Grundwasserfauna und –mikrobiologie können einen wesentlichen Teil dazu beitragen, die Wasserstandsabhängige Hydraulik zwischen Grund- und Oberflächenwasser und ihr Wechselspiel zu begreifen und zu evaluieren. Sowohl das Auffinden von grundwasserfremden, sogenannten stygoxen Arten als auch ein mikrobiologischer Fingerabdruck liefern unmittelbar Hinweise auf Oberflächenwassereintrag ins Grundwasser (Uhl et al, 2019)

Welche Instrumente sind zur gesetzlichen Zielerreichung hilfreich:

- Angesichts der eindeutigen Rechtslage hinsichtlich des hohen Schutzniveaus des Grundwassers ist zu erwarten, dass die Bewirtschaftungspläne aller Bundesländer die Zielerreichung ernst nehmen. Dies kann jede Person derzeit prüfen. Während der Offenlegung der Bewirtschaftungspläne, die von den Bundesländern erstellt und veröffentlicht wurden, kann jede Person Nachforderungen stellen (die Möglichkeit zur Stellungnahme endet im Juni 2020).
- Open Data: Alle WRRL-Monitoring-Ergebnisse sind nach den sog. FAIR-Kriterien ins Netz zu stellen (Forschungsagenda Biodiversität in Gewässern, 2019). So kann sichergestellt werden, dass diese Ergebnisse umfassend und maximal volkswirtschaftlich gewinnbringend ausgewertet werden.
- Die Untersuchungen auf Spurenstoffe der Wasserversorger sollten ebenfalls alle im Netz vorhanden sein wie dies Gelsenwasser z. B. bereits auf seiner Homepage macht (https://www.gelsenwasser.de/wasser/trinkwasserqualitaet/trinkwasseranalyse/?no_cache=1)
- Bei Sauerstoffanwesenheit im Grundwasser ist die Analyse der Grundwasserfauna ein probates Mittel, um den Oberflächenwassereintrag nachzuweisen
- Der mikrobiologische Fingerabdruck des Grundwassers als Nachweis ist in allen reduzierten bzw. anoxischen Bereichen Mittel der Wahl zum Nachweis von Oberflächenwassereintrag, steht gleichfalls aber auch für oxische Bereiche zur Verfügung (Griebler et al., 2018; Fillinger et al. 2019)
- Ein ergänzendes Monitoring des Grundwassers der hinsichtlich der Feld- und Standardparameter: Temperatur, Nährstoffe, DOC, etc. (analog OGewV) ist begleitend vorzunehmen.
- Non-Target-Analysen sollten in belasteten Grundwasserregionen mit Trinkwassernutzung eingesetzt werden. So wie z. B. die Berliner Wasserwerke dies laut ihrer Homepage bereits tun (<https://www.bwb.de/de/21287.php>).

Der Revisionsprozess der EU-Kommission zur Wasserrahmenrichtlinie ist abgeschlossen; sie soll weitergeführt werden. Es besteht somit ein verlässlicher Rechtsrahmen, der langfristige Überlegungen zur Regeneration und Verbesserung des Grundwassers zulässt bzw. in einigen Fällen erforderlich macht.

Das Global Groundwater Statement von Oktober 2019 zeigt, dass das Thema von weltweiter Bedeutung ist und durch den Klimawandel an Bedeutung zunehmen wird (groundwaterstatement.org).

Danksagung

Unser besonderer Dank gilt dem Arbeitskreis Quellen und Grundwasser, der diesen Beitrag durch Erarbeitung einer Präsentation für die Jahrestagung auf seinem Arbeitstreffen 2019 in Hilpoltstein entwickelt hat.

Ferner danken wir der Forschungsagenda Lebendiges Wasser für ihre Initiative. Die vorhandenen stofflichen und ökologischen Monitoring-Daten sind schnellstmöglich der Öffentlichkeit nach den von den Initiatoren der Agenda erarbeiteten FAIR-Kriterien zugänglich zu machen (F – findable, A – accessible, I – interoperable, R – reusable). Open Data ist zeitgemäß und sollte angesichts der Steuermittel, die für staatliche Untersuchungen aufgewendet werden, selbstverständlich sein.

Dem WRRL-Session-Leiter der DGL-Jahrestagung in Münster Dr. Hannes Schimmer für seine Anregungen und Denkanstöße. Für Förderung wissenschaftlicher Arbeiten im Zusammenhang ‚nachhaltiger Grundwasserschutz und Bewertung des ökologischen Zustands‘ im Rahmen von GroundCare (033W037A) bedanken wir uns beim BMBF. GroundCare ist Teil der BMBF-Fördermaßnahme „Regionales Wasser-Ressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWaM) im Förder-schwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement“ (NaWaM).

Literatur

- Ahlmer, W., Foeckler, F., Lang, A., Schmidt, H. und Andrea Rumm; Grundwasser in Auen: Bedeutung und Auswirkungen von Veränderungen auf Flora und Fauna, Auenmagazin des Auenzentrums Neuburg/Ingolstadt Heft 14/2018
- Europäische Kommission (2008), Generaldirektion Umwelt, Grundwasser in Europa, Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften, Luxemburg 2008
- EU-Kommission, Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Mitteilung der Kommission, Eindämmung des Verlusts der biologischen Vielfalt bis zum Jahr 2010 – und darüber hinaus, Erhalt der Ökosystemdienstleistungen zum Wohl der Menschen
- EUWID (2019): Recycling und Entsorgung, Ausgabe 48.2019
- Fillinger, L., Hug, K., Trimbach, A.M., Wang, H., Kellermann, C., Meyer, A., Bendinger, B. & Griebler, C. (2019) The D-A-(C) index: a practical approach towards the microbiological-ecological monitoring of groundwater ecosystems. *Wat. Res.* 163: 114902.
- Forschungsagenda: Jähnig SC, Adrian R, Arlinghaus R, Becks L, Behrmann-Godel J, Berendonk T, Borchardt D, Dutz J, Freyhof J, Gaedke U, Geist J, Gessner M, Großart H-P, Haase P, Hahn HJ, Hering D, Hölker F, Jeschke J, Jürgens K, Kremp A, Kube S, Labrenz M, Leese F, Pätzig M, Pauls S, Piontek J, Pusch M, Schäfer RB, Schneider J, Sommerwerk N, Stöck M, Straile D, Suhling F, Wagner A, Weitere M, Weithoff G, Winkelmann C, Worischka S. 2019. Lebendiges Wasser: Forschungsagenda zur biologischen Vielfalt der Binnen- und Küstengewässer. Stand: Mai 2019; DOI: 10.4126/FRL01-006414368
- Giegold, S. (2019) <https://sven-giegold.de/wp-content/uploads/2019/12/PDF-Medienbriefing-Trinkwasser-19.Dez-2019-.pdf>
- Griebler, C., Hug, K., Fillinger, L., Meyer, A., Avramov, M., (2018): Der B-A-E index – Ein mikrobiologisch-ökologisches Konzept zur Bewertung und Überwachung von Grundwasser (The B-A-E Index – a microbiological-ecological concept for the assessment and monitoring of groundwater). *Hydrol. Wasserbewirtsch.* https://doi.org/10.5675/HyWa_2018,6_1
- Moog, O., (2014): Lebensraum Gewässerboden, Kataloge des oberösterreichischen Landesmuseums Neue Serie 163 S. 231-249, Linz 2014; auch zu finden unter: ZoBodat.at
- Ökotest, (2019): So rein ist ihr Wasser, Heft Juli 2019
- Scheffer, F. und Schachtschabel, P. (1979): Lehrbuch der Bodenkunde – 10. Auflage, Stuttgart
- Scholz, M. et al. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion, Bundesamt für Naturschutz/Landwirtschaftsverlag, 2012
- Stiftung Warentest Heft Juli 2019, Wasser, Leitungs- und Mineralwasser: Der große Check auf Antibiotika, Glyphosat, Nitrat....

- Uhl, A., Hahn H. J., Fillinger, L. und Griebler, C. (2019) Die neuen Bewirtschaftungspläne der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) – eine Chance für Grundwasserökosysteme, DGL Jahrestagung Kamp-Lintfort, Hrsg.: DGL, Essen 2019
- Wolter, R. et al. (2018) Groundwater watch List (GWWL)- Concept and Methodology Draft 10.9 vom 23.08.2018

Mehr Licht ins Dunkel - wie kann den Ökosystemleistungen, den WRRL-Zielvorgaben und der Biodiversität im Grundwasser integral Rechnung getragen werden

Anke Uhl; Christian Griebler; Hans Jürgen Hahn

Regierungspräsidium Darmstadt, Universität Koblenz-Landau

Gesetzgebung und Rechtsprechung gehen bislang von folgender Sachlage aus:

Grundwasser ist eine Grundlage für Ökosysteme, Teil des Wasserkreislaufs und speist die Oberflächengewässer" - so formuliert es ein aktueller Wasserrechtskommentar und ähnlich die EU-Kommission.

Die Realität ist jedoch deutlich differenzierter. So findet über die Fließgewässer natürlicherweise und zusätzlich anthropogen verstärkt über zehntausende Fließkilometer ein linearer Eintrag von Oberflächenwasser in das Grundwasser statt.

Für einen vorsorgenden Gewässerschutz wie das Wasserhaushaltsgesetz ihn insbesondere für das Grundwasser fordert, ist dies von entscheidender Bedeutung. Die Einträge von Oberflächenwasser ins Grundwasser sind dazu in den Blick zu nehmen.

Die Forschungsagenda "Lebendiges Wasser" vom Mai 2019 zur biologischen Vielfalt der Binnen- und Küstengewässer berücksichtigt jetzt neu auch die Grundwasserbiozöten. Die Süßwasservorkommen möglichst unbelastet zu erhalten und prioritäre sowie prioritär gefährliche Stoffe dem Wasserkreislauf zu entziehen, ist ein zentrales Ziel der WRRL.

Der Oberflächenwassereintrag ins Grundwasser kann heutzutage festgestellt und bewertet werden. Die bereits existierenden mikro- und makrobiologischen Untersuchungsmöglichkeiten werden in dem Vortrag vorgestellt.

Fernerkundungsdaten für ein flächendeckendes Monitoring verockerter Fließgewässer

Christoph Ulrich¹; Lutz Bannehr¹; Michael Hupfer²

¹ Hochschule Anhalt; ² Leibniz-institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Durch die räumliche Ausbildung der Verockerung bieten sich die Methoden der Fernerkundung mittels speziell entwickelten empirischen Indizes zum Monitoring an. Denn aufgrund des Absorptions- und Rückstreuverhalten der aktiven Inhaltsstoffe wird die Gewässerfarbe definiert. Oberflächengewässer reflektieren hauptsächlich im visuellen Wellenlängenbereich von 400 bis 700 nm. Für diesen Wellenlängenbereich wurden viele Spektralindizes zur Ableitung von Chlorophyll a, Gelbstoffe sowie Schwebstoffe entwickelt. Ab ca. 700 nm nimmt die Absorption von Wasser stark zu, was zu einer geringen Reflektanz führt.

Beim Tagebau, wie in der Untersuchungsregion Lausitzer Braunkohlerevier, erfolgt neben dem intensiven Abbau von Rohstoffen zusätzlich die Absenkung des Grundwasserspiegels. Bei diesem Prozess reagieren die im Boden befindliche Eisendisulfidminerale mit Luftsauerstoff und Niederschlagswasser. Dies führt zum Zerfall der Minerale in Sulfat, Eisen(II)-Ionen und Wasserstoff. Anfang 1990 begannen die Renaturierungsmaßnahmen, wodurch der Grundwasserspiegel in einigen Regionen wieder angehoben wurde. Die freigesetzten Stoffe in der Hydrosphäre gelangen über das Grundwasser in die umliegenden Oberflächengewässer. Dort oxidieren und hydrolysieren die eingetragenen Eisen(II)-Ionen zu Eisen(III) Hydroxid und flockt aus. Bei einer niedrigen Eisen(III)-Konzentration ist dies kaum sichtbar. Ab einer Konzentration von ca. 2 mg/L führt die Ausfällung zu einer gelben bis rotbraunen Verfärbung des Gewässers. Dieser Prozess wird als Verockerung bezeichnet.

Zur Erforschung der Problematik wurde in Zusammenarbeit der Hochschule Anhalt und des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei eine Messkampagne in der Lausitz (Deutschland) an der Spree südlich von Cottbus im September 2018 durchgeführt. Dabei wurden chemische In-situ Messungen vor Ort sowie mittels des Gyrocopters der HSA hyperspektrale VNIR- und SWIR-Daten erhoben. Wegen ihres großen Einflusses auf die Gewässerfärbung wurden folgende chemische Gewässerparameter untersucht: Gesamteisen, Eisen(II), Eisen(III), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Sulfat und Chlorophyll a.

In bisherigen Untersuchungen konnte festgestellt werden, dass die Anwesenheit von Eisen(III)-Hydroxid in Gewässern mittels des Fernerkundungssatelliten Landsat 8 nachzuweisen sind. Außerdem wurde anhand von spektralen In-situ Daten aufgezeigt, dass der Wellenlängenbereich um 650 nm im Zusammenhang mit der Eisen(III)-Konzentration steht. Weiterhin haben Forschungen aus Schweden gezeigt, dass die Eisen(II)-Konzentration mit der DOC-Konzentration und dem Wellenlängenbereich bei 420 nm korreliert.

Im Vortrag wird ein empirisches Modell zur flächendeckenden Ableitung von Gesamteisen, Eisen(II), Eisen(III) sowie Sulfat aufgezeigt sowie die ermittelte Genauigkeit angegeben. Weiterhin werden die Herausforderungen zum Aufbau eines Monitorings von Fließgewässern basierend auf hyperspektralen Fernerkundungsdaten thematisiert.

Feasibility study of an oxygen releasing compound for cost-effective sediment decomposition at two test sites (Germany, China)

Kai-Uwe Ulrich¹; Thomas Willuweit²

¹ BGD ECOSAX GmbH Dresden; ² Söll GmbH

The performance of calcium peroxide (CaO₂), an oxygen releasing compound (ORC) that promotes sediment oxidation with subsequent phosphate and metal immobilization, was investigated during a two years pilot project in a small lake (Mühlenteich) in Lower Saxony, Germany, and a six month trial project at the Caohai basin of Dian Lake, Kunming, China.

Both test areas were hypereutrophic and silted-up by organic rich sediment. After ORC injection into the sediment, substantial decrease of its thickness was measured at both study sites during the monitoring period. The residual sediment properties changed slightly, but no deterioration of aquatic life has been observed in the ecosystem. Both projects showed that adequate dosage of ORC led to sediment decomposition and thus proposes a cost-effective alternative to conventional sediment dredging.

Monitoring der Intersex-Inzidenz und der Fortpflanzungsleistung bei Amphipoden in der Nordwest-Bretagne

Maja Lorina Völker; Jörg Oehlmann; Matthias Oetken

Im Rahmen eines Langzeitmonitorings untersucht unsere Abteilung seit dem Jahr 2008 Populationen von *Echinogammarus marinus* in der Nordwest-Bretagne in Frankreich mit dem Ziel, die Fortpflanzungsleistung in Abhängigkeit von unterschiedlichen Stressfaktoren zu erfassen, wie zum Beispiel Entfernung zum Meer und damit Salzgehalt sowie dem Grad der Schadstoffbelastung. Besonderes Augenmerk gilt dabei dem von verschiedenen Amphipoden-Arten bekannten Intersex-Phänomen, das die gleichzeitige Ausbildung sekundärer männlicher (Penispapillen) und weiblicher Geschlechtsorgane (Brutkammer, gebildet aus Oostegiten mit Setae) an einem Individuum beschreibt. Die Intersex-Inzidenz kann zwischen den Populationen einer Art zum Teil erheblich schwanken, bleibt aber für eine gegebene Population über die Jahre auffallend konstant. Während die auslösenden Ursachen für Intersex unbekannt sind, wird vermutet, dass sich Intersex negativ auf die Fertilität der Gammariden auswirkt und zu einer langfristigen Verminderung der Fortpflanzungsfähigkeit führt, beispielsweise weil eine Reduktion der Oostegite mit ihren Setae im Vergleich zu weiblichen Exemplaren einen unvollständigen Verschluss der Brutkammer bedingt und daher das Risiko eines erhöhten Verlusts von Eiern bzw. Embryonen mit sich bringt.

In der vorliegenden Studie wurden dreizehn Gammaridenpopulationen von unterschiedlichen Standorten in der Bretagne untersucht. Dabei wurden individuenbasiert Körpergröße, weitere morphometrische Parameter und die Brutgröße sowie auf Populationsebene die Intersex-Inzidenz ermittelt und zwischen den Standorten verglichen. Zur Erfassung der Toxizität in den Habitaten der Gammariden-Populationen wurden Sedimente mit Hilfe von In-vitro-Assays, darunter der Mikrottox-Assay, analysiert. Die Ergebnisse bestätigen die Resultate der letzten zehn Jahre und zeigen eine konstante Intersex-Inzidenz an den Daueruntersuchungsstellen. Die Intersex-Inzidenz steigt dabei an Standorten mit reduzierter Salinität, für die jedoch auch eine erhöhte Exposition gegenüber (Mikro-)Schadstoffen besteht, die vorzugsweise über die Landwirtschaft und Kläranlagen und damit über Flüsse in die Küstengewässer eingetragen werden. Im Unterschied zu anderen Studien ergeben die eigenen Resultate jedoch keine Hinweise auf eine reduzierte Fortpflanzungsleistung von Intersex-Exemplaren von *E. marinus* im Vergleich von Weibchen ohne Intersex.

Der Wahrsmannshof – Natur für Alle

Tuve von Bremen

Wahrsmannshof - Natur- und Umweltbildung am Reeser Meer gGmbH

Die „Wahrsmannshof- Natur und Umweltbildung am Reeser Meer gGmbH“ ist ein außerschulischer Bildungsanbieter in Rees am Unteren Niederrhein. Seit 2010 bietet der Wahrsmannshof Veranstaltungen in der heimischen Landschaft an. Und da wir von sehr vielen Gewässern umgeben sind, betrachten wir das Wasser aus verschiedenen Blickwinkeln. Ob Artenvielfalt, Klimaschutz, Wasserverbrauch oder Ressourcenschutz - für all diese Themen bieten wir für verschiedene Altersgruppen vom Kind bis zum Senior, für Menschen mit und ohne Beeinträchtigung spannende Programme im Hofumfeld oder auf unserem Untersuchungsboot „Wilde Gans“. Inklusion ist uns wichtig. Bei uns ist ein barrierefreies Bewegen und Arbeiten auf dem Hofgelände, im Seminarraum und auf unserem Untersuchungsschiff möglich. Unser Personal ist darauf geschult, die Bedürfnisse von Menschen mit unterschiedlichen Beeinträchtigungen zu erkennen und darauf einzugehen, unsere Veranstaltungskonzepte sind methodisch passend dazu abgestimmt.



**Abb.: Inklusive Gruppe auf dem
Untersuchungsschiff „Wilde Gans“
(Foto: Tuve von Bremen)**

Wir arbeiten eng mit der Lebenshilfe Unterer Niederrhein zusammen, bieten spezielle Programme für Menschen mit Sehbehinderungen mit vielen taktilen oder akustischen Elementen und bringen Menschen mit Beeinträchtigungen bei verschiedenen Projekten mit Kindern und Jugendlichen aus Regelschulen zusammen. Das pädagogische Konzept orientiert sich an der Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE). Dadurch sollen Menschen befähigt werden, durch ihr Handeln jetzt und in zukünftigen Generationen gut und gerecht zu leben.

The impact of diel vertical migration on fatty acid composition and allocation in *Daphnia*

Eric von Elert; Meike Hahn

Universität zu Köln

Diel vertical migration (DVM) is a widespread predator-avoidance behaviour in *Daphnia* that is induced by an infochemical (kairomone) released from fish. Recently a low dietary supply of the ω 3-polyunsaturated fatty acid (PUFA) eicosapentaenoic acid (EPA) has been shown to suppress DVM in *Daphnia*. Here we hypothesize that DVM affects the relative abundance of PUFAs in *Daphnia*, and we test this with a full factorial experimental design, in which we grew *Daphnia magna* under constantly warm temperatures in a diel light - dark regime or alternating temperatures in darkness crossed with the presence or absence of the kairomone. We analysed the fatty acid composition of mature animals and of their offspring in each treatment in order to separate effect of the kairomone from that of fluctuating temperatures.

Simulation of the light and temperature regime of DVM resulted in increased relative allocation of ω 3-PUFAs, mostly EPA, from adult animals to their offspring. The additional presence of the fish kairomone further increased the EPA concentration in the offspring generation. This resulted in a decreased ω 6-PUFAs/ ω 3-PUFA ratio in offspring. Hence the temperature and light regime associated with DVM alone as well as in combination with the kairomone altered the allocation of fatty acids to the offspring in a manner, which is beneficial for the offspring under decreased temperatures. Global warming scenarios predict that epilimnetic water temperatures will increase, so that the amplitude of diel temperature alterations during DVM will increase. We will discuss how this may affect the PUFA-content of DVM-performing *Daphnia*.

The food quality of stream biofilms determines the foraging behaviour of grazers

Alexander T. L. Vossage¹; Alessandra Iannino²; Patrick Fink¹; Markus Weitere¹

¹ Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ GmbH; ² Universität zu Köln

Autotrophic biofilms are the major autochthonous food source for benthic invertebrates in streams. At the same time, their excessive growth (i.e., benthic eutrophication) in response to elevated nutrient levels can lead to severe problems for the stream ecosystems. However, the realized eutrophication at a given nutrient level can vary strongly between streams. One reason for this variation is that there are differences in the grazing pressure on autotrophic biofilms by invertebrates (“top-down”). It is up to now poorly known, which factors alter the strength of this top-down control. We conducted a mesocosm experiment to test the hypothesis that food-quality mediated grazer behaviour alters the strength of top-down control. A flume system was used bypassing water from a nutrient poor stream in the Harz Mountains, Central Germany. We manipulated dissolved phosphate concentrations of the water (ambient vs. elevated P levels) and grazer (*Ancylus fluviatilis*) presence/absence. A video time lapse analysis was conducted to track grazers’ movement and to investigate the spatial distribution of grazing activity. *A. fluviatilis* showed high movement activity under nutrient poor conditions. Nutrient poor biofilms were quickly near-complete consumed, indicating a strong top-down control. Grazers feeding on nutrient rich biofilms reduced their activity with extended resting times and lower movement speeds. As grazers consumed distinct patches of biofilms, a high proportion of nutrient rich biofilms remained ungrazed. As a consequence, grazing did not control for further biofilm biomass accrual in this treatment. Our study demonstrates that the strength of top down control varies with the behavioural adaptations of the consumers to a shift in their food quality. Reduced top-down control mediate by the behavior of the grazers can enhance eutrophication effects under nutrient rich conditions.

Folgen der Klimaerwärmung für Überleben, Wachstum und Auswilderung von Flussperlmuscheln im Sächsischen Vogtland

Annekatriin Wagner¹; Jana Schneider; Thomas Schiller

¹ TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Die Bestände der Flussperlmuschel (FPM) *Margaritifera margaritifera* (L.) sind weltweit und in besonders starkem Maße auch im Sächsischen Vogtland jahrzehntelang dramatisch zurückgegangen. Einer der Faktoren, die zu diesem Rückgang beigetragen haben, ist die Klimaerwärmung und die damit verbundene Veränderung der Habitatqualität. Derzeit bestehen große Wissenslücken, wie sich die Klimaerwärmung direkt oder indirekt auf die Verteilung, das Timing im Lebenszyklus sowie Überleben und Wachstum der Muscheln auswirkt. Ziel dieser Studie ist es aufzuzeigen, welche Aspekte bei der Vorhersage der Folgen der Klimaerwärmung für die FPM in einer Mittelgebirgsregion im Sächsischen Vogtlands zu berücksichtigen sind.

Im Rahmen des Verbundprojektes ArKoNaVera analysieren wir Überleben und Wachstum von FPM unterschiedlichen Alters unter Verwendung von Buddensiek- und Sedimentkäfigen, die in den Jahren 2016 bis 2018 in sieben Bächen im Vogtland exponiert wurden. Die Ergebnisse zeigen, dass sowohl bei postparasitären als auch semiadulten FPM das Überleben und Wachstum stark von der Wassertemperatur gesteuert wird, wobei der Optimumbereich sehr eng ist (> 14 und < 17 °C). Darüber hinaus untersuchen wir langfristige Trends für meteorologische Daten (1950 bis 2018). Die mittleren Lufttemperaturen sind in den letzten 50 Jahren im Vogtland um 0,5 °C/Dekade wärmer geworden. Im gleichen Zeitraum haben sich die jährlichen Niederschläge und die Niederschläge im Winter von 1950 bis 2018 nicht signifikant verändert. Allerdings stieg die Häufigkeit des Auftretens von Jahren, in denen in der Sommerperiode weniger als 60 mm Regen gefallen sind von 1950 bis 2018 deutlich an. Dies führte in den FPM-Bächen seit 2000 zunehmend zu partiellen Austrocknungsereignissen und stellt damit einen erheblichen Gefährdungsfaktor dar. Letztlich zeigen die Untersuchungen, dass es nur durch die Kombination von Ergebnissen aus Feldversuchen mit kontrollierten Laboruntersuchungen und Langzeitdatenreihen möglich ist, die prioritären Steuerfaktoren der FPM zu identifizieren, um diese im zweiten Schritt für die Auswahl geeigneter Auswilderungshabitate für FPM aus der halbnatürlichen Aufzucht berücksichtigen zu können. Als Hauptgefährdungsfaktoren, mit Bezug auf die Klimaerwärmung, sind Wassertemperaturen > 23 °C sowie aus langandauerndem Niederschlagsmangel resultierendes Niedrigwasser und Austrocknung entscheidend. Es erweist sich aber ebenfalls als nicht sinnvoll, FPM in Bächen auszuwildern, in denen die durchschnittliche Wassertemperatur im Sommer 14 °C nicht überschreitet. Dies könnte zu einem Bottleneck im Muschelschutz führen, da häufig nur im Krenal und Epirhithral von Fließgewässern die Ansprüche der FPM an Morphologie, Wasser- und Habitatqualität sowie Vernetzung erfüllt sind, gleichzeitig aber in den Oberläufen die Wassertemperaturen im Sommer für die FPM häufig zu niedrig sind.

Cryptic species within cryptic freshwater snail species – The case of the *Ancylus fluviatilis* species complex

Martina Weiss¹; Hannah Weigand²; Alexander Weigand; Florian Leese¹

¹ University of Duisburg-Essen; ² Musée National d'Histoire Naturelle, Luxembourg

DNA barcoding utilizes short, standardized DNA sequences to identify species and is increasingly used in biodiversity assessments. The technique has unveiled an unforeseeably high number of morphologically cryptic species. However, if speciation has occurred relatively recently and rapidly, the use of single gene markers will presumably fail to delimit species. This especially applies if mitochondrial markers are used exclusively, as typically done for animal barcoding (COI gene). Therefore, the true number of biological species might be even higher than estimated based on barcoding results. One mechanism that can result in rapid speciation is hybridization of different species in combination with polyploidization, i.e. allopolyploid speciation. In this study, we analyzed the population genetic structure of the polyploid freshwater snail *Ancylus fluviatilis*, for which allopolyploidization was postulated as a speciation mechanism. So far, DNA-based analyses have revealed four cryptic species within *A. fluviatilis* (i.e. *A. fluviatilis* s. str., *Ancylus* sp. A-C). However, early studies using allozyme markers even hinted at the presence of additional cryptic lineages in Central Europe. We combined mitochondrial COI sequencing with high resolution, genome-wide SNP data (ddRAD sequencing) to analyze the genetic structure of *A. fluviatilis* populations in a Central German low mountain range (Sauerland). The ddRAD data indicate the presence of three cryptic species within *A. fluviatilis* s. str. that occur in sympatry and even syntopy, whereas mitochondrial sequence data only support the existence of one species, with shared haplotypes between species. Our study, hence, points to the limitations of DNA barcoding when dealing with organismal groups where speciation is assumed to have occurred rapidly, e.g. through the process of allopolyploidization.

The scent of fear: identification of *Chaoborus* kairomone chemicals that induce defences in *Daphnia*

Linda Weiss¹; Bauke Albada; Sven Meckelmann; Oliver Schmitz; Nils Metzler-Nolte; Ralph Tollrian

¹ Ruhr Universität Bochum

Infochemicals play important roles in aquatic ecosystems. They even modify food web interactions, such as by inducing defenses in prey. In one classic but still not fully understood example, the planktonic freshwater crustacean *Daphnia pulex* forms specific morphological defenses (neckteeth) induced by chemical cues (kairomones) released from its predator, the phantom midge larva *Chaoborus*. On the basis of liquid chromatography, mass spectrometry, and chemical synthesis, we report here the chemical identity of the *Chaoborus* kairomone. The biologically active cues consist of fatty acids conjugated to the amino group of glutamine via the N terminus. These cues are involved in *Chaoborus* digestive processes, which explains why they are consistently released despite the disadvantage for its emitter. The identification of the kairomone may allow in-depth studies on multiple aspects of this inducible defense system.

Saisonale- und Langzeit-Entwicklung der funktionellen Zusammensetzung von Phytoplankton Gemeinschaften nach Nährstoff-Reduktionen - Erkenntnisse aus 50 Jahren Monitoring der Rappbode Talsperre

Valerie Wentzky¹; Jörg Tittel²; Christoph Jäger³; Karsten Rinke¹

¹ UFZ - Helmholtzzentrum für Umweltforschung; ² Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ); ³ FH-Rosenheim

Das Verständnis der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf die Struktur und Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften ist ein zentrales Ziel der Limnologie. Mithilfe eines 50-Jahre langen Datensatzes der Rappbode Talsperre, untersuchen wir die saisonalen und Langzeit-Entwicklungen von Phytoplankton-Gemeinschaften und wie diese von Nährstoff-Reduktionen (Oligotrophierung) beeinflusst werden. Zur besseren ökologischen Interpretation der Phytoplankton Dynamiken übersetzten wir die taxonomische Zusammensetzung mithilfe von Trait-Daten aus der Literatur in funktionelle Eigenschaften. Die funktionellen Eigenschaften der Phytoplankton Gemeinschaft zeigten deutliche wiederkehrende saisonale Muster. Während Nährstofflimitation im Sommer dominierten große Spezies mit komplexen Mechanismen zur Nährstoff-Ausbeute (r-Strategen, wichtige Traits: Phosphat Affinität, Stickstoff-Fixierung, Mobilität, Mixotrophie). Im Rest des Jahres sind Nährstoff-Konzentrationen und Durchmischung hoch und als Folge war die Phytoplankton-Gemeinschaft hauptsächlich von kleinen, schnell wachsende k-Strategen geprägt, die verfügbare Nährstoffe schnell aufnehmen können (wichtige Traits: hohe Wachstumsrate und Licht-Affinität). Ein Vergleich zwischen eutrophen und oligotrophen Jahren zeigte, dass die Muster der saisonalen Sukzession prinzipiell erhalten blieben, allerdings waren die saisonalen Unterschiede in der funktionellen Zusammensetzung zwischen Frühjahr und Sommer während eutropher Jahre deutlich höher. Die Nährstoff-Reduktionen haben sich hauptsächlich auf die funktionellen Eigenschaften der Frühjahrs-Gemeinschaft ausgewirkt, während sich das Phytoplankton im Sommer kaum verändert hat. Außerdem konnten wir zeigen, dass sich die jährliche Phytoplankton Biomasse trotz massiver Nährstoff-Reduktionen aufgrund von internen Veränderungen der Phytoplankton Zusammensetzung (mehr phagotrophe Mixotrophe) kaum veränderte. Die Ergebnisse zeigen nicht nur wie nützlich die Verwendung von funktionellen Eigenschaften bei der ökologischen Interpretation von Phytoplankton Dynamiken sein können, sondern zeigen auch den Wert von Langzeit-Daten auf.

Landwirtschaftliche Flächennutzung erhöht die benthische Sekundärproduktion in Mittelgebirgsbächen

Romy Wild¹; Björn Gücker²; Markus Weitere³; Mario Brauns³

¹ Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, UFZ/ Technische Universität München; ² Federal University of São João del-Rei; ³ Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Magdeburg

Die Zunahme und Intensivierung landwirtschaftlicher Flächennutzung bedingen vielfältige strukturelle und funktionelle Veränderungen in Fließgewässern. Vor allem der Verlust von Ufervegetation, die erhöhte Lichtintensität und der damit verbundene Übergang von vorwiegend allochthonen Nährstoffeinträgen zu autochthoner Primärproduktion verändern die Nahrungsgrundlage für Makroinvertebraten und haben das Potential, den biologischen Stoffumsatz grundlegend zu beeinflussen. Dennoch liegen bis heute kaum systematische Erkenntnisse zum Einfluss von landwirtschaftlicher Nutzung auf die Sekundärproduktion von Fließgewässergemeinschaften vor. Hier untersuchten wir den Zusammenhang zwischen landwirtschaftlich bedingten Umweltveränderungen und der Dichte, Biomasse, Diversität, Evenness und Sekundärproduktion von benthischen Makroinvertebraten in zwei natürlichen und zwei landwirtschaftlichen Bachoberläufen im Harz, Sachsen-Anhalt. Artenzahl und Evenness waren in landwirtschaftlichen Bächen signifikant niedriger als in natürlichen Bächen. Die Dichte, Biomasse und Sekundärproduktion hingegen waren signifikant höher und gingen mit höheren Nährstoffkonzentrationen, größeren Mengen an grobpartikulärem benthischem organischem Material in Form von krautiger Ufervegetation und höheren Konzentrationen von Chlorophyll a im Seston und von partikulärem organischem Kohlenstoff (POC) sowie höherer Quantität und Qualität von epilithischen Biofilmen einher. Konsumenten-Ressourcen Interaktionsstärken zeigten eine Ressourcen-Limitierung von Zerkleinerern in landwirtschaftlichen Bächen und eine Überproduktion von epilithischen Biofilmen im Vergleich zur Produktion der Weidegänger-Konsumenten. Unsere Ergebnisse beleuchten die deutlichen strukturellen und funktionellen Veränderungen der Makroinvertebratengemeinschaft, die auf landwirtschaftliche Flächennutzung zurückzuführen sind. Sie verdeutlichen zudem die Bedeutung hoher Nährstofffrachten und der damit verbundenen gesteigerten Nahrungsqualität und Quantität auf die Produktivität von Makroinvertebraten. Mit dieser Studie konnten wir zeigen, dass der Verlust von Ufervegetation und hohen landwirtschaftlichen Nährstoffeinträgen zur Homogenisierung spezifischer Ökosystemfunktionen führen kann. Dies wiederum spiegelt sich in einer hochproduktiven aber generalistischen und artenarmen Makroinvertebratengemeinschaft wider. Um dem entgegenzuwirken ist die Schaffung und Einhaltung von breiten Gewässerrandstreifen, einem besseren Düng- und Erosionsmanagement sowie einer natürlicheren Abflussdynamik von großer Bedeutung.

Das Verbundprojekt WasMon-CT – satellitenbasiertes Monitoring von Chlorophyll a in Seen

Thomas Wolf¹; Nathalie Karle²; Karin Schenk³; Thomas Heege³

¹ Institut für Seenforschung der LUBW; ² Fraunhofer-Institut für Optronik, Systemtechnik und Bildauswertung IOSB; ³ EOMAP GMBH & CO. KG

Satelliten, die große Gebiete mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung erfassen, ermöglichen umfangreiche Analysen von Gewässern und stellen somit eine ideale Ergänzung zu bestehenden In-situ-Messprogrammen dar. Im Verbundprojekt “Satellitendaten für das behördliche Gewässermonitoring von Chlorophyll und Trübung (WasMon-CT)” wird die Nutzung von Satellitendaten für das Monitoring von Fließgewässern und Seen untersucht. Das Teilprojekt des Institutes für Seenforschung (ISF) der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) befasst sich mit der satellitengestützten Überwachung von Chlorophyll a in Seen. Dieser Parameter ist ein wichtiger Indikator für Algenwachstum und Primärproduktion und spielt eine zentrale Rolle bei der Bewertung der Gewässerqualität. Der Projekt- und Leadpartner Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) befasst sich mit dem satellitenbasierten Monitoring der Trübung in Bundeswasserstraßen erster Ordnung.

Aufgrund des hohen zeitlichen und logistischen Aufwandes werden in routinemäßigen In-situ-Monitoringprogrammen des Institutes für Seenforschung der LUBW neben dem Bodensee etwa 4 - 6 weitere kleinere Seen pro Jahr detailliert untersucht (weitere Seen über Werkvertragsvergabe). Demgegenüber stehen in Baden-Württemberg 24 WRRL-Seen größer 50 Hektar, rund 260 Seen mit einer Fläche > 10 Hektar und insgesamt etwa 1300 Seen und Weiher > 1 Hektar, die mit Methoden der klassischen Limnologie nur sehr eingeschränkt beobachtet und untersucht werden können. Frei verfügbare Daten von hochauflösenden Satelliten (z. B. Sentinel-2) eröffnen vollkommen neue Möglichkeiten für ein indikatives Gewässermonitoring einer großen Anzahl von Seen. Darüber hinaus können detaillierte Informationen über räumliche Inhomogenitäten von oberflächlichen Chlorophyll-a-Verteilungen (patchiness) in großen Seen (z. B. Bodensee) erhalten werden.

Im Teilprojekt Chlorophyll a in Seen wurden Validationsstudien für kleine Seen und für den Bodensee erarbeitet. Ziel dieser Studien ist es, Informationen über die generelle Anwendbarkeit, Robustheit und mögliche Einschränkungen von Fernerkundungstechniken für verschiedene Arten von Seen zu erhalten. Die verwendeten Satellitendaten (Sentinel-2 und Landsat 7/8 sowie Sentinel-3 und MODIS) werden vom Serviceprovider EOMAP prozessiert.

Ergebnisse der Validationsstudie für kleine Seen zeigen, dass im Allgemeinen die statistischen Werte, z. B. die Jahresmittelwerte der in situ und fernerkundlichen Daten für Chlorophyll a gut übereinstimmen – Unterschiede bewegen sich im Bereich bis 70 %.

Potentielle Fehlerquellen sind hierbei u. a. methodische Unterschiede, In-situ-Fehler und FE-Fehlerquellen sowie zeitliche Dekorrelationen der verschiedenen Messungen.

Die Validation der Satellitendaten für den Bodensee wurde für den Zeitraum 2011 - 2017 durchgeführt. Für den Bodensee werden für basisstatistische Werte gute bis sehr gute Übereinstimmungen zwischen In situ gemessenen und satellitenbasierten Chlorophyll-a-Werten gefunden.

Funktionale Diversität im Makrozoobenthos der oberen Elbe – der Einfluss invasiver Neozoen und anderer Umweltfaktoren auf die Langzeit-Entwicklung seit 1992

Susanne Worischka¹; Martin Hartmann¹; Franz Schöll²; Thomas Petzoldt¹

¹ TU Dresden, Institut für Hydrobiologie; ² Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

In den großen Flüssen Mitteleuropas hat sich die Zusammensetzung des Makrozoobenthos (MZB) in den vergangenen Dekaden drastisch verändert. Die Ursachen dafür werden in strukturellen, chemischen und physikalischen Veränderungen infolge starker anthropogener Nutzung oder Extremereignissen wie Hochwässern gesehen, aber auch in biotischen Faktoren. Das Projekt MoBI-aqua untersucht insbesondere den Einfluss invasiver Neozoen auf die aquatische Biodiversität der Elbe. Mit taxonomischen Veränderungen gehen in der Regel auch Veränderungen in der Funktionalität einher, da andere Gemeinschaften auch andere Eigenschaften (functional traits) besitzen. Über die Rolle der einzelnen Wirkfaktoren, insbesondere der biologischen Invasionen, in der Langzeitentwicklung der funktionalen Diversität des MZB der Elbe ist bisher wenig bekannt. Eine besonders markante Invasion im betrachteten Zeitraum 1992-2017 war die des ponto-kaspischen Amphipoden *Dikerogammarus villosus*. An diesem Beispiel soll untersucht werden, ob die Etablierung invasiver Arten die funktionale Diversität des MZB in der oberen Elbe negativ beeinflusst.

Die taxonomischen und funktionalen Veränderungen im MZB wurden anhand von Langzeit-Monitoringdaten der Bundesanstalt für Gewässerkunde für die sächsische Elbe zwischen km 0 und 65 analysiert. Dazu wurde auf Basis der www.freshwaterecology-Datenbank und zusätzlich recherchierten Daten eine umfangreiche trait-Datenbank für alle in der Oberelbe nachgewiesenen Taxa erstellt. Mithilfe der trait-Information wurden für fast 400 Benthosproben aus 25 Jahren jeweils die funktionale Zusammensetzung und mehrere Diversitätsindizes errechnet, die statistisch analysiert wurden. Hierbei wurden neben dem relativen Abundanz-Anteil von *D. villosus* in den Proben auch andere Faktoren wie der Neozoen-Anteil und strukturelle sowie zeitliche Faktoren betrachtet.

Über den gesamten Zeitraum war eine Verschiebung der Dominanz einzelner funktioneller Gruppen, oft geprägt durch den Ernährungstyp, zu beobachten. Das extreme Hochwasser im Jahr 2002 hatte dabei zwar einen starken Effekt, aber bestimmte Änderungen lassen sich zeitlich besser mit hohen Abundanzen von *D. villosus* in Zusammenhang bringen. Der relative Abundanz-Anteil von *D. villosus* in den Proben hatte einen signifikanten Einfluss auf die taxonomische und funktionale Zusammensetzung, was aber auch für einige abiotische Faktoren wie die Substrat-Korngröße gilt. In der funktionalen Diversität des gesamten MZB gab es jedoch langfristig betrachtet keine drastischen Änderungen, insbesondere keinen Rückgang. Vielmehr waren im Untersuchungszeitraum mehrere „breakpoints“ mit einem Einbruch und anschließender Erholung der funktionellen Diversität sichtbar. Die Ergebnisse zeigen, dass eine biologische Invasion zwar durchaus funktionale Veränderungen in einer Lebensgemeinschaft hervorrufen kann, aber in einem offenen und dynamischen System nicht notwendig eine umfassende Reduktion der funktionalen Diversität herbeiführen muss.

Vergleichende Untersuchungen zur Phosphatrücklösung aus Seesedimenten und die Wirkungen unterschiedlicher Fällungsmaterialien auf die Wasserparameter

Said Yasseri

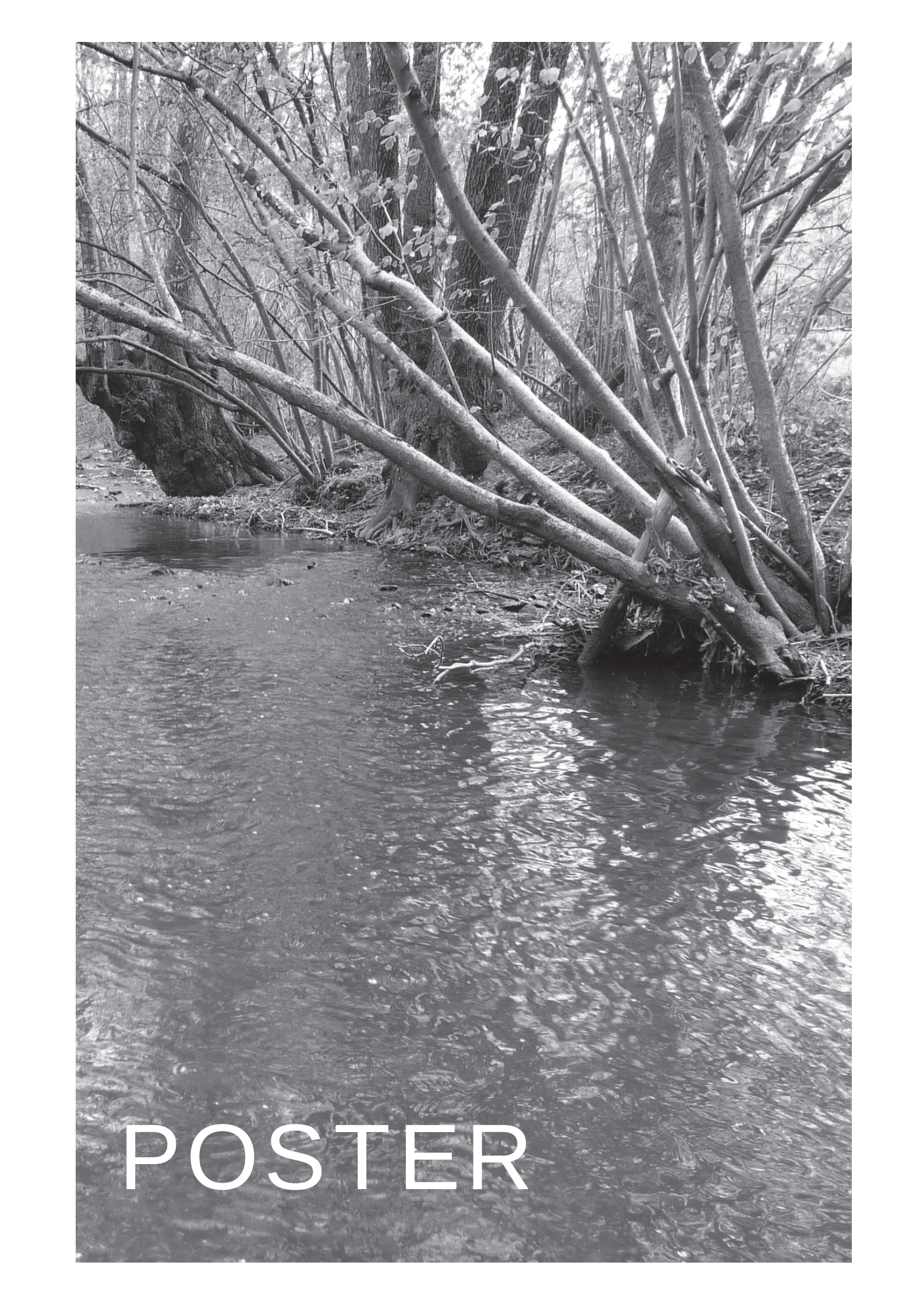
Limnological Solutions International

Zur Untersuchung von Nährstoffrücklöseprozessen vom Sediment in den überstehenden Wasserkörper nach einer Behandlung mit Phosphatbindematerialien wurden Sedimentkerne von zwei repräsentativen Stellen eines Sees in Hessen drei Monate lang unter reduktiven Bedingungen inkubiert. Zuvor wurden die Nährstoff- und Metallionengehalte und der Anteil des rücklösbaren Phosphors mittels sequentieller Phosphatanalyse in unterschiedlichen Sedimenttiefen bestimmt.

Während des Experiments wurde Phosphat mit einer kombinierten Eisenchlorid- und Nitratanwendung gebunden und die Ergebnisse mit Sedimentkernen verglichen, welche mit Bentophos und Polyaluminiumchlorid behandelt wurden.

Alle verwendeten Materialien konnten während des Untersuchungszeitraums Phosphat binden, aber sie beeinflussten u.a. auch den pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit und die Ammonium-Konzentration. So stiegen die Ammoniumgehalte durch die Reduktion von Nitrat und dem mikrobiellen Abbau organischer Substanz an, während der pH-Wert nach der Zugabe von Metallsalzen absank.

Zur Bestimmung der Beständigkeit der Phosphatinaktivierung sind weitere Untersuchungen zur Struktur und Stabilität der Phosphatbindung notwendig.



POSTER

Phosphor-Rücklösung aus Seesedimenten - Eine Meta-Analyse sequentieller Phosphorextraktionen

Svenja Agethen; Tim Sebastian Epe

Institut Dr. Nowak

In Gewässerökosystemen ist Phosphor (P) häufig die wichtigste steuernde Größe der Eutrophierung. Dabei stellt das Sediment eines Gewässers das wesentliche Kompartiment des P-Kreislaufs dar, es agiert sowohl als P-Senke, als auch als relevante P-Quelle. Mit P angereicherte Sedimente können auch nach Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet durch P-Rücklösung noch jahrelang als P-Quelle dienen (sog. „interne Düngung“).

Jedoch nicht der gesamte P des Sediments ist rücklösbar und potentiell bioverfügbar. In sequentiellen Extraktionen des Sediments wird schrittweise die wasserlösliche, die reduktiv-/basisch-/sauerlösliche P-Fraktion ermittelt. Mit einer derartigen Zuordnung kann der Einfluss der P-Rücklösung auf die trophische Entwicklung eines Gewässers abgeschätzt werden. Diese Kenntnisse sind unerlässlich für die Planung langfristig wirksamer Sanierungsmaßnahmen.

In unserem Beitrag präsentieren wir erste Ergebnisse einer Meta-Analyse von 350 sequentiellen P-Extraktionen. Die Sedimente stammen aus verschiedenen Seen, die sich in ihrer geographischen Lage, der Morphologie, der Mixis, ihrem Wasserchemismus und der primären (Land)-Nutzung im Einzugsgebiet unterscheiden. Spannweiten einzelner P-Fraktionen und übergeordnete Muster in Abhängigkeit weiterer Sedimentcharakteristika werden dargestellt.

Untersuchungen zum Rückhaltevermögen von Gewässerstrukturelementen und technischen Bauwerken für Zivilisationsmüll in Fließgewässern am Bsp. der Hase in Osnabrück

Anna Ameskamp, Andreas Lechner, Jörg Klasmeier

Universität Osnabrück

Die ansteigende Produktion von Plastikprodukten hat weltweit zu vielen Problemen geführt. Besonders die Verschmutzung der Meere mit Plastikmüll ist ein Thema globaler Bedeutung. Es wird davon ausgegangen, dass ein großer Teil des Mülls über Landwege eingetragen wird. Dabei spielen besonders Flüsse eine große Rolle. Aufgrund der unzureichenden Datenlage lassen sich über die Mengen jedoch keine spezifischen Aussagen vornehmen. Mit Hilfe einer Masterarbeit wurde im Zeitraum Mai – September 2018 versucht, weitere Daten zum Transport bzw. Verbleib und zur Herkunft von Müll in Flüssen zu erhalten und die mögliche Bedeutung von Gewässerstrukturelementen bezüglich der Rückhaltung darzustellen. Die Untersuchung erfolgte dabei durch händisches Einsammeln von Müll an Uferbereichen und an einem Wehr und wurde für Objekte $\varnothing > 2,5$ cm vorgenommen.

Auf Grundlage des OSPAR-Leitfadens für Strandmüll wurde zudem ein neuer Sammelbogen für Flüsse erstellt, der weiterhin den gesammelten Müll in neue Hauptkategorien einteilt und so eine leichtere Zuordnung in Herkunftsbereiche (Essen/Trinken, Industrie etc.) ermöglicht.

Die Zusammensetzung und Verteilung des Mülls ließ auf Littering als Hauptursache der Verschmutzung schließen. Außerdem konnte eine deutliche Korrelation von Müllaufkommen und Gewässerzugänglichkeit ausgemacht werden, die so vorher noch nicht untersucht wurde. Eine Bedeutung der Gewässerstrukturelemente für den Rückhalt des Mülls konnte ebenfalls beobachtet werden.

Macroinvertebrate colonization and breakdown dynamics of alder (*Alnus glutinosa*) and willow (*Salix* sp.) leaves at two different ecological sites of the river Münstersche Aa

Marc Bauhus; Elisabeth Irmgard Meyer; Friederike Gabel

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

The subject of interest of this experimental limnological investigation is the macroinvertebrate colonization of alder (*Alnus glutinosa*) and willow (*Salix* sp.) leaves at two different ecological stream sites of the Münstersche Aa, a typical sand- and clay marked lowland stream in the north of North Rhine-Westphalia. Both stream sites under focus are completely different from each other regarding their morphological and ecological characteristics. The aim is to compare the differences in the macroinvertebrate colonization and breakdown activities to make an assessment of this typical ecosystem function according to the anthropogenic changes in streams. The first investigation site “Tibusstraße”, directly in the city central of Münster, is channelized and the stream bed is obstructed with concrete. There are no retentive structures or macrophytes within the stream, and the riparian vegetation is limited to a small edge over the riparian brick wall. Contrary to that the second investigation site “Kanalstraße”, 1800 m downstream has been restored according to the European Water Framework Directive. Correspondingly, the stream course is curvy and the stream bed, mostly consisting of sand and clay, is enriched with different retentive structures and macrophytes. The riparian vegetation is typically with, e.g., alder and willow trees, and the flood area can be characterized as a fallow with natural meadows. The litter bag technique has been applied in this investigation. So, for both stream sites a number of 20 mesh bags equally filled with alder and willow leaves have been exposed and each 5 of them will be retrieved after 8, 16, 24, and 32 days of exposure. Macroinvertebrate diversity and density will be recorded and the mass loss of the leaf material will be determined. Additionally, the physical and chemical parameters at both stream sites will be measured. The results are expected to contribute to a better assessment of activities due to improvements of the ecological river status, especially in the urban part flowing through the city center of Münster.

Analyse des Phyto- und Zooplanktons entlang des Tiefenprofils des Großen Heiligen Meeres im Naturschutzgebiet Heiliges Meer (Westf.)

Julia Bleser¹; Bettina Zeis²; Elisabeth I. Meyer¹; Jürgen Pust³; Heinrich Terlutter³

¹ Westfälische Wilhelms-Universität Münster; ² Westfälische Wilhelms-Universität Münster;

³ LWL Museum für Naturkunde

Dieses Projekt beschäftigt sich mit der Analyse des Phyto- und Zooplanktons in unterschiedlichen Tiefen des Großen Heiligen Meeres im Naturschutzgebiet Heiliges Meer in Westfalen. Hierbei wurden in der Frühjahrs- und Sommersaison die vorkommenden Planktongesellschaften der verschiedenen Tiefen sowie die herrschenden physikalisch-chemischen Bedingungen untersucht. Das Große Heilige Meer ist vor über 1200 Jahren durch einen Erdfall entstanden und wird als schwach mesotrophes Gewässer eingestuft. Es ist ein dimiktischer See und er zeigt im Sommer die typische Schichtung in Epi-, Meta- und Hypolimnion. Besonders interessant ist hierbei die Tiefenverteilung der Chlorophyllkonzentration im Vergleich zur Strahlungsenergie (PAR) und den dort vorkommenden Planktern. Diese Untersuchung versucht Antworten auf die Frage nach bevorzugten Lebensräumen und Aufenthaltsorten des pelagischen Planktons in Beziehung zu diesen Umweltbedingungen zu finden. Zudem wurde ein Tiefenprofil der physikalisch-chemischen Parameter erstellt.

Erfassung der Makroinvertebratenfauna einer der letzten, wilden Flüsse Europas, der Vjosa, durch nicht-destruktives DNA-Metabarcoding

Marie Brasseur¹; Vera Zizka¹; Christopher Hempel¹; Remo Wüthrich²; Olivia Wilfling³; Emil Birnstiel²; Jan Martini⁴; Simon Vitecek⁴; Gabriel Singer⁵; Florian Leese¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² gutwasser GmbH; ³ Universität für Bodenkultur Wien;

⁴ WasserCluster Lunz – Biol. Station GmbH; ⁵ Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries

Dynamische Flusslandschaften zählen zu den seltensten und bedrohtesten Habitaten. Weniger als ein Viertel aller großen Flüsse weltweit fließen ohne Verbauung oder Unterbrechung ins Meer. Einer der letzten ‚wilden Flüsse‘ Europas ist die Vjosa, die im Nordwesten Griechenlands als Aoos entspringt und in Albanien in die Adria mündet. Dieser dank weitgehend natürlich erhaltenem Abfluß- und Sedimentregime einzigartige Fluss ist ein wertvolles Modellsystem, um grundlegende Fragestellungen der Flussökologie zu bearbeiten. Am IGB-Berlin werden die Eigenheiten dieses Systems erforscht, um Biodiversitätsmuster, Energie- und Stoffflüsse abzubilden sowie Daten zu sammeln, die naturschutzfachliche Bemühungen um die Vjosa unterstützen. Die Vielfalt der Habitate macht die Region zu einem „Biodiversitäts-Hotspot“ mit endemischen (z. B. *Isoperla vjosae*) und seltenen Arten (z. B. *Prosopistoma pennigerum*). Ein Teilprojekt befasste sich daher mit der Diversitätserhebung des Makrozoobenthos (MZB) der Vjosa. Die hier genutzte Methode ist eine Möglichkeit der nicht-destruktiven Biodiversitätserhebung unter Erhaltung des ursprünglichen Probenmaterials, indem die bei Konservierung in Ethanol von Organismen abgegebenen Zellen und DNA genutzt werden. Wie bei eDNA-Analysen kann diese DNA isoliert werden und als Basis für die Erfassung der Artgemeinschaften mittels DNA-Metabarcoding genutzt werden.

In dieser Studie wurden Multihabitat-Proben von 46 Probenstellen, verteilt über das Einzugsgebiet der Vjosa, sowohl im Frühjahr als auch im Herbst 2018 gesammelt. Binnen 2 Wochen nach Probenahme wurde die für die Fixierung eingesetzte Menge Ethanol dekantiert, auf 0.2 µm Zellulose-Membranfiltern abfiltriert und durch 4 % Formaldehyd für langfristige Konservierung der Originalproben ersetzt. Als Markergen wurde ein 421 bp Fragment der mitochondrialen Cytochrom Oxidase I (COI) benutzt, welches mit dem Primerpaar BF2/BR2 amplifiziert wurde. Molekular individuell markierte Proben wurden als ‚gepoolte library‘ auf einem Illumina MiSeq (12 Mio. read pairs, 2x250 bp) sequenziert. Bei ersten Analysen wurden 348 MZB-Taxa identifiziert, von denen 178 auf Artniveau bestimmt wurden. Weniger als 10 % der OTUs (Operational Taxonomic Units) konnten MZB-Taxa zugeordnet werden, was der Unvollständigkeit der Barcode-Datenbanken in Bezug auf die taxonomisch kaum erschlossene, artenreiche Makrozoobenthosfauna der Vjosa geschuldet ist. Das universelle Primerpaar amplifizierte auch die COI vieler Nicht-Zielorganismen (Protisten, Bakterien, Pilze), weshalb auch für diese Organismen zahlreiche Informationen generiert wurden. Auf dem Poster werden sowohl Potenzial als auch Herausforderungen der Methode diskutiert und Betadiversitätsmuster für MZB und Nicht-Zielorganismen präsentiert.

Evaluation of the salinization process correlated with acidification and land use modifications in Ialomita River basin, Romania

Petre Bretcan; Danut Tanislav; Daniel Dunea; Loredana Neagu Frasin

Valahia University of Targoviste

The variability of climatic conditions in the last decades associated with the modification of vegetation cover, land use, and the effects of anthropogenic activities have led to the significant modification of water quality in the Ialomita River basin and the accentuation of acidification processes in the mountain area and salinization in the plain area. The water catchment area of the Ialomita River reaches 10350 km², an unfolding on nearly 400 km in length and a multi-annual average flow of 41.7 m³ s⁻¹ at Slobozia control section.

The analysis of available satellite imagery (e.g., MODIS, PROBA-V, Sentinel etc.) has allowed a comparative assessment of the canopy and the identification of the areas most affected by land deforestation and degradation.

Changing of the precipitations' intensity and regime that have a direct contact with the soil or rock bed combined with the constant reduction of the forested areas in the mountain zone has led to the accelerated land degradation processes, sediment transport, strong floods and modification of the water hydrochemical characteristics from rivers and lakes.

For the plain zone of the analyzed river basin, prolonged hydrologic droughts in the summer season affect water quality by increasing salinity, limiting the use of water for irrigation and act as a stress element for aquatic organisms. The increase of salinity in the plain areas corresponds to the modification of the hydrological and precipitation regimes, which led to the modification of the ratios between the various cations. In the present study, we have analyzed the salinization trend of the Ialomita river and the lakes in the plain area and at the same time in the sectors where the acidification of the river water occurred. An association of this phenomenon was found with the increase of the pollution levels due to the industrial activities or the presence of sulfur emissions in the surrounding atmosphere.

Water Quality Index (WQI) has been used to identify the sectors where water is of poor quality, and by comparing WQI values obtained over time, the causes and main sources of contamination would be possible to be identified. Sodium absorption ratio, sodium percentage, Permeability index, Magnesium hazard and Kelly's ratio were evaluated for the suitability of water for irrigation purposes. Various scenarios were simulated using the Soil & Water Assessment Tool (SWAT model) to underline the effects of acidification and land use modifications on the water quality.

Acknowledgments

The study was supported by the CNFIS-FDI-2019-0234 project funded by the Romanian Ministry of National Education.

Mikrohabitat- und Substratpräferenzen unterschiedlicher Arten des Makrozoobenthos in sanddominierten Tieflandbächen

Jan Brückmann; Janna Theurer

Institut Dr. Nowak GmbH & Co. KG, Mayenbrook 1, 28870 Ottersberg, jab@limnowak.com, jt@limnowak.com

Keywords: Makrozoobenthos, Substratpräferenzen, Substrattypen, Sekundärsubstrate, Tieflandbäche

Einleitung

Natürliche, ökologisch intakte Fließgewässer sind durch eine hohe Dynamik und Strukturvielfalt gekennzeichnet. Dabei bieten die unterschiedlichen Strukturen von Gewässersohle, Ufer und Aue den sich ansiedelnden Tier- und Pflanzenarten verschiedenste Lebensbedingungen und sind von großer Bedeutung für die Funktionsfähigkeit des Wasser- und Naturhaushaltes (Graw 2001). Vor allem die Fließgewässer des Tieflandes beherbergen eine große Vielfalt unterschiedlicher Strukturen und weisen charakteristische und oftmals sehr unterschiedliche Biozönosen auf (Timm 1994).

Durch Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen wurden unsere Fließgewässer-Ökosysteme in der Vergangenheit jedoch tiefgreifend morphologisch überformt. Im Besonderen betrifft dies die Fließgewässer des Tieflandes, welche durch technische Wasserbaumaßnahmen und landwirtschaftliche Nutzungen über Jahrhunderte hinweg degradiert wurden. Dadurch ging die natürliche Dynamik und Strukturvielfalt vieler Gewässer verloren.

Die Degradation der Fließgewässer des norddeutschen Tieflandes äußert sich auch in einem erhöhten Eintrag von Feinsedimenten. Die zumeist von intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen stammenden Erosionssedimente überdecken die natürlichen Sohlsubstrate und führen zu erheblichen Beeinträchtigungen der Gewässer. Infolge dieser anthropogenen Überformung weisen neben den natürlicherweise sandgeprägten Fließgewässern im norddeutschen Tiefland vielfach auch Bäche und Flüsse anderer Gewässertypen eine „Sandsohle“ auf.

Die Ausprägung einer arten- und individuenreichen Makrozoobenthosfauna ist vor allem abhängig von den Strukturen der Gewässersohle und des angrenzenden Ufers. In diesem Kontext hat gerade in den sanddominierten strukturarmen Tieflandbächen und -flüssen das Vorkommen organischer Sekundärsubstrate eine hohe benthosbiologische Bedeutung (Meier 2008, Schattmann 2014, Sommerhäuser & Schuhmacher 2003).

Durch die Ermittlung der Mikrohabitat- bzw. Substratpräferenzen unterschiedlicher – vor allem fließgewässertypischer - Arten des Makrozoobenthos soll die faunistische Bedeutung der verschiedenen Sekundärsubstrate sanddominierter Tieflandgewässer eingehender untersucht werden. Desweiteren leisten die Untersuchungen einen Beitrag zur Autökologie der betrachteten Arten.

Als Grundlage der Analysen dienten substrattypenbezogene Untersuchungen des Makrozoobenthos verschiedener Tieflandbäche und -flüsse, die im Rahmen eines Forschungsvorhabens an der Universität Kassel in den Jahren 2009 bis 2015 (Brückmann 2015) durchgeführt wurden.

Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im norddeutschen Tiefland in einer überwiegend landwirtschaftlich geprägten Region zwischen den Städten Bremen und Hamburg in der Mitte Niedersachsens. Es umfasst Teilbereiche der Flussgebiete Wümme und Oste in den Flusseinzugsgebieten von Weser und Elbe.

Die Untersuchungen erfolgten an 6 sanddominierten Tieflandbächen und –flüssen mit jeweils unterschiedlichen hydromorphologischen und hydrologischen Eigenschaften sowie möglichst geringer saprobieller Belastung. Unter Berücksichtigung der typologischen und strukturmorphologischen Gegebenheiten wurden an jedem Untersuchungsgewässer unterschiedliche Untersuchungsabschnitte festgelegt. Für das Untersuchungsgebiet charakteristische Probestellen zeigt beispielhaft die folgende Abb. 1.



Abb. 8: Probestellen an einem sandgeprägten Tieflandbach (Fließgewässertyp 14) im Untersuchungsgebiet

Untersuchungsmethoden

Die Untersuchung des Makrozoobenthos erfolgte in Anlehnung an das „PERLODES“-Verfahren, beschrieben im „Methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie“ (Meier et al. 2006). Insgesamt wurden 108 substrattypenbezogene Probenahmen in verschiedenen Jahreszeiten und an strukturell unterschiedlichen Untersuchungsabschnitten durchgeführt.

Zunächst wurde an jeder Probestelle eine Flächenkartierung der vorhandenen mineralischen und organischen Substrattypen vorgenommen. Die Abschätzung der Deckungsgrade der an den Probestellen vorkommenden Substrattypen erfolgte dabei in 5 %-Stufen. Basierend auf der Abschätzung des Deckungsgrades der Substrattypen wurde danach die Anzahl der Teilproben für die einzelnen Substrattypen bestimmt. Da auf jeweils 5 % Deckungsgrad eines Substrattyps eine Teilprobe entfällt, resultieren daraus insgesamt 20 Teilproben.

Nach der Kartierung der Substrattypen erfolgte die Kescherbeprobung des Makrozoobenthos. Als Methode kam das „Multi-Habitat-Sampling“ (Hering et al. 2004) zur Anwendung. Bei größeren Hartsubstraten wurde eine Handabsammlung durchgeführt. Um eine substrattypenspezifische Auswertung der Untersuchungsergebnisse zu ermöglichen, wurden alle vorkommenden

Substrattypen getrennt voneinander besammelt und ausgewertet. Die Lebensortierung der Organismen im Gelände erfolgte weitgehend gemäß Braukmann (2000).

Bei der Bestimmung bestand für die meisten Gruppen des Makrozoobenthos die Zielsetzung einer Determination bis zur Art oder Arten-Gruppe. Falls der taxonomische Kenntnisstand, der Erhaltungszustand oder das Entwicklungsstadium einzelner Taxa dies nicht zuließen, wurde eine Bestimmung bis zur maximal möglichen taxonomischen Ebene durchgeführt. Als Mindestanforderung wurde das in der „Operationellen Taxaliste“ (Haase et al. 2011) festgelegte Mindestbestimmungsniveau zugrunde gelegt.

Für die Ermittlung der Substratpräferenzen wurden zunächst die Individuenzahlen der einzelnen Erhebungen mit unterschiedlichem Flächenbezug auf eine Substratfläche von jeweils 1 m hochgerechnet. Darauf aufbauend wurden für alle festgestellten Arten die mittleren Individuenzahlen je Substrattyp ermittelt.

Um gesicherte Aussagen über die Substratpräferenzen des Makrozoobenthos zu erhalten, wurden im Rahmen der Auswertung nur Beprobungen einbezogen, bei denen die für Tieflandgewässer typischen Substrate Psammal, Argillal, Xylal & Grobdetritus sowie Phytal gemeinsam vorkommen. Datensätze mit den Substrattypen Akal und Feindetritus wurden ausgeschlossen, da diese nur unterrepräsentiert vorhanden waren. Die angepasste Auswahl der Substrattypen ist der folgenden Tab. 1 zu entnehmen.

Tab. 2: Angepasste Auswahl der Substrattypen zur Ermittlung der Substratpräferenzen des Makrozoobenthos in den betrachteten Tieflandgewässern

Lfd. Nr.	Substrattyp	Beschreibung
1	Psammal	Sand ($> 6 \mu\text{m} - 2 \text{mm}$)
2	Argillal	Feinsand, Schluff, Ton ($< 6 \mu\text{m}$)
3	Xylal & Grobdetritus	Baumstämme, Totholz, Äste, Zweige, Wurzeln, Falllaub
4	Phytal	Aquatische Makrophyten

Näher betrachtet wurden im Rahmen der Auswertung vor allem fließgewässertypische Arten des Makrozoobenthos, welche mit einer höheren Stetigkeit (mindestens 10 Funde je Sekundärsubstrat) festgestellt wurden.

Ergebnisse und Diskussion

Im Ergebnis lassen die meisten Arten hohe Schwankungen der Individuendichten zwischen den verschiedenen Substrattypen erkennen. Darüber hinaus erweisen sich viele Arten als ausgesprochene Substratspezialisten. So zeigt die Mehrzahl der betrachteten Makrozoobenthostaxa erwartungsgemäß eine starke Präferenz für die organischen Sekundärsubstrate „Xylal & Grobdetritus“ und/oder „Phytal“. Die relativ monotonen und strukturlosen Substrattypen „Psammal“ und „Argillal“ werden hingegen deutlich weniger besiedelt. Die Abb. 2 zeigt die ermittelten Substratpräferenzen einiger ausgewählter Arten des Makrozoobenthos.

Insgesamt zeigt sich eine recht gute Übereinstimmung der für die Untersuchungsgewässer festgestellten Substratpräferenzen mit den in der Literatur (Moog 1995, Schmedtje & Colling 1996, Haase et al. 2011) angegebenen Werten. Es war zu erwarten, dass die in der Operationellen Taxaliste (Haase et al. 2011) als „Lithal-Besiedler“ ausgewiesenen Arten im Untersuchungsgebiet auf andere Hartsubstrate ausweichen und überwiegend deutliche Präferenzen für den Substrattyp „Xylal und Grobdetritus“ aufweisen. Wie weithin bekannt ist, sind die „Lithal-Besiedler“ im weiteren Sinne als

„Hartsubstrat-Besiedler“ zu verstehen. Dies trifft insbesondere auf die sanddominierten Fließgewässer des Tieflandes zu, in denen mineralische Hartsubstrate wie Kies und Steine weitgehend fehlen bzw. unterrepräsentiert sind.

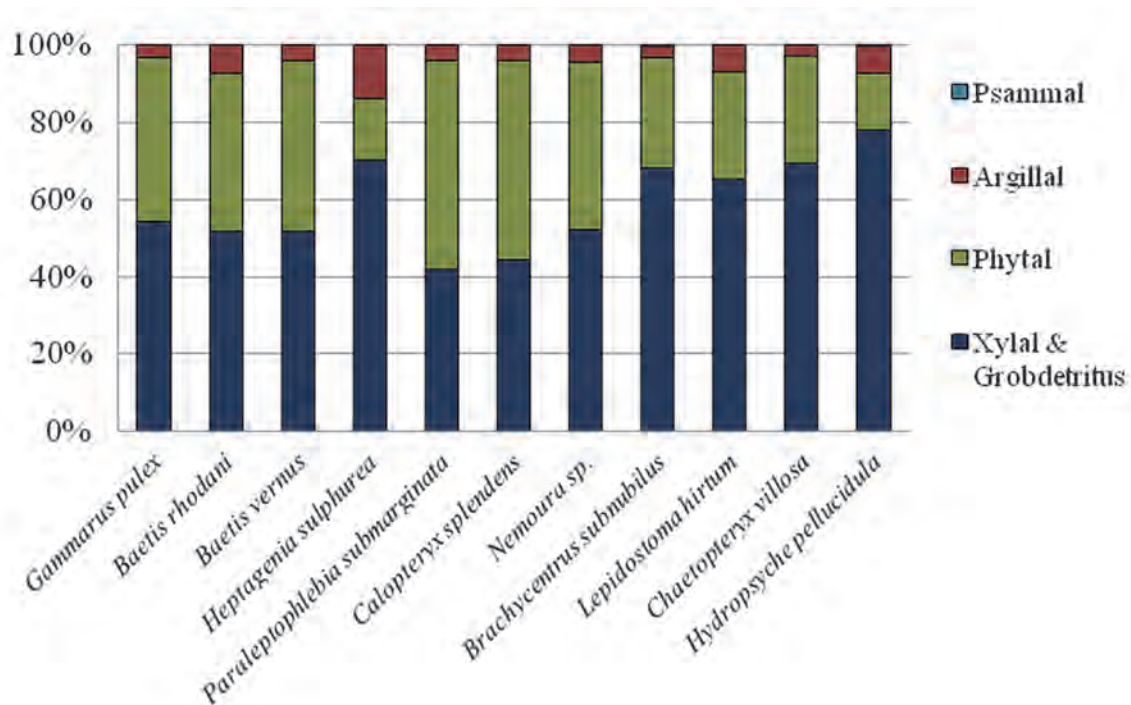


Abb. 9: Substratpräferenzen überwiegend fließgewässertypischer Arten des Makrozoobenthos in den untersuchten Tieflandgewässern

Einige Arten zeigen jedoch von den Literaturwerten etwas abweichende Präferenzen. So wurden z. B. die Köcherfliegen *Brachycentrus subnubilus* und *Lepidostoma hirtum* im Untersuchungsgebiet überwiegend im Substrattyp „Xylal und Grobdetritus“ festgestellt. In der Literatur (u. a. Haase et al. 2011) wird für beide Arten, insbesondere aber für den Weidegänger *Lepidostoma hirtum*, eine sehr starke Präferenz für den Substrattyp „Phytal“ angegeben.

Schlussfolgerungen

Die Untersuchungsergebnisse bekräftigen noch einmal die faunistische Bedeutung der organischen Sekundärsubstrate. Insbesondere in den sanddominierten Tiefland-Fließgewässern ist die Ausprägung einer artenreichen Makrozoobenthoszönose sehr stark vom Vorkommen organischer Sekundärsubstrate abhängig. Erwartungsgemäß zeigt sich, dass vor allem die anspruchsvolleren, fließgewässertypischen Arten des Makrozoobenthos in diesen Substrattypen festzustellen sind.

Die Ursachen der starken Präferenzen für die organischen Sekundärsubstrate sind vor allem in der strukturellen Komplexität und Diversität dieser Mikrohabitate zu suchen. Komplexe Habitat- und Substratstrukturen bieten den Gewässerorganismen günstige Lebensbedingungen und ein reiches Nahrungsangebot. Eine besondere Bedeutung kommt hier dem Substrattyp „Xylal und Grobdetritus“ zu, welches von den fließgewässertypischen Arten des Makrozoobenthos (z. B. EPT-Taxa) am stärksten präferiert wird. Insbesondere das Totholz, welches in den meisten Gewässern unserer „aufgeräumten“ Kulturlandschaft weitgehend fehlt, ist als wesentliches Strukturelement natürlicher Fließgewässer anzusehen. Totholzstrukturen haben eine hohe ökologische Bedeutung gerade auch für die sandgeprägten Bäche und Flüsse des Tieflandes.

Literatur

- Braukmann, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie Band 56: 501 S., Karlsruhe
- Brückmann, J. (2015): Die Makrozoobenthosgemeinschaften hydromorphologisch unterschiedlicher Tieflandbäche - Analyse und Bewertung. – Dissertation, Universität Kassel, Fachgebiet Gewässerökologie und Gewässerentwicklung des Fachbereichs Architektur, Stadt- und Landschaftsplanung, kassel university press, 375 S., Kassel
- Graw, M. (2001): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. - Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz (VDG) (Hrsg.), Band 64: 96 S., Bonn
- Haase, P., Sundermann, A., Schindehütte, K. (2011): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. – Forschungsinstitut Senckenberg: <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>. Zugriff im September 2011
- Hering, D., Meier, C., Rawer-Jost, C., Feld, C. K., Biss, R., Lohse, S., Böhmer, J. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. – In: *Limnologica* 34: 398-415
- Meier, C., Haase, P., Rolaufts, 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. – <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>. Zugriff im Januar 2009
- Meier, C. (2008): Die Bewertung der Degradation deutscher Fließgewässer mit dem Makrozoobenthos – Ein multimetrischer gewässertypspezifischer Ansatz. - Dissertation Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Biologie und Geographie: 147 S. (ohne Anhang), Essen
- Moog, O. (1995) [HRSG.]: Fauna aquatica austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Loseblattsammlung, Wien.
- Schattmann, A. (2014): Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss - Reaktion von Hydromorphologie, Makrozoobenthos und Uferfauna. – Dissertation, Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, 311 S., Essen
- Schmedtje, U., Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96, 4, 543 S.
- Sommerhäuser, M., Schuhmacher, H. (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands – Typologie, Bewertung, Management – Atlas für die limnologische Praxis. – ecomed-Verlag: 278 S., Landsberg
- Timm, T. (1994): Neuer Ansatz zu einer Typisierung der Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes. – In: *Nieders. Natursch. Akad.* 5: 12-22

Naturnahe Bruthabitate von Stechmücken in Deutschland

Daniel Döding¹, Felix Sauer¹, Ellen Kiel¹

¹ Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, AG Gewässerökologie und Naturschutz, Ammerländer Heerstraße 114-118, 26111 Oldenburg, daniel.doeding@uni-oldenburg.de

Keywords: Stechmücken, Bruthabitate, Vektorökologie

Einleitung

Feuchtgebiete gelten als Hotspots der Biodiversität und bieten eine Vielzahl an Ökosystemfunktionen (Keddy et al., 2009). Leider sind sie weltweit stark durch den Menschen gefährdet und ihre Fläche ist laut Davidson (2014) seit 1700 um bis zu 87% zurückgegangen. Daher sind die Renaturierung und der Schutz von Feuchtgebieten in Deutschland von großer Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität (BMU, 2010). Feuchtgebiete sind aber nicht nur Lebensraum vieler schützenswerter Vogel-, Säuger- und Fischarten, sondern oftmals auch Brutstätte von Stechmücken. Dies kann zu Konflikten führen, wenn die ansässige Bevölkerung durch Naturschutzmaßnahmen eine Zunahme der Belästigung oder gar ein gesteigertes Risiko stechmückenbedingter Infektionskrankheiten befürchtet.

Begünstigt durch Klimawandel und Globalisierung könnten sich durch Stechmücken übertragbare Krankheitserreger vermehrt in Mitteleuropa ausbreiten (Semenza & Suk, 2017). So wurde im September 2019 erstmals in Deutschland eine durch Stechmücken übertragene West-Nil-Virus-Erkrankung beim Menschen nachgewiesen (RKI, FLI, & BNI, 2019). Zudem sorgt das Usutu-Virus seit einigen Jahren für ein deutschlandweites Vogelsterben, insbesondere bei Amseln (Lühken et al., 2017). In Anbetracht dessen sind genaue Kenntnisse der Biologie und Bruthabitate heimischer Stechmückenarten von entscheidender Bedeutung, denn Stechmücken besitzen u.a. artspezifische Wirtspräferenzen (Brugman et al., 2017), Vektorkompetenzen (Vogels et al. 2017) und Aktionsradien (Verdonschot & Besse-Lototskaya, 2014). Daraus resultiert, dass unterschiedliche Stechmückenarten hinsichtlich ihres Potenzials als Vektor- und/oder Plageart zu fungieren differenziert bewertet werden müssen. Allerdings liegen für viele heimische Stechmückenarten wenige aktuelle Studien vor, die Kennzeichen ihrer präferierten Bruthabitate und Populationsentwicklung differenziert benennen, um darauf Modelle und Risikobewertungen aufzubauen. Deutschlandweite Monitoring-Programme integrieren in der Regel nur den Fang adulter Stechmücken und keine Beprobung der Brutgewässer (Kampen, Schuhbauer & Walther, 2017). Der Fang adulter Stechmücken kann zwar auch für die Analyse von Verbreitungsmuster genutzt werden (Versteirt et al., 2013; Zittra et al., 2017). Eindeutige Rückschlüsse auf die tatsächlichen Brutstätten und die Populationsentwicklung steuernden Faktoren lassen die Fänge adulter Tiere jedoch nicht zu. Exakte Kenntnisse zu den bevorzugten Bruthabitaten würden aber die zeitlich-räumliche Vorhersage von Stechmücken weiter verfeinern. Modelle mit dieser Genauigkeit sind Grundlage für die Bewertung der Auswirkungen von Naturschutzmaßnahmen auf Stechmückenpopulationen. Sie ermöglichen damit erst die Entwicklung nachhaltiger Managementstrategien.

Wir untersuchten daher das Vorkommen von Stechmücken in verschiedenen Bruthabitaten Deutschlands, um im ersten Schritt Art- und Artengemeinschaften der Larven dort zu charakterisieren. Die Erfassung der Gewässerstrukturen und abiotischer Faktoren des Wasserkörpers erfolgt mit dem Ziel, Präferenzen der Stechmückentaxa zu ermitteln und zukünftig Faktoren genauer zu benennen und zu testen, welche die Habitatbindung und Populationsentwicklung steuern.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die hier vorgestellte Untersuchung fand in 20 naturnahen Feuchtgebieten Deutschlands statt. Davon wurden je 10 Gebiete in den Jahren 2017 und 2018 bearbeitet (Abb. 1). In jedem Gebiet fanden im Zeitraum April/Mai, Juli und September mindestens drei Feldkampagnen statt, um Gräben, Röhrichte, Erlenbrüche, Überschwemmungsgebiete von Flüssen u. a. Formen permanenter und temporärer Stillgewässer zu untersuchen.

Probennahme und Kartierung

Die Probenahme in den Gewässern erfolgte mit einem standardisierten Larvendipper (350 ml, Bioquip, USA). Mit schnellen Dips (schöpfende Bewegung), wurden die Larven von der Wasseroberfläche entnommen. Die Anzahl der Dips richtete sich nach der Gewässergröße: pro 10 m² Wasserfläche

wurde ein Dip genommen; in Gewässern mit einer Fläche kleiner 30 m² wurden mindestens drei Dips genommen, in Gewässern mit einer Fläche größer 100 m² maximal 10 Dips. Da nur Larven im vierten Stadium sicher zu bestimmen sind (Becker et al., 2010), wurden diese noch im Gelände anhand ihrer Größe identifiziert, aussortiert und in Ethanol fixiert. Jüngere Stadien und Puppen wurden im Labor aufgezogen und dort als Imagines tiefgekühlt (-20°C) oder als Larven im vierten Stadium fixiert. Die morphologische Bestimmung erfolgte nach Becker et al. (2010) und Lechthaler (2005).

Vor dem Fang der Larven erfolgte eine standardisierte Kartierung der Gewässer und ihrer Umgebung (s. Tab. 1). Die Wasserführung der Gewässer wurde nach den Kategorien von Williams (2006) beschrieben. Nachträglich wurden die von ihm differenzierten Kategorien ‚episodisch‘, ‚intermittierend‘ und ‚saisonal‘ zur Kategorie ‚temporär‘ zusammengefasst, die Kategorien ‚nahezu permanent‘ und ‚permanent‘ zu ‚permanent‘. Von April bis Ende Mai durchgeführte Probenahmen wurden für die Auswertung der Frühlingssaison zugeordnet, Probenahmen zwischen Juni und September der Sommersaison. Die Beurteilung der Wasserfärbung in den Kategorien klar, gelb, grün und braun erfolgte visuell, indem 300 ml des mit dem Dipper oberflächlich entnommenen Wassers in einem Becherglas gegen einen weißen Untergrund ins Licht gehalten wurden. Hydrophyten,

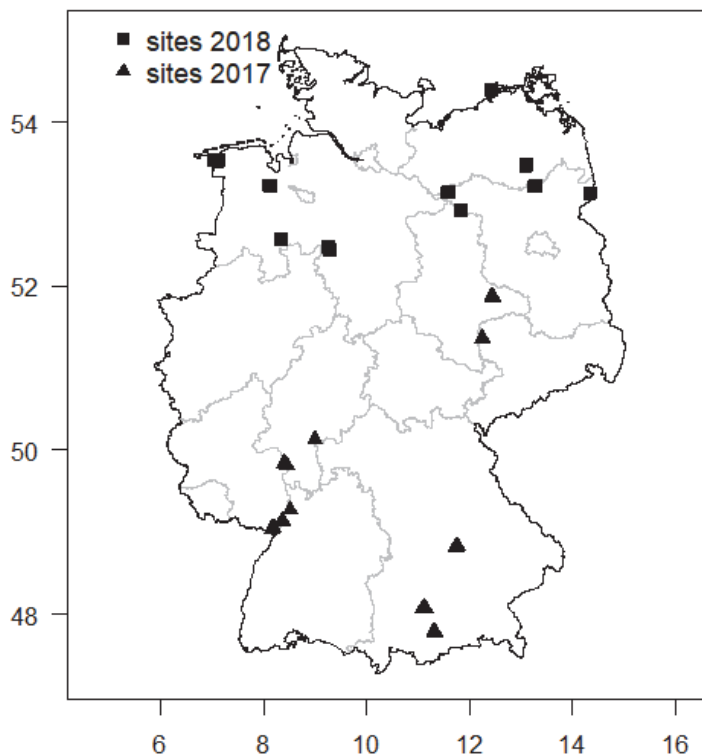


Abb. 5: Karte der untersuchten Gebiete mit Jahreszahl.

Helophyten, Pleustophyten sowie die terrestrische Vegetation wurden bis zu einem Radius von fünf Metern bzw. bis zu einer Distanz von fünf Metern zu beiden Böschungen von Gräben befanden kartiert. Die Einteilung der Deckungsgrade in 10 % Schritten erfolgte nach Londo (1976). Deckungsgrade größer als null und kleiner als fünf Prozent wurden wie auch Deckungsgrade über 95 % und kleiner 100 % zu 2,5 % bzw. 97,5 % Deckung zusammengefasst. Die hier als terrestrische Vegetation bezeichnete Kategorie umfasste sämtliche Makrophyten die nicht zu den vorher genannten der Hydro-, Helo- und Pleustophyten zugehörig sind (Pott, 2007). Die Präsenz sichtbare Algen wurde notiert. Auf einer weiteren Bestimmung der Algen wurde dabei aber verzichtet. Außerdem wurden die Landnutzungskategorien (Corine Land Cover, CLC) aller Standorte extrahiert und in zwei übergeordnete Habitate zusammengefasst: Wald und Offenland (siehe auch Haider et al. 2018).

Auswertung

Die Auswertung erfolgte mithilfe des freien Statistikprogramms R (R Development Core Team, 2018) und dem hierfür erhältlichen Package vegan (Oksanen et al., 2018). Die Stechmückenarten wurden anhand der Präsenz/Absenz-Daten eines Gewässers in Artengemeinschaft aufgeteilt (Cluster-Analyse, Distanzmaß = Jaccard, Verfahren = single linkage). Eine visuelle Darstellung der Arten erfolgte anschließend mit einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (NMDS). Der Einfluss der erhobenen Umweltparameter auf die Artengemeinschaft wurde mittels einer distanzbasierten Redundanzanalyse (db-RDA, Distanzmaß = Bray-Curtis) analysiert.

Ergebnisse

In dieser Untersuchung waren 122 Gewässer von Stechmücken besiedelt. Dort konnten insgesamt 19 Stechmückentaxa nachgewiesen werden, darunter auch die Art *Culex martinii*, für die zuvor nur vier Fundorte in Deutschland bekannt waren (Kuhlisch, Kampen, & Walther, 2018). Durch Präsenz/Absenz-Analyse der Larvenfänge wurden vier Artengemeinschaften identifiziert (Abb. 2), die mit bestimmten Gewässercharakteristika assoziiert waren. Zwischen den Stechmückengemeinschaften und den Parametern Wasserführung, Saison, Landnutzung, Wasserfärbung und der Deckung der terrestrischen Vegetation bestanden statistisch signifikante Zusammenhänge. Zusammen erklärten diese 18,3 % der Gesamtvarianz (s. Tab. 1). Signifikante Zusammenhänge zwischen den Stechmückengemeinschaften und der Präsenz sichtbarer Algen oder dem Deckungsgrad an Hydrophyten, Helophyten oder Pleustophyten waren statistisch nicht nachweisbar.

Die NMDS gruppiert die Stechmückenarten *Aedes rusticus*, *Aedes punctor*, *Aedes communis* und *Culiseta morsitans* zusammen mit der *Aedes annulipes*-Gruppe im Cluster 1 (Abb. 2). Alle Taxa in Cluster 1 zählen zu den Frühjahrsarten und besiedelten in dieser Studie kleine, von Wald umgebene Temporärgewässer mit brauner bis gelblicher Wasserfärbung. *Aedes vexans*, *Aedes sticticus* und *Aedes cinereus* bilden Cluster 2 (Abb. 2) und sind Arten, die in den Sommermonaten (ab Ende Mai) in temporären Überschwemmungstümpeln dominierten. Diese Tümpel wiesen hohe Deckungsgrade terrestrischer Vegetation auf und hatten meist trübes Wasser. Viele dieser Tümpel besiedelten im Frühjahr Larven der im Cluster 1 vereinten Arten, die jedoch – bis auf die *Ae. annulipes*-Gruppe – Sommer dort fehlten. *Anopheles maculipennis* s.l. und *Culex modestus* bilden Cluster 4 (Abb. 2). Beide Arten traten häufig in permanent wasserführenden Entwässerungsgräben im Sommer auf. Ihre Bruthabitate zählten zu den größten der untersuchten Gewässer, gekennzeichnet durch höchste Dichten an Wasserpflanzen, relativ klares Wasser und häufige Algenvorkommen. Die Stechmückentaxa aus Cluster 3 (Abb. 2) wurden vornehmlich im Sommer nachgewiesen, zeigten aber ansonsten keine Zusammenhänge zu den untersuchten Umweltfaktoren.

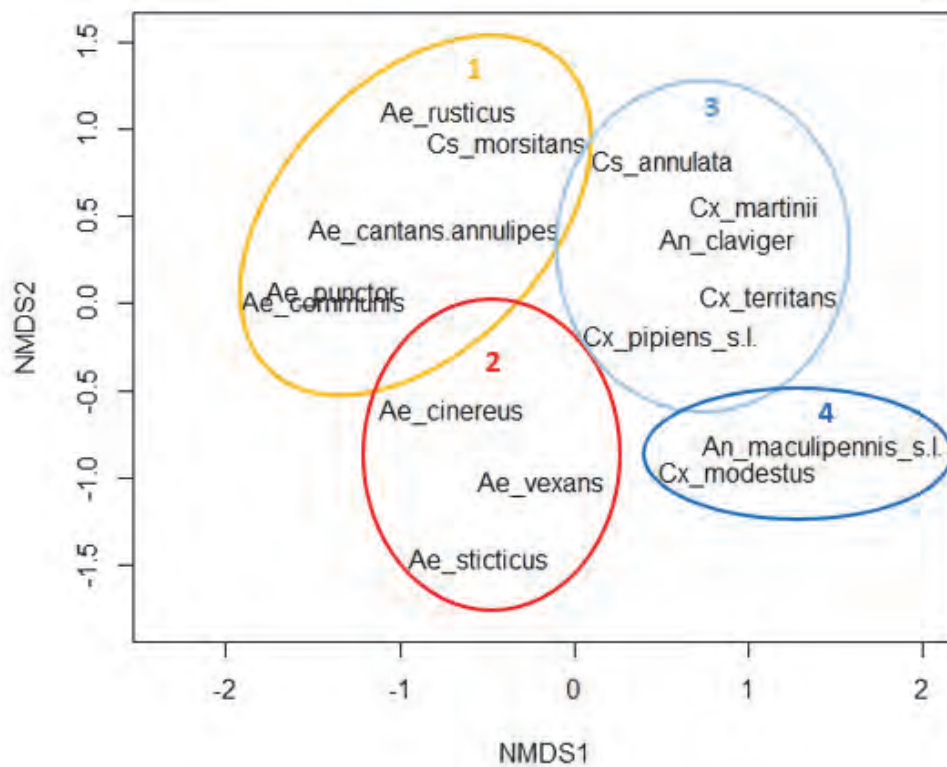


Abb. 6: NMDS mit den vier Artgemeinschaften, welche durch eine vorausgehende Cluster-Analyse differenziert wurden. (Dim = 2, Stress = 0,06, Distanzmaß = Bray-Curtis)

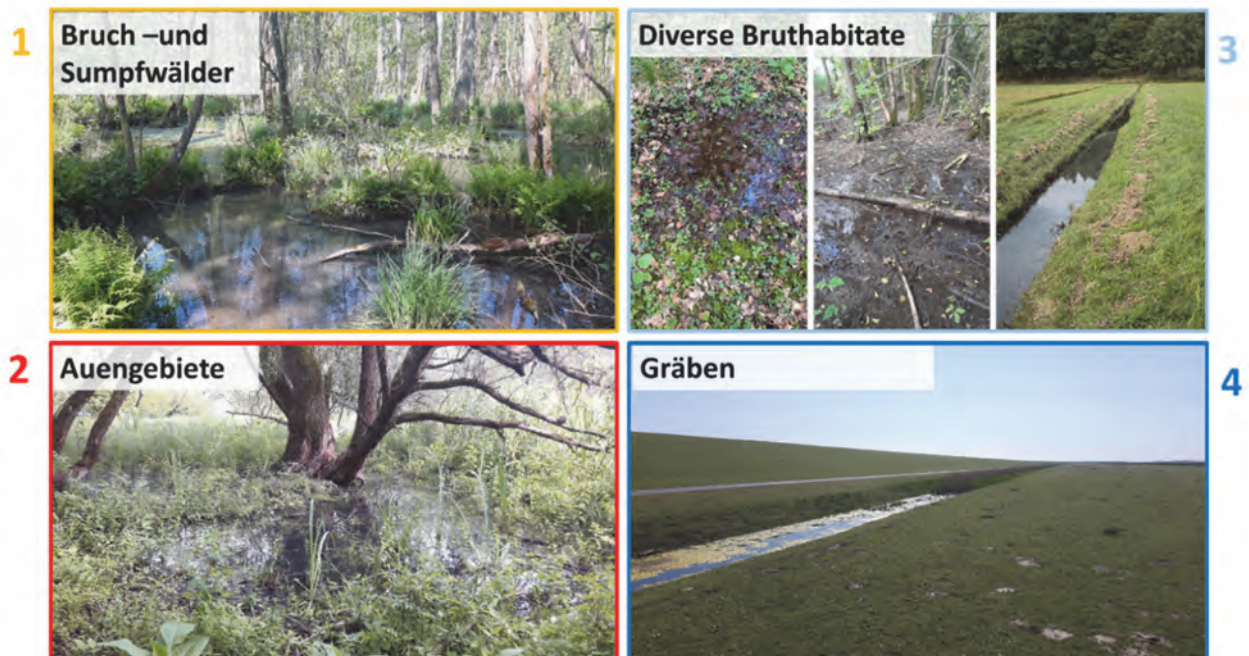


Abb. 7: Exemplarische Bilder der Bruthabitate für die vier unterschiedlichen Artgemeinschaften aus Abb. 2 (farbige Rahmen analog der Cluster dort)

Tab. 1: Tabellarische Auflistung der RDA-Analyse sowie der Klassen der Umweltparameter.
(Distanzmaß = Bray-Curtis)

<i>Umweltparameter</i>	<i>Klassifikation</i>	<i>Summe der Fehlerquadrate</i>	<i>Anteil erklärt</i>	<i>p-Wert</i>
<i>Wasserführung</i>	permanent/temporär	3,448	6,2 %	0,001
<i>Saison</i>	Frühling/Sommer	2,189	3,9 %	0,001
<i>zusammengefasste Landnutzungskategorie (CLC)</i>	Wald/Offenland	1,621	2,9 %	0,001
<i>Wasserfarbe</i>	klar, gelb, grün, braun	1,594	2,9 %	0,015
<i>Terrestrische Vegetation</i>	Deckung in %	1,308	2,4 %	0,003
<i>Sichtbare Algen</i>	Präsenz/Absenz	0,696	1,3 %	0,083
<i>Hydrophyten</i>	Deckung in %	0,507	0,9 %	0,223
<i>Helophyten</i>	Deckung in %	0,519	0,9 %	0,207
<i>Pleustophyten</i>	Deckung in %	0,517	0,9 %	0,231
Constrained		12,399	22,3 %	
Unconstrained		43,139	77,6 %	

Diskussion

Die Auswertung der Fangdaten deutet auf bestimmte Phänologien und artspezifische Präferenzen für bestimmte Bruthabitate hin. Die Arten in Cluster 1 (Abb. 2) treten im Jahresverlauf als Erstes auf. Sie überwintern als Ei, wobei sich die Larven schon bei Temperaturen knapp über dem Gefrierpunkt entwickeln können (Schäfer & Lundstrom, 2001). Obwohl diese Arten im Frühling ihre größten Vorkommen haben, können ihre Larven, wie z. B. die der *Ae. annulipes*-Gruppe, bei guten Bedingungen auch bis in den August vorkommen (Becker et al., 2010). Die Arten des zweiten Clusters (Abb. 2) besiedeln Gewässer, die durch Starkregen- oder Überschwemmungsereignisse entstanden sind und bilden dort schnell große Larvenpopulationen (Becker et al., 2010). Im Vergleich zu den Larven im Cluster 1 schlüpfen die Larven der im Cluster 2 vereinten Arten erst bei erhöhten Temperaturen im Sommer. Speziell die in Cluster 2 vertretenen Arten *Ae. cinereus*, *Ae. sticticus* und *Ae. vexans* gelten in Deutschland als typische Plagearten. Vor allem *Ae. vexans* ist dafür bekannt, nach Überschwemmungsereignissen extrem hohe Populationen aufzubauen. Zudem hat diese Art relativ weite Aktionsradien (Verdonschot & Besse-Lototskaya, 2014) und gilt als vergleichsweise aggressiv und sticht bevorzugt Säugetiere (Molaei & Andreadis, 2006). Die Arten der Cluster 1 und 2 (Abb. 2) sind beide auf temporäre Gewässer spezialisiert. Sie legen ihre Eier in nasses Substrat in der Nähe des Gewässers ab, wo sie Jahre lang überdauern können (Day, 2016). Eine weitere Gemeinsamkeit dieser Artgemeinschaften bildet die Ernährungsweise. Beide leben überwiegend als Sammler von abgestorbenem organischem Material (Merritt, Dadd, & Walker, 1992). Die Arten in Cluster 3 und 4 (Abb. 2) unterscheiden sich von den Arten in Cluster 1 und 2 durch ihr Vorkommen in permanenten Gewässern, wo sie sich überwiegend filtrierend ernähren (Merritt et al., 1992). Darüber hinaus unterscheiden sie sich durch ihre Form der Eiablage und Entwicklung. Sie legen entweder einzelne Eier im Fluge über dem Gewässer ab (z. B. *An. maculipennis* s.l.) oder deponieren

größere Eigeleges auf Wasseroberflächen (z. B. Gattung *Culex*, *Cs. annulata*) und ihre Erstlarven schlüpfen daraus noch im selben Jahr (Day, 2016).

Die Wasserführung zeigte den größten erklärenden Anteil, gefolgt von der Saison, der Landnutzungskategorie, der Wasserfarbe und anschließend dem Deckungsgrad der terrestrischen Vegetation. Wasserführung steht mit der Art der Eiablage unmittelbar in Verbindung. In temporären Gewässern im Frühling kamen ausschließlich Taxa vor, die ihre Eier an Land ablegen (Schäfer & Lundstrom, 2001). In dieser Frühjahrsgemeinschaft (Abb. 2, Cluster 1) ist auch der Anteil an Sammlern (Merritt et al., 1992) auffallend hoch. Hingegen traten in permanenten Gewässern im Sommer besonders Arten auf, die ihre Eier auf dem Wasser ablegen und sich als Filtrierer (Merritt et al., 1992) ernährten. Die Analysen zeigten weiterhin, dass die Sammler von totem organischem Material verstärkt in kleinen, stark mit Laubstreu angereicherten Waldgewässern auftraten, welche oft eine huminstoffbraune Gewässerfarbe gekennzeichnete. Da die Temperatur und die Beschattung dieser Gewässer im Frühling relativ hoch sind, ist der Bewuchs durch höhere Pflanzen sowie das Algenwachstum im Vergleich zu Gewässern im Offenland gering. Da die an Laubstreu reichen Gewässer der Wälder allerdings oft bereits im Sommer ausgetrocknet sind, treten Sammler hier offenbar nur im Frühling auf. Das Vorkommen der filtrierenden Arten im Sommer und in offenen Gewässern könnte mit ihrer Ernährung von Plankton zusammenhängen. Bei hoher Sonneneinstrahlung im Offenland profitieren sie evtl. vom hohen Planktonwachstum.

Bei der Bewertung unserer Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass aufgrund geringer Niederschläge in den Sommermonaten die Anzahl wasserführender Gewässer im Verlauf der Untersuchungsjahre drastisch abnahm. Arten, die Überschwemmungsregime im Sommer benötigen (Abb. 2, Cluster 2), dürften in unsere Daten deshalb unterrepräsentiert sein. Weiterhin ist bei der Interpretation unserer Ergebnisse zu bedenken, dass durch Auswahl der untersuchten Gewässer und die gewählte Fangmethode (Larven-Dipper) nicht alle Arten der heimischen Fauna zu erwarten wären. Die typischen „Baumhöhlenbrüter“ *Anopheles plumbeus* und *Aedes geniculatus* wurden in dieser Studie nicht berücksichtigt (Becker et al., 2010) und die an Wasserpflanzen bohrenden Larven von *Coquillettia richiardii* wurden ebenfalls nicht erfasst.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Auf Basis unseren Daten ließen sich vier Artengemeinschaften unterscheiden, von denen sich drei in Bezug auf die Parameter Wasserführung, Saison, Landnutzung und Wasserfarbe unterschieden. Diese Angaben liefern somit eine einfache Grundlage, um naturnahe Bruthabitate zu charakterisieren.

Danksagung

Die Untersuchung wurde maßgeblich im Rahmen einer Bachelorarbeit (Daniel Döding) durchgeführt. Die Studie war Teil des Forschungsprojektes CuliFo, finanziell gefördert durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (Förderkennzeichen: 2819105215).

Literatur

- Becker, N., Petrić, D., Zgomba, M., Boase, C., Madon, M., Dahl, C. and Kaiser, A. (2010): Mosquitoes and their control. 2. Aufl., Springer, Berlin: 577 S.
- BMU (2010): Handbuch der Ramsar-Konvention - Ein Leitfaden zum Übereinkommen über Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung. 4, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) Referat N I 5 - Spezifische internationale Naturschutz-Konventionen, Bonn: 116 S.

- Brugman, V. A., Hernández-Triana, L. M., England, M. E., Medlock, J. M., Mertens, P. P. C., Logan, J. G., Wilson, A. J., Fooks, A. R., Johnson, N., Carpenter, S. (2017): Blood-feeding patterns of native mosquitoes and insights into their potential role as pathogen vectors in the Thames estuary region of the United Kingdom. *Parasites and Vectors* 10: 1-12.
- Davidson, N. C. (2014): How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *J Marine Freshwater Research* 65: 934-941.
- Day, J. F. (2016): Mosquito Oviposition Behavior and Vector Control. *Insects* 7: 1-22.
- Haider, N., Cuellar, A. C., Kjær, L. J., Sørensen, J. H. & Bødker, R. (2018): Microclimatic temperatures at Danish cattle farms, 2000-2016: quantifying the temporal and spatial variation in the transmission potential of Schmallenberg virus. *Parasites & Vectors* 11: 1-14.
- Kampen, H., Schuhbauer, A. & Walther, D. (2017): Emerging mosquito species in Germany—a synopsis after 6 years of mosquito monitoring (2011-2016). *Parasitology research* 116: 3253-3263.
- Keddy, P. A., Fraser, L. H., Solomeshch, A. I., Junk, W. J., Campbell, D. R., Arroyo, M. T. & Alho, C. J. (2009): Wet and wonderful: the world's largest wetlands are conservation priorities. *BioScience* 59: 39-51.
- Kuhlish, C., Kampen, H. & Walther, D. (2018): Rediscovery of *Culex* (*Neoculex*) *martinii* Medschid, 1930 (Diptera, Culicidae) in Germany. *Parasitology Research* 117: 3351 - 3354.
- Lechthaler, W. (2005): Culicidae - Key to Larvae, Pupae and Males from Central and Western Europe. Vienna: CD-Edition.
- Londo, G. (1976): The decimal scale for releves of permanent quadrats. *Vegetatio* 33: 61-64.
- Lühken, R., Jöst, H., Cadar, D., Thomas, S. M., Bosch, S., Tannich, E., Becker, N., Ziegler, U., Lachmann, L., Schmidt-Chanasit, J. (2017): Distribution of Usutu Virus in Germany and Its Effect on Breeding Bird Populations. *Emerging Infectious Diseases* 23: 1994-2001.
- Merritt, R. W., Dadd, R. H. & Walker, E. D. (1992): Feeding-behavior, natural food, and nutritional relationships of larval mosquitos. *Annual Review of Entomology* 37: 349-376.
- Molaei, G. and Andreadis, T. G. (2006): Identification of Avian- and Mammalian-Derived Bloodmeals in *Aedes vexans* and *Culiseta melanura* (Diptera: Culicidae) and Its Implication for West Nile Virus Transmission in Connecticut, U.S.A. *Journal of Medical Entomology* 43: 1088-1093.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, Wagner, H. (2018): vegan: Community Ecology Package. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pott, R. (2007): Spezielle Geobotanik : Pflanze - Klima - Boden. 1. Aufl., Springer, Berlin, Heidelberg: 344 S.
- R Development Core Team. (2018): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>
- RKI, FLI & BNI (2019): Erste durch Mücken übertragene West-Nil-Virus-Erkrankung beim Menschen in Deutschland - Gemeinsame Pressemitteilung des Friedrich-Loeffler-Instituts, des Bernhard-Nocht-Instituts und des Robert Koch-Instituts. Friedrich-Loeffler-Institut, Bernhard-Nocht-Institut & Robert Koch-Institut URL: https://www.rki.de/DE/Content/Service/Presse/Pressemitteilungen/2019/09_2019.html (Abgerufen 18.12.2019)
- Schäfer, M. & Lundstrom, J. O. (2001): Comparison of mosquito (Diptera: Culicidae) fauna characteristics of forested wetlands in Sweden. *Annals of the Entomological Society of America* 94: 576-582.
- Semenza, J. C. & Suk, J. E. (2017): Vector-borne diseases and climate change: a European perspective. *FEMS Microbiology Letters*: 1-9.
- Verdonschot, P. F. M. & Besse-Lototskaya, A. A. (2014): Flight distance of mosquitoes (Culicidae): A metadata analysis to support the management of barrier zones around rewetted and newly constructed wetlands. *Limnologia* 45: 69-79.
- Versteirt, V., Boyer, S., Damiens, D., De Clercq, E. M., Dekoninck, W., Ducheyne, E., Grootaert, P., Garros, C., Hance, T., Hendricks, G., Coosemans, M., Van Bortel, W. (2013): Nationwide inventory of mosquito biodiversity (Diptera: Culicidae) in Belgium, Europe. *Bulletin of Entomological Research* 103: 193-203.
- Vogels, C. B. F., Göertz, G. P., Pijlman, G. P. & Koenraadt, C. J. M. (2017): Vector competence of European mosquitoes for West Nile virus. *Emerging Microbes & Infections* 6: 1-13.
- Williams, D. D. (2006): The biology of temporary waters: Oxford University Press, Oxford. 352 S.
- Zittra, C., Vitecek, S., Obwallner, A. G., Rossiter, H., Eigner, B., Zechmeister, T., Waringer, J., Fuehrer, H.-P. (2017): Landscape structure affects distribution of potential disease vectors (Diptera: Culicidae). *Parasites and Vectors* 10: 1 - 13.

Charakterisierung der mikrobiellen Gemeinschaft des Rheins auf unterschiedlichen anthropogenen Abfallmaterialien (Kunststoffe, Glas) im Vergleich zu Naturmaterial

Sonja Ehlers¹; David Wolff²; Nicole Brennholt²; Friederike Stock²; Christian Kochleus²; Jochen Koop²; Arne Wick²; Georg Reifferscheid²

¹ Universität Koblenz-Landau; BfG; ² Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

Plastik stellt einen großen Teil des anthropogenen Abfalls dar, der weltweit in terrestrischen und aquatischen Lebensräumen zu finden ist. Da Plastik persistent ist und in der Umwelt akkumuliert, wird Plastikmüll als eine potentielle Bedrohung für verschiedene Organismengruppen betrachtet. Obwohl Mikroorganismen durch ihre Beteiligung an biogeochemischen Prozessen die Grundlage funktionierender Ökosysteme darstellen, gibt es derzeit wenige Untersuchungen zu Interaktionen zwischen Plastik und mikrobiellen Gemeinschaften. Bereits 2013 wurde der Begriff “Plastisphäre” geprägt, der für eine diverse mikrobielle Gemeinschaft auf Plastik steht. Diese unterscheidet sich vom umgebenden Oberflächenwasser und umfasst auch kohlenwasserstoffabbauende Bakterien und opportunistische Pathogene. Es scheint, dass die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft auf Plastik vom Polymertyp, von der Jahreszeit und vom geographischen Ort abhängig ist. Bisherige Studien zu Interaktionen zwischen Plastik und Mikroorganismen betrachten vor allem marine Habitate, während Fließgewässer kaum berücksichtigt werden. In unserer Studie wurde untersucht, wie sich die mikrobielle Gemeinschaft auf Plastik (PP, PET, PVC, Silikon) im Rhein, einem der verkehrsreichsten Fließgewässer weltweit, von der auf natürlichem Material (Holz) bzw. auf einem anderen künstlichen Material (Glas) unterscheidet. Die untersuchten Polymere werden im Alltag oft verwendet (z. B. in Form von PET-Flaschen und Verpackungen) und gelangen zusammen mit anderem anthropogenem Abfall (wie Flaschenglas) durch unsachgemäße Entsorgung in die Umwelt. Alle Materialien (n = 3 für PP, PET und PVC; n = 2 für Silikon und Holz) wurden für je zwei Monate (im Winter und Frühjahr) in den Rhein ausgebracht. Zur Charakterisierung der mikrobiellen Gemeinschaft wurde anschließend das genetische Material von den Trägermaterialien (Plastik, Holz, Glas) isoliert. Mithilfe der 16S Primer 27F und 534R wurden die hypervariablen Regionen V1 bis V3 des bakteriellen 16S rRNA Gens mittels PCR amplifiziert und aufgereinigt, bevor mittels Next Generation Sequencing ein Microbiome Profiling erfolgte. Die Zusammensetzung der Biofilme wurde verglichen, um Unterschiede hinsichtlich ihrer bakteriellen Gemeinschaft zu untersuchen und um Unterschiede in Bezug auf die verschiedenen Kunststoffmaterialien (auch im Vergleich mit Holz und Glas) zu erfassen. Da für jedes Material im Winter und im Frühjahr jeweils mehrere Replikate ausgebracht wurden, war ein Vergleich der unterschiedlichen Materialien auch über verschiedene Jahreszeiten möglich. Die Analysen zeigten, dass im Winter auf allen Materialien eine höhere Diversität unterschiedlicher Bakteriengattungen zu finden war als im Frühjahr und dass *Sphingorhabdus planktonica* im Frühjahr dominierte. Eine Ausnahme war das ausgebrachte PP, auf dem im Frühjahr die Gattung *Pseudomonas* dominierte, zu der auch opportunistische Pathogene gehören. Es ist bereits bekannt, dass *Pseudomonas* PP zersetzen kann.

Erster Nachweis von Mikroplastik in Süßwasserinvertebraten in Westafrika (Nigeria)

Sonja Ehlers¹; Emmanuel Akindele²; Jochen Koop³

¹ Universität Koblenz-Landau; BfG; ² Obafemi Awolowo Universität; ³ Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

Ein Großteil des Plastikabfalls im Meer stammt aus Flüssen und besonders in Ländern mit einer unzureichenden Abfallentsorgung und fehlendem Recycling nimmt die Plastikverschmutzung immer weiter zu. Trotzdem haben bisher nur wenige Studien die Mikroplastikverschmutzung in Süßwasserökosystemen in afrikanischen Ländern untersucht. In der vorliegenden Studie wird der erste Nachweis von Mikroplastik (Plastikpartikel < 5 mm) in Westafrika (Nigeria) erbracht. Nigeria ist das afrikanische Land mit der größten Bevölkerungszahl und starkem Bevölkerungswachstum, zwei Faktoren, die oft mit zunehmendem Plastikgebrauch und einer steigenden Menge von Plastikabfall einhergehen. Vor diesem Hintergrund haben wir die Mikroplastikkonzentration in zwei afrikanischen aquatischen Weidegängern, den Süßwasserschnecken *Lanistes varicus* und *Melanoides tuberculata*, aus dem Osun Flusssystem (Nigeria) untersucht, um abzuschätzen inwieweit aquatische Invertebraten bereits von Mikroplastik betroffen sind. Während in *L. varicus* sowohl Mikroplastikfasern als auch Mikroplastikfilme gefunden wurden, konnten wir in *M. tuberculata* nur Fasern nachweisen. Polymeranalysen mit dem Fourier-Transformations-Infrarot Mikroskop (μ FTIR) zeigten, dass die Filme in den afrikanischen Schnecken aus Polyethylen bestanden. Diese wiesen eine große Ähnlichkeit mit schwarzen Polyethylen-Tüten auf, die sich in großen Mengen an den Osun Flussufern ablagern. Diese Tüten werden täglich in großen Stückzahlen in Nigeria verwendet und gelangen durch unsachgemäße Abfallentsorgung in die Umwelt. Außerdem untersuchten wir zum Vergleich die Mikroplastikbelastung in der europäischen Schneckenart *Theodoxus fluviatilis* aus dem Rhein (Deutschland). Trotz der in Deutschland wirkenden Abfallwirtschaft fanden wir in *T. fluviatilis* Nylon und Polypropylenfasern. Sowohl im Osun Flusssystem als auch im Rhein waren Fasern die dominante Mikroplastikform in den Tieren. Die Mikroplastikkonzentration pro Individuum war in den afrikanischen Schneckenarten höher als in der europäischen *T. fluviatilis*. Von den Schnecken aufgenommenes Mikroplastik kann sich in der Nahrungskette anreichern und an höhere trophische Ebenen weitergegeben werden. Gelangt es in Fische, so kann das Mikroplastik nach dem Fischverzehr auch im Menschen ankommen. In anderen afrikanischen Ländern (wie Kenia, Uganda und Tunesien) ist bereits der Gebrauch von Papiertüten als Alternative zu Polyethylen-Tüten eingeführt worden. Solche Maßnahmen fehlen jedoch in Nigeria und die vorliegende Studie verdeutlicht die Notwendigkeit, Maßnahmen gegen steigende Plastikverschmutzung in Nigeria zu entwickeln.

Effects of microplastic ingestion on gut passage of blackfly larvae

Nadine Feldmeyer; Melanie Nadine Wendel; Ellen Kiel

Carl von Ossietzky University Oldenburg

Microplastics are a pollutant of rising concern. While most research activities have been concentrated on marine systems so far, freshwater habitats increasingly come into research focus. Especially streams are subjected to a variety of plastic input sources. Microplastic ingestion is known to have a range of negative effects on aquatic animals. While it is known to accumulate in higher trophic levels through trophic transfer, the main entrance of microplastic in freshwater food webs supposedly happens at low trophic levels. In particular, non-selective benthic filter feeders such as blackfly larvae (Diptera: Simuliidae) could be susceptible to microplastic ingestion. This study aims to analyze the effect of microplastic particles on the gut passage of Simuliidae larvae over time in comparison to organic food.

Our study was conducted in four artificial running water systems (RWS), each consisting of 10 separate units. In a first step, two RWS (20 artificial units) were equipped with 50 blackfly larvae (5th-7th instar) per unit. One of these RWS was treated with red coloured polyvinyl chloride (PVC) particles ($< 200 \mu\text{m}$, with biofilm) and one with ground rabbit food pellets (Vitakraft®), simulating a standardized organic nutrition. During a feeding phase (5 hours), the larvae fed on microplastic (RWS-MP) and organic food respectively (RWS-OF). Afterwards, 30 larvae from eight units of both treatments were transferred to two other RWS (RWS-TW1-2). These RWS were filled with tap water only, in order to starve larvae for 15 hours. Larvae in the two remaining units remained untouched to serve as controls (RWS-CO). During both feeding and starving phase, five larvae were removed from each unit every 2-3 hours and preserved in 70 % ethanol. Subsequently, the larvae were macerated with 13 % KOH and mounted on microscope slides. The gut was analyzed under a microscope, differentiating seven categories according to the proportion of the gut filled with microplastic, rabbit food or original gut content from the river.

In our treatments, blackfly larvae ingested high amounts of microplastic. If compared to nutrition with organic material (rabbit food) the microplastic excretion was significantly retarded: The organic material had been digested within two hours of starving (RWS-OF-treatment). Contrary, even after more than 12 hours, plastic particles could be identified in all larvae originating from the microplastic treatment (RWS-MP). Moreover, in most of these larvae $>50 \%$ of gut length was filled with microplastic. Our microscopic analysis revealed that microplastic, especially large and long particles seem to obstruct the gut. Thus, microplastic seems to prevent further gut passage and negatively affects the digestion, consequently resulting in starvation and reduced fitness of the larvae. The prolonged stay of the microplastic particles in the gut could also facilitate trophic transfer through food chains.

Charakterisierung des Nahrungsspektrums von *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum* im Emschersystem

Charlotte Frie; Lea Heberle; Armin Lorenz; Florian Leese; Martina Weiss

Universität Duisburg-Essen

Große Teile des Emscherflusssystems waren lange Zeit ein in Betonschalen kanalisiertes, offenes Abwassersystem. Dieses wird nun im Kontext des Emscherumbaus wieder naturnah umgestaltet. Ein Vorteil hierbei ist, dass einige Oberläufe naturnah verblieben sind und Reliktpopulationen dort überleben konnten. Von dort, sowie aus Nachbareinzugsgebieten, werden nun die renaturierten Gewässer wiederbesiedelt. Generell gilt bei der Wiederbesiedlung nach Renaturierungen, dass diese nicht immer so schnell stattfindet wie erwartet oder sich einzelne Arten garnicht ansiedeln. Um die Ursachen für Renaturierungserfolge und -misserfolge besser verstehen und damit vorhersagen zu können, ist ein besseres Verständnis von Rekolonialisierungsprozessen notwendig. Hierzu müssen die Ausbreitungsfähigkeit einerseits (Populationsgenetik), aber auch biotische Interaktionen andererseits betrachtet werden. Ein Grund für die fehlende Etablierung kann die fehlende Verfügbarkeit von adäquaten Nahrungsressourcen sein. Entsprechend wichtig ist die Analyse aquatischer Nahrungsnetzwerke um biotische Interaktionen besser zu verstehen.

In dieser Studie soll durch Mageninhaltanalysen zweier Schlüsselarten mit Hilfe von DNA-Metabarcoding das Nahrungsspektrum in natürlichen und renaturierten Gewässern analysiert werden. Metabarcoding ist eine genetische Methode, welche die Identifikation von vielen verschiedenen Arten in einer Umweltmischprobe (z. B. auch Mageninhalte) gleichzeitig ermöglicht. Hierzu wird DNA aus gepoolten Proben extrahiert und zusammen prozessiert, so dass am Ende die Artzusammensetzung der Probe bestimmt werden kann. Als Zielarten wurden die beiden Bachflohkrebsarten *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum* gewählt, die als Omnivore ein sehr breites Nahrungsspektrum besitzen und im Magen sowohl bakterielle, als auch pilzliche, pflanzliche und tierische DNA erwarten lassen. Für die Studie wurden insgesamt 31 Standorte im Berne- und Boye-System (beides Zuflüsse der Emscher) beprobt. Bei den Probestellen handelt es sich sowohl um naturnahe als auch renaturierte Gewässer. Nach der morphologischen Bestimmung der Tiere, wurden fünf Individuen pro Art und Standort ausgewählt, für die zunächst einzeln DNA extrahiert und dann das COI Barcoding-Gen sequenziert wurde. Dadurch kann die morphologische Bestimmung überprüft und gleichzeitig kryptische Arten ausgeschlossen werden. Als nächstes wurde der Magen herauspräpariert und der Mageninhalt der fünf Individuen der jeweiligen Art pro Standort gepoolt und daraus die DNA extrahiert. Aus den gepoolten Proben wurde dann mittels Metabarcoding das Nahrungsspektrum beider Arten bestimmt um Rückschlüsse auf die Nahrungsnetzwerke an den jeweiligen Standorten ziehen zu können. Durch die Auswahl der Probestellen können außerdem das Nahrungsspektrum an naturnahen, länger renaturierten und kürzlich renaturierten Standorten beschrieben und verglichen werden. Der Status Quo des laufenden Projekts wird auf dem Poster vorgestellt.

Mikroplastik im Kot von Vögeln in den Rieselfeldern von Münster

Sam Lucy Behle¹; Friederike Gabel²

¹ Westfälische Wilhelms-Universität Münster - ILÖK; ² Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Plastikmüll in der Umwelt stellt ein großes Problem dar. In fast allen untersuchten marinen Vogelarten konnten große Plastikstücke in den Vogelmägen nachgewiesen werden. Ob auch andere Vögel und ob auch Mikroplastik aufgenommen wird, ist bisher kaum bekannt. Da sich aber an diesen kleinen Partikeln Schadstoffe anlagern können, ist dies wichtig zu wissen. Oft gelangen Mikroplastikteilchen und -fasern durch Kläranlagen in die Gewässer, da diese nicht in der Lage sind sie vollständig heraus zu filtern.

Im Norden Münsters liegt das ehemalige Rieselfeld- und heutige Vogelschutzgebiet "Rieselfelder Münster". Die Bewässerung der unterschiedlichen Flächen erfolgt mit dem bereinigten Abwasser der nahe gelegenen Kläranlage der Stadt Münster. Die großen Stauflächen der Rieselfelder werden von ziehenden aber auch überwinternden Vogelarten als Rast-, Futter- oder Nistplatz genutzt. Deshalb sollte untersucht werden, inwiefern ein möglicher Eintrag von Mikroplastik die Vögel in diesem Vogelschutzgebiet betrifft. Des Weiteren kam die Frage auf, inwiefern das Mikroplastik gegebenenfalls schon bei den zu schützenden Arten angekommen ist und wie man dieses nachweist ohne die Tiere zu stören. Dazu haben wir Kotproben in den Rieselfeldern gesammelt, diese im Labor filtriert, optisch ausgezählt und potentiell Mikroplastik mittels FTIR-Analyse identifiziert. Die Ergebnisse zeigen, dass im Vogelkot Mikroplastik in Form von PE nachgewiesen werden konnte. Damit konnte gezeigt werden, dass auch Vögel des Binnenlandes Mikroplastikpartikel aufnehmen.

Checklisten und Rote Listen der Süßwasseralgen Deutschlands

*Antje Gutowski¹, Julia Foerster², Johanna Knappe³, Karl-Heinz Linne von Berg⁴,
Gabriele Hofmann⁵, Horst Lange-Bertalot⁶, Marcus Werum⁷, Rolf Klee⁸, Claudia König⁹,
Ditmar Metzeltin¹⁰, Erwin Reichardt¹¹, Wolf-Henning Kusber¹²*

¹AlgaLab.de, Hohenkampsweg 25, 28355 Bremen, info@algalab.de, ²Salzkottener Str. 72, 59558 Lippstadt, JuliaFoerster_PoD@web.de, ³Weinbergstr. 12, 35043 Marburg, knappe@staff.uni-marburg.de, ⁴Universität zu Köln, Biozentrum, Botanisches Institut, Zülpicher Str. 47b, 50674 Köln, linnevonberg@uni-koeln.de, ⁵Hirtenstr. 19, 61479 Glashütten, gm.hofmann@t-online.de, ⁶Silberweg 3, 61350 Bad-Homburg, lange-bertalot@web.de, ⁷Karl-Bieber-Höhe 23, 60437 Frankfurt am Main, werum@aglh.de, ⁸Regener Str. 32, 94249 Bodenmais, rolf@klee-blatt.eu, ⁹Veilchenweg 16, 82362 Weilheim, claudia@koenig-wm.de, ¹⁰Am Stegskreuz 3b, 65719 Hofheim, dmetzeltin@t-online.de, ¹¹Bubenheim 136, 91757 Treuchtlingen, erwin.reichardt@freenet.de, ¹²Freie Universität Berlin, Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin, Königin-Luise-Str. 6-8, 14195 Berlin, w.h.kusber@bgbm.org

Keywords: Algen, Rote Liste, Gefährdung, Naturschutz

Einleitung

Algen erregen meist erst Interesse, wenn sie Massenentwicklungen ausbilden oder durch Bildung von Toxinen eine gesundheitliche Gefährdung darstellen. Sie sind aber wichtige Bestandteile der Vegetation und haben wesentlichen Anteil an der Primärproduktion. Durch eine Vielzahl von Spezialisten sind sie an allen Ökosystemfunktionen beteiligt. Der Schutz ihrer Biodiversität ist daher eine Voraussetzung für ökologische Anpassungs- und evolutionäre Entwicklungsmöglichkeiten unserer Organismenwelt in der Zukunft. Ein Instrument zur Registrierung und zum Schutz der Biodiversität sind Rote Listen. 1996 erschienen erstmals Rote Listen für einige Gruppen der Algen, unter Einbeziehung von Mikroalgen, herausgegeben durch das Bundesamt für Naturschutz (Ludwig & Schnittler 1996). 2018 konnte eine zwischenzeitlich mehrfach überarbeitete Neuauflage erscheinen (Metzing et al. 2018a). Darin findet sich eine allgemeine Einführung zu den Algen und eine Übersicht der unterschiedlichen Gruppen sowie Begründungen und Darstellungen zu Schutz, Registrierung und Bewertung ihrer Biodiversität (Gutowski 2018). In Metzing et al. (2018a) werden fünf Algengruppen behandelt. Dies sind die limnischen Rot- und Braunalgen (Foerster et al. 2018), die Schlauchalgen (Linne von Berg 2018), die Kieselalgen (Hofmann et al. 2018) und die Zieralgen (Kusber & Gutowski 2018). Die Rote Liste der Armleuchteralgen wurden bereits vorab in anderem Rahmen mit abweichender Methodik publiziert (Korsch et al. 2013) und der Vergleich dieser Liste der am stärksten gefährdeten Algengruppe mit der früheren Roten Liste (Schmidt et al. 1996) ist in Becker (2016) ausführlich diskutiert.

Die aktuellen Roten Listen geben Informationen über die Häufigkeit der Arten, die lang- und kurzzeitige Veränderungen ihres Vorkommens und Vergleiche mit ihrem Status in den Roten Listen von 1996.

Datenerhebung

Eine Grundlage lieferten die verschiedenen Roten Listen für Süßwasseralgen von 1996 (Gutowski & Mollenhauer 1996, Knappe et al. 1996, Lange-Bertalot 1996, Mollenhauer 1996). Alle Taxa der genannten Listen wurden anhand der aktuellen Monographien und Datenbanken überprüft. Dabei wurde geprüft, ob die Taxa angesichts neuerer Forschungsergebnisse akzeptiert werden können. Alle Taxa, die heute neu bewertet werden, wurden in Anhängen zu den aktuellen Listen kommentiert oder synonymisiert. Einige wenige Fehler der alten Listen konnten korrigiert werden. Taxa, die für Deutschland neu beschrieben oder neu nachgewiesen werden konnten (z. B. im Rahmen des Monitorings für die WRRL oder bei intensiven Sammelkampagnen wie für die Zieralgen Sachsens, siehe Paul et al. 2017), wurden in die Listen aufgenommen.

Die Methodik der Gefährdungsanalyse (Ludwig et al. 2009), die Kriterien wie Häufigkeit, langfristiger Trend, kurzfristiger Trend, Risikofaktoren sowie Änderungen der Einstufung gegenüber den Vorgängerlisten einzeln ausgewiesen, wurde für alle Taxa der neuen Checklisten und Roten Listen angewendet. So konnte eine größere Transparenz der Daten erreicht werden. Zusätzlich wurde für Kieselalgen das Vorkommen hinsichtlich Trophie und/oder Salinität berücksichtigt.

Ergebnisse

Tabelle 1 zeigt einen tabellarischen Vergleich der Checklisten und Roten Listen für die Bundesrepublik Deutschland von 2018 und 1996. Bei drei Listen ist die Anzahl der für Deutschland angegebenen Taxa in den Listen von 2018 gegenüber 1996 angestiegen: Kieselalgen (+46,3%), Zieralgen (+21,3%) und Schlauchalgen (+32,3%). Für limnische Rot- und Braunalgen verringerte sich die Taxazahl um 10,5%. Für Kieselalgen erhöhte sich der Anteil der Rote-Liste-Taxa, während sich dieser Anteil für Zierlagen, Rot- und Braunalgen und Schlauchalgen verringerte, nur für letztere dramatisch. Im Folgenden sollen die Gründe für die Veränderungen diskutiert werden.

Tab. 1: Bewertete, gefährdete und ungefährdete Taxa limnischer Algen in Deutschland im Vergleich.

	Bewertete Taxa Anzahl	Gefährdete Taxa Anzahl (%)	Ungefährdete Taxa Anzahl (%)	Referenz
Kieselalgen	2103	888 (42,2)	1215 (57,8)	Hofmann et al. (2018)
	1437	535 (37,3)	902 (62,7)	Lange-Bertalot (1996)
Zieralgen	968	527 (54,4)	441 (45,6)	Kusber & Gutowski (2018)
	798	501 (62,8)	297 (37,2)	Gutowski & Mollenhauer (1996)
Rot- und Braunalgen	34	18 (52,9)	16 (47,1)	Foerster et al. (2018)
	38	22 (57,9)	16 (42,1)	Knappe et al. (1996)
Schlauchalgen	45	6 (13,3)	39 (86,7)	Linne von Berg (2018)
	34	16 (47,1)	18 (52,9)	Mollenhauer (1996)

Die Bewertungen aller einzelnen Taxa der aktuellen Listen sind online über die Artensuchmaschine des Rote-Liste-Zentrums abrufbar (<https://www.rote-liste-zentrum.de/>).

Diskussion

Im Gelände können Schlauchalgen sowie Rot- und Braunalgen mit dem bloßen Auge gefunden aber nicht identifiziert werden. Für diese Algengruppen gibt es seit den Listen von 1996 einen deutlichen Kenntniszuwachs hinsichtlich Vorkommen und Häufigkeiten. Allerdings gibt es erhebliche Unterschiede bei der Datenerfassung. Bei den Schlauchalgen konnte durch einen neuen Bearbeiter auf jüngere unpublizierte Daten zurückgegriffen werden. Gezielte Suchen in verschiedenen Bundesländern mit Ankultivierung und Auswertung der relevanten Fortpflanzungsstadien konnten mehr Fundpunkte und dort mehr Taxa, darunter auch Neufunde für Deutschland, in die Bewertung einfließen. Da die meisten gefundenen Arten eher als kosmopolitisch und verbreitet angesehen werden (Linne von Berg 2018) ergibt sich heute ein Bild, dass prozentual weniger Taxa gefährdet sind, als bei noch Mollenhauer (1996) angenommen.

Im Gegensatz zu den Schlauchalgen hat sich die gute Eignung der limnischen Rot- und Braunalgen als Bioindikatoren bestätigt. Durch die Auswertung von mehr als 7000 Probennahmen aus Fließgewässern im Rahmen des Monitorings nach der Wasserrahmenrichtlinie konnten die Häufigkeitsklassen in vielen Fällen objektiver gefasst werden (Foerster et al. 2018). Durch die Kenntnis von Proben und Daten aus ca. 750 verschiedenen Bächen (häufig Fließgewässer-Oberläufe) mehrerer Bundesländer konnten wertvolle Erkenntnisse für die Einstufung anspruchsvollerer Taxa gewonnen werden (vergleiche auch Knappe & Huth 2014). Dadurch ging der Anteil der Rote-Liste-Taxa (siehe Tabelle 1) leicht auf 52,9% zurück, dennoch ist dieser Anteil, im Vergleich zu höheren Pflanzen (38,3% in Metzing et al. 2018b) sehr hoch.

Zieralgen und Diatomeen können, wie fast alle Algengruppen, ausschließlich mit guter mikroskopischer Ausrüstung identifiziert werden. Nur bei lokalen Massenentwicklungen im Gelände als Gewässerfärbung, als goldgelb-bräunliche Beläge auf submersen Oberflächen (Sand, Holz, Steine) oder als grüne Belege in Moorgewässern oder auf feuchtem Schlamm, kann das Vorkommen von Mikroalgen erkannt werden.

Im Vergleich mit den Roten Listen von Gutowski & Mollenhauer (1996) werden Zieralgen mit deutlich mehr Taxa gelistet, wobei die größere Zahl der Einträge auf jetzt erst zugängliche oder neuerlich ausgewertete Altdaten zurückgeht sowie auf Neufunde für Deutschland die zum großen Teil im Rahmen von gezielten Nachuntersuchungen im Land Sachsen erhoben wurden (Paul et al. 2017). Taxonomische Änderungen der Listen sind nach Erscheinen der Neubearbeitung der Zieralgen der Süßwasserflora Mitteleuropas zu erwarten, die eine morphologische Variabilitätsabschätzung einzelner Arten nach Kulturversuchen und Einbeziehung molekularer Befunde enthalten wird. Nur für wenige eher ungefährdete Arten ist die Datenlage im Rahmen des Gewässermonitorings erheblich verbessert worden (Kusber & Gutowski 2018). Der prozentuale Anteil von Rote-Liste-Taxa der Zieralgen ging auf 54,4% zurück, weil für die meisten Neueinträge die Datenlage ungenügend ist und daher eine mögliche Gefährdung nicht angenommen werden kann, bleibt aber auf einem vergleichsweise sehr hohen Niveau.

Zwischen der ersten und zweiten Taxaliste und Roten Liste der Diatomeen (Lange-Bertalot 1996, Hofmann et al. 2018) haben sich viele Gattungskonzepte geändert, von relativ wenigen Gattungen mit meist sehr hohen Taxazahlen zu vielen Gattungen mit einer jeweils geringeren Anzahl an Taxa wodurch ein umfangreicher Anmerkungsapparat mit Information zu Synonymie und Taxonkonzepten ergänzt werden musste (Hofmann et al. 2018). Gleichzeitig sind seit den 1990er Jahren in Deutschland, Europa und Weltweit sehr viele Taxa beschrieben worden, die sich in wenigen, häufig mikromorphologischen Details von bekannten Taxa unterscheiden. Alle bisher im Monitoring oder in Forschungsarbeiten bis April 2018 für Deutschland nachgewiesene Taxa wurden in die neue Liste

aufgenommen. Weil sich viele Neubeschreibungen auf nährstoffarme Gewässer und/oder Sonderstandorten wie Quellen beziehen, die nur von wenigen Standorten bekannt sind, stieg der Anteil der Taxa, die als Rote-Liste-Taxa eingestuft werden um knapp 5%. Die Beschreibung neuer Taxa geht auch nach Redaktionsschluss der aktuellen Liste (Hofmann et al. 2018) weiter, dabei werden einerseits Taxa neu beschrieben, ausschließlich nach morphologischen Merkmalen, wie z. B. *Caloneis submediocris* E.Reichardt, *Geissleria aerophila* E.Reichardt, *Gomphonema calciphilum* E.Reichardt, *Navicula vandevijveri* E.Reichardt und *Neidium dubiosum* E.Reichardt aus dem Gebiet um Treuchtlingen (Reichardt 2018). Andererseits ergeben sich (u.a. im Rahmen vom Projekt German Barcode of Life, GBOL2) durch Arbeiten mit Klonkulturen und einem integrierten Ansatz aus morphologischen (Lichtmikroskopie, Rasterelektronenmikroskopie) und molekularen Methoden neue Einsichten in die heimische Flora. Detaillierte morphologische Untersuchungen zeigten z. B., dass es sich bei der als *Gomphonema transsylvanica* identifizierten Alge, die sich seit Jahren in Deutschland ausbreitet (Hofmann et al. 2013) und die in die aktuelle Liste aufgenommen wurde, um die bisher der Wissenschaft unbekannte *Gomphonella tegelensis* (R.Jahn & N.Abarca) R.Jahn & N.Abarca handelt (Skibbe et al. 2018, Jahn et al. 2019). Weitere Arten und infraspezifische Taxa konnten aus heimischen Gewässern isoliert und morphologisch sowie molekular charakterisiert werden: u.a. *Gomphonema acuminatum* var. *cryptoacuminatum* N.Abarca & R.Jahn, *Gomphonema subclavatum* var. *pomeranicum* N.Abarca & R.Jahn und *Gomphonella coxiae* R.Jahn & N.Abarca (Abarca et al. 2020, Jahn et al. 2019) und müssten in die künftigen Listen aufgenommen werden.

Gefährdungsursachen wurden für die einzelnen Algengruppen unabhängig erhoben. Für die meisten Gruppen werden die Nährstoffbelastung von Gewässer- oder Feuchtstandorten genannt (Foerster et al. 2018, Hofmann et al. 2018, Kusber & Gutowski 2018) so sind oligotraphente Taxa in der Regel gefährdet, da deren Standorte kaum mehr vorkommen. Biotopverluste sind neben der erheblichen Veränderung von Gewässerstandorten ebenfalls wichtige Gefährdungsursachen. Der Biotopverlust bezieht sich auf den Verlust von Gewässern im Rahmen von Baumaßnahmen oder durch Entwässerung, z. B. bei Mooren (Hofmann et al. 2018, Kusber & Gutowski 2018). Meist sind es anthropogene Einwirkungen, die Biotope erheblich verändern. Besonders sind Kanalisierung und Stauhaltung fließender Gewässer zu nennen, die benthisch lebende Algen gefährden (Foerster et al. 2018, Hofmann et al. 2018). Der Rückgang von Binnenlandsalzstandorten als Gefährdungsursache wird für Schlauchalgen genannt (Linne von Berg 2018).

Aus den Gefährdungsursachen folgen wünschenswerte Schutzmaßnahmen, die hier nur verkürzend zusammengefasst werden können. Aus der Eutrophierung folgt die Forderung des Schutzes oligotropher, mesotropher und dystropher Fließ- und Standgewässer und ihrer Einzugsgebiete (Hofmann et al. 2018) und entsprechender Moorstandorte (Kusber & Gutowski 2018). Entsprechend sind alle Maßnahmen, die Nährstoffe aus Gewässern fernhalten begrüßenswert, wie die weitere Verbesserung der Reinigungsleistung von Kläranlagen, die Ausweisung von Gewässerschutzgebieten sowie eine Extensivierung der Landwirtschaft. Die Habitatansprüche verschiedener Arten und Artengruppen sind unterschiedlich; summarisch ist das strukturreiche Gewässernetz mit Altarmen, Überschwemmungsflächen, schnell- und langsamfließenden Gewässerabschnitten, ausreichend Substraten ein Garant für eine hohe Artendiversität.

Die Notwendigkeit, dass Renaturierungsmaßnahmen phykologisch begleitet sowie die Rote-Liste-Taxa derjenigen Gewässerstandorte überwacht werden müssen, die nicht durch das Monitoring nach EU-Wasserrahmenrichtlinie abgedeckt werden, wird durch alle Autoren geteilt.

Zusammenfassung und Ausblick

Die überarbeiteten Checklisten werden Teil einer Bundestaxaliste werden, die im Umweltbundesamt betreut wird. Die Roten Listen haben sich in den vergangenen Jahren als Werkzeug in der Naturschutzarbeit bewährt. Leider muss festgestellt werden, dass sich die Gefährdungssituation der Süßwasseralgen nicht grundsätzlich gebessert hat und dass unsere Kenntnis des Vorkommens dieser Algen meist nur dort besser geworden ist, wo Gewässermonitoring betrieben wird oder gezielte Nachforschungen ermöglicht werden konnten. Damit blieb die Kenntnis oligotropher, sehr seltener und azidophiler Hochmoorarten überwiegend auf einem unbefriedigenden Niveau.

Den Autorenteams, der aktuellen Listen ist bewusst, dass aktuelle Forschungen aber auch Funddaten in Zukunft Neubewertungen und Überprüfungen publizierter Daten erfordern. Dazu bitten die Erstautoren der aktuellen Listen um Mitteilungen, die der Verbesserung der Listen dienen können.

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*: 1-47.
- Becker, R. (2016): Gefährdung und Schutz von Characeen. – In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.): *Armleuchteralgen. Die Characeen Deutschlands*. Berlin, Heidelberg (Springer Spektrum): 1-618.
- Foerster, J., Knappe, J., Gutowski, A. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der limnischen Braunalgen (Phaeophyceae) und Rotalgen (Rhodophyta) Deutschlands. – In: Metzinger, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen*. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (7): 535-564.
- Gutowski, A. (2018): Einführung zu den Roten Listen der Algen Deutschlands. – In: Metzinger, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen*. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (7): 493-532.
- Gutowski, A., Mollenhauer, D. (1996): Rote Liste der Zieralgen (Desmidiaceae) Deutschlands – In: Ludwig, G., Schnittler, M. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands*. Münster (Landwirtschaftsverlag): 679-708.
- Hofmann, G., Lange-Bertalot, H., Werum, M. (2013): *Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa*. Königstein (Koeltz Scientific Books): 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 Schlauchalgen (Xanthophyceae: Vaucheriaceae) Deutschlands*. – In: Metzinger, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen*. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (7): 601-708.
- Jahn, R., Kusber, W.-H., Skibbe, O., Zimmermann, J., Van, A.T., Buczkó, K., Abarca, N. (2019): *Gomphonella olivacea* (Bacillariophyceae) – a new phylogenetic position for a well-known taxon, its typification, new species and combinations. *Plant Ecology and Evolution* 152(2): 219-247.
- Knappe, J., Geissler, U., Gutowski, A., Friedrich, G. (1996): Rote Liste der limnischen Braunalgen (Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) Deutschlands. – In: Ludwig, G., Schnittler, M. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands*. Münster (Landwirtschaftsverlag): 609-623.
- Knappe, J., Huth, K. (2014): *Rotalgen des Süßwassers in Deutschland und angrenzenden Gebieten*. Stuttgart (J. Cramer): 1-142.
- Korsch, H., Doege, A., Raabe, U., van de Weyer, K. (2013): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. 3. Fassung. *Hausknechtia* 17 (Beiheft): 1-32.
- Kusber, W.-H., Gutowski, A. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Zieralgen (Desmidiaceae) Deutschlands. In: Metzinger, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen*. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (7): 711-778.

- Lange-Bertalot, H. (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. – In: Ludwig, G., Schnittler, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Münster (Landwirtschaftsverlag): 633-677.
- Linne von Berg, K.-H. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Schlauchalgen (Xanthophyceae: Vaucheriaceae) Deutschlands. – In: Metzting, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 567-598.
- Ludwig, G., Haupt, H., Gruttke, H., Binot-Hafke, M. (2009): Methodik der Gefährdungsanalyse. – In: Haupt, H., Ludwig, G., Gruttke, H., Binot-Hafke, M., Otto, C., Pauly, A. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1): 23-71.
- Ludwig, G., Schnittler, M. (Red.) (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Münster (Landwirtschaftsverlag): 1-744.
- Metzting, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.) (2018a): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 1-784.
- Metzting, D., Garve, E., Matzke-Hajek, G., Adler, J., Bleeker, W., Breunig, T., Caspari, S., Dunkel F.G., Fritsch, R., Gottschlich, G., Gregor, T., Hand, R., Hauck, M., Korsch, H., Meierott, L., Meyer, N., Renker, C., Romahn, K., Schulz, D., Täuber, T., Uhlemann, I., Welk, E., van de Weyer, K., Wörz, A., Zahlheimer, W., Zehm, A., Zimmermann, F. (2018b): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. – In: Metzting, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 13-358.
- Mollenhauer, D. (1996): Rote Liste der Schlauchalgen (Vaucheriaceae) Deutschlands. – In: Ludwig, G. & Schnittler, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Münster (Landwirtschaftsverlag): 625-632.
- Paul, G., Šťastný, J., Doege, A. (2017): Rote Liste und Artenliste Sachsens. Zieralgen. Dresden (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie).
- Reichardt, E. (2018): Die Diatomeen im Gebiet der Stadt Treuchtlingen. Band 1 und 2. – München (Bayerische Botanische Gesellschaft).
- Schmidt, D., van de Weyer, K., Krause, W., Kies, L., Garniel, A., Geissler, U., Gutowski, A., Samietz, R., Schütz, W., Vahle, H.-C., Vöge, M., Wolff, P., Melzer, A. (1996): Rote Liste der limnischen Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. – In: Ludwig, G., Schnittler, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Münster (Landwirtschaftsverlag): 547-576.
- Skibbe, O., Zimmermann, J., Kusber, W.-H., Abarca, N., Buczkó, K., Jahn, R. (2018): *Gomphoneis tegelensis* sp. nov. (Bacillariophyceae): a morphological and molecular investigation based on selected single cells. Diatom Research 33(2): 251-262.

Water Management in Kathmandu, Nepal

Ute Hansen; Prajesh Ghimire; Yunduo Zhong

Hochschule Rhein Waal, Fakultät Kommunikation und Umwelt

Pollution of water resources is one of the major problems faced by many developing nations. This paper describes the current specifics of drinking water supply and waste water treatment in Kathmandu, Nepal, on the basis of data gained with a survey conducted in May 2018. The river investigated is Bagmati River in Nepal upstream and downstream of Kathmandu. In order to investigate effects of water management on the water quality, water samples were taken from three locations and tested for the chemical oxygen demand, coliform bacteria, mercury concentration and other characteristics. The results showed that the river water had good water quality in a less urbanized area where households were not connected to sewage lines. In this region the survey revealed a high percentage of houses equipped with septic tanks. The water quality degraded as it passed through more urbanized parts of the city with less septic tanks and was very bad downstream of the city. It was concluded that poor waste water management and lack of regulations to implement proper waste water treatment was the major cause of this problem. Both, water quality and quantity of Bagmati River water were affected by water management. The direct use of river water distracted upstream of Kathmandu for tap water supply led to relatively low flow rates during dry seasons in the past, but this problem is solved as other water resources are explored. The survey revealed that tap water quality and quantity was not sufficient as most of the households used purification devices for the production of drinking water and bought additional water distributed by tankers. The study shows that in Kathmandu drinking water production and waste water treatment is to a high degree under the responsibility of the private sector.

Adaptation verschiedener Populationen der Art *Echinogammarus berilloni* (Crustacea: Amphipoda) an unterschiedliche Temperaturbereiche

Verena Haupt¹, Alexander Schmidt-Drewello¹, Bettina Zeis², Elisabeth I. Meyer¹

1) Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität (IEB), Hüfferstrasse 1, 48149 Münster, v_haup03@uni-muenster.de

2) Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Zoophysiology (IZP), Schlossplatz 8, 48143 Münster

Keywords: Amphipoda, Invasive Art, Temperaturtoleranz, Sauerstoffverbrauch, Bewegungsaktivität

Einleitung

Die Einführung und Verbreitung von invasiven Arten in Länder wie Deutschland beruht auf geografischen und klimatischen Faktoren und überwiegend wird diese Verbreitung durch den Menschen begünstigt. Der Igelflohkrebs *Echinogammarus berilloni* ist eine solche Art, die ursprünglich aus warmen Regionen der atlantischen Westküste Spaniens und den Pyrenäen in Südfrankreich stammt. Diese Art breitet sich seit ungefähr 95 Jahren zunehmend in Nordrhein-Westfalen (Deutschland) aus (Pinkster, 1973). Dort kommt *E. berilloni* mit den einheimischen Arten *Gammarus pulex*, *Gammarus roeseli* und *Gammarus fossarum* sympatrisch vor. Verbreitungslimitierender Faktor kann nicht nur die Konkurrenz sein, sondern auch physikalische Faktoren wie die Temperatur. Diese steigt durch den Klimawandel kontinuierlich an (Verberk et al., 2014). Als poikilothermes Tier passt *E. berilloni* seine Körpertemperatur passiv an die Umgebungstemperatur an und ist demnach von starken Temperaturschwankungen in seiner Umgebung abhängig (Hazel & Prosser, 1974).

In dieser Studie wurde untersucht inwiefern eine Anpassung an bestimmte Temperaturen besteht. Zu diesem Zweck wurden Individuen aus Populationen verschiedener Standorte (Mittellauf der Wurm und Ober- sowie Unterlauf der Alme) entnommen und im Hinblick auf ihre Temperaturtoleranz untersucht. Die Individuen der Populationen sind genetisch unterschiedlich, daher eignen sie sich besonders für diese Untersuchung. Im Rahmen der Studie wurden folgende Hypothesen überprüft:

- a) Unterschiedlich lokal adaptierte Individuen einer Population von *Echinogammarus berilloni* unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Temperaturtoleranz.
- b) An warme Gewässer angepasste Individuen besitzen eine größere Temperaturtoleranz gegenüber warmen Temperaturen als kalt adaptierte Individuen.
- c) Die Arbeit gliederte sich in drei Bereiche: 1) Erfassung der Bewegungsaktivität mittels Kameratracking in einem bestimmten Temperaturbereich, 2) Messung des Sauerstoffverbrauchs mithilfe eines Respirometers in den jeweiligen Temperaturbereichen und 3) Analyse des Zusammenhangs zwischen Sauerstoffverbrauch und Bewegungsaktivität bei den eingestellten Temperaturen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Sammeln der Versuchstiere

Zwei verschiedene Gewässereinzugsgebiete in NRW wurden für die Untersuchung und den Vergleich der Temperaturtoleranzen der genetisch unterschiedlichen Individuen dreier Populationen von *E. berilloni* ausgewählt.



Abb. 1: Sammelstellen von *E. berilloni* in Nordrhein-Westfalen. Schwarze Punkte zeigen das Vorkommen von *E. berilloni* an. Die grüne Markierung markiert die Probenahmestelle der Wurm (W32.5). Die blaue Markierung markiert Alme "Unterlauf" (A39.5) und die rote Markierung markiert Alme "Oberlauf" (A2.5) (verändert nach Graavelar et al., 2005).

Ein Gebiet ist die Paderborner Hochebene im Einzugsgebiet des Rheins (Westfalen). Als zweites Einzugsgebiet wurde die Maas (Rheinland) ausgewählt (Abb. 1). Da die zwei Einzugsgebiete weit voneinander entfernt sind, besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass die Individuen der Populationen aus den Gebieten genetisch verschieden sind. Eine Population (W32.5) wurde aus dem Mittellauf der Wurm auf der Deutsch-Niederländischen Grenze bei Aachen im Rheinland ($50^{\circ}52'58.44''$ N; $6^{\circ}4'49.06''$ E) gesammelt. Ein weiteres Sammelgebiet ist am Oberlauf der Alme ($51^{\circ}33'16.101''$ N; $8^{\circ}33'17.72''$ E) in Büren (Westfalen) der Population A39.5 lokalisiert. Ergänzend dazu wurde der Unterlauf der Alme in Paderborn (Westfalen) als drittes Sammelgebiet für die Population A2.5 gewählt ($51^{\circ}43'47.904''$ N; $8^{\circ}42'31.641''$ E). Die Individuen der Populationen der Alme sind genetisch unterschiedlich. Der Grund dafür ist ein von Drees et al. (2011) beschriebener „bottleneck-effect“ der auf die sommerliche Hitzeperiode zurückzuführen ist, die zu einer Austrocknung des Mittellaufes der Alme führt (Meyer et al., 2004). Demnach sind die Individuen im

Ober- und Unterlauf der Alme über einen längeren Zeitraum voneinander getrennt, sodass sich zwei genetisch verschiedene Populationen bilden können.

Der Vergleich der Individuen von Populationen aus Gewässern unterschiedlicher Temperaturregime wird durch die Wahl dieser drei Sammelorte ermöglicht, da alle drei Gewässerabschnitte ein unterschiedliches Temperaturregime aufweisen. Die Durchschnittstemperaturen der Jahre 2014, 2015, 2016 und 2017 wurden für Temperaturvergleiche der einzelnen Gewässerabschnitte genutzt. Der erste Vergleich nach der Datenerhebung zeigte, dass der Mittellauf der Wurm mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 14°C der wärmste aller drei Gewässerabschnitte ist. Dies ist auf die warmen Zuläufe der Wurm zurückzuführen. Diese Zulauf-Bäche entsprangen den warmen Quellen in Aachen. Der Oberlauf der Alme ist mit durchschnittlich 9°C der kälteste Abschnitt der drei Standorte. Der Unterlauf der Alme ist mit durchschnittlich 11°C der in Temperatur gemäßigte Abschnitt, da er weiter von der Quelle entfernt ist.

Das Sammeln der Tiere erfolgte durch die Kick-Sampling-Methode mit Handkeschern und langen Fischkeschern. Bei dieser Probenahmemethode wurde das Sediment der Fließgewässer mit den Füßen aufgewirbelt und die aufgewirbelten Tiere mit den Keschern eingefangen. An jedem Standort wurde so lange gesammelt, bis etwas mehr als 500 Individuen von *E. berilloni* gefangen wurden. Die Tiere wurden in Kühlboxen mit Wasser und Blättern von der Probenahmestelle ins Institut für Evolution und Biodiversität der Universität Münster gebracht. Dort wurden die Tiere bis zu den Versuchen in Aquarien (getrennt nach Population) zur Anpassung an die Laborbedingungen für ein bis zwei Wochen gehalten. Die Aquarien befanden sich in einer Klimakammer mit Umgebungstemperaturen von 14°C und 15°C am Tag und 13°C in der Nacht. Dabei wurden die Tiere bei 12 Stunden Tageslichtbeleuchtung gehalten. Je nach Bedarf der Tiere wurden diese mit Blättern von Haselstrauch (*Corylus avellana*) und Buche (*Fagus*) und mit roten Mückenlarven (Chironomidae) gefüttert.

Nach jeder Probennahme wurden den Gewässern Wasserproben entnommen, um die Wasserqualität zu untersuchen. Die Wasserproben wurden mit Hilfe von Einwegspritzen und kleinen Wasserfiltern entnommen. Zusätzlich wurden abiotische Messungen wie Sauerstoffgehalt (Oxi 325-B mit CelloX 325-Sonde), Leitfähigkeit (LF 325 mit TetraCion Ltd. 325-Sonde), Strömungsgeschwindigkeit und pH-Wert (pH 332 mit SenTix® 41-Sonde) durchgeführt. Diese Parameter konnten die Temperaturtoleranz von *E. berilloni* beeinflussen.

Ermittlung der Atmungsaktivität

Die Versuche zur Bestimmung der Atmungsaktivität fanden über eineinhalb Monate von Anfang Juni bis Mitte Juli 2018 in einem Labor des Instituts für Zoophysiologie der Universität Münster statt. Nach der Probenahme und einer Inkubationszeit von zwei Wochen wurden die Individuen der Populationen auf ihre Atmungsrate untersucht. Am Morgen vor Beginn der Experimente wurden aus den Hälterungsaquarien mit einem Nylonnetz zwölf Individuen von *Echinogammarus berilloni* aus einer Population gefangen und nach Geschlecht getrennt. Zur Geschlechtsbestimmung wurde ein Binoskop (Zeiss, Oberkochen, Deutschland) verwendet. Mit einer Plastikpipette (ø 1 cm) wurden die Tiere in eine Plastikschaale überführt und mit Aquarienwasser gefüllt. Sechs Männchen und sechs Weibchen mit ähnlicher Größe für jeweils eine der sechs Testtemperaturen 5, 10, 15, 20, 25, 30 °C plus für die spezifische Habitattemperatur wurden ausgewählt. Anschließend wurden Männchen und Weibchen mit etwas Aquarienwasser in zwei Gefrierdosen aus Kunststoff aufgeteilt. Sieben weitere Gefrierdosen wurden mit Aquarienwasser gefüllt. Dieses wurde während der Untersuchung als Medium für *E. berilloni* verwendet. Insgesamt wurden in diesem Versuch 252 Individuen von *E. berilloni* pro Population getestet. Der Sauerstoffverbrauch wurde mit einem Respirometer in den jeweiligen Temperaturbereichen gemessen. Das Respirometer zur Messung des Sauerstoffverbrauchs

besteht aus einer Sauerstoff-Elektrodenkammer (Abb. 2) (Hansatech Instruments Ltd, Pentney, Vereinigtes Königreich). Um den Stress der Tiere zu reduzieren, wurden die Messkammern mit schwarzem Fotokarton umwickelt, damit Licht abgeschirmt wird. Die Sauerstoffkammer wurde auf einen Magnetrührer gestellt (Hansatech Instruments Ltd, Pentney, Vereinigtes Königreich). Zur Temperierung der Messkammer wurde sie mit zwei Gummischläuchen an ein Wasserbad angeschlossen (Abb. 3), das Wasser wurde entsprechend der verschiedenen Untersuchungstemperaturen erwärmt oder gekühlt.

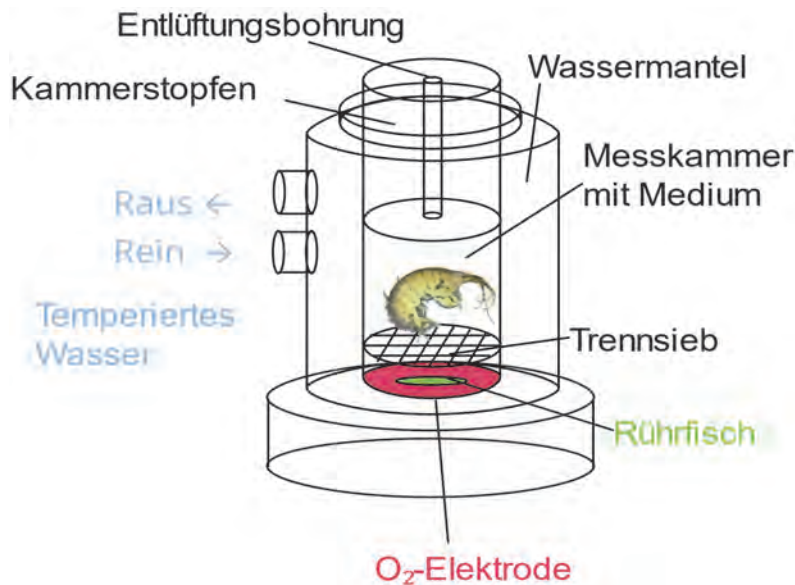


Abb. 2: Sauerstoffmesskammer mit Sauerstoffelektrode und Versuchstier

Eine halbe Stunde nach der Akklimatisierung der Versuchstiere wurde eine Kalibrierungslinie für die jeweiligen Temperaturen erstellt. Dazu wurde ein Flachbettschreiber (Kipp & Zonen, Delft, Deutschland), der an den Polarisator angeschlossen ist, verwendet. Es wurde eine Aufzeichnungsgeschwindigkeit von 5 mm/min eingestellt. Die Geschwindigkeit des Schreibers wurde zur Berechnung des Sauerstoffverbrauchs pro Zeit und Temperatur verwendet. aufgefüllt.

Nach den beschriebenen Vorbereitungen wurde ein Individuum in die Messkammer überführt und die Kammer mit einem luftdichten Stopfen auf ein Volumen von 2,5 mL verschlossen. Die Messung wurde gestartet. Die Signale der Sauerstoffelektrode wurden mit dem oben beschriebenen Flachbettschreiber aufgezeichnet. Der Versuch wurde an sechs Versuchsaufbauten durchgeführt. Der Vorteil des Mehrfachaufbaus besteht darin, dass sechs Tiere gleichzeitig gemessen werden können, d.h. für Temperaturen von 5, 10, 15, 20, 25 und 30°C. Für jede Temperatur werden 12 Wiederholungen gemessen, bestehend aus sechs Männchen und sechs Weibchen. Für die Lebensraumtemperaturen wurden nach den Testtemperaturen 12 Wiederholungen, bestehend aus sechs Männchen und sechs Weibchen, getestet.

Um den Sauerstoffverbrauch zu berechnen, wurde das Feuchtgewicht jedes Tieres bestimmt. Ca. 15 Minuten nach Ende der Messung wurde das Tier aus der Messkammer in einen Becher mit kohlensäurehaltigem Mineralwasser überführt. Das im Wasser gelöste CO₂ betäubte das Tier und nach einiger Zeit wurde es dadurch getötet. Danach wurden die Tiere mit einem Präzisionstuch (KIMTECH SCIENCE® von Kimberly-Clark, Koblenz, Deutschland) trockengetupft. Anschließend wurde das Tier mit einer Analysenwaage (XS105 Dual Range von ©METTLER TOLEDO, Gießen, Deutschland) gewogen. Die Einwaage erfolgte fünfmal, um den Messfehler zu minimieren. Nach dem Wiegen wurden die Tiere zur Archivierung in Alkohol konserviert.

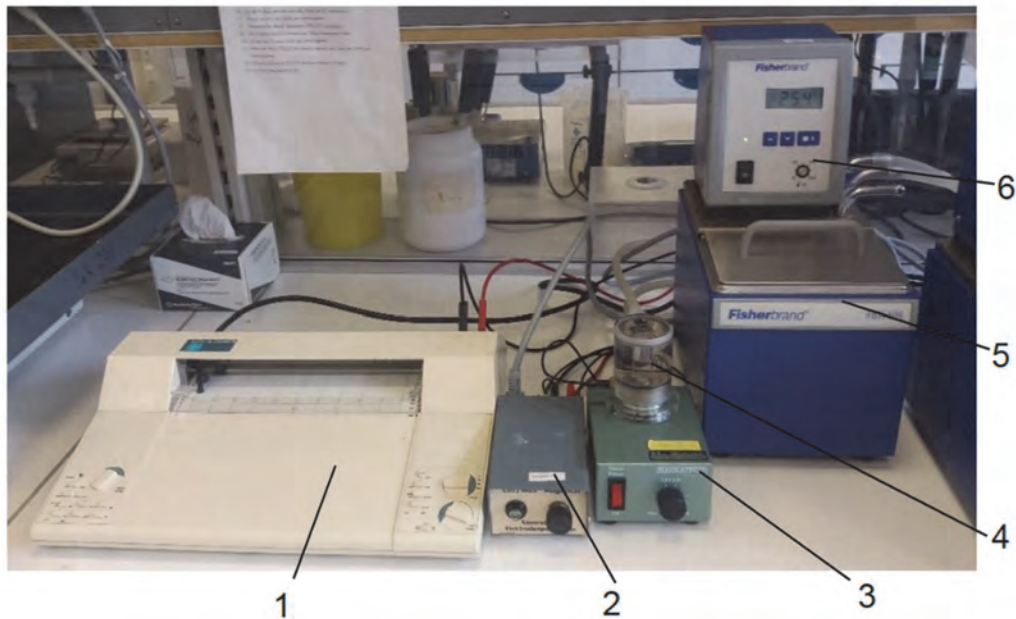


Abb. 3: Versuchsaufbau zur Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs.

1. Elektronischer Schreiber für die Signale des Polarisators
2. Polarisator für die Sauerstoffmesskammer
3. Magnetischer Rührer
4. Sauerstoff-Messkammer mit Sauerstoffelektrode.
5. Wasserbad
6. Thermostat mit Pumpe

Aufnahme der Bewegungsaktivität

Die Bewegungsaktivität der einzelnen Populationen wurde an verschiedenen Tagen erfasst. Für jede Testtemperatur (5, 10, 15, 20, 25, 30 °C + Habitattertemperatur) wurden sechs männliche und sechs weibliche Individuen genommen. Die Individuen von *E. berilloni* wurden wie im Sauerstoffversuch gefangen und nach Männchen und Weibchen sortiert. Nach Erreichen der Temperatur und sättigen der Medien für den Versuch wurden die ersten zwölf Tiere in die Testglaswürfelbehälter (Mikrokosmen) überführt (Abb.4).

In diesen Mikrokosmosmen wurden sechs Gammariden jedes Geschlechts separat in einen Würfelbehälter platziert. Sechs der zwölf Mikrokosmen (ca. 5 cm x 5 cm x 5 cm) wurden links und rechts der Klimakammer in ein Wasserbad gestellt. Beide Wasserbäder dienten der Temperierung und der Konstanthaltung der Temperatur. Die Glasmikrokosmen mit den Wasserbädern wurden auf einem milchigen Plexiglastisch montiert. Dieser Tisch ist von unten mit roten LEDs beleuchtet, damit die Kameras die Bewegungen der Tiere im Dunkeln aufzeichnen können. In den Mikrokosmen wurden die Tiere für 30 Minuten an den Versuchsaufbau gewöhnt.

Zur Aufzeichnung der Bewegungsaktivität wurden zwei Tracking-Kameras (ace, Basler AG, Ahrensburg) mit der Software Pylon5 (Basler AG, Ahrensburg) eingesetzt. Jede wurde mit einem Aluminiumrahmen in der Klimakammer über dem Testaufbau montiert und jeweils mit einem Laptop verbunden. Jede Kamera erfasste gleichzeitig sechs Glaswürfel. Insgesamt wurden 252 Individuen aus jeder Population untersucht. Insgesamt wurden auf jeder Probenseite zehn mal sechs Mikrokosmen aufgenommen (n=12). Kot der Tiere wurde vor der Aufnahme entfernt, um die Fehlerspuren bei der Bildauswertung so gering wie möglich zu halten. Nach der Aufnahme wurde jedes Tier in eine Tasse kohlensäurehaltiges Mineralwasser überführt. Das im Wasser gelöste CO₂ betäubte das Tier und nach einiger Zeit wurde es getötet. Dann wurde das Frischgewicht jedes Tieres bestimmt. Dies wurde wie beim Sauerstoff-Test mit Hilfe einer Analysenwaage (AG245 von

©METTLER TOLEDO, Gießen) durchgeführt. Dies war notwendig, um eine Abhängigkeit der Bewegungsaktivität vom Körpergewicht zu untersuchen.

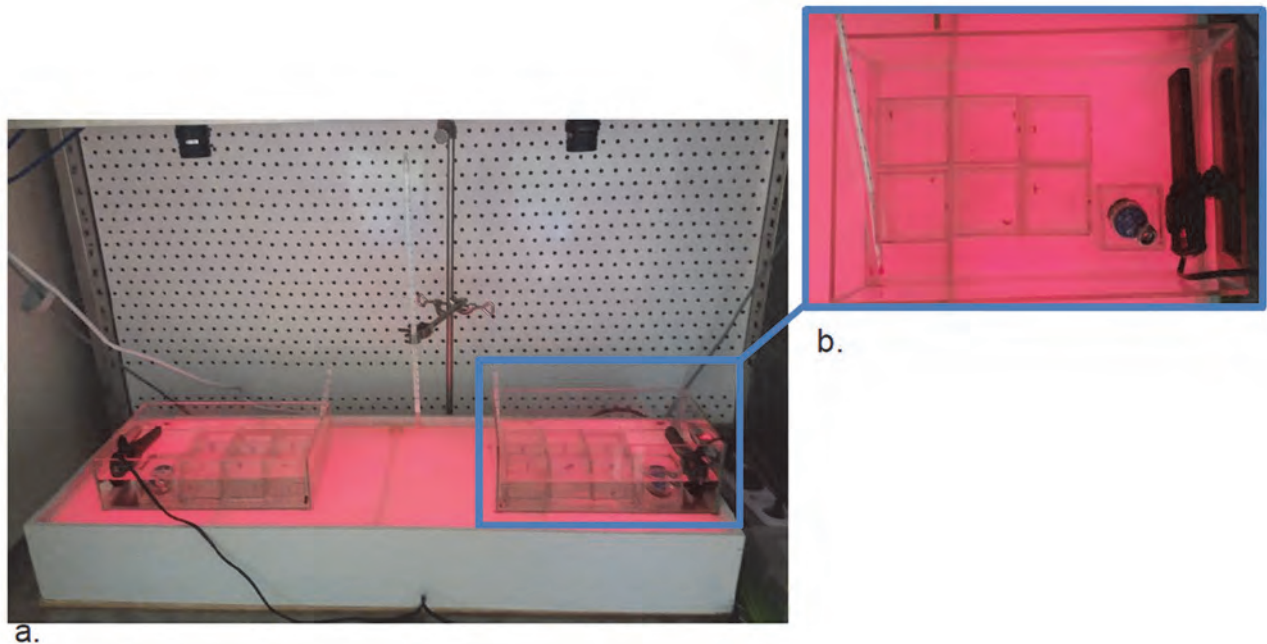


Abb. 4: Versuchsaufbau zur Aufzeichnung der Bewegungsaktivität. a. Oben sind die beiden Trackingkameras abgebildet. In der Mitte ist ein Thermometer drapiert, das die exakte Lufttemperatur in der Klimakammer anzeigt. Der Versuchsaufbau befindet sich auf einem Leuchttisch mit roten LEDs. b. Rechts ist das Wasserbad mit einem Heizstab und dem Temperaturlogger zur Kontrolle der Mikrokosmentemperatur zu sehen. Auf der linken Seite ist das Thermometer zur Kontrolle der Wasserbadtemperatur abgebildet und daneben sind die Testmikrokosmen mit den Versuchstieren dargestellt.

Um die Bewegungsaktivität von *Echinogammarus berilloni* zu bestimmen, wurden die Videos des Mikrokosmos mit der Fiji-Software, die auf dem Programm ImageJ basiert, ausgeschnitten (Schindelj et al. 2012). Nach dem Ausschneiden der Videosequenzen der Mikrokosmen und der Konvertierung in 252 Einzelvideos, die jeweils ein einzelnes Individuum zeigten, konnte die Tracking-Analyse durchgeführt werden. Die Auswertung erfolgte durch das ImageJ-Addon wrMTrck (Jesper Søndergaard Pedersen; Nussbaum-Krammer, 2015), das ursprünglich zur Verfolgung von Bewegung von Nematoden entwickelt wurde. Es misst die Gesamtlänge der zurückgelegten Strecke in Pixeln. Danach wird die Gesamtlänge der Pixel in cm pro Minute umgerechnet und die Länge einer Seite des Mikrokosmos wurde zur Berechnung der Bewegungsstrecke verwendet.

Ergebnisse

Sauerstoffverbrauch

Der ermittelte Sauerstoffverbrauch jedes Individuums einer Population bei den Test- und Habitatterperaturen ist in Abbildung 5 dargestellt. Die Kurven aller Individuen der drei Populationen für den Sauerstoffverbrauch sind bis auf einige Ausreißer der Individuen der A2.5-Population ähnlich geformt. Das Temperaturfenster von 5 bis 30°C zeigt, dass die optimale Temperatur der an Kälte angepassten Individuen der Population A39.5 bei 20°C und die optimale Temperatur der an

gemäßigten Temperaturen angepassten Individuen der Population A2.5 bei 25°C liegt. Die optimale Temperatur der warm adaptierten Individuen der Population W32.5 liegt bei 30°C oder höher.

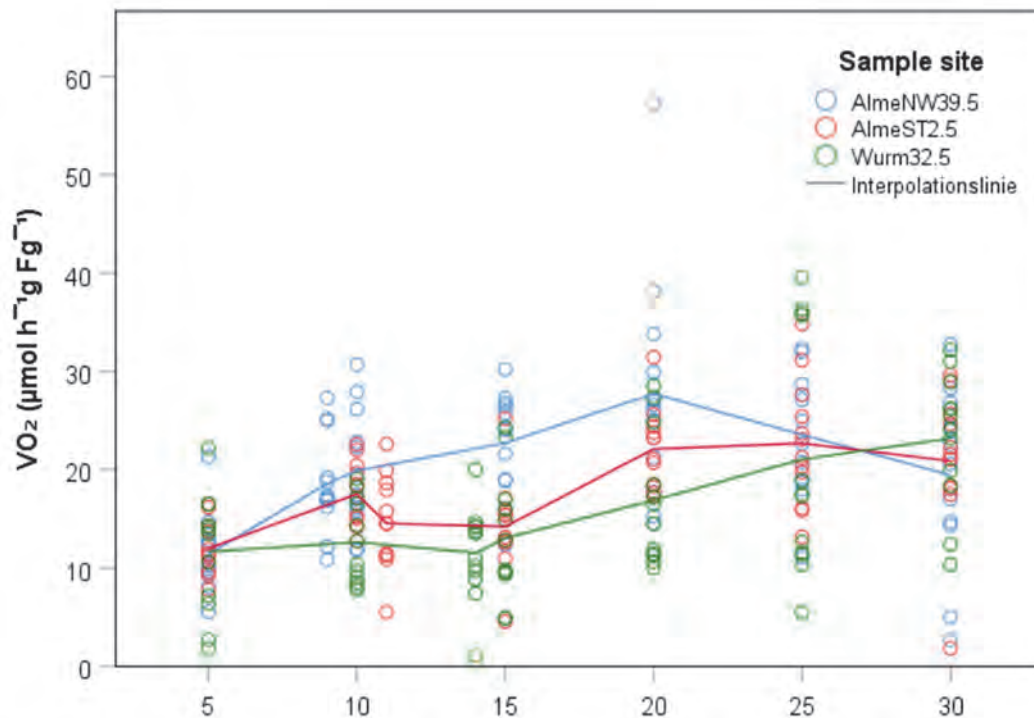


Abb. 5: Sauerstoffverbrauch der Individuen aller Populationen. A39.5 = Alme "Oberlauf"; A2.5 = Alme "Unterlauf"; W32.5 = Wurm "Mittellauf". Die Streudiagramme geben die Daten mit Ausreißern an und die Mittelwerte beziehen sich auf eine Interpolationslinie.

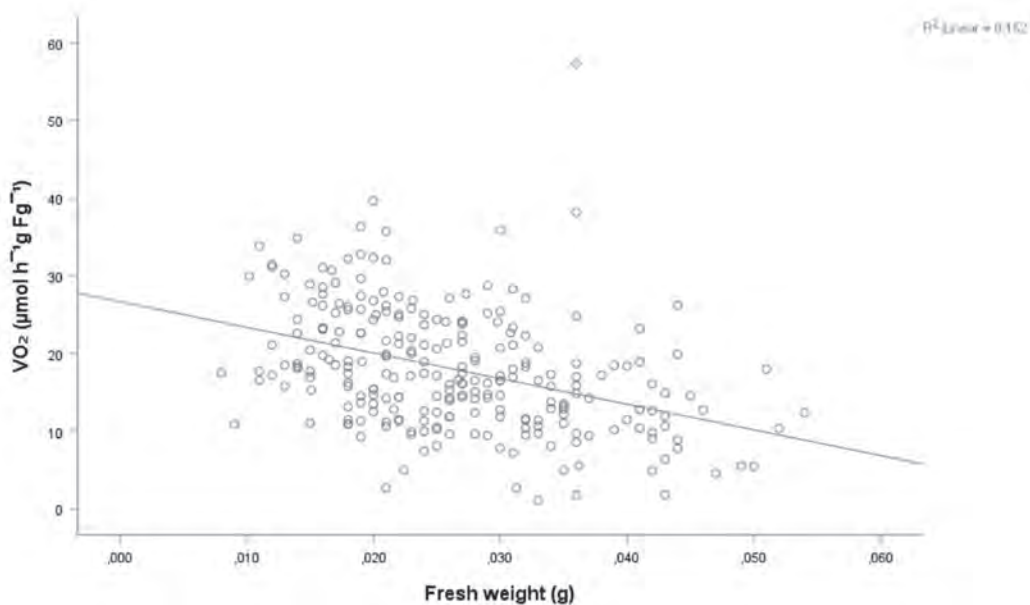


Abb.6: Negative Korrelation zwischen dem Sauerstoffverbrauch und dem Körpergewicht. Die Korrelation ist auf dem Niveau 0.01 (2-seitig) signifikant. R^2 ist das Bestimmtheitsmaß und beschreibt, wieviel Prozent der Varianz mit dem Modell beschrieben werden kann.

Der Vergleich der drei Probenstandorte zeigt, dass die kalt adaptierten Individuen der A39.5-Population den höchsten Sauerstoffverbrauch (Mittelwert $20,81 \mu\text{mol h}^{-1}\text{gFg}^{-1}$) aller drei Populationen bei allen Testtemperaturen außer bei 5°C und 30°C aufweist. Die Individuen der A2.5-Population liegen als gemäßigt temperierte Individuen (Mittelwert $18,24 \mu\text{mol h}^{-1}\text{gFg}^{-1}$) in der Mitte der Individuen aller drei Populationen. Die Individuen der W32.5-Population besitzen den niedrigsten Sauerstoffverbrauch (Mittelwert $16,42 \mu\text{mol h}^{-1}\text{gFg}^{-1}$) der Individuen aller drei Populationen. Alle Individuen der Populationen unterscheiden sich signifikant in ihrem Sauerstoffverbrauch ($p\text{-Wert} < 0,05$). Die Abhängigkeit zwischen dem Sauerstoffverbrauch und dem Körpergewicht aller Individuen der drei Populationen ist in Abbildung 6 dargestellt. Die Analysen zeigen eine negative Korrelation zwischen dem Sauerstoffverbrauch und dem steigenden Nassgewicht von *E. berilloni*. Der Zusammenhang zwischen Körpergewicht und Sauerstoffverbrauch ist schwach signifikant ($p\text{-Wert} < 0,01$).

Bewegungsaktivität

Die aufgezeichnete Bewegungsaktivität aller Individuen der drei Populationen bei den Test- und Habitatterperaturen ist in Abbildung 7 dargestellt.

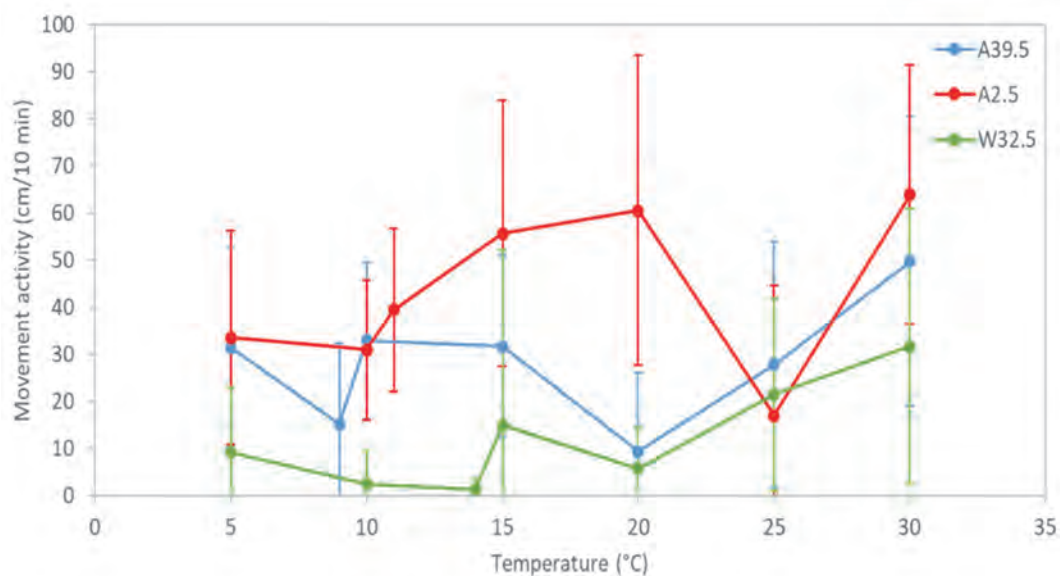


Abb.7: Aufgenommene Bewegungsaktivität der Individuen der drei Populationen. Es handelt sich um die Habitatteremperaturen 9, 11 und 14°C der Populationen. A39.5 = Alme "Oberlauf"; A2.5 = Alme "Unterlauf"; W32.5 = Wurm "Mittellauf".

Der Kurvenverlauf aller drei Populationen unterscheidet sich von den Kurven des Sauerstoffverbrauchs. Die Individuen der Populationen unterscheiden sich signifikant in ihrer Bewegungsaktivität ($p\text{-Wert} < 0,05$). Hier haben die Individuen der Population A2.5 im Trend die höchste Bewegungsaktivität aller drei Populationen. Die Individuen der Population W32.5 besitzen im Trend die geringste Bewegungsaktivität. Die Individuen der Population A39.5 besitzen eine Bewegungsaktivität, die zwischen denen der beiden anderen Populationen liegt. Alle Individuen der drei Populationen haben ihre maximale Bewegungsaktivität bei 30°C . Auffällig ist der schnelle Anstieg der Bewegungsaktivität aller Individuen der Populationen bei 30°C . Die rasche Abnahme der Bewegungsaktivität der Individuen der Population A2.5 bei 25°C ist im Vergleich zu den Individuen der beiden anderen Populationen ausgeprägt. Alle Individuen der Populationen zeigen eine Abnahme der Bewegungsaktivität zu Beginn des Temperaturspektrums. Die Individuen der A39.5-Population zeigen diesen Rückgang im Temperaturbereich von 5°C bis zu ihrer Habitatterperatur von 9°C . Eine

Zunahme der Bewegungsaktivität wird bei 10°C erkennbar und eine weitere Abnahme bei 20°C. Die Individuen der Population A2.5 zeigen eine Abnahme im Bereich von 5 bis 10°C und eine Zunahme bei ihrer Habitatterperatur von 11°C. Die Individuen der Population A2.5 zeigen eine Abnahme im Bereich von 5 bis 10°C und eine Zunahme bei ihrer Habitatterperatur von 11°C. Die Individuen der Population A2.5 zeigen eine Abnahme im Bereich von 5 bis 10°C und eine Zunahme bei ihrer Habitatterperatur von 11°C.

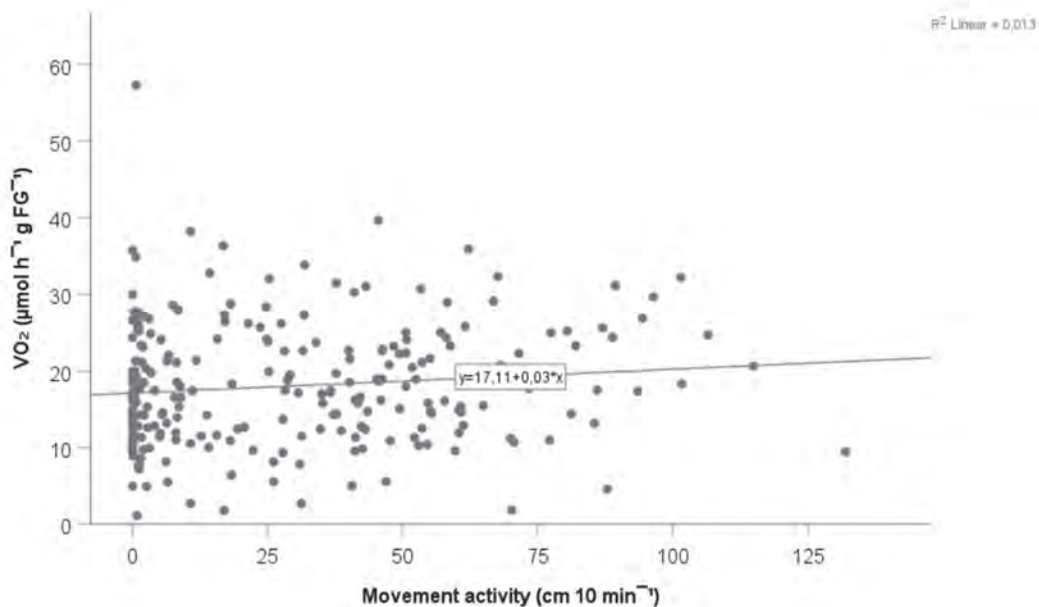


Abb.8: Kein signifikanter Zusammenhang zwischen Sauerstoffverbrauch und Bewegungsaktivität. Die Korrelation ist auf einem Niveau von 0.01 (2-seitig) signifikant.

Die Bewegungsaktivität der Individuen der W32.5-Population nimmt von 5°C auf ihre Habitatterperatur von 14°C ab. Daher nimmt der Bereich der Bewegungsaktivität zu Beginn des Temperaturbereichs, der zu den wärmeren Temperaturen verschoben ist, ab. Die hohe Standardabweichung beschreibt, dass die Daten streuen und keine genaue Aussage, sondern einen groben Vergleich der Individuen in den Populationen zulassen. Es besteht kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Bewegungsaktivität und dem Sauerstoffverbrauch (Abb. 8). Es könnte sich um eine kleine Regression handeln, die ein positives Verhältnis von Bewegungsaktivität und Sauerstoffverbrauch zeigt. Es gibt keinen signifikanten Unterschied ($p\text{-Wert} > 0.05$) in der Bewegungsaktivität zwischen den Männchen und Weibchen der drei Populationen, aber es gibt einen signifikanten Unterschied ($p\text{-Wert} < 0.05$) zwischen den einzelnen Individuen. In den beiden Populationen A39.5 und A2.5 zeigen die Männchen im Durchschnitt eine höhere Bewegungsaktivität als die Weibchen. In der Population W32.5 hingegen zeigen die Weibchen im Durchschnitt eine höhere Bewegungsaktivität als die Männchen. Es besteht ein signifikanter Unterschied ($p\text{-Wert} < 0,05$) zwischen dem Körpergewicht der Männchen und dem der Weibchen. Die Männchen aller Populationen haben immer ein höheres Körpergewicht als die Weibchen.

Diskussion

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass verschiedene Populationen von *E. berilloni* unterscheiden sich in ihrer thermischen Toleranz. Dies ist durch die Anpassung an unterschiedliche thermische Bedingungen und den Einfluss abiotischer Faktoren in den Lebensräumen begründet. Wie bei dem

Gammariden *Gammarus pulex* haben steigende Temperaturen einen größeren Einfluss auf kalt adaptierte Individuen von *E. berilloni*, als auf warm angepasste Individuen einer Population (Foucreau et al., 2014). Der abnehmende Sauerstoffverbrauch der Individuen der Populationen A39.5 und A2.5 bei Temperaturen 25°C und 30°C ist durch den größeren Sauerstoffbedarf begründet. Dieser entsteht, da die Sauerstoff-Konzentration bei steigenden Temperaturen im Wasser abnimmt und mehr Sauerstoff durch steigenden Aufwand für Ventilation bei wärmeren Temperaturen gebraucht wird. Demnach wird die Ventilation zunehmend eingestellt und der Verbrauch an Sauerstoff sinkt, dass eine sinkende Kurve zur Folge hat (Frederich & Pörtner, 2000).

Bei der Bewegungsaktivität scheint der optimale Bereich der Individuen der Population W32.5 bei 20°C zu beginnen und bis 30°C zu reichen. Außerdem scheint es, dass der komplette optimale Bereich mit ihrer optimalen Temperatur vollständig ist, wenn mehr Temperaturen gemessen wurden. Dagegen scheint der abrupte Anstieg der Bewegungsaktivität von 20 auf 30°C der Individuen der A39.5-Population und der Anstieg von 25 auf 30°C der Individuen der A2.5-Population außerhalb des optimalen Bereichs beider Populationen zu liegen. Diese Zunahme der Bewegungsaktivität könnte auf ein Fluchtverhalten unter Hypoxie in sauerstoffreiches Wasser hinweisen (Vobis, 1973). Bei den Experimenten zeigten Individuen der Populationen A2.5 und A39.5 dieses Verhalten und versuchten, bei diesen Temperaturbereichen aus den Mikrokosmen zu krabbeln.

Der Zusammenhang zwischen Bewegungsaktivität und Sauerstoff-Verbrauch sollte gegeben sein, da die Bewegungsaktivität von der Atmungsrate abhängt und diese die Atmungsaktivität beeinflusst. Die Atmungsaktivität, die im optimalen Temperaturbereich zunimmt oder bei kritischen Temperaturen abnimmt (Pörtner, 2001; Halcrow & Boyd, 1967; Brown et al., 2004). Ein Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffverbrauch und der Bewegungsaktivität aller Individuen der Populationen von *E. berilloni* ist nur leicht erkennbar, aber nicht signifikant. Die Streuung der Daten aus der Bewegungsaktivität kann durch die Durchführungsweise des Experiments verursacht worden sein. Während der Aufnahmen wurden zusätzliche Pixel als die der Tiere erkannt. Dies wurde durch die Exkremente verursacht, die die Tiere bei warmen Temperaturen als Stressreaktion verloren haben. Dies könnte verhindert werden, wenn die Tiere einige Tage vor den Experimenten nicht gefüttert werden.

Schlussfolgerungen

Hat die geografische Herkunft von *Echinogammarus berilloni* einen Einfluss auf ihre thermische Toleranz? **Ja**

Die Arbeit zeigte, dass sich die verschiedenen Populationen von *E. berilloni* verschiedener Standorte in ihrer thermischen Toleranz unterscheiden. Dies ist auf die Anpassung an unterschiedliche thermische Bedingungen und den Einfluss abiotischer Faktoren in den Lebensräumen zurückzuführen. Der thermische Toleranzbereich der kälteren angepassten Population aus dem Oberlauf der Alme ist zu den niedrigen Temperaturen verschoben und umgekehrt ist die thermische Toleranz in der wärmeren angepassten Population aus dem Fluss Wurm zu den höheren Temperaturen verschoben.

Im Falle einer Gewässererwärmung durch den Klimawandel, wird sich die Art *Echinogammarus berilloni* in bisher kalten Gewässern in Deutschland ausbreiten. Gentests könnten Aufschluss über den Einfluss abiotischer Faktoren auf die thermische Toleranz geben. Für die weitere Verteilungsprognose wäre es sinnvoll die thermische Toleranz anderer Populationen dieser Art aus anderen Gewässern zu untersuchen.

Danksagung

Diese Versuche waren Teil meiner Bachelorarbeit an der Universität Münster in der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. E. I. Meyer am Institut für Evolution und Biodiversität. Danken möchte ich Prof. Dr. E. I. Meyer und ihre Arbeitsgruppe für Motivation, Anregungen und die Möglichkeit, in dieser Arbeitsgruppe mitzuarbeiten und auch Frau Dr. B. Zeis für die Möglichkeit, ihre Labore nutzen zu können.

Literatur

- Brown, J., H., Gillooly J., F., Allen, A., P., Van Savage, M., West, G., B., (2004): Toward A Metabolic Theory Of Ecology. In: Ecological Society of America 85 (7): 1771-2059.
- Drees, M., Reusch, T. & Meyer, E.I. (2011): Isolation and characterization of the first eleven microsatellite loci in *Echinogammarus berilloni* (Crustacea, Amphipoda). - *Molecular Ecology Resources* 11 (1): 219-222.
- Foucreau N., Cottin D., Piscart C., Hervant F. (2014): Physiological and metabolic re-sponses to rising temperature in *Gammarus pulex* (Crustacea) populations living under continental or Mediterranean climates. *Send to Comp Biochem Physiol A Mol Integr Physiology* 168: 69-75.
- Frederich, M., Pörtner, H. O. (2000): Oxygen limitation of thermal tolerance defined by cardiac and ventilatory performance in spider crab, *Maja squinado*. *American Journal of Physiology - Regulatory, Integrative and Comparative Physiology* 279 (5): R1531-R1538.
- Gravelaar, M., Meyer, E. I., Riss, W. (2005): *Echinogammarus berilloni* in NRW Untersuchungen zur Autoökologie eines eingewanderten Amphipoden. Im Tagungsbericht Karlsruhe (2005) Werder: Deutsche Gesellschaft für Limnologie: S. 294 – 297.
- Halcrow, K., Boyd, C. M., (1967): The oxygen consumption and swimming activity of the amphipod *Gammarus oceanicus* at different temperatures. *Comp Biochem Physiology* (1):233-42.
- Hazel, J. R., Prosser, C. L. (1974): Molecular mechanisms of temperature compensation in poikilotherms. In: *American Physiological Society* 54 (3):77-620.
- Meyer, A., Kaschek, N. & Meyer, E.I. (2004): The effect of low flow and stream drying on the distribution and relative abundance of the alien amphipod, *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) in a karstic stream system (Westphalia, Germany). - *Crustaceana* 77: 909-922.
- Pinkster, S. (1973): The *Echinogammarus berilloni*-group, a number of predominantly iberian amphipod species (Crustacea). In: *Bijdragen tot de Dierkunde* 43 (1): 1-38.
- Pörtner, H. O. (2001): Climate change and temperature-dependent biogeography: oxy-gen limitation of thermal tolerance in animals. *Naturwissenschaften* 88 (4): 137-146.
- Verberk, W., Leuven, R., Van Der Velde, G., (2018): Thermal limits in native and alien freshwater peracarid Crustacea: The role of habitat use and oxygen limitation. In: *Resaerch article, Functional Ecology*: S. 1-11.
- Vobis, H. (1973): Rheotaktisches Verhalten einiger *Gammarus*-Arten bei verschiedenem Sauerstoffgehalt des Wassers. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 25: 495-508.

Charakterisierung des Nahrungsspektrums von *Asellus aquaticus*, *Proasellus coxalis* und *Sialis lutaria* in renaturierten und natürlichen Gewässern

Lea Heberle; Charlotte Frie; Armin Lorenz; Florian Leese; Martina Weiss

Universität Duisburg-Essen

In urbanen Gewässerökosystemen haben Begradigung und Kanalisierung von Flussläufen zusammen mit starker Gewässerverschmutzung zu einem deutlichen Rückgang der Biodiversität geführt. Um die Gewässer in einen naturnahen Zustand zurückzusetzen und ihre Biodiversität wiederherzustellen, werden und wurden in den letzten Jahrzehnten viele der betroffenen Gewässer renaturiert. Allerdings nimmt nach der Renaturierung die Biodiversität oft nicht oder nicht so schnell zu wie erwartet, selbst dann, wenn eine Wiederbesiedlung von Quellpopulationen in der Nähe möglich sein sollte. Ein Grund hierfür kann in der Nahrungsökologie der Taxa liegen: fehlende Beuteorganismen / Nahrungsressourcen sind nicht oder nicht in dem Maße, wie für eine erfolgreiche Etablierung erforderlich, vorhanden. Mit dem vorgestellten Projekt sollen Nahrungsnetze aus dem Mageninhalt von drei verschiedenen Makrozoobenthosarten abgeleitet und deren Komplexität zwischen unterschiedlich alten Renaturierungen und natürlichen Bächen verglichen werden. Daraus sollen Pionier-Schlüsselarten ermittelt werden, deren Vorkommen die Basis für eine erfolgreiche Rekolonisierung der untersuchten Arten bilden. Als Untersuchungsgebiet wurden 21 Probestellen in den Emscherzuflüssen Berne und Boye gewählt, da es hier sowohl natürliche als auch ehemals degradierte und nun renaturierte Bachläufe gibt. Als Zielarten wurde zum einen die räuberische Schlammfliege (Megaloptera) *Sialis lutaria* und zum anderen die saprophagen Wasserrasseln (Isopoda) *Asellus aquaticus* und *Proasellus coxalis* gewählt. Für die Mageninhaltsanalyse wurde DNA-Metabarcoding genutzt. Das DNA-Metabarcoding ist eine Methode zur Biodiversitätserfassung, bei der zwei Technologien kombiniert werden: DNA-basierte Identifizierung und Hochdurchsatz-Sequenzierung. Hierbei wird DNA direkt aus einer Umweltprobe extrahiert, das entsprechende Markergen für die Zielgruppe sequenziert und dadurch die Artzusammensetzung der Probe bestimmt. Gerade für Mageninhaltsanalysen bei Wirbeltieren wurde das Potenzial der Methode vielfach gezeigt und konnte auch bei stark zersetzter, morphologisch nicht mehr zuweisbaren Bestandteilen, über DNA die Beuteorganismen zuweisen. Durch die Analyse des Mageninhalts der verschiedenen Arten soll zum einen die Diversität an den unterschiedlichen Probestellen analysiert und zum anderen das Nahrungsspektrum der einzelnen Arten genauer charakterisiert werden.

Der Biber – unterschätzter Entwicklungshelfer für NRWs Gewässer?

Ramona Hinz¹; Sarah Gerritzen²; Verena Haupt³; Lukas Iking; Rainer Mohn ⁴;
Elisabeth Irmgard Meyer ⁵; Ingo Bünning ⁴

¹ Westfälische Wilhelms-Universität Münster + FH Münster; ² Westfälische Wilhelms-Universität Münster;

³ Westfälische Wilhelms-Universität Münster; ⁴ Fachhochschule Münster;

⁵ Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Seit einigen Jahren breitet sich mit dem europäischen Biber (*Castor fiber*), eine ehemals weitverbreitete Art der deutschen Flüsse, zunehmend wieder aus. Biber tragen in vielfältiger Weise zu einer Erhöhung der Biodiversität in Gewässern und deren Auen bei. Durch den Aufstau von kleinen Fließgewässern entsteht ein dynamisches Mosaik an unterschiedlichen Lebensräumen im und am Gewässer. Im Rückstaubereich von Biberdämmen finden limnophile Arten Lebensraum, Biberdämme selbst können rheophile Arten beherbergen. In den sandgeprägten nordrhein-westfälischen Tieflandgewässern ist Totholz zudem das einzige besiedelbare leitbildkonforme Hartsubstrat für Makroinvertebraten. Darüber hinaus kommt Totholz auch hinsichtlich der eigendynamischen Entwicklung von Fließgewässern eine besondere Bedeutung zu. Totholzelemente haben in vielfältiger Weise Einfluss auf die Strömungsprozesse und damit auf die Herausbildung besonderer Gewässerstrukturen.

Bei der letzten Bestandsaufnahme im Jahr 2015 genügten 93,3 % der deutschen Fließgewässer den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG; WRRL) nicht. Es stellt sich die Frage, ob und inwieweit sich mit der Rückkehr und der allmählichen Ausbreitung des europäischen Bibers in NRW Möglichkeiten ergeben, das Wirken des Bibers insbesondere an kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern zur Erreichung der Zielvorgaben der EU-WRRL zu nutzen. Im Rahmen unserer Fallstudie wird hierbei die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ detaillierter beleuchtet. Die positive Wirkung der Anwesenheit von Totholz auf die Makrozoobenthoszönose, welche als biologisches Bewertungskriterium nach WRRL herangezogen wird, wurde in der Vergangenheit bereits untersucht. Die Menge an Totholz, die der Biber durch seine Aktivitäten bereitstellt, ist ebenfalls Gegenstand der Forschung. Ein Ziel der Fallstudie ist es, die durch den Biber bereitgestellte Menge an Totholz und die daraus abgeleitete Wirkung auf das Makrozoobenthos herauszuarbeiten und miteinander in Verbindung zu setzen. Als ein Pilotprojekt wird darüber hinaus an ausgewählten Gewässerabschnitten der Lippe (GKZ 278) und einem anderen kleinen Fließgewässer evaluiert, ob eine Methode für eine drohnengestützte Totholzkartierung und -quantifizierung anwendbar ist. Im Allgemeinen ist dieses Instrument womöglich auch für (Biber)-Monitoring verwendbar. Die Drohnenbefliegung und die Ergebnisse dessen könnten demnach vor allem für das in NRW aufzustellende Bibermanagementkonzept von hohem Interesse sein. Unsere Ausarbeitungen sollen einen Teilbeitrag zur Aufstellung eines aktiven Bibermanagements leisten, welches darauf abzielt, Konflikte präventiv zu lösen und somit eine harmonische Koexistenz von Mensch und Biber zu gewährleisten.

Biologisches Effektmonitoring eines Kleingewässers zur Erfassung der Auswirkungen einer Kläranlageneinleitung

Delia Hof; Sarah Stevens; Matthias Oetken; Ulrike Schulte-Oehlmann; Jörg Oehlmann

Goethe Universität Frankfurt

Die kommunale Abwasserentsorgung leistet einen wichtigen Beitrag zum allgemeinen Gewässerschutz in Deutschland. Aufgrund ihres kontinuierlichen und punktuellen Eintrags stellen Kläranlagen jedoch auch eine wichtige Quelle für stoffliche Belastungen in Fließgewässern dar. Die Anforderungen an die Reinigungsleistung haben sich nicht zuletzt durch den demographischen Wandel sowie ein stetig wachsendes Spektrum anthropogener Schadstoffe verändert. Insbesondere Mikroverunreinigen, wie Biozide, Pharmazeutika oder Waschmittel, gelangen vermehrt durch Kläranlagen in Oberflächengewässer. Hierbei handelt es sich um synthetische oder organische Substanzen, die bereits bei oft sehr geringen Konzentrationen negative Auswirkungen auf Organismen haben können. Insbesondere in kleineren Gewässern mit einem hohen Anteil Klarwasser (= konventionell gereinigtes Abwasser) können diese Konzentrationen einen ökotoxikologisch relevanten Bereich erreichen. Durch den Ausbau konventioneller Kläranlagen um eine weitere Reinigungsstufe kann der Eintrag von Mikroschadstoffen reduziert werden.

2016 wurden im hessischen Ried Verunreinigungen des Grundwassers nachgewiesen, welche maßgeblich aus der Einleitung aus Kläranlagen in die Oberflächengewässer stammen. Hessen bezieht rund 25 % des Trinkwassers aus dem Hessischen Ried; speziell für die Metropolregion Rhein-Main liefert das Hessische Ried einen entscheidenden Beitrag für die Trinkwasserversorgung. Aus diesem Grund sollen im Laufe der nächsten Jahre zunächst zwei hessische Kläranlagen um eine vierte Reinigungsstufe ausgebaut werden. Die Kläranlage Bickenbach (32.000 EWG) ist eine dieser beiden Pilotanlagen. Ziel unserer Studie ist die Dokumentation aktueller Auswirkungen der Kläranlage auf das Kleingewässer „Landbach“, das als Vorfluter dient, um auf diese Weise Basisdaten für eine Veränderung der Belastungssituation nach Inbetriebnahme der vierten Reinigungsstufe bereitstellen zu können. Im Rahmen eines biologischen Effektmonitorings werden derzeit in mehreren Kampagnen die direkten Auswirkungen der eingeleiteten Stoffe auf Artniveau erfasst. Untersucht werden insbesondere die Mortalität und die Reproduktionsleistung von *Gammarus fossarum*. Über In-vitro-Assays konnte ein Eintrag von basistoxisch und östrogen wirkenden Stoffen über die Kläranlage nachgewiesen werden. Daher wird nun die Entwicklung der Basistoxizität, des mutagenen Potentials sowie endokriner und dioxinähnlicher Effekte in der Wasserphase nach Einleitung der Kläranlage untersucht. Betrachtet wird hierzu ein 4 km langer Transekt unterhalb des Einleiters. Innerhalb dieses Bereiches befindet sich ein renaturierter Gewässerabschnitt, der Teil eines Vogelschutzgebiets ist. Es soll geklärt werden, ob das Wirkpotential eingeleiteter Stoffe auch hier noch messbar ist.

Blick in die Zukunft (BLIZ): Kipppunkte in limnischen Systemen

Markus Hoffmann; Uta Raeder

Technische Universität München

Im Rahmen des interdisziplinären Verbundprojekts BLIZ: „Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft, Landnutzung, Ökosystemleistungen und Biodiversität in Bayern bis 2100“ wird der Blick in die Zukunft gerichtet, und es werden neue Szenarien für ein nachhaltiges Management von Ökosystemen in Bayern entwickelt. Ziel ist es, konkrete Handlungsanweisungen für ein nachhaltiges Management zu entwickeln und mögliche Unsicherheiten abzuschätzen. Dabei werden folgende Forschungsfragen bearbeitet: (I) Welche Auswirkungen haben Klima- und Landnutzungswandel auf bayerische Ökosysteme? (II) Wie sehen nachhaltige Landnutzungsstrategien für Bayern aus, die dem Verlust von Ökosystemleistungen und Biodiversität entgegenwirken? (III) Wie können ökologische und sozio-ökonomische Kipppunkte vermieden werden?

Als Teil des Forschungsverbundes werden an der Limnologischen Station Iffeldorf (LSI) die Folgen des Klima- und Landnutzungswandels auf Kipppunkte in limnischen Systemen untersucht. Der Schwerpunkt liegt auf der Erforschung der Auswirkungen steigender Trübstoff- und Nährstoffkonzentrationen in der Wassersäule auf ausgewählte submerse Makrophyten bzw. auf ganze Makrophytenbestände. Zudem sollen Kipppunkten ermittelt werden, ab denen sich die veränderten Stoffeinträge zukünftiger Klima- und Landnutzungsszenarien auf die Unterwasservegetation in Seen auswirken werden.

Aus diesem Grund werden in Mesokosmen- und Klimakammerversuchen verschiedene Stoffeinträge simuliert und deren Folgen für die Makrophytenentwicklung untersucht. Diese neuen empirischen Daten werden von Wissenschaftlern des Center for Computational and Theoretical Biology (Julius-Maximilians-Universität Würzburg) genutzt, um in Kombination mit existierenden Datensätzen Ausbreitungs- und Entwicklungsmodelle für interagierende Makrophytengemeinschaften zu formulieren. Die Modelle ermöglichen es Vorhersagen über die Veränderungen der Biodiversität in Seen zu treffen, kritische Kipppunkte zu identifizieren und Strategien zur Vermeidung von Kipppunkten zu entwickeln.

Die Untersuchungen in Mesokosmen und in Aquarien orientieren sich an den Ergebnissen GIS-basierter Eintragsmodelle, welche für die Einzugsgebiete verschiedenen Seetypen auf Grundlage neuer regionaler Klima- und Landnutzungsszenarien erstellt werden. Diese Vorgehensweise ermöglicht es, zukünftige Stoffeinträge abzuschätzen und in Kombination mit den Entwicklungsmodellen Landnutzungsstrategien zum Erhalt der Biodiversität zu entwickeln.

BLIZ ist Teil des Bayerischen Netzwerks für Klimaforschung (BayKLIF) und wird durch das Bayerische Staatsministerium für Wissenschaft und Kunst (StMWK) gefördert.

Metabolic adjustments during starvation in *Daphnia pulex*

Nadine Hoffschroer; Eva Klumpen; Andrea Schwalb; Ulrike Gigengack; Marita Koch;
Rüdiger J. Paul; Bettina Zeis

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Like many zooplankton organisms, *Daphnia pulex* faces variable food supply in their aquatic habitat. In spring, the high amount of phytoplankton allows a fast population increase (for example during an algal bloom in the lake), in turn the density of algae decreases drastically during the clear-water-phase. To maintain physiological performance during periods of starvation, metabolic adjustments are required. The dynamics of metabolites and the transcriptional regulation of metabolic enzymes during food deprivation were analysed in *D. pulex*. Animals were motile for 10 days during nutritional limitation using carbohydrate, lipid and protein stores. In the first 40 h of starvation, glycogen concentration declined and gluconeogenesis from metabolites of protein and lipid degradation kept up free glucose concentration and even increased it temporarily. Lipid degradation led to an initial decline of fat stores within 16 hours, but they were transiently replenished, most probably from enhanced levels of acetyl-CoA from protein and carbohydrate catabolism to fuel the Krebs cycle, confirmed by a corresponding maximum of α -ketoglutarate. However, prolonged starvation decreased the concentration. Additionally, the role of HIF-1 (hypoxia-inducible-factor-1) for starvation-induced gene regulation was studied. Analysis of the expression of HIF-1 target genes during food deprivation was carried out for enzymes involved in carbohydrate and lipid metabolism. All transcripts showed a maximum between 17 and 20 h after the transfer to algae-free medium. Thus metabolic shifts optimise the use of the remaining resources during periods of starvation.

Die Auswirkungen des vertikalen Aufstiegs der Büschelmückenlarven (*Chaoborus spec.*) auf die Methanflüsse in Kleingewässern

Wiebke Hörstmann-Jungemann; Friederike Gabel; Svenja Agethen

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Binnengewässer werden für 6 - 16 % der natürlichen Methanemissionen verantwortlich gemacht. Aus einigen Studien geht hervor, dass nicht nur die bekannten physikalischen Emissionspfade existieren, sondern auch ein Einfluss durch die aquatisch lebende Büschelmückenlarve (*Chaoborus spec.*) besteht. Diese führt eine diurnale Vertikalwanderung durch, welche einen Transport von CH₄ aus dem Hypolimnion in das Epilimnion bedingt und eine CH₄-Emission in die Atmosphäre vermuten lässt. Im Rahmen dieser Arbeit wurde an zwei unterschiedlichen Kleingewässern in Nordrhein-Westfalen sowie in einem Laborversuch anhand verschiedener Methodenansätze mittels Gasanalysatortechnik (UGGA) der Einfluss von *Chaoborus spec.* auf die CH₄-Flüsse an der Wasser-Atmosphäre-Grenze untersucht. Durchgeführt wurde ein in-situ-Versuch mit Mesokosmen verschiedener Besatzdichten in einem dystrophen Flachsee sowie ein Feldversuch mit schwimmender Messkammer und Echolot-Detektion der Larven in einem eutrophen See. Ein zweiter Mesokosmenversuch mit unterschiedlichen Besatzstufen wurde unter regulierten Laborbedingungen ausgeführt. Aus den beiden Mesokosmenversuchen konnten keine signifikanten Effekte der unterschiedlichen Besatzdichten der Büschelmücken nachgewiesen werden. Es zeigte sich jedoch ein komplexes Umweltgradienten-Muster, in dessen Rahmen sich die Larvenwanderung und vermutlich auch der CH₄-Transport bewegte. Die Freilandmessung am eutrophen See hingegen ergab eine Korrelation zwischen von 0,52 mmol/m²d auf 1,66 mmol/m²d angestiegenen CH₄-Emission und einer parallelen Abstiegswanderung der Larven und konnte damit die Hypothese unterstützen.

Einfluss von Ammoniak, Konkurrenz und wechselseitiger chemischer Impulse auf die Physiologie von *Gammarus pulex* und *Dikerogammarus villosus*

Thea Hose¹; Carola Winkelmann²; Sonja Stefani¹; Wolfram Remmers²; Thomas U. Berendonk¹; Susanne Worischka¹

¹ Technische Universität Dresden; ² Universität Koblenz-Landau

Die Migration invasiver Arten in Süßwasserökosysteme birgt Gefahren für die Biodiversität. Ein bekanntes Beispiel ist der aus der Pontokaspis stammende Amphipod *Dikerogammarus villosus*, welcher starke Effekte auf die heimischen benthischen Gemeinschaften und insbesondere auf andere Amphipoden haben kann. Während letale Effekte bisher intensiv untersucht wurden, sind die unmittelbaren nicht-letalen Effekte, z. B. auf die Physiologie, noch weitgehend unbekannt. Es wird angenommen, dass die Interaktion mit *D. villosus* zu einer Abnahme der Fitness heimischer Gammariden führt. Gleichzeitig gibt es Hinweise darauf, dass *D. villosus* sehr empfindlich auf Ammoniak reagiert und daher die Ammoniakkonzentration einen entscheidenden Faktor für die Koexistenz mit heimischen Amphipoden darstellt. Es ist bisher unklar, wie stark die nicht-letalen Effekte von *D. villosus* auf einheimische Amphipoden sind und inwieweit steigende Ammoniakkonzentrationen diese Effekte reduzieren können. Daher wurde ein dreiwöchiges Laborexperiment mit *Gammarus pulex* und *D. villosus* durchgeführt. Dies beinhaltete den Vergleich des physiologischen Zustandes beider Arten zwischen den Behandlungen mit und ohne Ammoniak sowie die Analyse der nicht-letalen Effekte von direkten und indirekten interspezifischen Interaktionen (gemeinsame Hälterung, Kairomone). Zur Beurteilung des physiologischen Zustandes wurden drei Parameter gemessen: RNA/DNA-Verhältnis (Wachstums- oder Stressindikator) sowie Triglycerid- und Glykogenkonzentration (langfristige und kurzfristige Energiespeicher). Die verwendeten Ammoniakkonzentrationen liegen um ein 30-faches höher als gemäß EU-WRRL empfohlen und repräsentieren daher eine hohe Umweltkonzentration.

Deutliche subletale Effekte dieser erhöhten Ammoniakkonzentration konnten für keine der Arten gezeigt werden, da keiner der Indikatoren eine signifikante Reduktion in den Ammoniakbehandlungen zeigte. Damit konnte auch die erwartete höhere Empfindlichkeit von *D. villosus* nicht nachgewiesen werden. Die Effekte der direkten Interaktion beider Arten hingegen scheinen dem Einfluss des Ammoniaks zu unterliegen, wobei hier eher *G. pulex* als *D. villosus* beeinträchtigt wurde. Dies wurde anhand des geringeren RNA/DNA-Verhältnisses von *G. pulex* in den Ammoniakbehandlungen deutlich. Im Gegensatz dazu schien *D. villosus* die Effekte der erhöhten Ammoniakkonzentration kompensieren zu können, wenn *G. pulex* als unterlegener Konkurrent oder Beuteorganismus anwesend war, was sich durch erhöhte Triglycerid- und Glykogenkonzentrationen von *D. villosus* unter diesen Bedingungen zeigte. Für *G. pulex* wurde bei hohen Ammoniakkonzentrationen eine hohe Mortalität durch *D. villosus* festgestellt. In den ammoniakfreien Ansätzen wurden für *G. pulex* keine reduzierten Triglycerid- und Glykogenkonzentrationen in Anwesenheit von *D. villosus* festgestellt, was darauf schließen lässt, dass sich die direkte Interaktion mit *D. villosus* hier nicht negativ auf diese Parameter auszuwirken scheint.

Wasserbeschaffenheit beim Elbe-Niedrigwasser 2018 – ein Langzeitvergleich

Gerd Hübner¹, Daniel Schwandt¹

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

Keywords: Chemisch-physikalische Wasserqualität, Niedrigwasser, historische Entwicklung, Elbe, Saale

Einleitung

Das Niedrigwasser (NW) der Elbe im Jahr 2018 zählt aufgrund seiner Intensität und Dauer (Juli bis Dezember) zu den historisch bemerkenswerten hydrologischen Ereignissen. Extremes NW im Sommer / Herbst führte die Elbe auch in den Jahren 1904, 1911, 1921, 1934, 1935, 1947, 1952, 1964 sowie – trotz deutlicher Stauraumzunahme im Einzugsgebiet – abschnittsweise auch 2003 und 2015 (Abb. 1). Der in Hübner & Schwandt (2018) publizierte Vergleich der Flusswasserbeschaffenheit während dieser Ereignisse wird hier mit Fokus auf dem NW 2018 fortgeschrieben. Der Einfluss der NW-Perioden auf die Wasserbeschaffenheit wird analysiert. Die Untersuchungen dienen ferner der fachlichen Einordnung historischer und aktueller NW-Ereignisse.

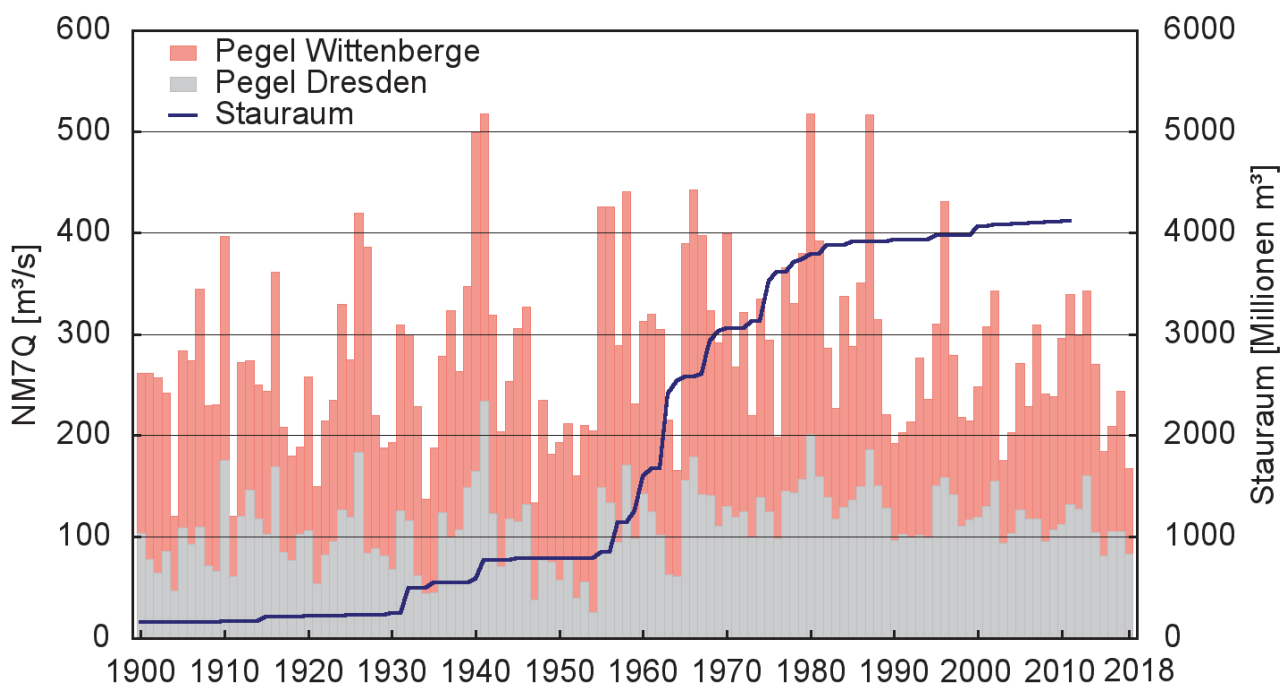


Abb. 1: Jährlicher niedrigster Durchfluss im 7-Tages-Mittel (NM7Q) an den Pegeln Dresden, Elbe-km 56 und Wittenberge, Elbe-km 454 von 1900 bis 2018 sowie Stauraum-Entwicklung im Elbe-Einzugsgebiet nach IKSE (2005, 2012) (nach Hübner & Schwandt 2018, ergänzt)

Methoden und Datengrundlagen

Die Wasserbeschaffenheit der Elbe zwischen Schmilka (Elbe-km 4) und Schnackenburg (Elbe-km 475) bei den vorgenannten extremen NW-Ereignissen seit 1900 wird – sofern Daten vorlagen – untereinander und mit den Verhältnissen im betreffenden Kalenderjahr verglichen. Für eine solche Langzeitbetrachtung kommen nur einzelne, schon von alters her gemessene chemisch-physikalische Kenngrößen wie Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Chloridkonzentration und Wasserhärte (bzw. Calcium- und Magnesiumkonzentration) in Frage. Die Vergleiche beziehen sich auf den jeweiligen Monat mit der geringsten Wasserführung, abgeleitet vom NM7Q und NM21Q (jährlicher niedrigster Durchfluss im Mittel von 7 bzw. 21 aufeinander folgenden Tagen) am Elbe-Pegel Barby. Bei fast allen Ereignissen wie auch beim NW 2018 betrifft dies den Monat August, 1934 den Juli.

Die Gütedaten zu den NW-Ereignissen 2015 und 2018 stammen aus dem „Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe“ der FGG Elbe (BfG 2019) und in Bezug auf den Jahresgang – wie auch für das NW 2003 – aus dem Routine-Monitoring der Bundesländer Sachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Niedersachsen (Daten aus FGG Elbe 2019 bzw. für das Jahr 2018 direkter Bezug von den Fachbehörden der Länder). Aus historischen Fachberichten (größtenteils in Archiven) und Fachpublikationen konnten Gütedaten zu den älteren hier betrachteten NW-Ereignissen gewonnen werden (Quellenzitate in Hübner & Schwandt 2018).

Ergebnisse

Sauerstoffgehalt und Wassertemperatur

In Abbildung 2 wird der Sauerstoffgehalt der Elbe beim NW 2018 mit der Situation bei früheren NW-Ereignissen verglichen. Dabei ist zu beachten, dass sich die Beprobungsfrequenzen je nach Messstelle und NW-Jahr sehr heterogen darstellen (Tab. 1). Es wird deutlich, dass der Sauerstoffhaushalt der Elbe beim NW 2018 stabil blieb, wie beim NW 2003 und 2015 sowie im Wesentlichen auch beim NW 1934 und 1935. Dagegen traten bei den NW-Ereignissen 1952 und 1964 stellenweise extreme Sauerstoffdefizite auf (Sauerstoffrückgang bis unter die Nachweisgrenze bzw. $< 1 \text{ mg/l O}_2$).

Der durchschnittliche Sauerstoffgehalt im NW-Monat war beim NW 2018 wie auch bei den vorhergehenden NW-Ereignissen an den meisten Messstellen kleiner der Durchschnitt des Gesamtjahrs. Im NW-Monat wurde häufiger auch der geringste Sauerstoffgehalt des Jahres gemessen, was 2018 bei Zehren (Großraum Dresden) und Magdeburg (links) der Fall war.

Tab. 1: Beprobungsfrequenz des Sauerstoffgehalts der Elbe in NW-Jahren an den in Abbildung 2 aufgeführten Messstellen

NW-Jahr	Großraum Dresden	Wittenberg	Magdeburg	Schnackenburg
1934, 1935		1x/Woche	werktäglich	
1952	3-4x/Monat		links: 1-2x/Woche rechts: werktäglich	10-20x/Monat
1964	1x/Woche		unbekannt*	Gorleben: werktägl.
2003	kontinuierlich	2x/Monat	2x/Monat	kontinuierlich
2015, 2018	kontinuierlich	kontinuierlich	1(-2)x/Monat	kontinuierlich

* : Daten abgeleitet aus Monatsmittelwert-Grafiken

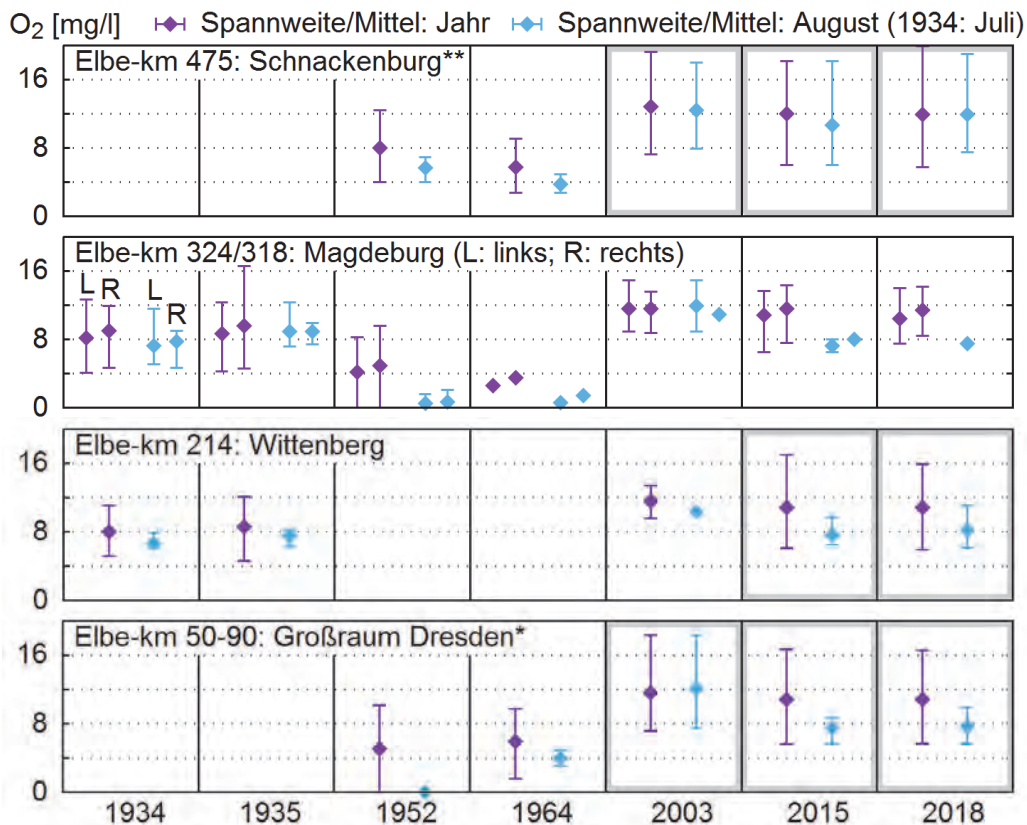


Abb. 2: Sauerstoffgehalt der Elbe in Jahren / Monaten mit extremem NW (*Messstellen: 1952 Meißen, 1964 Dresden-Saloppe, 2003-2018 Zehren; **Messstelle 1964: Gorleben); Beprobungsfrequenz: siehe Tabelle 1 (nach Hübner & Schwandt 2018, ergänzt)

In der unteren Mittel- und Unterelbe (Schnackenburg / Gorleben) lag der Sauerstoffgehalt im gesamten Jahreslauf 2018 – wie auch im Jahr 2015 – deutlich über dem des Jahres 1964 (Abb. 3). 2015 und insbesondere 2018 gab es größere sommerliche Sauerstoffschwankungen. Die durchschnittliche und maximale Wassertemperatur übertraf in beiden Jahren die des Jahres 1964.

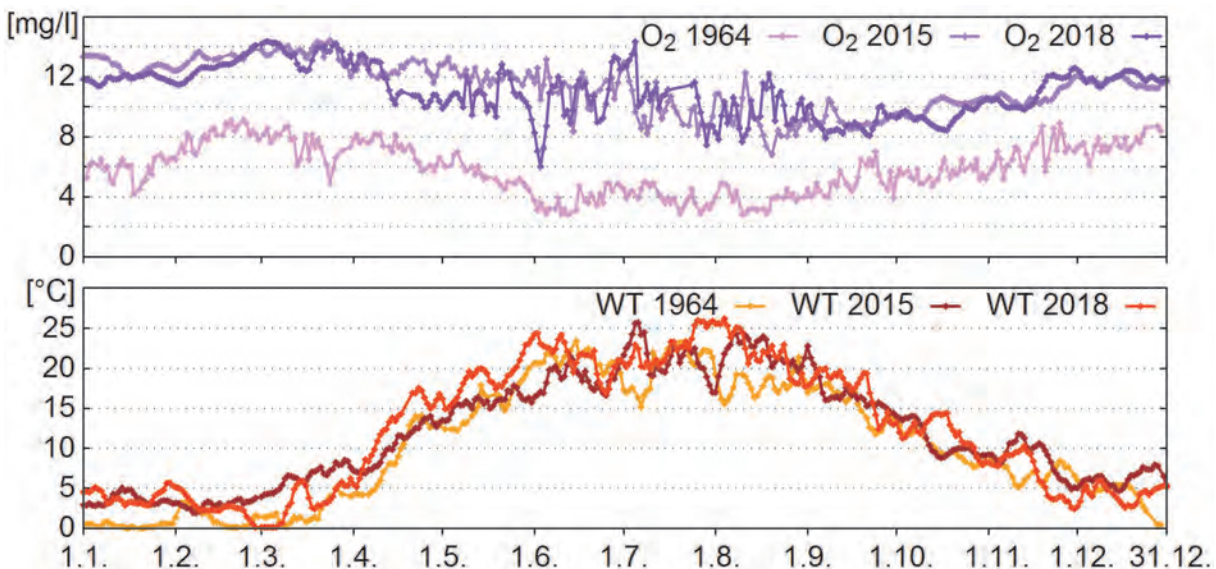


Abb. 3: Sauerstoffgehalt (O₂) und Wassertemperatur (WT) der Elbe bei Gorleben (Jahr 1964) bzw. Schnackenburg (Jahre 2015 und 2018) nach (werk-)täglichen 8.00 Uhr-Messwerten (nach Hübner & Schwandt, ergänzt)

Chloridkonzentration und Wasserhärte

Wie in Abbildung 4 am Beispiel der Elbe in Magdeburg dargestellt, zeigten auch die Chloridkonzentration und die Wasserhärte (Gesamthärte) der Elbe beim NW 2018 ein ähnliches Niveau wie bei den NW-Ereignissen 2003 und 2015. Beim Vergleich mit den älteren Ereignissen ist wiederum die deutlich variierende Beprobungsfrequenz zu beachten (siehe Unterschrift zu Abb. 4).

Aufgrund des starken Einflusses der von Südwesten (linksseitig) zuströmenden Saale (Elbe-km 291) auf die Wasserbeschaffenheit der Elbe war – wie auch außerhalb von NW-Perioden – sowohl die Chloridkonzentration als auch die Wasserhärte bei allen betrachteten NW-Ereignissen in Magdeburg am linken Ufer (Elbe-km 318, vormals 324) höher als am rechten (Elbe-km 322). Im jeweiligen NW-Monat nahmen Chloridkonzentration und Wasserhärte gegenüber dem Jahresdurchschnitt zu, teilweise (bei der Chloridkonzentration häufiger als bei der Wasserhärte) wurde in diesem Monat auch das Jahresmaximum gemessen. Zum August 2018 liegt nur für die Messstelle Magdeburg-links jeweils ein Messwert der Chloridkonzentration und Wasserhärte vor. Beide befinden sich im oberen Bereich der Jahresspannweite. Die höchsten Messwerte im Jahr 2018 wurden am 3. September ermittelt (Magdeburg-links): 520 mg/l Chlorid und 6,5 mmol/l Härte (36,3 °dH).

Gegenüber den Jahren 1952 und 1964 spiegeln die NW-Ereignisse 2003, 2015 und 2018 eine deutliche Abnahme der Chloridbelastung der Elbe wider (Abb. 4). Dagegen blieb die Wasserhärte ähnlich hoch wie 1964.

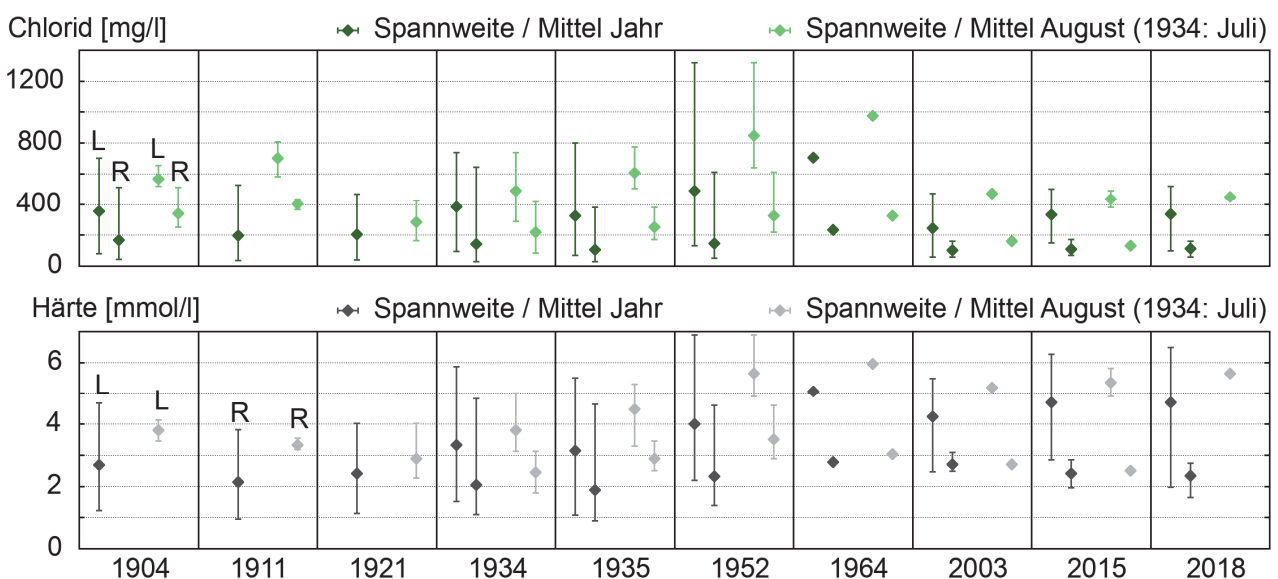


Abb. 4: Chloridkonzentration und Wasserhärte der Elbe bei Magdeburg (L: linkes Ufer, R: rechtes Ufer) in Jahren / Monaten mit extremem NW; Beprobungsfrequenz: 1904: 1x/Woche, 1911: 1x/Woche bzw. Chlorid links im Aug./Sept. fast täglich, 1921: 1-2x/Woche, 1934-2018: siehe Tab. 1, aber 2003 nur 1x/Monat (nach Hübner & Schwandt 2018, ergänzt)

Aufgrund der großen Bedeutung der Saale für den Salzgehalt und die Härte der Elbe zeigt Abbildung 5 Ausschnitte der dortigen Konzentrationsentwicklung. Sehr hohe Belastungen der Saale durch Einleitungen von Chlorid und Härtebildnern (Calcium und Magnesium) traten im Jahr 1964 auf. Anfang der 1990er Jahre ist ein Belastungsrückgang zu erkennen, wobei die Calcium- im Gegensatz zur Magnesiumkonzentration nachfolgend wieder gestiegen ist. Folglich hat sich das Calcium/Magnesium-Verhältnis erhöht, was auch für die Elbe nach dem Zufluss der Saale zutrifft.

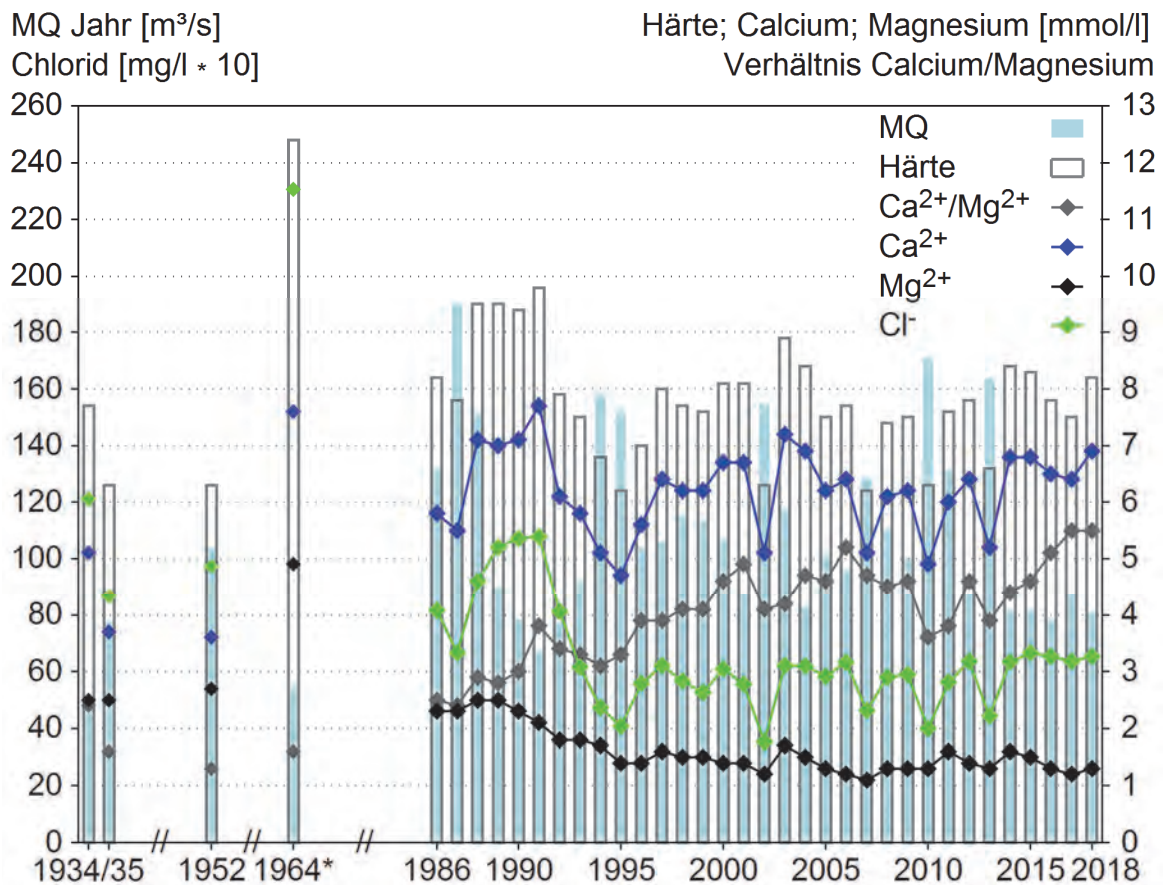


Abb. 5: Mittlerer Jahresdurchfluss (MQ) am Saale-Pegel Calbe-Grizehne sowie Jahresmittelwerte der Härte, Calcium-, Magnesium- und Chloridkonzentration sowie des Calcium/Magnesium-Verhältnisses in der unteren Saale bei Rosenberg in den Jahren 1934, 1935, 1952, 1964 sowie 1986-2018; *Probenahme Jan. - Okt. 1964 (nach Hübner & Schwandt 2018, ergänzt)

Diskussion

Beim Vergleich der NW-Ereignisse sind zum einen die unterschiedlichen Probenahmefrequenzen zu berücksichtigen. In früherer Zeit wurden beim Gewässermonitoring nur wenige Kenngrößen, diese aber in relativ kurzem Abstand gemessen. Heute wird an der Elbe eine große Zahl von Kenngrößen bestimmt, überwiegend aber nur einmal pro Monat. Andererseits werden einzelne Basiskenngrößen wie der Sauerstoffgehalt heute stellenweise kontinuierlich überwacht. Vor diesem Hintergrund eignen sich die Mittelwerte besser zum Langzeitvergleich als die Spannweiten der Messwerte. Zur Einordnung der NW-Situation im jeweiligen Jahreslauf und zur Beurteilung der gewässerökologischen Relevanz ist die zusätzliche Betrachtung der Messwert-Spannweite jedoch wichtig. Zum anderen variiert die Wasserführung bei den einzelnen Extremereignissen (vgl. Hübner & Schwandt 2018), wobei bei den NW-Ereignissen des 21. Jahrhunderts von einem relevanten Anteil Zuschusswasser aus Talsperren in Tschechien auszugehen ist (für 2015: IKSE 2017), der auch Einfluss auf die Wasserbeschaffenheit der Elbe hatte (Hübner & Schwandt 2016).

Nach Vliet & Zwolsman (2008) sind Flüsse mit gewöhnlicherweise niedrigem sommerlichem Durchfluss (wie die Elbe) und relativ hoher Gewässerbelastung durch Punktquellen anfälliger gegenüber NW-Perioden als Flüsse mit nivo-pluvial bedingtem Durchfluss (wie der Rhein). Dementsprechend traten an der Elbe beim NW 1952 und NW 1964 infolge starker

Wasserverschmutzung durch ungeklärtes Abwasser zeitweise nahezu anoxische Verhältnisse auf. Die Stilllegung von Industriebetrieben sowie der (Aus-)Bau zahlreicher Kläranlagen nach 1990 in Ostdeutschland und in der Tschechischen Republik führten zum starken Rückgang leicht oxidierbarer organischer Substanzen in der Elbe. Folglich zeigte sich der Sauerstoffhaushalt des Flusses bei den NW-Ereignissen des 21. Jahrhunderts stabil.

Der Konzentrationsanstieg von Salz- und weiteren Hauptionen in Flüssen während NW-Perioden wurde bereits vielfach beschrieben (z. B. Vliet & Zwolsman 2008; Mosley 2015). Die vorliegende Untersuchung zu Chlorid und Härte unterstreicht diese Beobachtungen. Eine Schlüsselfunktion für die Salz- und Härtebelastung der Elbe kommt der Saale zu. Nach Mirsch (1967) ist bei extremem NW von einer natürlichen Hintergrundbelastung der Saale bei Rosenberg von 225 mg/l Chlorid und 4,8 mmol/l Härte auszugehen, während für die Elbe bei Tangermünde (Elbe-km 389) 133 mg/l Chlorid und 3,3 mmol/l Härte anzusetzen sind. Von diesen Verhältnissen waren Saale und Elbe bei den NW-Ereignissen des 21. Jahrhunderts noch deutlich entfernt (Saale/Rosenburg, 15.8.2018: 1100 mg/l Chlorid, 11,8 mmol/l Härte; Elbe/Tangermünde (Mittelwert links/rechts), 3.9.2018: 355 mg/l Chlorid, 4,6 mmol/l Härte nach LHW 2019; siehe auch Hübner & Schwandt 2016, 2019).

Während der Rückgang der Magnesiumkonzentration in der Saale zu Beginn der 1990er Jahre auf die Stilllegung von Bergbaubetrieben im Südharzrevier zurückgeführt werden kann, fehlt uns bisher eine Erklärung für den Wiederanstieg der Calciumkonzentration, die sich auch in der Elbe unterhalb der Saalemündung zeigte und dort in den NW-Perioden des 21. Jahrhunderts auch im historischen Langzeitvergleich zu hohen Wasserhärten führte.

Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen am Beispiel der Elbe haben gezeigt, dass Vergleiche der Flusswasserbeschaffenheit anhand einzelner Kenngrößen über viele Jahrzehnte möglich sind. NW-Ereignisse können als Spiegel bzw. Gradmesser der jeweiligen Belastungssituation der Wasserqualität betrachtet werden, häufiger treten zumindest in Relation zum Jahreslauf extreme Messwerte auf. Dies rechtfertigt auf NW abgestimmte Sondermessprogramme mit verkürzten Probenahmeintervallen.

NW-bezogene Langzeitvergleiche der Wasserbeschaffenheit eines Flusses erleichtern die Unterscheidung ereignisspezifischer und allgemeiner NW-Charakteristika und ermöglichen die Identifikation relevanter Veränderungen / Trends im Gewässerchemismus. Sie bilden eine wesentliche Grundlage zur Einordnung, Klassifikation und Interpretation der Ereignisse.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei den Verantwortlichen der wasserwirtschaftlichen Landesbehörden und der FG Elbe für die jahrelange gute Zusammenarbeit im Rahmen des Messprogramms für hydrologische Extremereignisse an der Elbe sowie beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit für die Mittelbereitstellung über das "Messprogramm zur Überwachung der Gewässergüte grenzüberschreitender Flüsse sowie von Küstengewässern".

Literatur / Quellen

- BfG (Bundesanstalt für Gewässerkunde) (2019): Datensammlung zum Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe; hier zum Niedrigwasser 2015 und 2018. Informationsplattform Undine; http://undine.bafg.de/elbe/extremereignisse/elbe_mp_extremereignisse.html
- FGG Elbe (2019): Datenportal der FGG Elbe. Stand: 31.08.2019; <https://www.elbe-datenportal.de/>
- Hübner, G., Schwandt, D. (2016): Wasserbeschaffenheit und Schadstofftransport beim extremen Niedrigwasser der Elbe von Juli bis Oktober 2015. - Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Hrsg.). Fachberichte Hochwasser / Niedrigwasser – (Koblenz / Magdeburg): 41 S.; <https://www.fgg-elbe.de/dokumente/fachberichte.html>
- Hübner, G., Schwandt, D. (2018): Extreme low flow and water quality – a long-term view on the River Elbe. *Erdkunde – Archive for Scientific Geography*, Bonn 72 (3): 235-251; <https://doi.org/10.3112/erdkunde.2018.03.05>
- Hübner, G., Schwandt, D. (2019): Salz- und Schadstoffbelastung der Binnenelbe beim Niedrigwasser 2016. - Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Hrsg.). Fachberichte Hochwasser / Niedrigwasser – (Koblenz / Magdeburg): 15 S.; <https://www.fgg-elbe.de/dokumente/fachberichte.html>
- IKSE (2005): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet – Ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick. Magdeburg: 258 S.; <http://www.ikse-mkol.org/publikationen/verschiedenes/1/>
- IKSE (2012): Abschlussbericht über die Erfüllung des „Aktionsplans Hochwasserschutz Elbe“ im Zeitraum 2003-2011. Magdeburg: 67 S.; <http://www.ikse-mkol.org/en/publikationen/hochwasser/1/>
- IKSE (2017): Hydrologische Auswertung der Niedrigwassersituation 2015 im Einzugsgebiet der Elbe. Magdeburg: 63 S.; <http://www.ikse-mkol.org/publikationen/verschiedenes/1/>
- LHW (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt) (2019): Monitoringergebnisse der vergangenen Jahre; <https://lhw.sachsen-anhalt.de/untersuchen-bewerten/monitoringergebnisse/>
- Mirsch, E. (1967): Die natürliche und industrielle Versalzung von Wipper, Unstrut, Saale und Elbe. *Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft*, Berlin - Sonderheft 1966: 117 S., Anl.
- Mosley, L.M. (2015): Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. - *Earth-Science Reviews*, Amsterdam 140: 203-214; <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.11.010>
- Vliet, v., M.T.H., Zwolsman, J.J.G. (2008): Impact of summer droughts on the water quality of the Meuse river. *Journal of Hydrology*, Amsterdam 353 (1-2): 1–17; <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.01.001>

Drivers of cryptic species coexistence. Blueprint of a new project studying freshwater gammarid communities of Sicily

Kamil Hupalo¹; Alexander Weigand²; Martina Weiss¹; Florian Altermatt³; Diego Fontaneto⁴; Michal Grabowski⁵; Daniel Grabner¹; Bernd Sures¹; Florian Leese¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² Musée National d'Histoire Naturelle de Luxembourg, Luxembourg;

³ Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology; ⁴ National Research Council of Italy;

⁵ University of Lodz

DNA biodiversity assessments have confirmed the existence of overlooked or cryptic species in numerous taxa. Consequently, there is now a strong need for re-evaluation of intraspecific variability as well as the ecological traits and the actual distribution of the newly discovered cryptic species. In most cases, cryptic species usually form locally isolated populations, rarely known to co-occur in syntopy. Given their close phylogenetic relatedness, cryptic species are often considered ‘ecological clones’ with identical traits and thus are not expected to exhibit any niche partitioning patterns.

Interestingly, four cryptic lineages of the freshwater gammarid amphipod *Echinogammarus sicilianus* are known to co-occur on Sicily in a single locality, making it a quite unique case of cryptic freshwater species co-occurrence. The unexpected finding raises the question about the stability of this coexistence and its drivers. Thus, the main goal of our project is to test several hypotheses based on niche partitioning schemes, microhabitat selection and the potential influence of parasites mediating species coexistence.

We will conduct four successive seasonal campaigns to sample all available microhabitats in the particular stream system, including adjacent tributaries and affluents. All collected amphipods per site and microhabitat will be DNA-barcoded and their gut contents and microbiomes analysed via DNA metabarcoding to get insights into potential food resource specialisation among cryptic species. Additional data from stable isotope analyses, the local hydrological conditions, as well as the presence and diversity of microsporidian and acanthocephalan parasites, will help to identify potential drivers of species coexistence in freshwater gammarid communities of Sicily. But even more, we will use the *E. sicilianus* case as a model to study the general question how cryptic/sibling species are partitioning resources at the local and temporal scale that can be applied to further cases of cryptic species co-occurrence.

Monitoring der Bever - Habitatspezifische Erfolgskontrolle in einem Tieflandfluss ein Jahr nach Umsetzung der Renaturierung

Leonie Jaegers¹; Elisabeth I. Meyer²

¹ Westfälische Wilhelms-Universität Münster + Fachhochschule Münster; ² Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Für die Zielerreichung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) tritt zunehmend der zum Teil ausbleibende Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen in den Vordergrund. Vielfach ist die Betrachtung der Standorte mit der Beendigung der Umbaumaßnahmen abgeschlossen, und es findet nur selten ein langfristiges bzw. standortbezogenes Monitoring statt. Die Erfolgskontrolle ist jedoch ein wichtiges Instrument, das zur Lösung und Einordnung der wachsenden Problematik beitragen kann. Um neue Erkenntnisse zur Entwicklung der Ökologie nach Umbaumaßnahmen zu gewinnen, wird durch die Westfälischen Wilhelms-Universität und Fachhochschule Münster die Renaturierung der Bever in der nordrheinwestfälischen Gemeinde Ostbevern begleitend untersucht.

Die Bever stellt als sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss ein typisches Gewässer des Münsterlandes dar und erfüllt die Anforderungen der WRRL nicht. Im Gemeindegebiet Ostbevern sind daher die Herstellung der Durchgängigkeit und ökologische Verbesserung der Bever initiiert worden. Vor Beginn der Renaturierung erfolgte innerhalb einer Fallstudie im Jahr 2017 die Aufnahme des degradierten Ist-Zustandes der Bever. Bereits ein Jahr nach Abschluss der Umbaumaßnahmen wurde nun das Monitoring fortgesetzt, und es wurden erste Untersuchungen zur Erfolgskontrolle durchgeführt. In Rahmen einer Projektarbeit wurde dafür beispielhaft an einem Standort das Makrozoobenthos beprobt und ausgewertet. Gleichzeitig erfolgte eine genauere Betrachtung der Präferenzen der Makrozoobenthosorganismen hinsichtlich ihrer Habitatbesiedlung. Die Ergebnisse zeigen, wie sich die Biozönose innerhalb einer kurzen Zeitspanne entwickelt hat und welche Habitate voraussichtlich besonders zur Zielerreichung beitragen.

Biofilmgemeinschaften auf Mikroplastik: Mutualistische Interaktionen und Diversität

Rense Jongma¹; Rebekka Lülff; Anna Hübenthal; Bodo Philipp

¹ Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Die Akkumulation von Plastik in der Umwelt rückt zunehmend in das Bewusstsein der Gesellschaft. Durch Missmanagement von Plastikabfällen gelangten 2010 weltweit schätzungsweise 4,8 bis 12,7 Mt Plastikabfälle von küstennahen Regionen über Flüsse in die Ozeane (Jambeck et al., 2015; Lebreton & Andrady, 2019). Dies umfasst auch Mikroplastik (< 5 mm; MP), welches in aquatischen Habitaten mit diversen Organismen interagiert, so auch mit der Mikroflora. Eingebettet in einem Biofilm auf MP, bildet diese Gemeinschaft aus hetero- und autotrophen Mikroorganismen die sogenannte „Plastisphäre“ (Zettler et al., 2013; Kirstein et al., 2019). Im Projekt „MikroPlaTaS“ wird untersucht, inwiefern die Biofilmbildung die Hydrodynamik von MP in Süßwasser-Staulagen verändert und andererseits, welchen Einfluss die Ingestion dieser Partikel auf höhere trophische Ebenen hat. In diesen Studien wurde MP in verschiedenen Gewässern inkubiert und anschließend die Diversität der mikrobiellen Biofilmgemeinschaft bestimmt. Die Existenz von sowohl hetero- als auch autotrophen Mikroorganismen im MP-Biofilm deutete auf trophische Interaktionen hin. Um die Rolle solcher Interaktionen in der Biofilmbildung tiefergehend zu untersuchen, wurde der in situ gewachsene Biofilm ex situ unter photoautotrophen Bedingungen weiter kultiviert. Dies führte zu einer Selektion auf Gemeinschaften, in denen die autotrophen Algen die heterotrophen Bakterien ernähren. Die Gemeinschaften wurden weiterführend in ihrer Gesamtheit, jedoch auch auf Speziesebene taxonomisch und physiologisch charakterisiert, um u. a. Hinweise auf putative mutualistische Interaktionen zu erlangen.

Klimamonitoring in Seen

Sylvia Jordan; Michael Hupfer

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin

Laut Aussagen des Deutschen Wetterdienstes war das Jahr 2018 mit durchschnittlich 10,4 °C das wärmste und zugleich eines der niederschlagsärmsten Jahre seit Beginn der regelmäßigen Aufzeichnungen 1881. Damit stand das Jahr 2018 ganz im Zeichen des Klimawandels. Die hohen Temperaturen führten in geschichteten Seen zu einer sehr stabilen Sommerschichtung, in flachen Gewässern zu Temperaturen von mehr als 30°C. Aufgrund der fehlenden Niederschläge und der hohen Verdunstung sind die Grund- und Seewasserspiegel z. T. dramatisch gesunken. Für die Zukunft wird ein fortschreitender Erwärmungstrend, zunehmende Trocken- und Niedrigwasserperioden sowie die Zunahme von Hochwasser und Starkregenereignissen erwartet. Um Maßnahmen zur Klimaanpassung entwickeln zu können, ist es erforderlich, die Auswirkungen des Klimawandels auf die Seen durch ein gut abgestimmtes Klimamonitoring zu dokumentieren und geeignete Daten für Prognosemodelle bereitzustellen. Übliche Routinemessdaten, die zur Umsetzung der EU-WRRL erhoben werden, erfüllen diese Anforderungen hinsichtlich ihrer zeitlichen und räumlichen Auflösung nicht. Um Trends und Wirkzusammenhänge zu erkennen, besteht ein zunehmendes Interesse, verstärkt automatisch messende Systeme einzusetzen. Dafür gibt es verschiedene Möglichkeiten. Einfache Thermistorketten ermöglichen durchgängige Temperaturmessungen nahe der Oberfläche und über dem Grund von Seen, so dass neben der Temperaturentwicklung auch die Schichtungs-dauer exakt bestimmt werden kann. Um die klimatisch bedingten Veränderungen der Produktivität und des Mischungsregimes auf den Sauerstoffhaushalt erfassen zu können, werden Meßketten zusätzlich mit Sauerstoffloggern ausgestattet. Ein erweitertes Klimafolgenmonitoring umfasst neben der Messung der vertikalen Temperaturverteilung im See die Erhebung der meteorologischen Parameter direkt auf den See und weiterer automatisch messbarer Parameter wie pH, Leitfähigkeit, Trübung, Phycocyanin als Maß für die Cyanobakterien-Biomasse und Chlorophyll a im Epilimnion. In dem Beitrag sollen die Ausstattungsmöglichkeiten von automatischen Messstationen dargestellt und in Hinblick auf Kosten, Wartungsaufwand und Nutzen bewertet werden.

Contribution of the drawdown area to greenhouse gas emissions from an oligotrophic reservoir

Philipp Keller¹; Uwe Spank²; Matthias Koschorreck¹

¹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ; ² Technische Universität Dresden

Reservoirs are known to be a relevant source of greenhouse gases to the atmosphere. Drawdown areas at the shore, exposed by fluctuating water levels, were considered to be an additional significant hot spot for greenhouse gas emissions recently. However, estimates of emission rates may be biased due to inaccurate determination of the extent of these drawdown areas as well as the seasonal and spatial variation of greenhouse gas emissions and ignoring vegetation. We quantified the daily size of the drawdown area of the Rappbode Reservoir for the period 1965 - 2018 by a GIS analysis using a bathymetric model and waterlevel records. Furthermore, we measured CO₂ and CH₄ emissions of both, water surface and drawdown area throughout the year 2017 using chamber measurements with opaque and transparent chambers. We found that CO₂ flux from the drawdown area (mean $\pm$ sd = 140 $\pm$ 159 mmol m⁻² yr⁻¹) was four times higher than from the water surface (mean $\pm$ sd = 36 $\pm$ 74 mmol m⁻² yr⁻¹). Including the drawdown area into the carbon budget increased the total CO₂ emission by 26 %. Hence, 15 % of the surface area contributed 34 % of the total CO₂ emission.

Letale und subletale Toxizität der Fungizide Azoxystrobin und Kupferoxychlorid bei verschiedenen Temperaturen für *Gammarus fossarum*

Viktor Klima; Stefanie von Fumetti

Universität Basel, Schweiz

Fungizide als häufig eingesetzte Substanzen in der Landwirtschaft gelangen vor allem in intensiv genutzten Gebieten über den Oberflächenabfluss in Fliessgewässer. Dort können Fungizide in einer Vielzahl an Wirkstoffen in Konzentrationen von bis zu mehreren zehn Mikrogramm pro Liter nachgewiesen werden. Fungizide können sich bereits in diesem Konzentrationsbereich nachteilig auf aquatische Makroinvertebraten auswirken und implizieren indirekt potentielle Auswirkungen auf grundlegende Ökosystemfunktionen wie den Abbau von Falllaub in kleinen Fliessgewässern. Speziell über subletale Effekte von Fungiziden in Kombination mit steigenden Wassertemperaturen infolge globaler Klimaerwärmung ist bisher noch wenig bekannt. In dieser Masterarbeit wurde die letale und subletale Toxizität von zwei derzeit in der Schweizer Landwirtschaft häufig verwendeten Fungizidwirkstoffen (organisch: Azoxystrobin, anorganisch: Kupferoxychlorid) bei unterschiedlichen Temperaturen für *Gammarus fossarum* untersucht. Die letale Toxizität wurde in einem ex-situ LC-Test von 96 Stunden für die Temperaturen 9, 12, 15 und 18 °C untersucht. Der ermittelte LC50-Wert von Azoxystrobin lag für 9 °C bei 103 µg/L und für 18 °C bei 47 µg/L. Für Kupferoxychlorid war das gewählte Konzentrationsspektrum von 25-500 µg/L zu tief, um LC-Werte ermitteln zu können. Dies zeigt, dass Azoxystrobin im Vergleich zu Kupferoxychlorid zu einer deutlich erhöhten Mortalität bei *G. fossarum* führt. Die subletale Toxizität von Azoxystrobin wurde in zwei ex-situ Bioassays von 21 Tagen anhand der Fraßaktivität und den Energiereserven (Glykogengehalt) bei 10 und 15 °C untersucht. Dabei wurde im ersten Bioassay der LC10-Wert bei 10 °C (40 µg/L) und im zweiten Bioassay der LC10-Wert bei 15 °C (25 µg/L) verwendet. Bei 40 µg/L Azoxystrobin waren signifikante Effekte in Form einer Reduzierung der Fraßaktivität bei beiden Temperaturen gleichermassen zu beobachten. Bei 25 µg/L waren keine signifikanten Effekte aufgrund Kontamination und/oder erhöhter Temperatur zu beobachten. Die Temperaturdifferenz von 5 °C zeigte in beiden Bioassays keinen Effekt auf die Fraßaktivität. Die Resultate der Glykogenanalyse werden zeigen, ob die Effekte auf die Fraßaktivität und Energiereserven miteinander vereinbar sind. Verglichen mit gemessenen Azoxystrobin-Maximalwerten in europäischen Fliessgewässern von etwa 30 µg/L sind die in dieser Arbeit untersuchten Konzentrationen und deren Effekte als umweltrelevant zu betrachten.

Untersuchungen zu Schadstoffen und Hormonen in Fischmuskeln und –serum von Karpfen aus einem Fischkäfigexperiment in der Donau bei Novi Sad (Serbien)

Andreas Lechner, Marieke Voss, Martin Krause

Universität Osnabrück, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ

Die aquatischen Ökosysteme unserer Fließgewässer sind heutzutage einer großen Anzahl von Chemikalien sowie deren Transformationsprodukten ausgesetzt. Viele dieser Stoffe stören das Hormonsystem der Gewässerbewohner und können somit z. B. die Reproduktion, den Metabolismus und das Wachstum beeinflussen sowie Stress verursachen.

Um die Effekte organischer Schadstoffe in Fließgewässern besser untersuchen zu können, wurde zunächst eine Methode zum qualitativen und quantitativen Nachweis eines breiten Bereichs von Mikroschadstoffen und Hormonen in organischen Proben von Fischen etabliert. Dazu wurden Untersuchungen zur Eignung verschiedener Probenvorbereitungsmethoden mit dem Ziel durchgeführt, organische Schadstoffe, Hormone und Neurotransmitter in Muskel- und Serumproben von Karpfen mithilfe der LC-HRMS-Analytik nachzuweisen. Als Probenvorbereitung für das Muskelgewebe wurde die QuEChERS-Extraktion mit zwei verschiedenen Clean-Up-Varianten, EMR-L und dSPE mit PSA als Sorbent, untersucht. Anhand von Wiederfindungstests für ausgewählte wasserrelevante Targetsubstanzen konnte gezeigt werden, dass die Clean-Up-Methode mit PSA geeigneter ist. Für das Serum etablierte sich eine Extraktion mit eiskaltem Acetonitril. Um Neurotransmitter und Hormone in der LC-HRMS sensitiver detektieren zu können, wurde eine Derivatisierung der Proben mit Benzoylchlorid durchgeführt.

Anschließend wurde mithilfe der entwickelten Methodik untersucht, welche Substanzen von Fischen aufgenommen und angereichert werden. Hierfür wurde die Schadstoffbelastung von Karpfen (*Cyprinus carpio*) aus einem Fischkäfigexperiment (SOLUTIONS-Fallstudie) ermittelt, die an verschiedenen Standorten in der Donau in der Nähe der Stadt Novi Sad (Serbien) der jeweiligen Belastungssituation des Flusswassers ausgesetzt waren. Außerdem wurde ermittelt, ob die Einleitung des unbehandelten Abwassers von Novi Sad einen direkt erkennbaren Einfluss auf die Schadstoffgehalte und den Hormonspiegel der Fische an diesem Standort im Vergleich zu den Fischen der anderen Untersuchungsstandorte flussauf- bzw. flussabwärts hat.

Insgesamt konnten in den Karpfen 104 von über 500 analysierten Substanzen, darunter verschiedene Pharmazeutika, Pflanzenschutzmittel, Biozide, Kosmetika und Tenside sowie Hormone und zwei Neurotransmitter, nachgewiesen werden. Im Vergleich der Substanzkonzentrationen in den Karpfen mit denen im Wasser der Untersuchungsstandorte (aus der Literatur) zeigten sich teilweise deutliche Unterschiede. Somit kann von einer Biokonzentration ausgegangen werden.

Ein direkter Einfluss der Einleitung des unbehandelten Abwassers auf die Schadstoff- bzw. Hormonkonzentrationen der Fische konnte nicht festgestellt werden. Lediglich das Pharmazeutikum Sulfapyridin wies im Vergleich mit den anderen Standorten signifikant höhere Konzentrationen in den Karpfen nahe der Einleitung des Abwassers auf.

Floristische und faunistische Besiedlung einer Wasserbehandlungsanlage zur Eisenretention

Dieter Leßmann¹; Julia Gawronska²; Lucas Wilke²; Daniel Hühn³

¹ BTU Cottbus-Senftenberg; ² BTU Cottbus-Senftenberg; ³ Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sagrow

Infolge des langjährigen Braunkohlebergbaus in der Lausitz weisen zahlreiche Gewässer der Region erhöhte Eisenbelastungen auf. Um das ökologisch besonders wertvolle Biosphärenreservat Spreewald zu schützen, wurden an Spreewaldzuflüssen Wasserbehandlungsanlagen zur Verminderung der Eisenbelastung errichtet, die überwiegend als relativ naturnahe Eisenoxidaions- und Sedimentationsbecken gestaltet wurden.

Im Rahmen des vorgestellten Projekts sollte geprüft werden, inwieweit die 2013 in Betrieb genommene Wasserbehandlungsanlage am Vetschauer Mühlenfließ, in der die mittlere Gesamteisen-Konzentration von 5,2 mg/l im Zulauf auf 1,2 mg/l im Ablauf vermindert wird, neben ihrer technischen Funktion auch eine ökologische Bedeutung zukommt. Dazu wurden in den drei Becken der Anlage in Verbindung mit einem physikalisch-chemischen Monitoring Erfassungen der Makrophyten, der Makroinvertebraten und der Wirbeltiere durchgeführt.

Die Makrophytenkartierung erbrachte acht aquatische und sieben semi-aquatische Arten, die sich vor allem auf die Uferbereiche konzentrierten. Von den 44 nachgewiesenen Makroinvertebratentaxa besiedelten acht Taxa die Beckenmitten und 41 die ufernahen Bereiche, wobei das am stärksten durch Eisen belastete erste Becken die wenigsten Taxa aufwies. Mittels Elektrofischung und Multimaschenstellnetzen ließen sich elf Fischarten nachweisen. Die häufigsten Arten waren Barsch, Blei, Plötze, Rotfeder und Schleie. Mit abnehmender Eisenbelastung kam es zu einem deutlichen Anstieg der Abundanzen, während sich bei der Artenzahl kaum Unterschiede zwischen den Becken ergaben.

Insgesamt zeigte sich, dass naturnahe Wasserbehandlungsanlagen zur Eisenretention bei relativ geringer Eisenbelastung einen geeigneten Lebensraum für zahlreiche Pflanzen- und Tierarten darstellen können.

Methodenentwicklung zur Bewertung von faserbürtigem Mikroplastik

Jens Mählmann & Marco Sallat

Sächsisches Textilforschungsinstitut e. V. an der TU Chemnitz, Annaberger Str. 240, 09125 Chemnitz,
jens.maehlmann@stfi.de

Keywords: Mikroplastik, Textil, Fasern, Probenvorbereitung

Einleitung

Die wesentlichen Eintragspfade von Mikroplastik sind beschrieben: sog. sekundäres Mikroplastik, welches durch die Müll-Verwitterung entsteht und primäres Mikroplastik aus Produktionsrückständen, Produktionsverlusten sowie Mikroplastik aus Kosmetika und Hygieneartikeln (Bertling et al. 2018; Essel et al., 2015; BUND, 2016; Ott et al., 2015). Eine offenbare Wissenslücke stellt der Eintrag von Mikroplastik aus textilen Produkten dar. Es lassen sich nur vereinzelte Angaben finden, die jedoch eine sehr große Divergenz aufweisen (Browne et al. 2011, www.life-mermaids.eu, 2016; Pirc et al., 2016).

Ziele des Forschungsvorhabens sind die Qualifizierung und Quantifizierung von faserförmigen Mikroplastik-Emissionen in ausgewählten Prozessen und Produkten der Textilindustrie. Bisherige Untersuchungen zu Mikroplastik sind methodisch auf sphärische Partikel festgelegt. Bei Browne et al. (2011) ist eine Masseverschiebung der gefundenen Kunststoffspezies in der Nähe von menschlichen Besiedlungen hin zu einem Verhältnis, wie es typisch für (synthetische) Bekleidung ist, beschrieben. Das legt den Schluss nahe, dass ein unbekannter Anteil des Mikroplastiks in engem Zusammenhang mit der Herstellung, dem Gebrauch und der Pflege von Bekleidungstextilien und/oder technischen Textilien steht.

Material und Methoden

Für standardisierte Versuche (typische Produktions-Prozessschritte, gebrauchstypische Untersuchungen: Waschen, Abriebtest) wurden textile Flächengebilde auf institutseigenen Anlagen hergestellt, die sich lediglich in der Herstellungsart (Spinnvliesstoff „SV“, Faservliesstoffe „FV“ in den Verfestigungsverfahren Vernadeln „N“ oder Wasserstrahl „W“, Gewebe „RIG“ und Flachgestrick „FLS“) unterschieden. Folgende Anlagen- und Maschinenteknik stand zur Verfügung: Spinnvliesanlage Reicofil®4, Fa. Reifenhäuser GmbH & Co. KG Maschinenfabrik, Troisdorf; Labornadelvliesanlage Dilo Typ OUG II, Fa. Dilo Systems GmbH, Eberbach; Bandwebstuhl NCE 1/365, Fa. Jakob Müller, Frick/CH; Flachstrickmaschine Stoll CMS 740 Knit and Wear, H. Stoll GmbH, Reutlingen. Für alle Herstellungsverfahren wurden Garne (PET), Filamente („endlos“) oder Fasern aus Polyester (PET) in den Feinheiten 1,7 dtex oder 3,3 dtex eingesetzt. Zur begrifflichen Vereinfachung wird im Folgenden „Faser“ synonym zu „Filament“ verwendet. Die Standard-Flächengebilde wurden mit einer flächenspezifischen Masse von nominell 150 g/m² hergestellt, um einen möglichst weiten potentiellen Anwendungsbereich abzudecken (vgl. Abbildung 1).

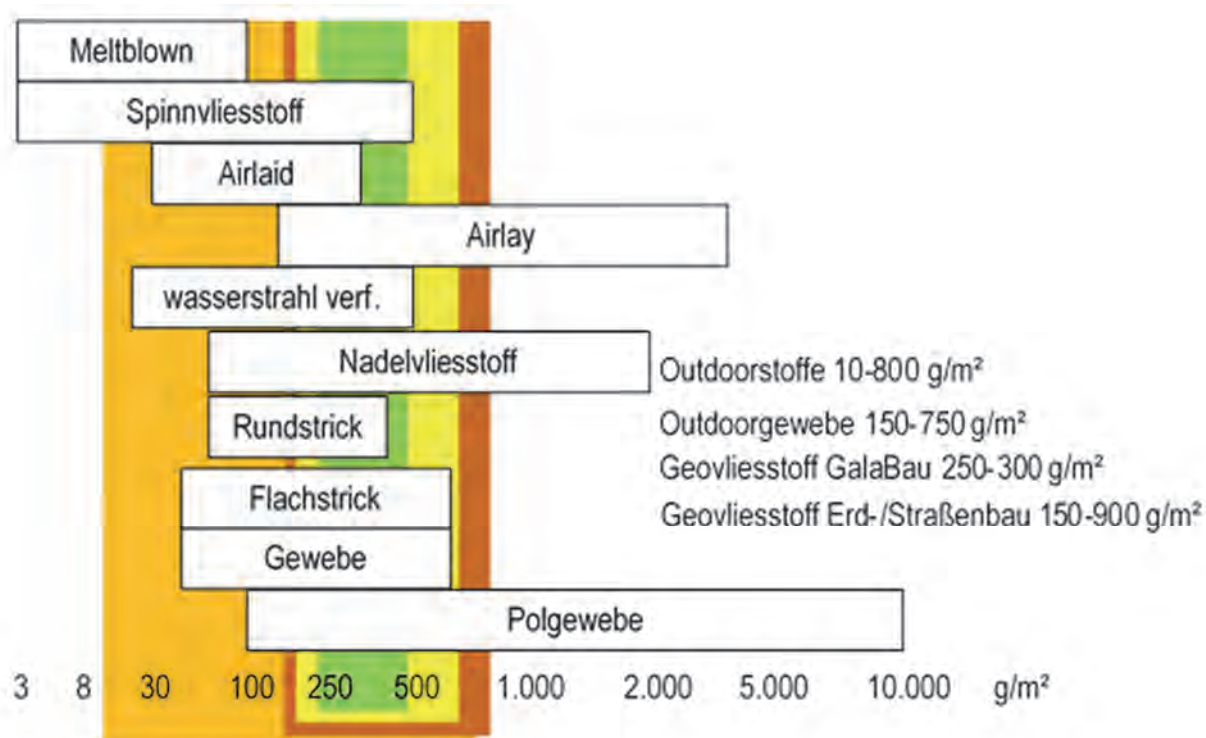


Abbildung 10. Herstellungstechnologien und typische Verwendung von textilen Flächengebilden in Abhängigkeit ihrer flächenspezifischen Masse

Referenzproben Mikroplastikfasern

Die formale Beschreibung von Mikroplastik-Fasern sowie Standard-Materialien aus vergleichbaren Faser-/Filament-Charakteristiken (z. B. Form, Größe, Faserdurchmesser, Faserlänge, Farbe) erfolgte unter Nutzung der Licht- (Digitalmikroskop VHX 600, Fa. Keyence Deutschland GmbH, Neu-Isenburg) und Rasterelektronenmikroskopie (QuantaTM 250 FEG, Fa. FEI Company; Hillsboro, Oregon/USA) sowie des Bildanalyseverfahrens zur Faseranalyse FibreShape FH/FiVer (FH), Fa. IST AG- Innovative Sintering Technologies, Vilters/CH.

Aus dem PET-Nadelfaservliesstoff NFV1 ($F=3,3$ dtex; $D = 19,3 \mu\text{m}$) wurde durch Zerkleinern tiefgefrorener Stücke (ca. $1,5 \times 2 \text{ cm}^2$) mit Hilfe einer Retsch Mühle ZM200 (18.000 U/min, 1 mm Siebkorngröße) eine Mikroplastikfaser-Probe (MFP) für Referenzuntersuchungen erzeugt. Die mittlere Faserlänge (Bildanalyse) betrug $1,16 \pm 0,74 \text{ mm}$.

Zuschnitt

Die Gewinnung der Proben für textilphysikalische Untersuchungen und Waschversuche erfolgte durch Stanzen, Ausschneiden mit einer Schere, mittels Laser-Schnittsystems (Typ eurolaser M1200, Fa. eurolaser GmbH, Lüneburg) oder mittels Ultraschall-Schweißmaschine (Typ 8312, Fa. Pfaff Industriesysteme und Maschinen GmbH, Kaiserslautern).

Scheuerprüfungen

Im Rahmen von Scheuerprüfungen nach der Martindale-Methode (in Anlehnung an DIN EN ISO 12947) wurden verschiedene textile Referenz-Flächengebilde hinsichtlich ihrer Robustheit gegenüber mechanischem Abrieb gegen Standard-Wollgewebe untersucht. Die Prüfungen wurden jeweils

beendet, sobald an der Probe mindestens ein Faden (Gestrick), zwei Fäden (Gewebe) zerstört oder Löcher mit $D > 2,5$ mm (Vliesstoffe) erkennbar waren. Masseveränderungen wurden während und nach der Prüfung gravimetrisch bestimmt. Abgelöste Fasern wurden während und nach Ende der Prüfung quantitativ aufgesammelt.

Waschtest

Für Waschttests kam eine Laborwaschmaschine Atlas Linitest Plus, Fa. ATLAS Material Testing Technology BV, Gelnhausen, zum Einsatz. Das System mit 8 Edelstahl-Probenbecher á 500 ml eignet sich durch Zugabe von Stahlkugeln auch für Tests auf Beständigkeit gegen Mahlen/Walken. Die Tests wurden in Anlehnung an DIN EN ISO 105-C06C2S bei 60°C und zweimaligem Spülen (jeweils 100 mL) mit vollentsalztem, partikelfrei filtriertem (0,2 µm CA-Filter) Wasser, bei quantitativer Überführung/Rückhaltung des Spülwassers durchgeführt.

Filtration

Zur Probenaufbereitung und Gewinnung von Mikroplastik-Fasern aus Wasch- und/oder Prozesswasser wurden metallische Filter-Systeme entwickelt: Eine (Aluminium)-Filterkaskade mit Durchmesser 47 mm erlaubte durch Schwere- oder Unterdruckfiltration über Edelstahl-Gewebe-Filter (Rolf Körner GmbH, Niederzier) eine Fraktionierung über 500 µm; 50 µm, 10 µm Maschenweite (MW). Eine Edelstahl-Filterpatrone mit Durchmesser 5 mm) für einen Edelstahl-Gewebe-Filter mit Maschenweite 10 µm wurde für eine Druckfiltration mittels Säulenadsorptionseinheit APV 26 (Analytik Jena, Jena) erstellt.

Identifikation von Mikroplastik-Fasern

Die Identifikation von Mikroplastik-Fasern erfolgte mittels eines FTIR-Mikroskop (Spotlight 400/Spectrum 100, Fa. Perkin Elmer LAS (Germany) GmbH, Rodgau-Jürgesheim) sowie durch Ramanspektroskopie (TU-München).

Ergebnisse

Textilphysikalische Charakterisierung

Die eingesetzten (PET) Stapelfasern und Fasergarne wiesen Feinheiten zwischen 1,6 dtex (GNW1, GAF1, GCW2, GCW5) und ca. 3,8 dtex (GCW4, GT1¹) auf. Dies entsprach einem Faser-Durchmesser zwischen 11 µ (GNW1, GCW5) und 18 µm (GAF1¹). Die Zugfestigkeit dieser Fasern lag zwischen 5 N und 83 N bei einer Dehnung zwischen 11 % und 29 %. Die Nass- und Trockenzugfestigkeit unterschieden sich nicht signifikant.

Es konnten erfolgreich Flächenstrukturen vergleichbarer flächenbezogener Massen (nominell 150 g/m², variierend von 140 g/m² (FLS3/GCW4) bis 183 g/m² (FLS8/GSN1)) aus den o.g. Garnen unter Nutzung unterschiedlicher Fertigungsverfahren hergestellt werden. Bei den Vliesstoffen kamen Fasern mit Feinheiten zwischen 2,65 dtex (NFV2) und 4,03 dtex (NFV1) zum Einsatz; die Faser-Durchmesser lagen zwischen 16 µm (NFV2), 18 µm (WSV1) und 19 µm (NFV1, NSV1)

¹ Abschätzung, da bei texturierten Garnen keine Messung möglich

Scheuerprüfung

Es wurde beobachtet, dass mit Ausnahme von Ripsgewebe RIG1 alle anderen getesteten textilen Flächen spätestens nach 1.000 Scheuertouren eine Pillbildung aufwiesen. RIG 1 zeigte lediglich Aufrauungen. Im weiteren Prüfverlauf wurden sowohl Einzelfasern als auch gebildete Pills abgerieben und letztlich als Massenverluste detektiert. Zwischenzeitlich gemessene Massezunahmen wurden auf Überträge von Fasern/Partikeln vom Scheuergewebe auf die Proben zurückgeführt.

Die höchsten Scheuerfestigkeiten wurden mit 125.000 Touren bei Proben des vernadelten Spinnvliesstoffs NSV1 und mit 90.000 Touren bei wasserstrahlverfestigtem Spinnvliesstoff WSV1 ermittelt. Im Bereich von 40.000 bis 70.000 Touren lagen die Scheuerbeständigkeiten der anderen untersuchten Vliesstoffkonstruktionen und der Gewebe RIG6 und RIG7. Die übrigen Flächengebilde erreichten Scheuerbeständigkeiten von maximal 18.000 Touren. Die Prüfungen für die Flachgestricke sind noch nicht abgeschlossen, lassen aber geringe Scheuerbeständigkeiten erwarten.

Der geringste Masseverlust wurde bei Gewebe RIG1 mit $6,6 \text{ g/m}^2$ (2,5 %, mittlere Tourenzahl = 16.667), der höchste mit $89,3 \text{ g/m}^2$ (38,9 %, Tourenzahl = 135.000) beim vernadelten Spinnvliesstoffs NSV1 ermittelt. Bei vergleichbarer Tourenzahl um 70.000 lagen die Masseverluste bei 19,6 % (NSV1), 22,2 % (NFV1), 26,3 % (NFV2), 19,3 % (RIG6).

Waschtest

Bisherige Ergebnisse weisen Faserausträge nach. Eine gravimetrische Bestimmung der Faserverluste war bisher nicht möglich, da sich neben den Fasern auch Begleitstoffe auf den Filtern abscheiden, die nicht selektiv entfernt werden konnten. Ein anderes Problem betrifft die Textilprobenvorbereitung an sich. Durch die Schnittkanten, insbesondere bei Gestricken, kommt es zu Verfälschungen. In den Filtrerrückständen der Wasserproben war nicht mehr erkennbar, ob es sich um Fasern aus der Fläche handelte oder ob es Faserverluste an den Schnittkanten waren, wie z. B. sekundär aufgelöste an- oder abgetrennte Maschenschenkel (sogenannte „offene Warenkante“, die beim Fertigprodukt nahezu nie auftritt). Diese Verfälschungen waren vor allem bei der Probengewinnung durch Stanzen oder Schneiden mit der Schere zu beobachten.

Zuschnitt

Auf Grund der geringen typischen Probenmaße, von z. B. 40 mm x 100 mm bei den Waschversuchen, weisen die Randflächen einen erheblichen Einfluss auf das Emissionsergebnis auf. Während bei (Nadel-)Vliesstoffen und Geweben ein Schnitt mittels Laser-Schneidmaschine zu einer hinreichenden Verfestigung der thermoplastischen Filamente im Randbereich führte, war dieses Trennverfahren bei den Gestricken nicht erfolgreich. Hier konnte durch relaxierende Fadenspannung ein sicheres Verschmelzen der Filamente nicht gewährleistet werden.

Die Schneidversuche mittels Ultraschall-Schweißmaschine ergaben für die drei getesteten Muster Vliesstoff NFV2, Gewebe RIG7 und das Gestrick FLS8 eine hinreichend gute Anheftung der angeschnittenen Filamente, wie in Abbildung 11 dargestellt.



Abbildung 11. (l) Vliesstoff NFV2, (m) Gestrick FLS8 (r) Gewebe RIG7 5-fache Vergrößerung der Schnittkante

Filtration

Die Versuche zur quantitativen Erfassung von Mikroplastik-Fasern aus Wasserproben durch Filtration und anschließender Wägung der Filter zeigten, dass in reinem Wasser durchschnittlich 98,5 % (+/- 2,75 %) der zuvor zugesetzten Mikroplastikfasern (50 mg/l) auf den Filtern wiedergefunden wurden. Beim Einsatz von Waschzusätzen (WZ 1 - 6), wichen die mittleren Wiederfindungsraten von der o. g. geringfügig ab (Tabelle 3). Filtriert wurde über eine Metallfilterkaskade (MW 500 µm – 50 µm – 10 µm) kombiniert mit einem 0,45 µm Celluloseacetat-Filter (Abbildung 12).

Tabelle 3. Wiederfindungsraten (gravimetrisch bestimmt) von Referenz-Mikroplastik-Fasern nach Filtration von künstlich hergestellten Wasserproben

Wasser	Wasser + WZ 1	Wasser + WZ 2	Wasser + WZ 3	Wasser + WZ 4	Wasser + WZ 5	Wasser + WZ 6
98,5 %	100,5 %	99,96 %	98,59 %	96,69 %	99,92 %	97,61 %
+/- 2,75 %	+/- 1,13 %	+/- 1,8 %	+/- 4,75 %	+/- 2,27 %	+/- 1,02 %	+/- 0,89 %

Legende Waschzusätze:

WZ 1	Fettalkoholethoxylat, Alkali, Komplexbildner
WZ 2	Fettalkoholethoxylat, Alkali, Komplexbildner, optische Aufheller, Desinfektionsmittel
WZ 3	Puffer (pH 1), Biozid
WZ 4	Puffer (pH 1), Hypochlorit
WZ 5	Fettalkoholethoxylat, Tenside
WZ 6	Polyacrylat, Phosphonate

Bei der Edelstahl-Filterpatrone (D = 5 mm) mit Edelstahl-Gewebe-Filtern (MW 10 µm) verblockte der Filter insbesondere bei Anwesenheit von Silikaten aus Waschmittelzusätzen. Hier lagen die erreichbaren Filtrationsvolumina bei ca. 2 mL/Filter. Eine Modifikation der Filterpatrone mit Polycarbonat-Filterhaltern (D = 13 mm, MW 10 µm) der Fa. Sartorius AG, Göttingen, erlaubte höhere Filtrationsvolumina. Für die 50 mL Waschflotte aus den Waschversuchen waren hier bis zu 3 Filter notwendig.

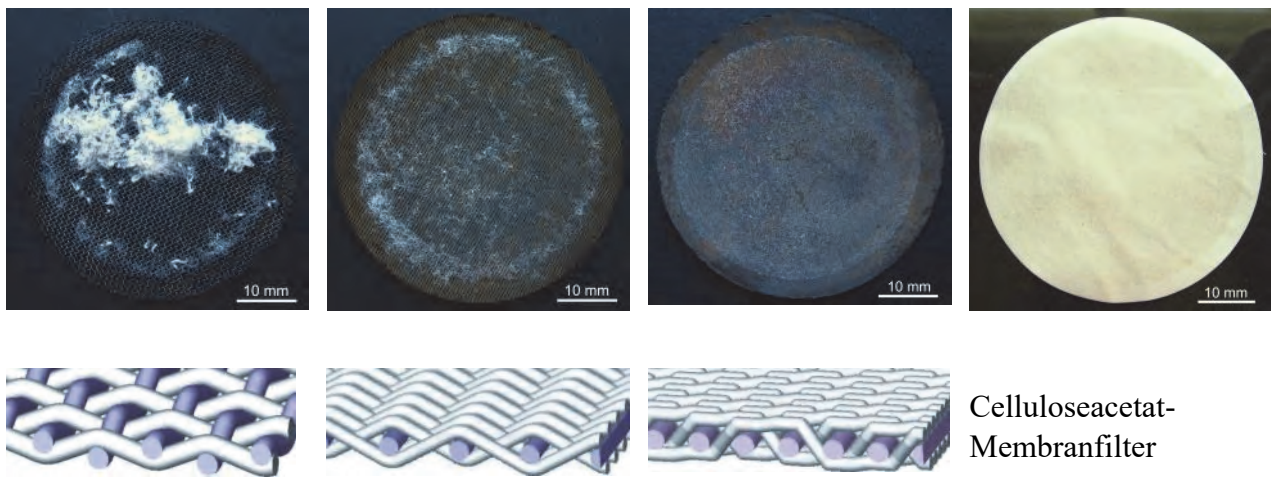


Abbildung 12. Oben: Rückstand nach Filtration von 50 mg PET-Mikroplastik-Fasern (in 1 L Wasser + WZ 1) über Filterkaskade (v.l.n.r.: MW 500 µm, 50 µm, 10 µm, 0,45 µm). Unten: Bindung der Filter, v.l.n.r.: Leinwand, Tresse, Köpertresse, Membranfilter)

Diskussion

Scheuerprüfung

Ein (noch nicht quantifizierter) Teil der herausgerissenen/herausgebrochenen Fasern verblieb (anfangs) auf dem Textil (z. B. in Form von Pillings; keine Detektion von Masseverlusten) und wurde erst mit fortschreitender Scheuerdauer in die Umgebung freigesetzt (Detektion von Masseverlusten). Damit hat neben textiltechnologischen Aspekten (z. B. Gewebe vs. Gestrick) auch die Art, Intensität und Dauer der Textilnutzung einen Einfluss auf die Freisetzung von faserbürtigem Mikroplastik.

Eine quantitative Aufnahme des Faserabriebs bei dem Martindale-Testverfahren nach DIN erwies sich als nicht möglich; das Einwandern von abgeriebenen Fasern in den Scheuerpartner war nicht hinreichend quantifizierbar. Damit ermöglicht die Scheuerprüfung keine abschließende Bewertung von Textilien im Hinblick die auf Problematik der Emission von Mikroplastikfasern.

Waschtest

Grundsätzlich scheint der Waschtest geeignet zu sein, um qualitative und quantitative Bewertungen der Freisetzung von Mikroplastikfasern aus Textilien zu treffen. Die Miniaturisierung erlaubt die zeitsparende Durchführung paralleler Tests und reduziert durch die geringen Wasch- und Spülflottenvolumina den Analyseaufwand. In Abhängigkeit von den gewählten Waschzusätzen ist eine vergleichsweise schnelle und einfache Probengewinnung durch anschließende Filtration der Flotten möglich.

Filtration

Die Metallgewebefilter ermöglichen prinzipiell eine zügige und technisch einfache Filtration von Wasserproben. Das abgestufte Metall-Filtersystem erlaubte den vollständigen Rückhalt von Mikroplastikfasern. Die anhand der Referenzversuche ermittelten Masseverluste an Mikroplastikfasern sind auf Anhaftungen derselben im Filtersystem zurückzuführen, welche trotz großer Sorgfalt nicht herausgespült werden konnten. Die beiden letzten Filtrationsschritte über den 10 µm-Filter oder den Membranfilter erwiesen sich in Abhängigkeit von Begleitstoffen im Wasser

(v. a. Silikate aus Waschmitteln) deutlich zeitaufwendiger und erforderten fallweise hohe Filtrationsdrücke und häufige Filterwechsel.

Die größenselektive Filtration von Mikroplastik-Fasern wurde zum einen durch das Verhältnis von Faserlänge zu -durchmesser und zum anderen durch Faser-Aggregation (Knäuelbildung) stark beeinträchtigt. So war an den 50 µm- und 500 µm-Filtern zu beobachten, dass Fasern, trotz längerer Ausdehnung als die Maschenweite des Filters, aufgrund ihres geringeren Querschnitts den Filter dennoch passierten. Am 10 µm-Filter trat dieser Effekt aufgrund der Filtergewebebindung (Köpertresse) nicht auf. Andererseits wurden auch kürzere Fasern auf weitmaschigen Filtern abgeschieden, wenn sie Bestandteil von Faseraggregaten waren.

Vorteilhaft erwies sich die Möglichkeit des Ausglühens der Metallfilter zur vollständigen Befreiung von Kunststoffen. Damit besteht bei der Probenvorbehandlung keine Gefahr des Eintrags von Mikroplastik durch den Filter selbst. Die Metallfilter sind einfach zu reinigen und wiederverwendbar. Die Größenfraktionierung ermöglicht die Filtration großer Wassermengen, da sich der Aufbau von (störenden) Filterkuchen auf den einzelnen Filtern verlangsamt.

Als nachteilig erwies sich, dass sowohl die Verwendung von Metallgewebefiltern als auch von Standard-Membranfiltern aus Polyamid oder Polycarbonat bei der FTIR-Mikroskopie zu Schwierigkeiten führt. Die Metallfilter weisen nicht die notwendigen IR-Reflexionseigenschaften auf. Eine Verschlechterung, wurde in Folge des Ausglühens beobachtet. Alternativ könnten stark reflektierende Filter (goldbeschichtete Polycarbonat-, Silbermembran) verwendet werden (Stückpreise 8 - 20 US\$; Robertson, 2018)². Zudem erfordern IR-Transmissionsmessungen eine manuelle Übertragung der Mikroplastik-Proben auf IR-transparente Träger (z. B. KBr) mit der Gefahr von Faserverlusten.

FTIR-Spektroskopie / Ramanspektroskopie

Die bei der Durchführung der Waschtests ggf. zur Anwendung kommenden Silikate aus den Waschmittelzusätzen wirkten sich störend auf die spektroskopischen Untersuchungen aus. Weitere Reinigungs- und Spülvorgänge ermöglichen zwar die Minderung der Problematik, erfordern aber weitere Filtrationsvorgänge mit der Gefahr von Faserverlusten. Bisher offen ist das Verhalten von (ein-)getrockneten Filterrückständen, die für den Übertrag auf Spektroskopie-geeignete Träger resuspendiert werden müssen, was zu einem erneuten Aufquellen der Silikatgele führen kann.

Danksagung

Wir danken der Euronorm Gesellschaft für Qualitätssicherung und Innovationsmanagement mbH für die finanzielle Förderung des Forschungsvorhabens „Methodenentwicklung zur Abschätzung der Freisetzung faserbürtigen Mikroplastiks aus Textilien“ (VF160021), welche aus Haushaltsmitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (BMWi) innerhalb des Förderprogramms „FuE-Förderung gemeinnütziger externer Industrieforschungseinrichtungen in Ostdeutschland“ Innovationskompetenz Ost (INNO-KOM-Ost) - Modul: Vorlaufforschung (VF) - erfolgte.

Literatur

J. Bertling, R. Bertling, L. Hamann (2018): Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der

² ausgewählte Bezugsquellen: www.pieper-filter.de, www.i3membrane.de

- Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT (Hsg.), Oberhausen, Juni 2018
- BUND, 2016. Mikroplastik - Die unsichtbare Gefahr. Der BUND-Einkaufsratgeber. Broschüre, Bund für Umwelt- und Naturschutz (BUND)
- Browne, Mark Anthony, Crump, Phillip, Niven, Stewart J., Teuten, Emma, Tonkin, Andrew, Galloway, Tamara, Thompson, Richard 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. Environ. Sci. Technol. 2011, 45, 9175–9179
- DIN EN ISO 105-C06C2S Textilien - Farbechtheitsprüfungen - Teil C06: Farbechtheit bei der Haushaltswäsche und der gewerblichen Wäsche
- DIN EN ISO 12947-2:2017-03. Textilien - Bestimmung der Scheuerbeständigkeit von textilen Flächengebilden mit dem Martindale-Verfahren - Teil 2: Bestimmung der Probenzerstörung
- Essel, R., Engel, L., Carus, M., Ahrens, R. H. (2015): Quellen für Mikroplastik mit Relevanz für den Meeresschutz in Deutschland. Gutachten, UBA TEXTE 63/2015, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2015
- www.life-mermaids.eu (2016) (LIFE13ENV/IT/001069)
- Ott, G., Wurster, U., Zipperle, J. (2015). Mikro-Kunststoffe: Grundlagen und Sachstand. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 2015
- Pirc, U., Vidmar, M., Mozer, A., Kržan, A. (2016): "Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing", Environmental Science and Pollution Research, DOI: 10.1007/s11356-016-7703-0
- Robertson, Ian, 2018. IR microscopy for the analysis of microplastics in bottled water. Webinar, <https://webinars.newfoodmagazine.com/IR-Microscopy-for-the-Analysis-of-Microplastics-in-Bottled-Water>

The impact of temperature and starvation on digestive enzymes in *Daphnia pulex*

Franziska Merten; Bettina Zeis

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

The crustacean *Daphnia pulex* is a key organism in the ecosystem of lakes. The common water flea finds its habitat in aquatic biotops around the world and is thus exposed to constantly changing environmental conditions, which also entail variable food supplies. In particular, temperature has a major influence on the organism, mainly caused by its impact on the organism's enzyme activities.

During digestion, proteins are broken down by, among others, the serine proteases trypsin and chymotrypsin. These proteases make up the largest proportion of intestinal digestive enzymes. The reactions take place at both cold and warm temperatures, raising the question of how the proteases can adapt to different ambient temperatures. The temperature optimum of the enzyme activity was investigated by photometric measurements with two substrates at different acclimation and measurement temperatures. The optimum differed only slightly between animals acclimated at 10°C, 20°C and 24°C, in average it was 53 °C for trypsin and 52 °C for chymotrypsin. Overall, an increase in activity with increasing measurement temperature was observed for both proteases up to the optima, with the trypsin activities being higher than those of chymotrypsin. Furthermore, the effect of various starvation periods on the enzyme activity was studied. During the first 48 hours without food intake, the synthesis of chymotrypsin proteins increased, whereas it steadily decreased for trypsin.

Additionally, bioinformatic analyses were carried out, in which the amino acid sequences of trypsin and chymotrypsin were examined in more detail. Both have the same catalytic triad, but differ in their charge, resulting in different substrate specificity. Of the 249 gene products with serine protease annotations, a total of 44, of which 37 were trypsins and 7 were chymotrypsins, could be classified as potentially functional.

Ship-induced waves reduce the reproduction success of *Daphnia magna* and *Daphnia pulex*

Ulrike Moser¹, Friederike Gabel²

¹ Institut für Landschaftsökologie Heisenbergstraße 2, 48149 Münster; ulrike.moser@uni-muenster.de,

² Institut für Landschaftsökologie Heisenbergstraße 2, 48149 Münster; gabelf@uni-muenster.de

Keywords: daphnids, food chain, hydrodynamic stress, immobilization, navigation, zooplankton

Introduction

Negative effects of ship-induced waves, e.g. reduced growth rates and fitness as well as increased mortality, have been demonstrated for plants, benthic invertebrates and fish (reviewed in GABEL et al. 2017). However, direct effects of ship-induced waves on zooplankton have not been investigated yet. Zooplankton, especially water fleas are an important compartment of limnic food webs (BURKS et al. 2001) and impacts or reduced densities may be far reaching. Hence, we investigated the direct and immediate effects of simulated ship-induced waves on two species of daphnids.

We hypothesized that the individuals get attached onto the surface of the water (A) and that this immobilization is reflected in a reduced reproduction success (B). Furthermore, we hypothesized that the effects may be more pronounced to *D. pulex* than to *D. magna*, as it's lowered surface volume ratio may induce a higher sensitivity to hydraulic forces (C).

Material and Methods

Experimental set up

The Experiments were conducted in a wave flume (300 cm x 80 cm X 60 cm) where two rows of test-vivaria (15 cm x 11 cm base area; 18 cm height; at 10 cm water level with a capacity of 1,640 ml) were exposed (Fig. 1). These vivaria were prepared with a 200 µm close-meshed gauze to hold even the freshly hatched inside (TOYOTA et al. 2016).

Two experiments were run:

1. Short-term effects and
2. Effects on reproduction success.

Individuals of *Daphnia pulex* [LEYDIG 1860] and *Daphnia magna* [STRAUS 1820] served as test organisms.

Short-time effects: 10 individuals in each vivarium (n = 10 for each species) were exposed to waves with velocities of 14.3 cm s⁻¹ (SE ± 0.19, SD ± 1.22, n = 40) with 10 minutes break and number of immobile individuals attached to the surface were counted after each wave. 20 waves were generated for each species.

Effects on reproduction success: In each vivarium 10 individuals with five replicates per species were exposed for six weeks, respectively. Control: no waves were generated. Wave treatment: every 10 minutes a wave was applied from 8 a.m. to 8 p.m.

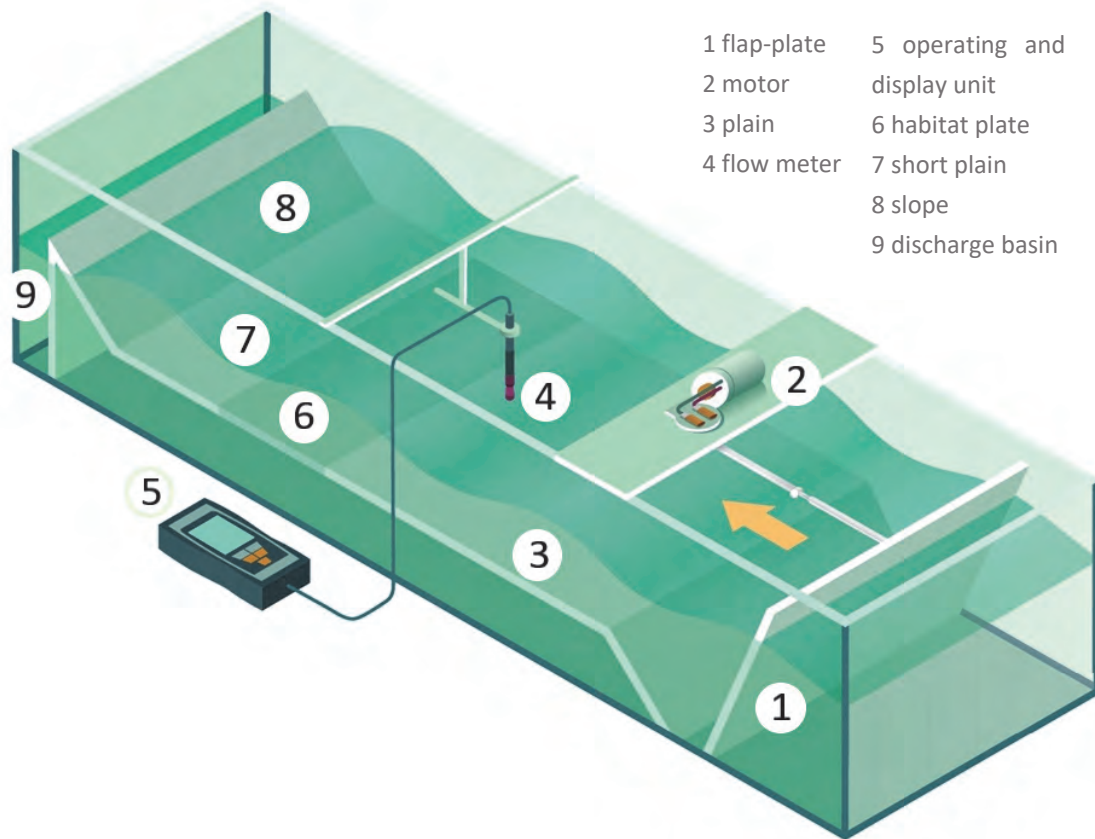


Figure 1: Wave flume with main technical equipment used for the experiment.

Results

Short-time effects

Individuals of both species showed reactions like hectic swimming and sagittal rotation after wave disturbance. *D. pulex* showed a significantly higher attachment rate to the water surface after wave disturbance (70 individuals) than *D. magna* (4 individuals; Mann-Whitney-U-test: $p \leq 0.001$).

Effects on reproduction success

Despite the fact, that *D. magna* reproduced much more during the experiments than *D. pulex*, wave disturbance significantly lowered the reproduction success of both species (Fig. 2; $p < 0.01$ for both species, t-test for independent samples).

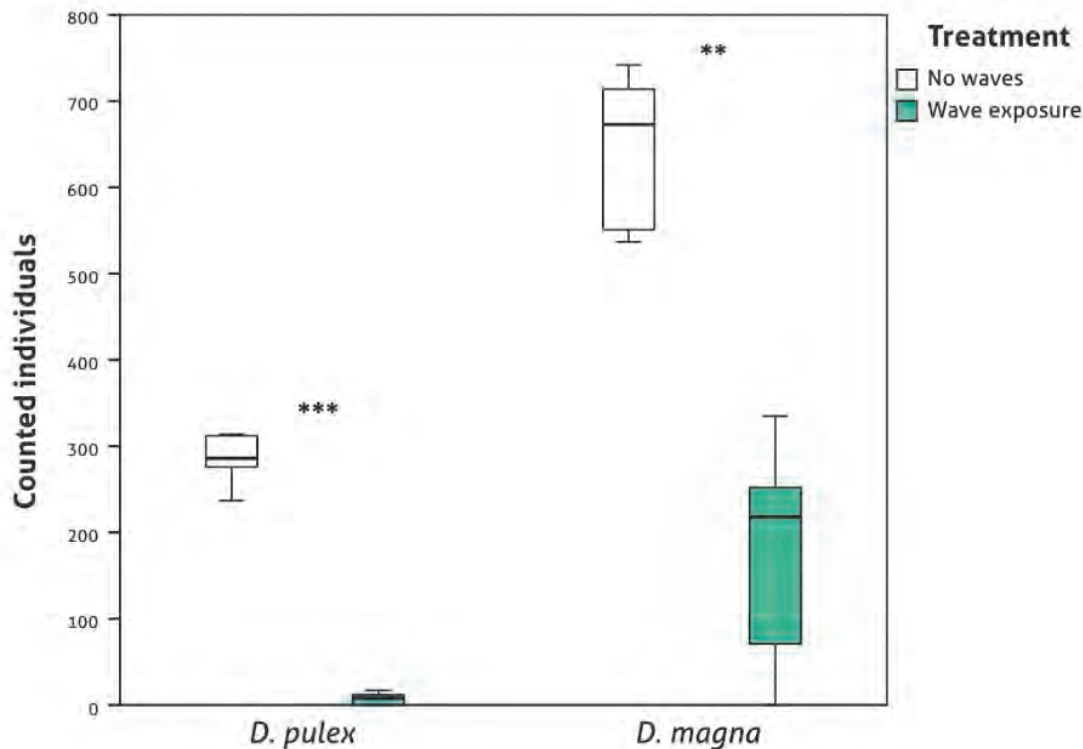


Figure 2: Reproduction success (number of individuals at the end of experiments) of *D. pulex* and *D. magna* in the wave and the control treatment (n = 5 for each group, t-test for independent samples). Significant differences are indicated by asterisks.

Discussion

The results show significantly lower population growth under wave disturbance than in the control treatment without waves. The daphnids seem to suffer from short-time effects of the waves like sagittal rotation and sticking to the water surface leading to lower reproduction success. Individuals may stick to the surface because of adhesive power of the water surface or because of air underneath the daphnids' carapaces due to turbidity. These short-time effects were much more pronounced to *D. pulex* than to *D. magna* probably due to its smaller body size resulting in lower power to detach itself from the water surface. However, also *D. magna* was significantly affected by the waves.

Despite the fact, that highest abundances of daphnids are found further away from the shorelines, waves may also affect daphnids under field conditions as waves velocities applied in the experiments were much smaller than waves created by ships (0.14 m s^{-1} vs. 0.71 m s^{-1} , WOLTER et al. 2004).

Conclusion

Lower population densities of daphnids as a result of artificial wave disturbances could have far-reaching consequences in different trophic levels, for example algae bloom due to a lowered regulatory of planktonic filter feeder. Moreover, algae nutrients get mobilized by ship-induced waves which additionally enhances the primary production especially in phosphorus limited systems (GABEL et al. 2017). Even a contrary model is thinkable if algae as a main nutrient of daphnids gets

dislocated whereby the already hydraulic stressed population of daphnids will be affected. Especially in shore near areas predatory pressure may cause a significant reduction of daphnids exposed to ship-induced waves whereby daphnids as a planktonic prey will be respectively missed in the local food chain. The influence of ship-induced waves on other planktonic species is still unknown but due to physical analogy supposedly related to the detected effects of ship-induced waves on *D. pulex* and *D. magna*.

Acknowledgment

This research project was developed within the scope of my master's program in landscape ecology. I want to thank Dr. F. Gabel for her inspiration and her support through the whole time of my project. A special thanks goes to Mr. P. Sulmann for his technical help.

Literature

- Burks, R. L., Jeppesen, E. & Lodge, D. M. (2001). Littoral zone structures as Daphnia refugia against fish predators. *Limnology and Oceanography* 46 (2), pp. 230–237.
- Gabel, F., Lorenz, S. & Stoll, S. (2017). Effects of ship-induced waves on aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment* 601–602, pp. 926–939.
- Toyota, K., Miyagawa, S., Ogino, Y., & Iguchi, T. (2016). Microinjection-Based RNA Interference Method in the Water Flea, *Daphnia pulex* and *Daphnia magna*. *InTech*, pp. 119-135.
- Wolter, C., Arlinghaus, R., Sukhodolov, A., & Engelhardt, C. (2004). A Model of Navigation-induced Currents in Inland Waterways and Implications for Juvenile Fish Displacement. *Environmental Management* 34, pp. 656-668.

Bewertung von Gewässerrenaturierungen am Beispiel der Münsterschen Aa: ergänzende Methoden für ein ganzheitliches Monitoring

Mike Müller¹, Lelaina Teichert¹, Melanie Diepenbruck¹, Sabrina Fehlhaber¹, Michel Harre¹, Jasmin Meyer¹, Friederike Schumann¹, Leonie Bley¹, Benjamin Kupilas^{1,2}

¹Institut für Landschaftsökologie (ILÖK): Heisenbergstraße 2, 48149 Münster, Germany

²Norwegian Institute for Water Research (NIVA): Gaustaaallen 21, 0349 Oslo, Norwa

Keywords: Isotopenanalyse, ergänzende Methoden, Makrozoobenthos, Gewässerrenaturierung

Einleitung

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bildet in Europa die Basis für ein naturverträgliches Gewässermanagement (MULNV, 2009). Es zeigt sich, dass die herkömmlichen Erfassungsparameter der WRRL Defizite aufweisen und sowohl den Zustand des Gewässers als auch den Erfolg von Renaturierungen häufig nur lückenhaft abbilden. Daher wurde an einem Konzept zum ganzheitlichen Monitoring der Münsterschen Aa gearbeitet, dass die klassischen Indikatoren durch neue Ansätze ergänzt.



Abb. 13 Übersichtskarte der beprobten Standorte.

Material und Methoden

Die Münstersche Aa, ist nach der LAWA Fließgewässerbewertung als Typ 14 (Sandgeprägter Tieflandbach) und nach der Fischgewässerbewertung als Typ 6 (Unterer Forellentyp Tiefland) klassifiziert. Für diese Studie wurden an neu-renaturierten (2018), alt-renaturierten (2014) und einem degradierten Standort(en) klassische Parameter zur Fließgewässerbewertung erhoben. Diese setzen sich zusammen aus dem Multihabitatsampling nach Meier et al. (2006), Elektrofischfang nach Dußling (2009), Erfassung von Makrophyten nach LANUV (2017), Gewässerstruktur nach LANUV (2018) und der Gewässerchemie. Ergänzt wurden die klassischen Indikatoren durch eine Isotopenanalyse, für die MZB Gemeinschaften. Die MZB Proben für die Isotopenanalyse wurden mittels standardisiertem Kick-samplings, Habitat spezifisch entnommen, gekühlt und im Labor taxonomisch bestimmt. Für die Analyse wurden die Proben gefriergetrocknet und mittels Massenspektrometer (EA/TC-IRMS Nu Horizon, HEKAtech/Nu Instruments) die individuelle Isotopensignatur von ^{13}C und ^{15}N (in $\delta\text{‰}$) jeder Probe analysiert. Der gesamte Aufnahmezeitraum erstreckte sich von April bis August 2019. Die statistische Auswertung erfolgte mit R mit Hilfe des SIBER-Packages (Jackson et al., 2011) von SIAR (Parnell et al. 2008, 2010) durchgeführt.

Ergebnisse

Herkömmliche Bewertungsmethoden

Während sich die Gewässerstrukturgüte durch die Renaturierung verbessert hat, sind bei den anderen klassischen biologischen Indikatoren keine eindeutigen Ergebnisse zu erkennen (vgl. Tab. 1). Die Saprobie beschreibt den ökologischen Zustand für den alt-renaturierten Standort und die Referenz als "gut". Das ökologische Potenzial von MZB hingegen wird als "mäßig" für den alt-renaturierten Standort beschrieben und als "schlecht" für den neu-renaturierten Standort (vgl. Tab.1). Das Makrophytenvorkommen wird an allen Standorten als "unbefriedigend" eingeschätzt und die Fischfauna wird ebenfalls an allen Standorten (außer am Referenz Standort, an dem die Daten fehlen) als "mäßig" eingestuft (vgl. Tab. 1). Betrachtet man all diese Indikatoren, lässt sich keine einheitliche Aussage über die Standorte treffen.

Tab. 4 Ökologisches Potential der biologischen Qualitätskomponenten 2019 nach Standorten.

	Fischfauna	Makrophyten	MZB	Saprobie
Alt-renaturiert (2014)	mäßig	unbefriedigend	mäßig	gut
Neu-renaturiert (2018)	mäßig	unbefriedigend	schlecht	mäßig
Referenz		unbefriedigend	unbefriedigend	gut

Ergänzende Isotopenanalyse

Die Ergebnisse der Isotopenanalyse zeigen am alt-renaturierten Standort eine große $\delta^{13}\text{C}$ -Range (CR), sowie eine große $\delta^{15}\text{N}$ -Range (NR) und eine große Fläche der Ellipse (SEAc und SEAB) (vgl.

Tab. 2). Die CR ist die Differenz zwischen dem maximalen und dem minimalen $\delta^{13}\text{C}$ -Wert an einem Standort und beschreibt die Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen und Habitatdiversität an einem Standort (Laymann, 2007). Eine große CR am altrenaturierten Standort bedeutet eine hohe Nahrungs- und Habitatdiversität. Die NR ist die Differenz zwischen dem maximalen und dem minimalen $\delta^{15}\text{N}$ -Wert und erlaubt Rückschlüsse über die trophische Diversität an einem Standort. Ist die NR groß, wie am alt-renaturierten Standort (vgl. Tab. 2), liegt eine hohe trophische Diversität vor (Laymann, 2007). Über die Fläche der Ellipse (SEAc) kann man Aussagen über den Nischenraum treffen, der von einer Art beansprucht wird. Um einen statistisch robusteren Wert zu erhalten, wurde bayesianische Statistik auf die Fläche der Ellipse angewandt (SEAB) (Jackson, 2011). Wie bei den Ranges kann man auch hier erkennen, dass die größten SEAB-Werte am alt-renaturierten Standort vorzufinden sind. Am neu-renaturierten Standort ist die CR und SEAB am geringsten (vgl. Tab. 2 und Abb. 2).

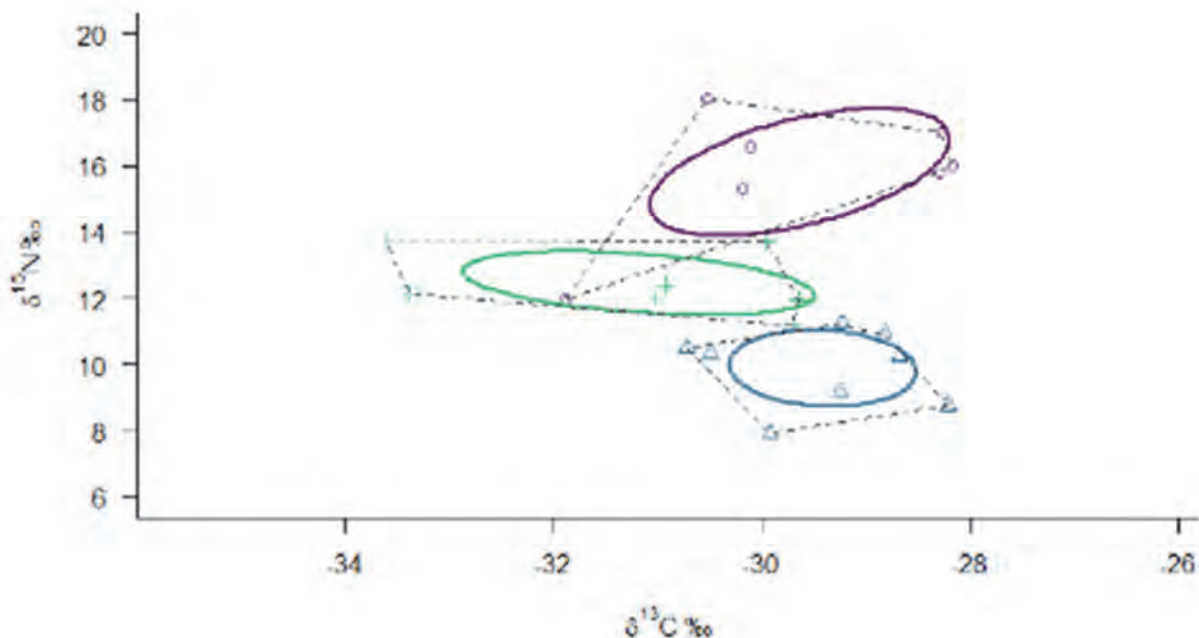


Abb. 14 Stabile Isotopen Zusammensetzung von MZB der Standorte (Alt = Kreis, Referenz = Kreuz und Neu = Dreieck) mit Konvex-Hülle (gestrichelt) und Ellipsen (durchgezogen). Corrected Standart Ellipse Area (SEAc) bezieht sich auf c. 40% der Daten.

Tab. 5 Range der $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopensignatur (CR) und der $\delta^{15}\text{N}$ -Isotopensignatur (NR) von MZB nach Standorten. SEAc, sowie die ermittelte SEA durch bayesianische Inferenz (SEAB).

	CR [‰]	NR [‰]	SEAc [‰ ²]	SEAB [‰ ²]
Alt-renaturiert (2014)	3.72	6.04	8.77	7.14
Neu-renaturiert (2018)	2.51	3.31	3.72	3.00
Referenz	3.97	2.55	5.47	4.24

Diskussion

Sowohl der alt- (2014), als auch der neu-renaturierte (2018) Abschnitt werden nach den Maßnahmen in Bezug auf die Gewässerstrukturgüte als deutlich naturnäher eingestuft, wobei die degradierte Referenzfläche weiterhin als stark verändert gilt. Dieses Ergebnis steht im Kontrast zu jenen der biologischen Qualitätskomponenten. Makrophyten werden an allen Abschnitten als unbefriedigend eingestuft, Fischfauna und Makrozoobenthos lassen ebenfalls nicht auf Naturnähe schließen, was durchaus den z. T. erst kürzlich erfolgten Eingriffen der Renaturierung zu schulden ist. Renaturierungsmaßnahmen zielen häufig auf die Beseitigung hydromorphologischer Defizite ab. Allerdings wird die Wirkung auf die biologischen Qualitätskomponenten vermehrt in Frage gestellt, da eine Verbesserung des ökologischen Zustands nur bedingt verzeichnet werden kann (Jähnig et al. 2011). Diese Störung und entsprechende Zeit zur Wiederbesiedlung freier Nischen erfordert ein langfristiges Monitoring (Dahm et. al 2014).

Ergänzende Informationen konnten schließlich über die Isotopenanalyse erhalten werden, die von den herkömmlichen Untersuchungsparametern bisher nicht erfasst wurden. Die Ranges der $\delta^{15}\text{N}$ -Isotopensignatur (NR) spiegeln die trophischen Level und dadurch die trophische Diversität wider (Layman et al. 2007). Daraus schließend hat der alt-renaturierte Standort (2014) die höchste trophische Diversität, die Referenzstrecke die niedrigste. Entsprechend konnte auch einen positiven Effekt der Renaturierung auf die trophische Diversität bereits beim neu-renaturierten Standort beobachten werden. Nach Laymann et al. (2007) lassen die Ranges der $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopensignatur (CR) bei Makrozoobenthos auf die Nischenbreite schließen, die die Nahrungs- und Habitatdiversität angibt. Demnach haben der alt-renaturierte und der Referenz-Standort eine höhere Ressourcen-Diversität, als der 2018 renaturierte Abschnitt (vermutlich durch den rezenten Eingriff). Die Erkenntnisse über die Nischendiversität lassen sich durch die Untersuchung der SEAB bestätigen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die ergänzenden Isotopen-Ergebnisse zeigen entgegen der klassischen Methoden, dass die Renaturierung einen positiven Effekt auf die Nischengröße der Invertebraten haben kann. So konnte eine Sukzession der Nischen für den alt-renaturierten Standort und eine Verbesserung des neu-renaturierten festgestellt werden (Ressourcen-Diversität und trophischen Diversität).

Eine ergänzende Vegetationskartierung der angrenzenden Ufer- und Überflutungsbereiche zeigte überwiegend nur einen Teilerfolg der Renaturierung (bzgl. des natürlichen Artenspektrums) am alt-renaturierten Standort. Ergänzende Dronenbilder zeigen, dass die Zahl der Mikrohabitate nach den Eingriffen jeweils gestiegen ist. Weiter Auswertungen von Drohnenaufnahmen aller Standorte stehen zurzeit noch offen und sollen ebenfalls zusätzliche Analysemethoden. Im Folgejahr sollen die erfolgreichen Methoden fortführend angewandt werden.

Literatur

- Dahm V., B. Kupilas, P. Rolauffs, D. Hering, P. Haase, H. Kappes, M. Leps, A. Sundermann, S. Döbbelt-Grüne, C. Hartmann, U. Koenzen, C. Reuvers, U. Zellmer, C. Zins & F. Wagner (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Umweltbundesamt, Texte 43/2014, 178 S. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/strategien-zur-optimierung-vonfliessgewaesser>
- Dußling, U. (2009): Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. Handbuch zu fiBS: Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten

- Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS. Hg. v. Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. (15).
- Jackson, A. L., Inger, R., Parnell, A. C., & Bearhop, S. (2011). Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER–Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, 80(3), 595-602.
- Jähnig, Sonja Charlotte; Hering, Daniel; Sommerhäuser, Mario (Hg.) (2011): Fließgewässer-Renaturierung heute und morgen. EG-Wasserrahmenrichtlinie, Maßnahmen und Effizienzkontrolle. Stuttgart: Schweizerbart (Limnologie aktuell, 13).
- Layman, C. A.; Arrington, D. A.; Montaña, C. G.; Post, D. M. (2007): CAN STABLE ISOTOPE RATIOS PROVIDE FOR COMMUNITY-WIDE MEASURES OF TROPHIC STRUCTURE? In: *Ecology* 88 (1), S. 42–48. DOI: 10.1890/0012-9658(2007)88[42:CSIRPF]2.0.CO;2.
- Parnell, A., Inger, R., Bearhop, S., & Jackson, A. L. (2008). Stable isotope analysis in R (SIAR)
- Parnell, A. C., Inger, R., Bearhop, S., & Jackson, A. L. (2010). Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *PloS one*, 5(3), e9672.

The ontogenesis of *Daphnia magna* and *Daphnia galeata*

Nina Nacke; Andrea Schwalb; Bettina Zeis

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

The crustacean genus *Daphnia* is an important model organism in the scientific research concerning its ecology and physiology. The embryonic development of *D. magna* and *D. galeata* has been analysed regarding their different growth stages. The living embryos were observed after removing them from the female brood pouches. This was done by carefully causing a stream of liquid with a syringe through the brood pouches. This way embryos could be separated to observe the individual development times at 20 °C. The observed stages were divided in four categories. At first, the eggs were opaque or translucent with transparent edges and fat cells began to form. After this, the egg membrane was cast off and a head formed. In the next stage, two small pink eyes appeared, eventually turning bigger and black. At last, the eyes fused to a large one. We found that the larger species *D. magna* requires more time (75.7 hours) for the embryonic development than the smaller *D. galeata*, which terminates the last stage after 60.9 hours. For both species the first stage is the longest, followed by the third stage (two pink eyes turning into bigger black ones) and afterwards the second stage. The shortest stage is the last one, where the eyes are fused, and the complete morphology is clearly visible. The first moulting of the juveniles after hatching takes place after 28.0 hours for *D. magna* and 29.6 hours for *D. galeata*. In addition to that, the relation between the size and age of *D. galeata* was analysed. An almost linear correlation was found between age and size. The different size of the species might be a plausible explanation for variations in development. In further experiments, the role of temperature for the embryos' development will be analysed.

Experimente zur kontinuierlichen Beobachtung des Wachstums einer Phytoplanktonpopulation

Thomas Petzoldt¹; Christoph Belger²; David Kneis¹

¹ TU Dresden, Institut für Hydrobiologie; ² Martin-Andersen-Nexö-Gymnasium Dresden

Wachstums- und Verlustprozesse spielen in den ökologischen Wissenschaften eine entscheidende Rolle, nicht nur bei Symbolarten wie dem amerikanischen Bison (Snider & Brimlow 2013), sondern auch bei Bakterien, beim Phytoplankton oder bei Fischen. Biologische Systeme besitzen eine vielfältige Dynamik und sind häufig komplex und rückgekoppelt, Simulationen und Experimente tragen zum Verständnis bei.

Es sollen virtuelle und reale Experimente vorgestellt werden, mit denen sich Wachstumsprozesse anschaulich verfolgen lassen. Im ersten Fall handelt es sich um web-basierte Simulationen (Laborversuch, Kläranlage, Flachsee) auf dem Computer oder Tablet, zum anderen um kleine Laborexperimente, die die reale mit der virtuellen Welt verbinden.

Mit Hilfe von Flaschenversuchen wird das Populationswachstum einer Mikroalgenkultur beobachtet, z. B. von *Scenedesmus*. Die Messeinrichtung besteht aus kostengünstigen Bauteilen und eignet sich für Praktikumsversuche, Schulexperimente und Hobbyforscher. Das Grundprinzip ist ein Gestell mit roter Laserdiode, einem Fotowiderstand und einem Temperatursensor sowie einer LED-Beleuchtung und einem selbstgebauten Magnetrührer. Für die Stromversorgung genügt ein 5V-USB-Netzteil, z. B. von einem Handy. Die Messung kann direkt in der Flasche erfolgen, ohne den Versuch zu unterbrechen.

Die optische Dichte der Planktonkultur wird im einfachsten Fall manuell mit einem Voltmeter gemessen. In der vollen Ausbaustufe erfolgt die Messung mit einem WLAN-fähigen Mikrocontroller (Espressif ESP32), der gleichzeitig Beleuchtung und Rührer steuert, die Temperatur überwacht und die Daten an einen Server (z. B. einen Raspberry Pi „Bastelcomputer“) oder einen Cloudservice überträgt. Je nach Ausbaustufe ist das Experiment sehr einfach und erfordert weder Programmierung noch den Umgang mit einem Lötkolben. Im größeren Maßstab kann es ein fächerübergreifendes „Maker-Projekt“ (Snider & Brimlow 2013, Obama 2014) für Teams werden: mechanischer Aufbau der Versuchsanordnung, Aufbau einer Schaltung, Mikrocontroller-Programmierung, Datenübertragung („Internet of Things“), Finden und Kennenlernen geeigneter Organismen, mikroskopische oder fotometrische Kalibrierung, Herstellen von Kulturmedien, Datenbankstruktur, statistische Datenanalyse und mechanistische Modellierung.

Der Versuchsaufbau wurde im Rahmen eines Schülerpraktikums (Gymnasium 11. Klasse) erfolgreich getestet. Die gewonnen Daten sollen in einem Kurs "Ökologische Modellierung und Statistik" des Masterstudiengangs Hydrobiologie verwendet werden.

Literatur

- Snider, S. B. & Brimlow, J. N. (2013) An Introduction to Population Growth. Nature Education Knowledge 4(4):3
- Obama, B. (2014) Nation of Makers. <https://obamawhitehouse.archives.gov/nation-of-makers> abgerufen am 2019-05-28
- Wikipedia (2019) Makerbewegung. <https://de.wikipedia.org/wiki/Maker> abgerufen am 2019-05-28

Raum-zeitliche Dynamiken und Steuerungsfaktoren der Methan-Ebullition in einem kleinen Flachsee

Leandra Praetzel; Marcel Schmiedeskamp; Klaus-Holger Knorr

Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Kleine Flachseen ($< 1 \text{ km}^2$) spielen eine wichtige Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf. Sie bedecken ca. 2% der Landoberfläche (Downing 2010) und reagieren aufgrund ihrer geringen Wassertiefe und ihres niedrigen Umfang/Volumen-Verhältnisses sensibel auf Umweltveränderungen wie Klimaveränderungen und Nährstoffeinträge. Methan (CH_4) ist ein wichtiges Treibhausgas, und 25-mal so wirksam wie CO_2 (bezogen auf einen Zeitraum von 100 Jahren) (IPCC 2007). CH_4 -Emissionen aus Seen tragen zu 6-16 % zu den natürlichen CH_4 -Emissionen bei (Bastviken et al. 2004). CH_4 wird in Seen hauptsächlich in anoxischen Sedimenten gebildet und gelangt in Form von diffusiven, größtenteils jedoch blasenförmigen Flüssen (Ebullition) in die Atmosphäre.

Sowohl räumlich als auch zeitlich hoch aufgelöste Messungen von CH_4 -Ebullition in Seen der temperaten Zone, sowie deren Steuerungsfaktoren, sind bisher wenig untersucht.

Zu diesem Zweck haben wir in den Jahren 2017 und 2018 Messungen der CH_4 -Ebullition mittels sog. Trichter-Messungen in dem kleinen (1,4 ha) und flachen (max. Tiefe 1,5 m) Kratersee „Windsborn“ in der Vulkaneifel durchgeführt. Die Trichter-Messungen erfolgten an 13 Standorten im See, welche nach Seetiefen gruppiert waren, im Abstand von 2 Wochen von April/Mai bis Oktober/November.

Zusätzlich wurden kontinuierlich meteorologische Parameter (Luft-, Wasser-, Sedimenttemperatur, Luftdruck, Windgeschwindigkeit) sowie Sedimentationsraten erhoben und das Sediment auf seine Zusammensetzung der organischen Substanz und Korngrößen untersucht.

Die CH_4 -Ebullition lag zwischen $5,34 \cdot 10^{-8}$ und $872,02 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Die höchsten Flüsse wurden im Juli und August gemessen, während die Flüsse im Frühjahr und Herbst deutlich geringer waren. Es zeigte sich außerdem eine hohe räumliche Variabilität, mit den niedrigsten Flüssen am Rand des Sees und den höchsten Flüssen in der Seemitte.

Die CH_4 -Ebullition stieg exponentiell mit der Wassertemperatur an. Des Weiteren konnte die räumliche Variabilität der Flüsse mit der Korngrößenverteilung und der Höhe der Sedimentationsraten erklärt werden. Die Qualität der organischen Substanz spielte hingegen eine untergeordnete Rolle.

Unsere Untersuchungen zeigen, dass raum-zeitlich hoch aufgelöste Messungen nötig sind, um korrekte CH_4 -Ebullition bestimmen zu können, und dass auch in kleinen Seen große räumliche Unterschiede, bedingt durch heterogene Sedimentstrukturen, bestehen.

Impact of autoclaved raw and treated wastewater on the survival and/or growth of *Legionella* bacteria

Zhao Pu, Yingyun Zhang, Ellen Tijssse-Klasen & Ute Hansen

Hochschule Rhein-Waal, Fakultät Kommunikation und Umwelt, Friedrich-Heinrich-Allee 25, 47475 Kamp-Lintfort, Germany, correspondence to: ute.hansen@hsrw.eu

Keywords: *Legionella*, wastewater, AWAREGIO

Introduction

Health risk due to Legionella

Legionella is a genus of aerobic, gram-negative rod-shaped and flagellated bacteria. They are common in artificial water systems and present in soils and freshwater ecosystems such as lakes, rivers and even in puddles. About half of the more than 50 known species of this genus are pathogenic. The most common pathogenic species is *Legionella pneumophila* causing Legionnaires disease, a severe lung inflammation. Transmission occurs through inhalation of contaminated water droplets. Sources for contaminated aerosols are cooling towers and indoors exposure occurs through showers, whirlpools and air conditioners if these systems allow bacterial growth (reviewed by van Heijnsbergen et al. 2015). The European Centre for Disease Prevention and Control reported 11343 cases of Legionnaires disease for 2018 in the EU/EEA³ and it is assumed that there have been numerous additional cases which were not reported. The number of reported cases increased by 58 % over the 2013 to 2017 reporting period (ECDC 2019).

Re-use of wastewater for agricultural irrigation

According to the legislation of the European Union, reuse of treated wastewater for irrigation of crops is required and the respective regulation is currently under development (European Commission 2018 and 2018a). Whether the health risk due to *Legionella* is adequately addressed by the proposed regulation and accompanying guidance documents is an important question. A preceding study (Belló & Hansen 2019) gave an overview over minimum quality requirements already existing in several EU-Member-States for water which may be used for agricultural irrigation. A further study, carried out by Zhang et al. (2019), investigated *Legionella*-contamination of raw and treated wastewater. It was found that viable *Legionella* spp. cells were present in treated and subsequently disinfected wastewater suggesting re-contamination and growth whereas these bacteria were neither found in raw wastewater nor in treated wastewater which, in addition, percolated through a soil filter and thus was assumed to contain a more natural bacteria community.

The study presented here was carried out in order to find out whether the absence of *Legionella* bacteria in raw wastewater can be explained by the impact of chemical factors. Whether chemical

³ <https://atlas.ecdc.europa.eu/public/index.aspx?Dataset=27&HealthTopic=30>

substances toxic to *Legionella* bacteria were present was tested by exposing living cells of *Legionella pneumophila* to autoclaved raw and treated wastewater of different qualities achieved by the application of several wastewater treatment and disinfection technologies provided by the AWAREGIO Project⁴. Additional information on the chemical composition of the wastewater qualities was available through the LINEG⁵ Central Laboratory.

Material and Methods

Samples were taken from the installations of the AWAREGIO-Project and the conventional wastewater treatment plant in Moers-Gerdt on the 5th (Exp.1) and 23rd (Exp.2) of October 2018. Figure 1 displays the flow chart of the experimental procedure. The *Legionella pneumophila* test strain was purchased from the DSZM German Collection of Microorganisms and Cell Cultures. The determination of the concentration of viable *Legionella spp.* cells was performed according to ISO 11731 (2017).

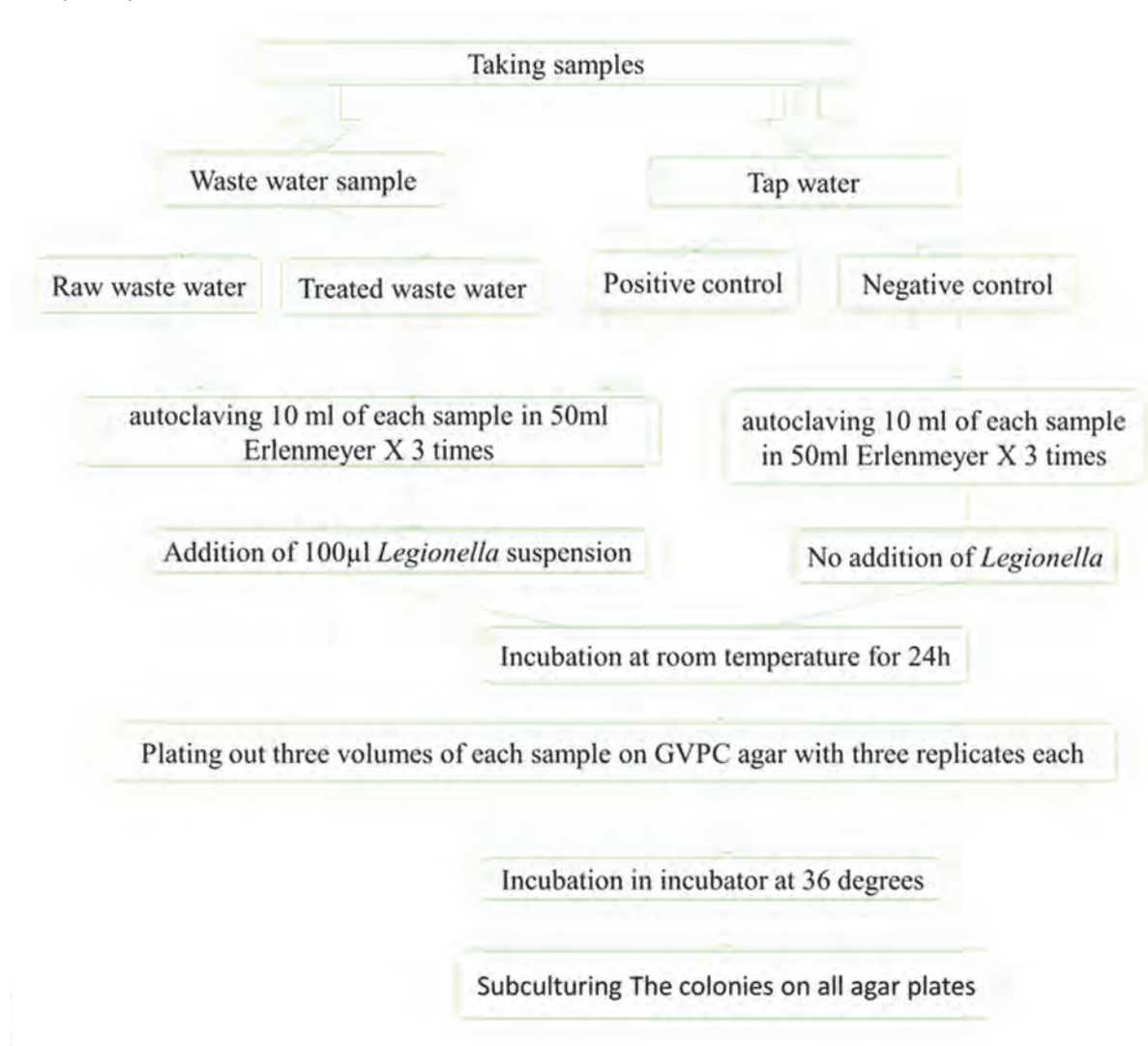


Figure 1: Flow chart of the experimental procedure.

⁴ www.awaregio.net

⁵ LINEG: Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft

Results

The raw wastewater contained a chemical substance which was toxic to *L. pneumophila* as both experiments revealed a very strong reduction of the number of viable bacteria cells relative to the positive control (Table 1): After exposure to the autoclaved raw wastewater sample for 24h the number of viable cells made up only 2% and 0% of the concentration detected after exposure to autoclaved tap water in experiment 1 and 2, respectively.

This chemical factor was removed by both conventional wastewater treatment and the treatment in the AWAREGIO installations as neither the WWTP-effluent (III in Table 1) nor the other water qualities (IV to VIII) had a strong reducing effect on the number of viable *Legionella* cells. There was even a tendency towards higher concentrations relative to the positive control suggesting growth in the treated wastewater. The chemical oxygen demand in mg/l⁶ of the qualities IV, V, VI and VII (see Table 1) made up 73.1 ± 28.0 (n=22), 30.8 ± 11.2 (n=22), 70.8 ± 31.8 (n=11) and 29.3 ± 5.1 (n=14), respectively, suggesting that the amount of organics in these water qualities was sufficient for microbial growth.

Table 1: Effect of the 24h exposure of added *Legionella pneumophila* to autoclaved raw and treated wastewater qualities. Data are expressed as percentage of the positive control (mean values $\pm$ standard deviations of three parallel cultures are given). Positive control: *Legionella* added to autoclaved tap water, quantification according to ISO 11731 after 24h exposure at room temperature.

	Type of raw or treated wastewater	Exp.1	Exp.2
I	positive control (tap water + <i>Legionella</i>)	100% $\pm$ 12	100% $\pm$ 43
II	raw wastewater after grid screening and sand removal	2% $\pm$ 01	0% $\pm$ 0
III	effluent of conventional wastewater treatment plant	125% $\pm$ 29	150% $\pm$ 36
IV	wastewater treated with anaerobic reactor and aerated sedimentation	147% $\pm$ 65	71% $\pm$ 36
V	quality IV treated with soil filtration regarded as „artificial wetland“ with oxic and anoxic zones	171% $\pm$ 54	36% $\pm$ 21
VI	quality IV treated with UV radiation	124% $\pm$ 12	86% $\pm$ 12
VII	quality IV treated with ultrafiltration	148% $\pm$ 167	14% $\pm$ 7
VIII	quality IV treated with reverse osmosis, permeate	129% $\pm$ 92	400% $\pm$ 50
IX	negative control (tap water without <i>Legionella</i>)	0% $\pm$ 0	0% $\pm$ 0

It remains unclear which chemical factor was responsible for the strong negative effect of the raw wastewater (II) on the number of viable *Legionella* cells. Anyway, it has been reported in literature that a copper ion concentration of 100 $\mu\text{g/l}$ completely inactivated *L. pneumophila* within 2.5 h (Lin et al. 1996). Data provided by Borella et al. (2004) indicate that all water samples taken from hot water systems which were negative for *Legionella* had concentrations of iron $<20 \mu\text{g/l}$, zinc $<100 \mu\text{g/l}$ and copper $>50 \mu\text{g/l}$. Table 2 gives respective data for the wastewater sampling sites. As the total Cu concentration in the raw wastewater was distinctly higher than $50 \mu\text{g/l}$ in the raw wastewater and lower in the treated wastewater sample, the toxicity of the raw wastewater to *Legionella* might have

⁶ Mean values $\pm$ standard deviation of data collected from August 2018 to February 2019 are given.

been due to inhibiting copper concentrations. Anyway, samples for metal- and *Legionella*-analysis were not taken on the same day and total copper concentrations in wastewater samples are not directly comparable to those in drinking water so that further investigations would be required to elucidate which chemical factors were responsible for the strong reduction in the number of viable *Legionella* cells due to exposure to the raw wastewater.

The data clearly show that the inhibiting factor is removed by the treatment procedures as exposure over 24 h to the treated wastewater allowed survival and/or growth of *Legionella pneumophila* (Table 1, III to VIII).

Tab. 2: Concentration of iron, zinc and copper in the raw (II) and treated (IV-VIII) wastewater. For the applied treatment techniques see Table 1; mean values $\pm$ standard deviation of data collected from August 2018 to February 2019 are given.

	Iron [mg/l]	Zinc [μ g/l]	Copper [μ g/l]
II	11 (n=1)	500 (n=1)	200 (n=1)
IV	0.22 (n=1)	<10 (n=1)	10 (n=1)
V	0.02 (n=1)	16 (n=1)	11 (n=1)
VI	5.8 ± 3.8 (n=3)	114 ± 84 (n=3)	75 ± 49 (n=3)
VII	0.8 ± 1.3 (n=4)	<10 (n=4)	3.1 ± 2.0 (n=4)
VIII	<0.02 (n=5)	13.2 ± 7.2 (n=5)	3.0 ± 1.4 (n=5)

Discussion

It can be assumed that in Europe reuse of treated wastewater for irrigation of crops will play a more important role in future, at least in areas with water scarcity. Wastewater reuse requires a disinfection step followed by (non-sterile) storage during which biofilm growth and re-contamination of the water with potentially pathogenic bacteria is unavoidable. The data show that treated wastewater can provide environmental conditions allowing survival and/or growth of *Legionella pneumophila* bacteria. The data further explain why in a preceding study (Zhang et al. 2019) *Legionella* spp. was not found in raw wastewater samples. If the treated wastewater qualities are used for irrigation, *Legionella* may survive and/or grow in the treated wastewater and in case that water droplets contaminated with *Legionella* are inhaled, this might lead to a risk to human health.

Acknowledgement

The support provided by the AWAREGIO-Project consortium and the LINEG Central Lab of the Linksniederrheinische Entwässerungsgenossenschaft in Moers, especially the support of J. Kieseler is gratefully acknowledged by the authors. The experiment has been performed during a student's BSc thesis project.

References

- Bellò, N., Hansen, U. (2019): Introduction to the proposed EU Regulation on Minimum Requirements for Water Reuse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Ergebnisse der Jahrestagung 2018, Eigenverlag der DGL, Essen, pp 64-70.

- Borella, P., Montagna, M.T., Romano-Spica, V., Stampi, S., et al. (2004) *Legionella* Infection Risk from Domestic Hot Water. *Emerging Infectious Diseases* 2004 Mar; 10 (3): 457–464.
- ECDC (2019) European Centre for Disease Prevention and Control. Legionnaires' disease. In: ECDC. Annual epidemiological report for 2017. Stockholm.
- European Commission (2018): Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse, 28 May 2018, COM(2018) 337 final.
- European Commission (2018a): Annexes to the Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse, 28 May 2018, COM(2018) 337 final.
- ISO 11731 (2017): Water quality – Enumeration of *Legionella*: International Organization for Standardization.
- Lin, Y.-S., Vidic, R.D., Stout, J. E., Yu, V. L. (1996) Individual and combined effects of copper and silver ions on inactivation of *Legionella pneumophila*. *Wat. Res.* Vol 30(8):1905-1913.
- van Heijnsbergen, E., Schalk, J.A., Euser, S. M., Brandsema, P. S., den Boer, J. W., de Roda Husman, A. M. (2015) Confirmed and Potential Sources of *Legionella* reviewed. *Environ Sci Technol*, 49(8):4797-815. doi: 10.1021/acs.est.5b00142.
- Zhang, Y., Tjisse-Klasen, E., Rosengarten, C., Hansen, U. (2019) Abundance of *Legionella* in wastewater treated with different wastewater treatment technologies. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Ergebnisse der Jahrestagung 2018*, Eigenverlag der DGL, Essen, pp 339-343.

The impact of temperature and starvation on digestive enzymes in *Daphnia magna*

Nadine Ritter; Bettina Zeis

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

The widespread plankton-filtering freshwater organism *Daphnia magna* is exposed to frequent fluctuations in nutrient supply and temperature in its habitat. *Daphnia* populations are able to adapt rapidly to these environmental fluctuations. The environment has a high impact on the food quality, as daphniids are filter feeders and they are exposed to seasonal changes in food composition in the lake. In order to understand physiological adaptations of the organism, we investigated the impact of temperature and starvation on the digestive enzymes in the gut of *D. magna*. We focused on chymotrypsin and trypsin and analyzed their activity both in silico and in vitro. Trypsin and chymotrypsin make up to 75-83% of proteolytic activity in the gut of daphniids (von Elert et al., 2004, Biochemistry and Molecular Biology: 137, 287). Of the numerous serine proteases annotated in the NCBI database, we identified 22 putative functional trypsins and 19 putative functional chymotrypsins. In addition to that, the evidential gene database provides 9 putative functional trypsins and 7 chymotrypsins. Enzymatic measurements revealed that the proteolytic capacity of the serine proteases is affected by the acclimation temperature. Trypsin shows an increased activity with higher acclimation temperatures. Chymotrypsin shows a higher activation energy than trypsin in general. We found that the activation energy of trypsin increases with rising acclimation temperature. This indicates that the acclimation temperature upregulates different sets of trypsins. Furthermore, we investigated the influence of starvation on enzymatic activity of chymotrypsin and trypsin (0-96 h). In general, the activity of both proteases increased during starvation. Chymotrypsin shows a higher activity than trypsin and its activity increases until 84 h of starvation.

172 km² Vielfalt im Münsterland – biologische und hydrochemische Untersuchungen in der Münsterschen Aa

Saskia Rohrer¹; Johanna Buss²; Benjamin Kupilas¹; Christine Achten²; Tillmann Buttschardt¹; Benjamin Kupilas³

¹ Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster; ² Institut für Geologie und Paläontologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster; ³ Norwegian Institute for Water Research

Das Einzugsgebiet der Münsterschen Aa mit einer Größe von etwa 172 km² (Stadt Münster, 2012) erstreckt sich von den Quellgebieten in den Baumbergen im Kreis Coesfeld über das Stadtgebiet Münster bis in den Kreis Steinfurt, wo die Münstersche Aa nördlich von Münster bei Greven in die Ems mündet. Neben einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung sind die Urbanisierung und der Hochwasserschutz prägend für das Einzugsgebiet.

Wie kann in einem solchen, von verschiedenen Stressoren geprägten Raum, eine naturnahe Gewässerentwicklung gelingen? Sind Quellpopulationen als Ausgangspunkt für erfolgreiche Renaturierungen vorhanden? Führt ein räumlich und zeitlich höher aufgelöstes Monitoring-Messnetz zu abweichenden Wasserkörperbewertungen als das übliche WRRL-Monitoring? Ergibt sich ein anderes Bild hinsichtlich des Arten- und Individueninventars, insbesondere der FFH-Artenbestände?

Diese und weitere Forschungsfragen werden mittels eines dreijährigen biologischen Monitorings an 30 Gewässerabschnitten im Einzugsgebiet bearbeitet. Makrozoobenthos- und Fischbestandsdaten werden erhoben und entsprechend der Verfahren im NRW-WRRL-Monitoring evaluiert. In Übereinstimmung mit den biologischen Untersuchungsstrecken erfolgen zudem hydrochemische Stichtagsbeprobungen mit breitem Parameterspektrum (TOC, Anionen- und Kationenkonzentrationen, Pestizide und Arzneimittel, Non-Target-Screening mittels HPLC-HRMS, etc.). Dabei zeigten sich vor allem die starken jahreszeitlichen Schwankungen hoher Arzneimittelkonzentrationen bei geringem Abfluss, sowie Pestizideintrag nach Niederschlägen.

Erste Elektrofischungen wurden durchgeführt; die ökologischen Potenzialbewertungen nach dem fischbasierten Bewertungssystem lagen zwischen „mäßig“ und „schlecht“. Allerdings zeigten sich bei der Fischbestandserhebung in Einzelbereichen Arten, die eine gute Grundlage für die Wiedervernetzung von Lebensräumen bieten könnten. Dies sollte vor dem Hintergrund des Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzeptes entwickelt werden. Die klimatischen Bedingungen im Jahr 2018 beeinflussten die ursprüngliche Planung der ersten Untersuchungskampagne massiv: Gewässerabschnitte fielen trocken oder wiesen sehr geringe Wasserstände auf. Dies ist bei den Bewertungsergebnissen zu berücksichtigen. Mit Blick auf die Zukunft stellt sich die Frage ob beispielsweise dauerhaft wasserführende Gewässerbereiche als Maßnahmenabschnitte priorisiert werden sollten und ob Leitbilder irreversiblen Folgen klimatischer Veränderung anzupassen sind.

Gefördert wird das Projekt durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU).

Literatur

Stadt Münster, 2012. Umsetzungsfahrplan 2012, Kooperationsgebiete der Stadt Münster

Langzeituntersuchung der Makroinvertebraten Zusammensetzung eines Fließgewässers im Rhein-Main-Observatorium durch eDNA-Metabarcoding

Mandy Sander¹; Arne Beermann¹; Peter Haase²; Vera Zizka¹; Florian Leese¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung

Die Analyse von Umwelt-DNA (eDNA) eignet sich zur nicht-invasiven Erfassung von Biodiversität in Gewässern. Der Nutzen wurde bislang insbesondere bei Wirbeltieren (Fische, Amphibien) dokumentiert. Aber auch für Makroinvertebraten besitzt die Technik großes Potenzial, welches jedoch erst selten überprüft wurde. Speziell die zeitliche und räumliche Veränderung des Signals (Artenzusammensetzung) im Jahresverlauf und an verschiedenen Mikrohabitaten im Gewässer sind kaum untersucht. Ziel dieses Projektes ist eine Langzeituntersuchung der Artenzusammensetzung der Kinzig (Hessen) durch eDNA-Metabarcoding. Die Kinzig ist ein silikatischer Mittelgebirgsfluss und die untersuchte Stelle liegt in einem Auenwald in dem FFH-Gebiet „Erlensee bei Erlensee und Bulau bei Hanau“. Das Projekt wurde in Zusammenarbeit mit dem Long-Term Ecosystem Research Network (LTER) des Senckenberg Instituts in Gelnhausen durchgeführt. Eine naturnahe Probestelle am Kinzigsteg, einer Holzbrücke die als Fußgängerübergang dient, wurde über 15 Monate alle zwei Wochen an drei unterschiedlichen Stellen innerhalb des Gewässers beprobt: 1. Gewässermitte an der Oberfläche, 2. Gewässermitte sohl nah, sowie 3. Uferbereich bodennah. Pro Probe wurde 1 L Wasser mit Hilfe von CN-Filtern (0,45 µm Porendurchmesser) gefiltert und DNA extrahiert. Nachfolgende Schritte waren die Amplifikation der extrahierten DNA, sowie die anschließende Hochdurchsatzsequenzierung. Zur Amplifikation der DNA wurden die degenerierten mitochondrialen COI (Cytochrom c Oxidase Untereinheit 1)-Primer BF2/BR2 verwendet, welche in diversen Studien zur Erfassung der Makrozoobenthos-Artgemeinschaft genutzt wurden. In dem Beitrag werden 1. Änderungen der Artzusammensetzung im Vergleich zu den morphologischen Langzeitdaten, die ebenfalls im Bereich der Probestelle erhoben wurden, aufgezeigt; 2. die Unterschiede nach beprobtem Standort analysiert und 3. Vor- und Nachteile der verwendeten universellen Primer diskutiert und Empfehlungen für künftiges eDNA-basiertes Monitoring an Fließgewässern abgeleitet.

Food quantity and biochemical food quality co-limitation: Interactive effects on different performance components of a freshwater herbivore

Svenja Schälicke¹; Lydia-Yasmin Sobisch¹; Dominik Martin-Creuzburg²; Alexander Wacker³

¹ Universität Potsdam; ²Universität Konstanz; ³ Universität Greifswald

Food availability (quantity) and composition (quality) are highly variable in natural systems. Biochemical compounds such as sterols, fatty acids and amino acids are important food quality traits of primary producer species with effects on consumer performance and, thus, on community dynamics. As yet, interactive effects of food quantity and biochemical food quality are mostly ignored.

To test for interactive effects of food quantity and quality co-limitation on population growth, including fecundity and survival, we provided the rotifer *Brachionus calyciflorus* with different concentrations of a sterol-free cyanobacterium *Synechococcus elongatus*, supplemented with increasing amounts of cholesterol. To assess effects in a more natural context, in a second experiment, we provided different proportions of two prey species differing in biochemical food quality, i.e. *S. elongatus* and the lipid-rich alga *Nannochloropsis limnetica*, at different total food concentrations.

We found that the effects of cholesterol supplementation on population growth increased with increasing food quantity. This interactive effect on population growth was mainly due to food quality effects on fecundity, as effects on survival remained constant along the food quantity gradient. In contrast, when a mixture of the two phytoplankton species was provided, food quality effects on population growth were of similar magnitude in all of the food concentrations tested, demonstrating that food quality is of importance for consumer growth already at low food quantities. The data on survival and fecundity demonstrated the missing interactive effect on population growth, as both performance components were oppositely affected by food quantity and quality. Survival was affected by food quality primarily at low food quantity, whereas food quality effects on fecundity were stronger at high food quantity.

Our results highlight the significance of essential biochemicals in mediating the interactive effects of food quantity and quality on population growth. The interplay between food quantity and biochemical food quality limitation seems to influence resource allocation patterns in order to optimize survival or reproduction, which potentially affects population dynamics in variable environments.

Analysen zum Einfluss forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften mit Hilfe von eDNA

Saskia Schmidt¹; Vera Zizka¹; Romana K. Salis¹; Jan-Niklas Macher²; Paul Schmidt Yáñez³; Linda Seifert⁴; Peter Haase⁵; Florian Leese¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² Naturalis Biodiversity Center; ³ Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB); ⁴ Nationalpark Bayerischer Wald; ⁵ Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung (SGN)

Mit dem fortschreitenden Verlust intakter Fließgewässerökosysteme aufgrund anthropogener Einflüsse ist es wichtiger denn je, Biodiversität effektiv und zuverlässig zu überwachen und zu schützen. Als ältester Nationalpark Deutschlands (1970) bildet der Nationalpark Bayerischer Wald mit dem Nationalpark Šumava das größte zusammenhängende Waldschutzgebiet Europas, in dem sich auch viele natürliche Bachläufe befinden. Neben intakten Waldflächen und großen Totholzarealen im Zentrum des Parks sind am Rand des Nationalparks auch Flächen zu finden, die aufgrund des starken Borkenkäferbefalls komplett geräumt wurden. In dem folgenden Projekt soll erstens überprüft werden, ob über Metabarcoding von Umwelt-DNA (eDNA) aus Fließgewässern die Biodiversität von Makroinvertebraten und Bakterien zuverlässig erfasst werden kann. Zweitens soll getestet werden, ob es charakteristische Muster in Artenzusammensetzung sowie funktionellen Ernährungstypen je nach Managementtyp gibt.

Hierfür wurden an insgesamt 30 Probestellen (Intakt: 10; Totholz: 11; Geräumt: 9) drei Liter Wasser entnommen und über 0.45 µm Nitrozellulosefilter gefiltert. Die DNA wurde von Filtern extrahiert, mit universellen Primern (COI für Makroinvertebraten, 16S für Bakterien) amplifiziert, und auf Illumina HiSeq RapidRun sowie MiSeq (beide 2x250 bp) sequenziert.

Die Biodiversität der Bachläufe konnte mit dem COI Marker-Gen erfolgreich erfasst werden: Nach stringenter Qualitätsfilterung der Daten und „Subsampling“ wurden 6756 OTUs identifiziert, wovon jedoch der Großteil auf Protisten und Bakterien entfiel. Nach taxonomischer Zuordnung der OTUs über die Datenbank BOLD (mind. 95% Ähnlichkeit) blieben 423 Taxa für weitergehende Analysen. Davon waren 333 Makrozoobenthos-Taxa, darunter 26 Ephemeroptera-Arten, 31 Plecoptera-Arten und 31 Trichoptera-Arten (88 EPT-Arten: 20,8%). Die Analyse des 16S-Gens wird ebenfalls im Poster präsentiert. Die vorläufigen Daten zeigen, dass weniger die Management-Typen als Gewässerzugehörigkeit und die Höhenlage einen starken Einfluss auf die Gemeinschaften haben.

Donau Natur-FührerInnen – ein limnologisches und interkulturelles, wie Generationen-übergreifendes Bildungsprojekt

Sabine Schmidt-Halewicz¹ & Gabriela Costea²

¹ LimSa Gewässerbüro, 78467 Konstanz, schmidt-halewicz@limsa.de,

² Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, Germany, costea@igb-berlin.de

Keywords: Donau, Gewässerpädagogik, Wasser und Bildung, nicht-akademisch, Wissenstransfer

Zusammenfassung

Der Erhalt von Flüssen als funktionierende Ökosysteme kann durch entsprechende Umweltbildung unterstützt werden, durch die die Öffentlichkeit für den Zustand der Flüsse und Auen sensibilisiert wird. Für die Donau, die als Ost-West-Lebensader die Natur und die Kulturen Mitteleuropas und Südosteuropas verbindet, wurde ein Kurs für Donau Natur-Führer*innen entwickelt, mit dem nicht-akademische Landschaftsführer*innen insbesondere für die Schutzgebiete an Flüssen ausgebildet wurden.

Hierzu wurde im Rahmen eines von 2017 bis 2019 laufenden deutsch-rumänischen Projekts Bildungsinhalte zur Limnologie, Ökologie, Naturschutz sowie zur Nutzung der Ökosystemleistungen und kulturellen Aspekten entwickelt. In Verbindung mit einem deutsch-rumänischen Austauschprogramm wurde Der Kurs wurde im Jahr 2018 erstmals mit deutschen und rumänischen Teilnehmer*innen durchgeführt, wobei diese im Rahmen gegenseitiger Besuche jeweils auch einen Donauabschnitt des anderen Landes kennenlernten.

Dabei wurden zwei Standorte besucht: die obere Donau mit ihrem Naturpark, sowie die Region um die Stadt Galatz an der unteren Donau (Rumänien) mit dem Naturpark an der Mündung des Nebenflusses Pruth, dem Nationalpark Macin-Berge, dem Ramsar-Gebiet „Kleine Aueninsel von Braila“ und dem Biosphärenreservat Donaudelta. Die Struktur des Kurses, die Ergebnisse und sein pädagogischer Wert werden hier zusammengefasst vorgestellt und eine mögliche Fortsetzung skizziert.

Es wurden im April 2019 acht deutsche Teilnehmende mit einem Zertifikat „Danube Nature Guides“ ausgezeichnet. Auf rumänischer Seite waren es 18 junge Teilnehmende. Ebenso wie mit dem Zertifikat gingen alle Teilnehmenden mit einer umfangreichen Broschüre von 40 Seiten, die das kompakte und gebündelte Wissen zur Limnologie des Europäischen Stromes und seinen aktuellen Herausforderungen enthält. Wie können bzw. werden die Teilnehmenden das Wissen und Gelernte anwenden, wer nutzt das Wissen und in welcher Form sind Fortführungen denkbar? Was erscheint sinnvoll für die beiden unterschiedlichen Teilnehmer*innen-Gruppen und für die Regionen, denen das Projekt ebenso einen Mehrwert einbringt, wie den Teilnehmenden-Gruppen selbst.

Einleitung

Hintergrund – wie kam es zur Idee?

Flüsse und ihre Auen können nur dann erfolgreich geschützt werden, wenn die Öffentlichkeit sich ihrer wichtigen ökologischen Funktionen bewusst ist. Dies ist beispielsweise mittels geführter Touren für Besucher*innen von Auen-Schutzgebieten möglich. Hierzu müssen die nicht-akademischen Landschaftsführer*innen über limnologisches Basiswissen verfügen. Im Projekt „Donau Natur-Führer*innen“ wurden solche Kenntnisse vermittelt an solche deutschen und rumänischen Multiplikator*innen, sowie an Jugendliche, die dies werden möchten.

Fokus des Bildungsprojektes

Schwerpunkte des Bildungsprojektes waren die Vermittlung von Donau-relevantem Wissen und von Interkulturalität. Deutsche und Rumän*innen sollten gemeinsam lernen. Die Sprache war Englisch, d.h. für beide Gruppen nicht die Muttersprache. Eine weitere Besonderheit war, dass der Kurs für die deutschen Teilnehmenden keine neue Ausbildung darstellte, sondern ein Ausbau einer bereits vorhandenen bzw. absolvierten Gewässerführer*innen-Weiterbildung. Dementsprechend waren die deutschen Teilnehmenden meist höheren Alters, bspw. in einer nach-beruflichen Phase bzw. im Neuaufbau einer Nebenerwerbstätigkeit begriffen. Sie sollten die jungen rumänischen Teilnehmenden auch mit ihrem Know How bezgl. Aufbau einer Existenz als Landschaftsführer*innen unterstützen.



**Abb. 1: Kurswoche 1 an der Oberen Donau, April 2018, Kursraum im Naturschutzzentrum Beuron;
Quelle: Schmidt-Halewicz**

Umsetzung

Zielgruppen, Auswahl der Teilnehmenden, Laufzeit, Schutzgebiete

Das interkulturelle Bildungs- und Austauschprojekt wurde durch eine Kooperation der Naturschule Region Bodensee mit dem gemeinnützigen Verein „Green East Corridor“ (GEC) in Rumänien (Galatz) erarbeitet und von 2017 - 2019 erstmals durchgeführt. Dabei wurden zwei Regionen entlang der Donau in jeweils einwöchigen Feldkursen besucht: die obere Donau mit ihrem Naturpark, sowie die untere Donau bei der Stadt Galatz (Rumänien) mit 4 nahe gelegenen, europäisch bedeutsamen Schutzgebieten: Untere Pruth-Auen, Kleine Aueninsel von Braila, Macin-Berge und natürlich dem Donau-Delta selbst.

Das Projekt wendete sich an 15 Jugendliche und junge Erwachsene zwischen 16 und 24 Jahren in Rumänien und 7 Erwachsene in Baden-Württemberg. Als Teilnehmende auf deutscher Seite waren in erster Linie Gewässerführer*innen der oberen, schwäbischen Donau, aber auch anderer Flussgebiete angesprochen worden. Die Rumän*innen besuchten eine mit GEC kooperierende Oberschule, deren Fachgebiete über Ernährung und Tourismus Berührungspunkte mit den Projektzielen hatten. Sie durchliefen ein Screening-Verfahren und erhielten ein Vortraining in limnologischer Hinsicht, sowie ein Englisch-Training. Im September wurden noch weitere 5 junge Rumän*innen hinzugenommen.



Abb. 2: Im Feuerkessel zubereitete traditionelle Fischsuppe und das damit verbundene Gemeinschaftserlebnis waren Teil des Feldkurses 2 in Rumänien, Donau-Delta, Sept. 2019; Quelle: Nasab



Abb. 3: Landschaft im Naturpark Macin-Berge – diese geologisch sehr alten Gesteinsformationen sind einerseits verantwortlich für den Verlauf der unteren Donau, andererseits bergen sie Habitate vergleichbar den Trockenrasen und feuchten Schluchtwäldern im Naturpark Obere Donau. Sept. 2018; Quelle: Costea



Abb. 4: Der Pruth, der letzte Donauzufluss vor dem Delta, ist weitgehend unbeeinträchtigt von Staudämmen und Eindeichungen, Sept. 2018; Quelle: Nasab

Ergebnisse

Was haben wir erreicht?

Die Struktur des Kurses, die Ergebnisse und sein pädagogischer Wert für die Limnologie sollen hier zusammengefasst vorgestellt werden.

1. Durchführung von je einer Feldkurswoche in Rumänien und in Deutschland mit Teilnehmer*innen beider Länder.
2. Limnologische Schulung von über 30 Personen teilweise direkt am Gewässer u.a. mit Gewässergüteuntersuchungen angelehnt an die Vorgaben der WRRL, musterhaft nach Anleitung an wenigstens 3 Gewässerstellen.
3. Darstellung der Verfügbarkeit und Gefährdung der Ökosystemleistungen der Donau mithilfe des RESI-Ansatzes, zusammengefasst in einer 40-seitigen Broschüre.
4. Darstellung der Verbindung von Natur und Kultur mit der jeweiligen Region wurde durch Besuch von ethnologischen sowie kulturellen Einrichtungen und Workshops mit regional-typischem Material.

Schlussfolgerungen

Wie kann eine Fortsetzung aussehen?

1. Die Broschüre *Danube Nature Guides* als gesammeltes Basiswissen für Donau-bezogene Landschaftsführer*innen soll auf Deutsch sowie auf Rumänisch übersetzt werden, um in den Stammländern eine bessere Wirkung zu erzielen.
2. Die bereits ausgearbeitete Kurswoche im Raum Galatz soll anderen Gruppen zur Verfügung gestellt werden: A) Multiplikatoren wie Lehrer*innen, die den Kurs als Fortbildung zum Gewässer besuchen, B) Studierenden der Biologie/ Limnologie, die sie als angewandte Exkursion nutzen und sehr davon profitieren können.
3. Übertragung des Ansatzes auf andere Donau-Länder mit EU-Schutzgebieten (Bulgarien, Moldawien).

Danksagung

Wir danken für die freundliche Unterstützung:

- der Baden-Württemberg-Stiftung für die Gesamtfinanzierung,
- der DGL für teilweise Unterstützung im ersten Jahr,
- sowie dem Institut Dr. Nowak für die kooperative Übernahme von Auslagen,
- der Organisation Green East Corridor für die gute und verlässliche Zusammenarbeit.

Literatur

- Costea, G. & S. Schmidt-Halewicz (2019) *Danube Nature Guides* - Raising awareness and advocacy for cultural linkages and nature-based development options along the Danube; Green East Corridor, Galatz, 40 pp
- RESI (River Ecosystem Service Index-Ansatz), siehe Fischer et al. 2019, DGL2018 Kamp-Lintfort, Ergebnisse S.104-112
- Schmidt-Halewicz, S. (2019): How German and Romanian nature guides train together, *danube connects* 01/2019, S. 14-15
- Schmidt-Halewicz, S. & G. Costea (2018): Intergenerational and intercultural learning as a tool for training Nature Guides in the Upper and Lower Danube; Ergebnisse der Jahrestagung Kamp Lintfort, 2018, S. 209

Räumlich-zeitliche Variabilität von Kohlenstoffflüsse und der Einfluss auf die Abschätzung der jährlichen Gesamtemission von Flachseen in der gemäßigten Zone

Marcel Schmiedeskamp; Leandra Praetzel; Klaus-Holger Knorr

Westfälische Wilhelms-Universität Münster - ILÖK

Binnengewässer wie Seen, Bäche, Teiche und Stauseen setzen die Treibhausgase Methan (CH₄) und Kohlendioxid (CO₂) in die Atmosphäre frei. Im Gegensatz dazu legen Studien nahe, dass 20% der terrestrischen Kohlenstoffsinken derzeit in Binnengewässern gebunden werden. Kleine Binnengewässer (< 1 km) sind aufgrund ihrer hohen Anzahl und einer höheren Stoffwechselaktivität im Landschaftsmaßstab eine besonders wichtige Quelle für Methan und Kohlendioxid. Bisher ist nur wenig über die zeitliche und räumliche Dynamik von Kohlenstoffflüssen und CH₄-Emissionen in diesen kleinen Seen bekannt. Während einige Studien Flüsse in diesen Systemen in der borealen Zone untersucht haben, sind kleine Seen in der gemäßigten Zone derzeit nicht gut untersucht. Es wurde festgestellt, dass flache Seen wärmer und produktiver sind und kürzere Verweilzeiten des Wassers haben. Die temperaten Seen sind noch wärmer als die in der borealen Zone, haben mehr Niederschläge sowie mehr Verdunstung und einen höheren Kohlenstoffumsatz aufgrund labiler organischer Substanzen. Um diese Wissenslücke zu schließen, haben wir die CO₂- und CH₄-Flüsse in zwei dieser kleinen und flachen gemäßigten Seen entlang von räumlich hoch aufgelösten Transekten über ganze Jahreszyklen untersucht. Der See Windsborn (max. Tiefe 1,5 m, Größe 1,4 ha), ein Kratersee in der Vulkaneifel, hat ein kleines Einzugsgebiet von nur 3 ha und keine oberflächlichen Einflüsse oder relevanten Grundwasserzuflüsse. Der zweite Heideweiher-See (max. Tiefe 1 m, Größe 1,5 ha) hat ebenfalls keine oberirdischen Zuflüsse, sondern nur geringe Grundwasserzuflüsse. Die CH₄ und CO₂-Flüsse wurden unter Verwendung von schwimmende Kammern mit CO₂-Sensoren gemessen, die in Transekten angeordnet waren und so den Tiefengradienten vom Ufer bis zur Mitte des Sees abdeckten. Hierbei wurde zwischen Diffusiven Fluss und Ebullition (Blasen) unterschieden. Zusätzlich wurden die CO₂- und CH₄-Konzentration und die wasserchemischen Daten des Oberflächenwassers der Seen, sowie meteorologischen Daten erfasst und mit den Daten zum Fluss interpretiert. Wie erwartet scheinen die Seen auf Jahresbasis eine Quelle für CO₂ und CH₄ zu sein, jedoch mit starken saisonalen Unterschieden. Die Emissionen stiegen von Frühling zu Sommer und gingen nach Herbststürmen zurück. In den Sommermonaten zeigen die CO₂-Emissionen eine starke tägliche Dynamik mit zeitlichen Phasen der CO₂-Aufnahme. Die Emissionen zeigten auch eine starke räumliche Variabilität, insbesondere zwischen Ufern und offenen Flächen. Flache Bereiche können als „Hot Spots“ von CO₂ bezeichnet werden. Überraschenderweise wies der tiefere Bereich signifikant höhere CH₄-Emissionen auf als die Ufergebiete. Somit zeigt diese Studie Relevanz für die Betrachtung der räumlich-zeitlichen Variabilität der CO₂- und CH₄-Emissionen und hilft, die Flussregulation sowie mögliche Rückkopplungen auf den Klimawandel in flachen Seen zu verstehen.

Effects of polyethylene terephthalate microfibers on the growth and emergence of *Chironomus riparius*

Lydia Setyorini¹; Diana Michler-Kozma²; Friederike Gabel²; Bernd Sures¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Microplastics occurrence in the coastal and marine environment has been frequently reported in the past 10 years. More recent studies conducted in freshwater ecosystem have verified that microplastics are present in water columns, sediment, and organisms as well. Based on these studies, it could be concluded that the presence of microplastics in sediments may pose risks to the ecosystem, in particular benthic organisms as the microplastics may settle down and accumulate in the sediment. Polyethylene terephthalate (PET) is one of the polymers that has been frequently found in these studies. It is mostly utilized for beverage bottles with a density of around 1.4 g/cm³ which causes it to sink. It is also used and recycled as fibers for clothing and highly resistant to environmental biodegradation.

Laboratory studies have shown that microplastics are taken up by benthic organisms. However, there is still a need to determine the uptake and biological effects of different plastic types on wide range of organisms. *Chironomus* larvae have been used frequently as test organisms in ecotoxicological research with advantages such as wide geographic distribution, high sensitivity and compatibility throughout interlaboratory studies.

This study aims to observe the effects of PET microfibers to the survival, growth, and stress response of *Chironomus riparius*. To assess the development of *Chironomus*, a modified 28-day sediment toxicity test based on OECD Guideline no. 218 was used, where the main endpoint is the duration until emergence of the larvae. In this assay, *Chironomus* were exposed to artificial sediment spiked with PET microfibers. In addition to the chronic toxicity test, the subcellular stress response represented by Heat Shock Protein 70 (HSP70) were measured.

Preliminary results showed that exposure to PET does not significantly affect the growth and emergence of *Chironomus riparius* on individual level. Further research on biomarker analysis are currently being conducted to determine the ecotoxicological stress level between different exposure groups.

Wie beeinflussen die Anwesenheit von *Dikerogammarus villosus* und eine erhöhte Ammoniak-Konzentration das Verhalten und die Nahrungsaufnahme von *Gammarus pulex*?

Sonja Stefani; Thomas Petzoldt; Thea Hose; Thomas U. Berendonk; Susanne Worischka

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie

Die Einwanderung invasiver Arten in aquatische Ökosysteme wird als Gefährdung für die einheimische Biodiversität angesehen. Parallel zur Einwanderung von *Dikerogammarus villosus*, einer aus der Pontokaspis eingewanderten invasiven Amphipodenart, wurde ein Dichterückgang anderer Makroinvertebraten, insbesondere einheimischer Amphipoden, verzeichnet. Als Hauptgrund für diesen Verdrängungseffekt wird meist die in Laborstudien beobachtete Intraguild Predation angeführt, obwohl andere Studien zeigen, dass dieser Effekt auch auf nicht letale Konkurrenzsituationen zurückgeführt werden könnte. In Gewässern, in denen die Koexistenz zwischen *D. villosus* und einheimischen Amphipoden beobachtet worden ist, gibt es Hinweise darauf, dass die Ammoniak-Konzentration eine entscheidende Rolle spielen könnte. In der vorliegenden Arbeit wurde deshalb der Einfluss von *D. villosus* durch direkte Interaktion und durch Kairomone auf das Verhalten des einheimischen Amphipoden *Gammarus pulex* ermittelt. Des Weiteren wurde untersucht, inwieweit die Zugabe von Ammoniak die Interaktion zwischen *D. villosus* und *G. pulex* modifiziert. Um das Bewegungsverhalten zu untersuchen, wurden mithilfe von Videoaufzeichnungen das Versteckverhalten und die Bewegungsmuster analysiert. In einem Konsumtionsversuch wurde ermittelt, ob die Nahrungsaufnahme von der interspezifischen Konkurrenzsituation und der Ammoniak-Konzentration abhängig ist. Diese Arbeit zeigt, dass eine direkte Interaktion zwischen *D. villosus* und *G. pulex* zu einem signifikant erhöhten Versteckverhalten führt und dass kürzere Distanzen in zielgerichteten Bewegungen zurückgelegt werden, wenn sich die Testtiere in der Wassersäule befinden. Die Nahrungsaufnahme von *G. pulex* wurde durch die direkte Interaktion mit *D. villosus* nicht beeinträchtigt. Dies deutet darauf hin, dass sich die Tiere häufiger in den Unterschlüpfen aufhalten, wobei die wenigen und zielgerichteten Bewegungen für die Nahrungssuche genutzt werden. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Nahrungsaufnahme für *G. pulex* ein größerer Stimulus ist als das Zusammentreffen mit einer konkurrierenden Art, obwohl dadurch die Mortalität von *G. pulex* deutlich ansteigt (Mort3Tage (Interaktion) = 60 %; Mort3 Tage (*G. pulex*, getrennt) = 2 %). Kairomone von *D. villosus* zeigen hingegen keinen Effekt, weder auf das Bewegungsverhalten noch auf die Nahrungsaufnahme von *G. pulex*. Dies macht deutlich, dass nur die tatsächliche und nicht die vermeintliche Präsenz von *D. villosus* das Bewegungsverhalten beeinflusst. Durch die Ammoniak-Zugabe konnte keine Modifizierung des Bewegungsverhaltens oder der Nahrungsaufnahme festgestellt werden. Das impliziert, dass Ammoniak in diesem Experiment keinen entscheidenden Einfluss auf die Interaktion von *D. villosus* und *G. pulex* ausübt. In methodischer Hinsicht zeigt sich, dass Videoaufzeichnungen zum besseren Verständnis der Interaktionen zwischen invasiven und einheimischen Arten beitragen.

Projekt „Erlebensraum Lippeaue“ - Ein Blick auf die auf Baustelle und in die Zukunft -

Vera Thiede

Stadt Hamm - Umweltamt

Im Rahmen des Projektes Erlebensraum Lippeaue erfolgt bis zum Jahre 2023 innenstadtnah zwischen km 122 und 127,9 die Umgestaltung der Lippe und ihrer Aue. Im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie erfolgt unter Federführung des Lippeverbandes die Durchführung von wasserbaulichen Maßnahmen. Zusätzlich werden auch infrastrukturelle Maßnahmen seitens des Umweltamtes der Stadt Hamm durchgeführt, die durch die „Grüne Infrastruktur NRW“ und das Programm EFRE (Europäischer Fonds für regionale Entwicklung) gefördert werden. Ein Großteil der Maßnahmen des Projektgebietes befindet sich momentan noch in der Planung.

Als erste wasserbauliche Maßnahme wird der Teilabschnitt Schweinemersch, seit dem Spatenstich am Ende des Jahres 2018, durchgeführt. Um die Wiederanbindung der Aue an die Lippe zu verbessern, wird im westlichen Teil der Schweinemersch, im Bereich einer ehemaligen Lippeschleife, die noch an der Topographie zu erkennen ist, eine Flutmulde angelegt. Durch die Ausbildung von Senken soll das ursprünglich vorhandene Feinrelief der Auenlandschaft wiederhergestellt und wechselseuchte bis staunasse Bereiche innerhalb der Aue geschaffen werden. Im Bereich der Flutmulde ergeben sich verglichen zur Ausgangssituation somit völlig neue Standortverhältnisse. Sie bilden die Voraussetzung für eine Entwicklung und Optimierung von Auebiotopen. Die Flächen sollen der Sukzession überlassen werden. Im Bereich der Flutmulde ist eine Uferentfesselung vorgesehen. Hier wird rechtsseitig der Lippe die Uferbefestigung entnommen und die Böschung beginnend unter dem Mittelwasserspiegel mit einer Neigung von 1:4 hergestellt. Die weitere Entwicklung soll sich eigendynamisch vollziehen.

Studies on the effect of reduced water availability as a driving factor for the speciation of protists in the Atacama

Lennart Gutsche¹; Patricia Schmidt; Lea Trojahn; Joshua von Ameln¹; Frank Nitsche; Hartmut Arndt

¹ University of Cologne

A comprehensive analysis of the diversity of unicellular eukaryotes (protists) in different habitats (hypersaline waters, desert plant environments, gut of darkling beetles) revealed an astonishing dataset which proved to be distinct and divergent from other regions of the Earth. We used standard isolation and cultivation protocols to elucidate speciation patterns for a variety of very different and independent taxonomic groups of protists such as gregarines and ciliates among alveolates, placidids among stramenopiles, percolomonads and other heteroloboseans among excavates, and choanoflagellates among opisthokonts. The ability to rapidly adapt to extreme environments (hypersalinity, hyperaridity, high UV radiation, high temperatures) seem to enhance fast speciation rates. We will show that the speciation of unicellular eukaryotes in different phylogenetic groups independently mirror the effect of geological events and associated isolation.

Verteilung und Transformation organischer Spurenstoffe in der Sediment-Wasser-Grenzschicht

Marieke Voss¹, Henning Schroeder¹, Lukas Reuland¹, Dinah Albrecht¹, Pavel Ondruch¹, Arne Wick¹ & Lars Duester¹

¹ Bundesanstalt für Gewässerkunde · Am Mainzer Tor 1 · 56068 Koblenz · Kontakt: voss@bafg.de

Keywords: Sediment-Wasser-Grenzschicht, Porenwasser, organische Spurenstoffe, Emerging Contaminants

Einleitung

Die Bandbreite an Chemikalien, die unsere Gewässer belasten, welche u.a. in Industrie, Medizin und Landwirtschaft eingesetzt werden, ist groß. Viele dieser Produkte und Zwischenprodukte sowie ihre Transformationsprodukte (TPs) werden als organische Spurenstoffe (TrOCs) eingestuft. Um Umweltrisiken abschätzen zu können sowie Ökosystemleistungen verschiedener Umweltkompartimente im Hinblick auf Immobilisierung und den Abbau von TrOCs zu bewerten, sind detaillierte Kenntnisse über ihren Verbleib in der Umwelt erforderlich.

Der Verbleib vieler dieser Stoffe im Gewässer wird maßgeblich durch Prozesse an, in und unter der Sediment-Wasser-Grenzschicht (Sediment-Water-Interface, kurz: SWI) bestimmt. Die SWI ist der Bereich mit der größten biologischen Aktivität, hier wird die Mobilität von TrOCs durch Sorption eingeschränkt und es finden biologisch oder anorganisch vermittelte Änderungen der Spezierung und Fraktionierung statt. Die genannten Veränderungen sind maßgeblich für die Mobilität und Toxizität der TrOCs und die Transformationsprodukte können aus dem Sediment freigesetzt werden, erneut sorbiert oder schrittweise mineralisiert werden.

In der vorliegenden Studie wurden 23 TrOCs die sich hinsichtlich ihrer chemischen Eigenschaften, der Kenntnis ihres Umweltverhaltens und möglicher Umwandlungswege erheblich unterscheiden, im Hinblick auf ihre Spezierung und Fraktionierung im Bereich der SWI eines natürlichen Sediments untersucht. In einem 43 Tage dauernden Inkubationsexperiment wurden 12 Pharmazeutika (Carbamazepin, Fluconazol, Metoprolol, Tramadol, Diclofenac, Gabapentin, Valsartan, Aciclovir, Sitagliptin, Furosemid, Fexofenadin, Ceterizin), zwei Humanmetabolite (10-OH-Carbamazepin, Clopidogrelsäure), zwei iodierter Röntgenkontrastmittel (Iopromid, Diatrizoat), zwei künstliche Süßstoffe (Sucralose, Acesulfam) und zwei Herbizide (Diuron, Terbutylazin) in die Wassersäule über einem natürlichen Sediment dotiert, um deren Einleitung in Oberflächengewässer zu simulieren. Ihre Verteilung über die SWI wurde in 23 Porenwassertiefenprofilen, mit einer Auflösung von einem Zentimeter, untersucht. Darüber hinaus wurden potenzielle Transformationen durch Überwachung bekannter TPs erfasst.

Material und Methoden

Inkubationsexperiment

Ein aus dem Rheinhafen Ehrenbreitstein entnommenes Sediment wurde bis zu einer Höhe von 17,5 cm in eine Kunststoffwanne (50x30 cm) gefüllt und anschließend mit 15 cm Wassersäule (Rheinwasser) überdeckt. Unter Berücksichtigung des Wassergehalts des Sediments (~ 75 Vol.-%) ergab sich ein Gesamtwasservolumen von ~ 40 Litern.

Nach einer Inkubationszeit von 34 Tagen wurden 8 ml einer Dotierlösung, die je 100 µg/ml Acesulfam, Oxipurinol, Iopromid und Diatrizoat sowie 10 µg/ml der anderen TrOCs enthielt, in der Wassersäule des Experiments verteilt. Auf das Gesamtwasservolumen im Versuch bezogen, ergaben sich Konzentrationen von 20 µg/l für Acesulfam, Oxipurinol, Iopromid und Diatrizoat und 2 µg/l für die anderen TrOCs. Auf die gleiche Weise wurden 60 ml eines 1000 mg/l Br-Standards hinzugegeben, um eine Br-Konzentration von 1,5 mg/l zu erreichen.

Tiefenprofile des Sedimentporenwassers von 1 cm über der SWI bis in 5 cm Tiefe mit einer vertikalen Auflösung von 1 cm wurden vor dem Dotieren (zur Bestimmung der Hintergrundkonzentrationen der untersuchten Verbindungen) sowie nach dem Dotieren zunächst täglich, dann mit zunehmend größeren zeitlichen Abständen beprobt (vgl. Abb. 1).

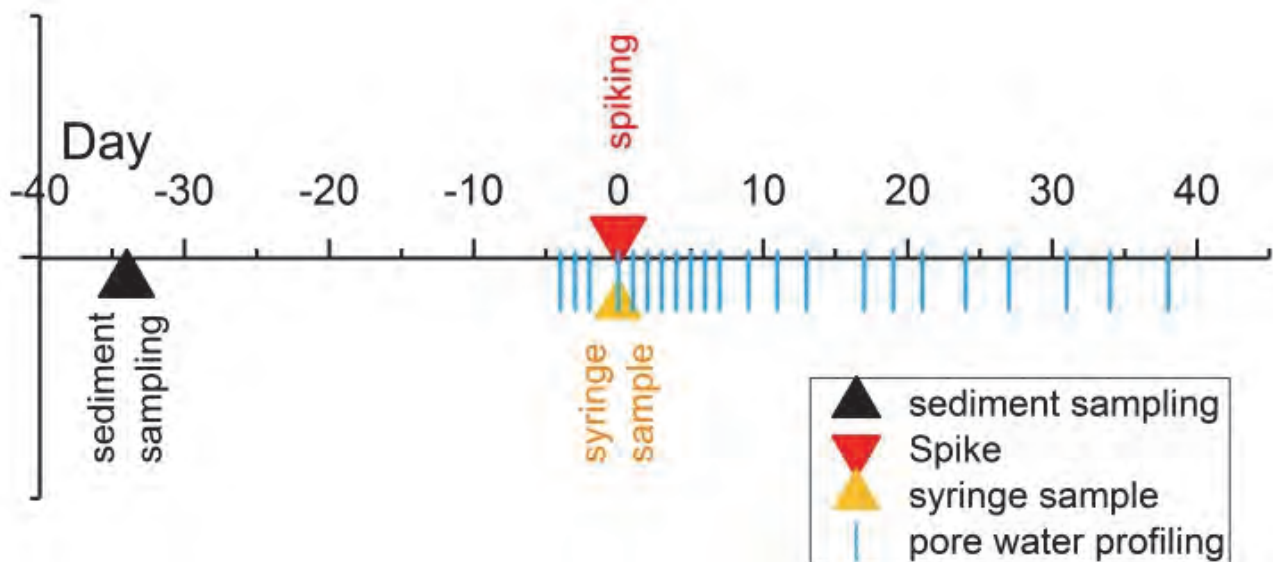


Abbildung 15: Ablauf des Inkubationsexperiments

Hierzu wurde ein System zur automatisierten, minimalinvasiven Beprobung von Sedimentporenwasser (Mesoprofiling and Sampling System messy) genutzt, welches in Fabricius et al. (2014) und Schroeder et al. (2017 und 2019) beschrieben ist. Es besteht im Wesentlichen aus einer Probenahmesonde, die mithilfe eines Schrittmotors vertikal durch die SWI bewegt wird während mit einer Peristaltikpumpe kontinuierlich wässrige Proben gefördert werden. Die Synchronisation des Schrittmotors, der die Probenahmesonde bewegt, mit dem Fraktionssammler ermöglicht die Beprobung definierter Tiefenintervalle. Um die Reoxidation der anoxischen Proben zu verhindern, befanden sich der Fraktionssammler und Peristaltikpumpe in einer Glovebox unter Argon-Atmosphäre.

Durch Mitführen entsprechender Sensoren wurden parallel zum Probenahmeprozess Profile des Redoxpotentials sowie der Sauerstoffsättigung erfasst.

Neben den Porenwassertiefenprofilen wurden alle 12 Stunden Proben des Oberflächenwassers sowie des Sediment-Porenwassers (in zehn cm Tiefe) entnommen.

Nach Abschluss des Experiments wurde ein Sedimentkern gezogen und in Zentimeter-Scheiben geschnitten, die Feststoffproben wurden anschließend getrocknet und gemahlen.

Analytik

In Aliquoten der wässrigen Proben wurden die dotierten TrOCs sowie bekannte TPs mit Flüssigchromatographie-Tandem-Massenspektrometrie quantifiziert. Zusätzlich wurden die Konzentrationen des Diffusions-Tracers Bromid sowie von SO_4^{2-} , NO_2^- und NO_3^- mittels Ionenchromatographie und die der Metalle Fe und Mn mittels induktiv gekoppelter Massenspektrometrie erfasst, um die Redoxbedingungen besser charakterisieren zu können.

Die an das Sediment sorbierte Fraktion der dotierten TrOCs wurde nach Ende des Inkubationsexperiments mithilfe einer beschleunigten Lösemittlextraktion (PLE) mit Methanol/Milli-Q-Mischung (1/1, v/v) als Extraktionsmittel bei 100°C und 100 bar Druck aus den Feststoffproben extrahiert und mittels Flüssigchromatographie-Tandem-Massenspektrometrie quantifiziert.

Ergebnisse und Diskussion

Die O_2 -Sättigung in der Wassersäule lag während des Experiments bei etwa 50%. Die O_2 -Eindringtiefe in der SWI betrug unter 0,5 cm. Das parallel zur Beprobung der Porenwassertiefenprofile gemessene Redoxpotential fiel von Werten um 150 mV in der Wassersäule auf -180 bis -150 mV in 5 cm Tiefe unter der Sedimentoberfläche ab. Der pH-Wert lag während des gesamten Experiments zwischen 6,8 bis 7,3. Der Versuchsaufbau simulierte also sowohl aerobe als auch anaerobe Bedingungen wider (Abb. 2).

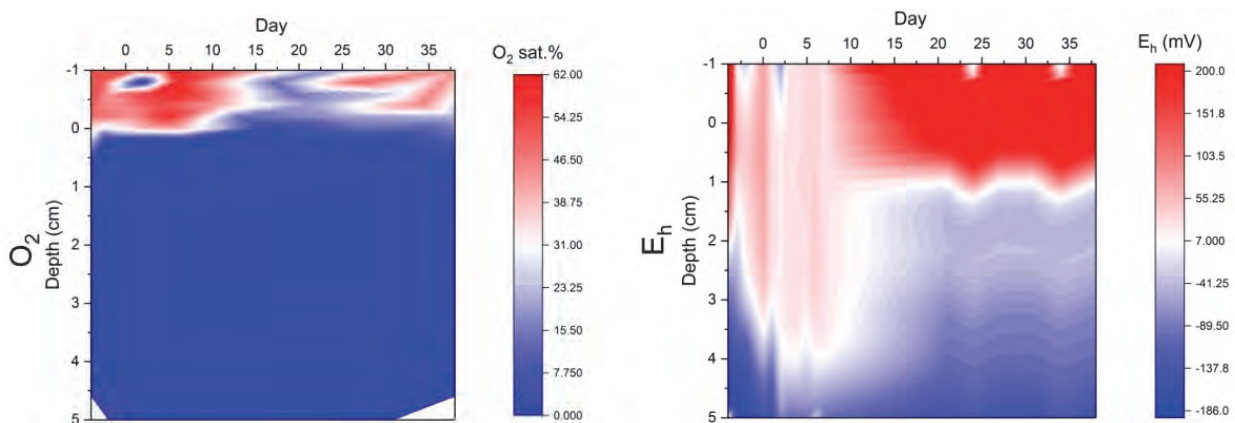


Abbildung 16: Verlauf von Sauerstoffsättigung (links) und Redoxpotential (rechts) an der SWI während des Experiments.

Bromid wurde dotiert, um die Diffusion der Substanzen über die SWI nachvollziehen zu können. Es wird nicht biologisch umgesetzt und besitzt eine negative Ladung und sorbiert somit kaum. Nach dem Dotieren in die Wassersäule überstieg seine Konzentration den angestrebten Wert zunächst deutlich. Erst nach etwa 8,5 Tagen wurde dieser Wert unterschritten. Nach etwa 13 Tagen war Bromid bis zu einer Tiefe von 5 und ab dem 20. Tag bis zu einer Tiefe von 10 cm homogen verteilt (Abb. 3).

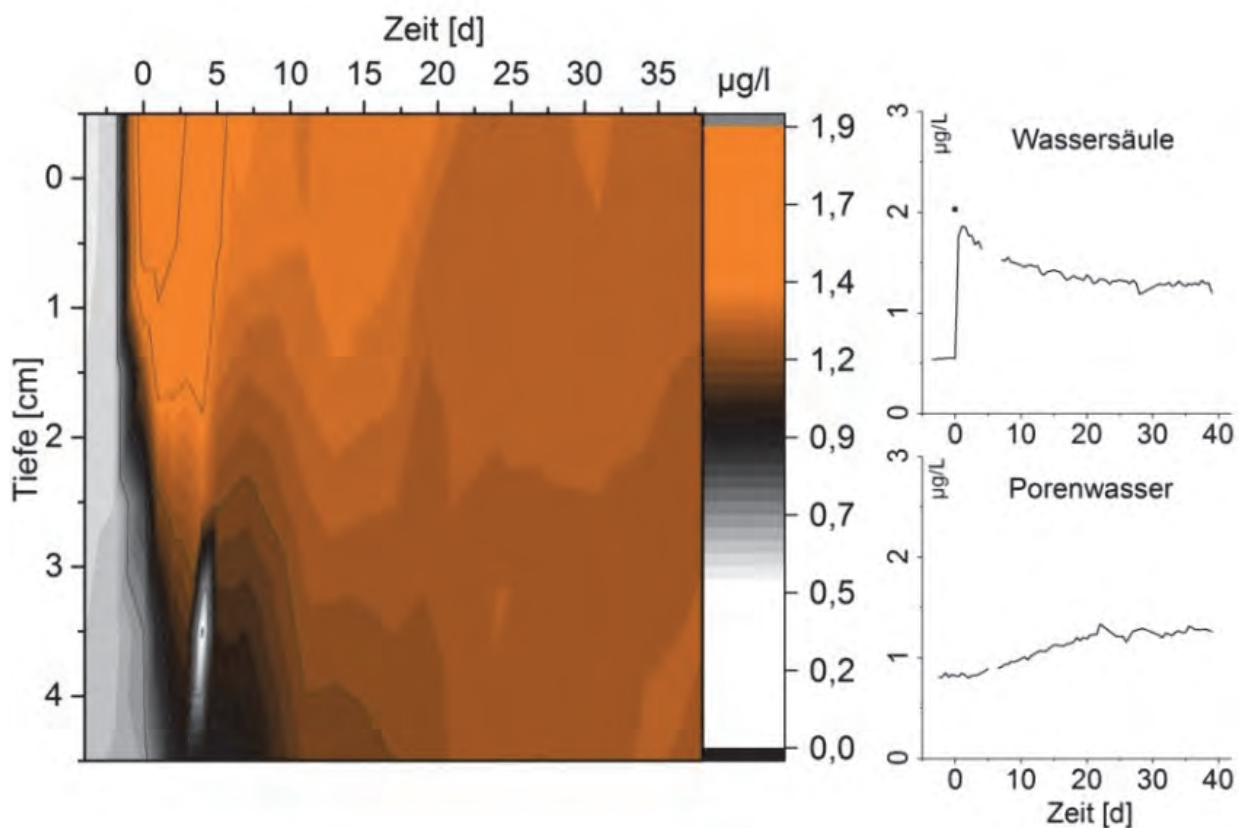


Abbildung 17: Bromid-Konzentration in den Porenwassertiefenprofilen (links), sowie in der Wassersäule (rechts oben) und im Sediment-Porenwasser (-10 cm Tiefe, rechts unten).

Die dotierten TrOCs wiesen je nach Ladung deutliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Verweilzeit in der Wasserphase auf. Die Konzentrationen der teilweise positiv geladenen TrOCs Amisulprid, Metropolol, Sitagliptin, Tramadol, ebenso wie die der Zwitterionen Fexofenadin und Ceterizin und die der neutral geladenen Stoffe Aciclovir, Carbamazepin und Fluconazol sanken sowohl in der Wassersäule als auch im Porenwasser über den Untersuchungszeitraum – oft innerhalb weniger Tage – auf das Niveau der Hintergrundkonzentration. Im Gegensatz dazu verblieben die negativ teilgeladenen Substanzen wie Diatrizoat, Diclofenac, Acesulfam, Clopidogrelsäure und Ramiprilat sowie einige neutral geladene Spezies wie Sucralose oder 10-Hydroxycarbamazeoin in der Wasserphase und verteilten sich im Zuge des Experiments vergleichbar dem Bromid. Zur Verdeutlichung sind in Abbildung 4 exemplarisch die Konzentrationen von Clopidogrelsäure, Diclofenac und Metropolol abgebildet. Eine Ausnahme bildet das Anion Valsartan, das aufgrund seiner Umwandlung in Valsartansäure innerhalb weniger Tage aus der Wassersäule verschwand.

Entsprechend ihrer erhöhten Verweilzeit in der Wassersäule nahmen die Konzentrationen der negativ geladenen TrOCs und die einiger neutral geladener Verbindungen im Sedimentporenwasser nach dem Dotieren deutlich zu. Dabei blieben die Konzentrationen im Porenwasser meist deutlich unter den Zielkonzentrationen und den Konzentrationen in der Wassersäule (Abb. 4).

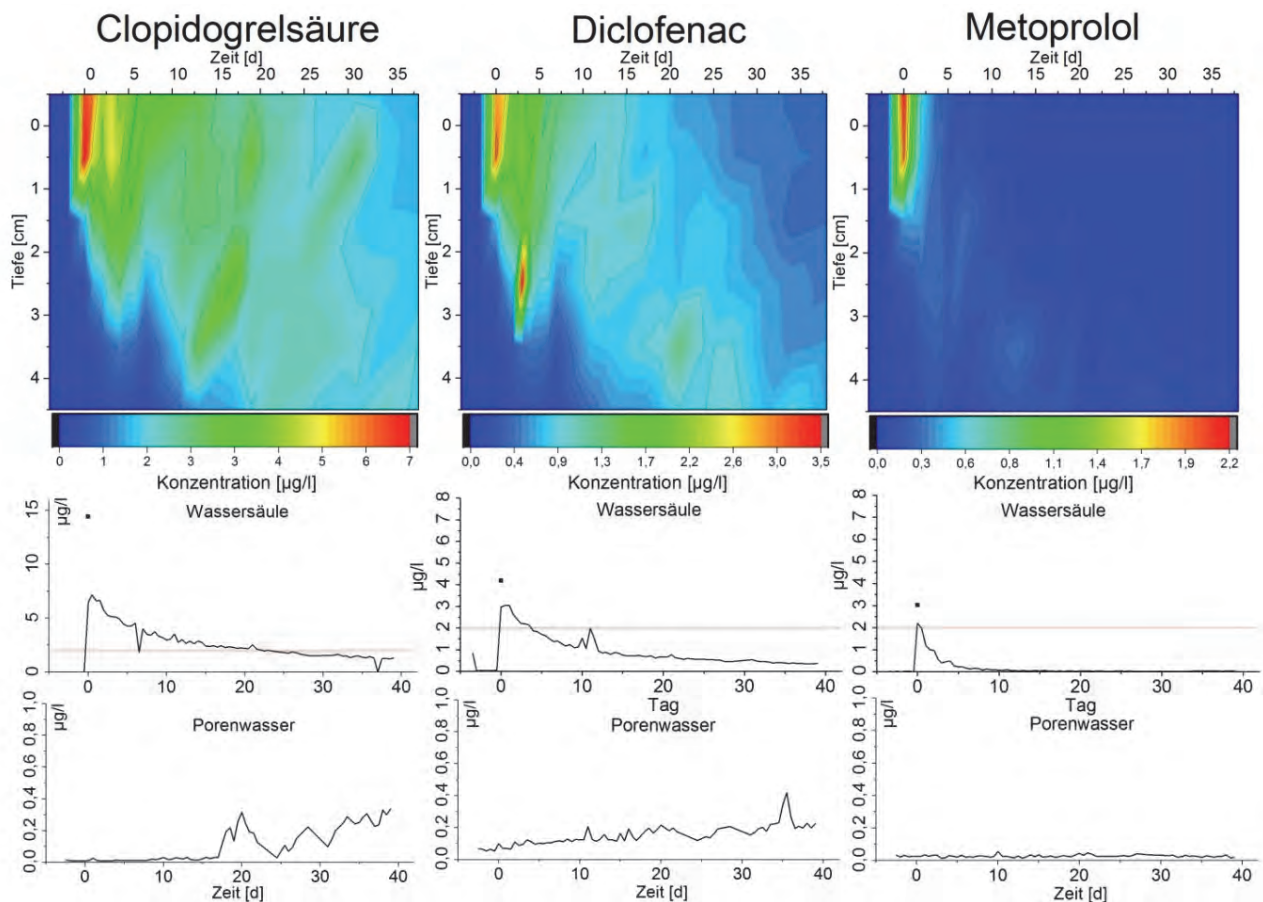


Abbildung 18: Verteilungen der in den Porenwasserprofilen gemessenen Konzentrationen von Clopidogrelsäure, Diclofenac und Metoprolol über die Tiefe und die Zeit als Heatmaps (oben) und die in der Wassersäule sowie dem Porenwasser (–10 cm) gemessenen Konzentrationen über die Zeit [d] als Liniendiagramme (unten).

Einige TP's der dotierten Substanzen wurden zumindest in Spuren im Sedimentporenwasser und in der Wassersäule nachgewiesen. In Übereinstimmung mit Studien, die über ihren Abbau unter anoxischen Bedingungen berichteten (Ghattas et al., 2017), traten bspw. die TP's von Tramadol (N,O-DM-Tramadol, O-DM-Tramadol) überwiegend unterhalb von 2 cm Tiefe auf (Abb. 5). In ähnlicher Weise wurden die TP's von Diclofenac und Gabapentin, Metoprolol und Valsartan, von denen bekannt ist, dass sie bevorzugt unter oxidischen Bedingungen umgewandelt werden (Henning et al., 2018; Wilkinson et al., 2017), überwiegend in der Wassersäule gefunden. Einzig die Valsartansäure war in derart hohen Konzentrationen vorhanden, dass von einer annähernd vollständigen Transformation der Ausgangssubstanz Valsartan ausgegangen werden kann (Abb. 5).

Im Gegensatz zu den wässrigen Proben ergab die Analyse der Sedimentkerns, dass vorrangig die positiv teilgeladenen Substanzen in hohen Konzentrationen zu finden sind, dies vorrangig in einer Tiefe von 3 bis 7,5 cm. Generell fällt auf, dass - unabhängig von ihren Konzentrationen im Porenwasser - im Sediment nur bis zu einer Tiefe von ca. 8 cm erhöhte Gehalte der dotierten TrOCs oder ihrer TP's zu finden sind (exemplarisch dargestellt in Abb. 6).

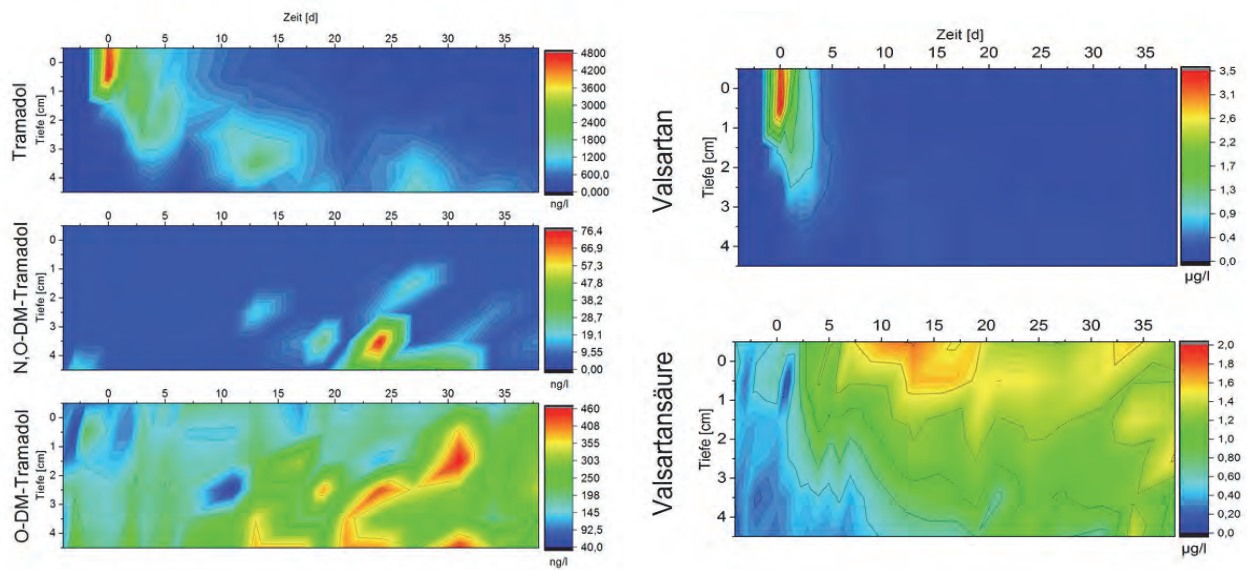


Abbildung 20: Verteilungen der in den Porenwasserprofilen gemessenen Konzentrationen von Tramadol und seinen TPs (links) und Valsartan und seinem TP (rechts) über die Tiefe und die Zeit als Heatmaps.

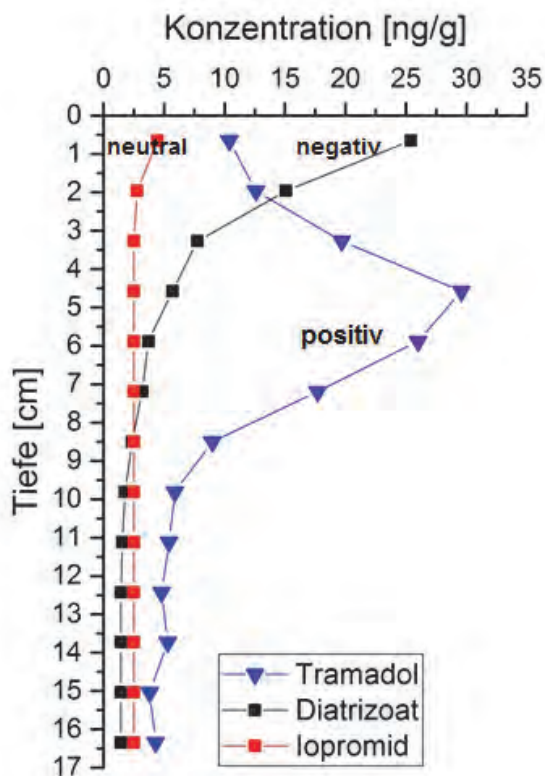


Abbildung 21: Gehalte [ng/g] von Tramadol, Diatrizoat und Iopromid im Sediment nach Ende des Experiments.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die meisten der untersuchten TrOCs wurden effektiv an und innerhalb der SWI immobilisiert. Aufgrund den Mengen Sediment im Verhältnis zum Wasser scheint die Sorption an Partikeloberflächen für viele der dotierten Spezies der dominierende Prozess zu sein. Die Ergebnisse bestätigten, dass die Mobilität vieler der eher polaren Verbindungen im Sediment hauptsächlich von ihrer Ladung abhängt und weniger von anderen Schlüsselparametern, wie beispielsweise dem logKOW. Die hohe räumliche Auflösung und die zusätzliche Analyse von TPs zeigten, dass Transformationsprozesse hauptsächlich in schmalen Bereich an der Sedimentoberfläche ablaufen und stark von herrschenden Redoxgradienten abhängig sind. Dies unterstreicht die Notwendigkeit, die SWI, einen Hotspot für Bioaktivität auf unserem Planeten, in die Umweltüberwachung einzubeziehen, und unterstreicht die Bedeutung von Sedimenten für die Ökosystemleistungen.

Literatur

- Fabricius, A.-L.; Duester, L.; Ecker, D.; Ternes, T. A. 2014. New Microprofiling and Micro Sampling System for Water Saturated Environmental Boundary Layers. *Environmental Science & Technology* 48 (14): 8053-8061.
- Schroeder, H.; Fabricius, A. L.; Ecker, D.; Ternes, T. A.; Duester, L. 2017. Metal(loid) speciation and size fractionation in sediment pore water depth profiles examined with a new meso profiling system. *Chemosphere* 179: 185-193.
- Schroeder, H.; Fabricius, A. L.; Ecker, D.; Ternes, T. A.; Duester, L. 2019. Impact of mechanical disturbance and acidification on the metal(loid) and C, P, S mobility at the sediment water interface examined using a fractionation meso profiling ICP-QQQ-MS approach. *Sci Total Environ* 651 (Pt 2): 2130-2138.
- Ghattas, A. K.; Fischer, F.; Wick, A.; Ternes, T. A. 2017. Anaerobic biodegradation of (emerging) organic contaminants in the aquatic environment. *Water Res* 116: 268-295.
- Henning, N.; Kunkel, U.; Wick, A.; Ternes, T. A. 2018. Biotransformation of gabapentin in surface water matrices under different redox conditions and the occurrence of one major TP in the aquatic environment. *Water Res* 137: 290-300.
- Wilkinson, J.; Hooda, P. S.; Barker, J.; Barton, S.; Swinden, J. 2017. Occurrence, fate and transformation of emerging contaminants in water: An overarching review of the field. *Environ Pollut* 231 (Pt 1): 954-970.

Multiple-resource limitation (co-limitation) of *Daphnia* in fluctuating environments

Alexander Wacker¹; Svenja Schälicke²; Michael Raatz³; Apostolos-Manuel Koussoroplis⁴

¹ Universität Greifswald, Zoologisches Institut & Museum; ² Universität Potsdam Institut für Biochemie und Biologie;

³ Max Planck Institut für Evolutionsbiologie, Plön; ⁴ Université Clermont Auvergne, Aubière

Recent studies showed that daphnids tend to respond differently to fluctuating versus constant resource supply even when the average supply is the same. We combine modelling and experiments to understand how *Daphnia* growth is affected by the nutritional variability of the environment. We use Dynamic Energy Budget models to study how single and multiple resource-limitations of organisms with the ability to store resources and to adjust their digestive physiology respond to the temporal structure of resource fluctuations. In a second step, we confirm the model predictions in laboratory experiments using the aquatic model organism, *Daphnia magna*, limited by either dietary phosphorus, cholesterol, or both. We show, how physiological adaptive mechanisms such as reserves and acclimation of resource assimilation, may shape the growth response of *Daphnia* to environmental resource fluctuations.

Methanaustausch der Entwässerungsgräben in zwei Niedermooren unterschiedlicher Landnutzung

Carla Welpelo

Universität Osnabrück

Drainage ditches in peatlands seem to be “hotspots” of methane emissions. The aim of this investigation was to find out how these emissions differ depending on the land use, how they are influenced by further ditch properties and how big the impact of ditches is on the methane exchange of the mires. The CH₄-Emissions of two ditches each in the two percolation mires of the WETSCAPES-project in Mecklenburg-West Pomerania were examined. One of the mires got re-wetted 20 years ago while the other one is still drained and used as grassland. Two kinds of measurement were done: The diffusive exchange was measured with the Floating-Chamber method and Bubble Traps were installed to measure the emissions via ebullition. Further field parameters were recorded and water and substrate samples were taken. The measurements were made biweekly from Mai to September 2018. This summer was exceptionally hot and dry. The methane emissions from the ditches differ significantly depending on the land use, the emissions of the re-wetted site were much higher (245,26 (± 426,5) mgCH₄m⁻²h⁻¹) as the ones from the drained grassland (31,67 (± 60,2) mgCH₄m⁻²h⁻¹). Additionally, there were significant differences within investigation areas regarding the orientation of the ditches, with the ditches with standing water having much higher emissions. In every ditch, the diffusive emissions took the main part of total emissions (> 85 %). Even if the area covered by ditches is small (< 3,4 %), the emissions have a relevant impact on total methane emissions of the investigation areas. The explaining variables in the created model were air temperature, redox potential, Ammonia-N and DOC-Content, they explained 63 % of the variation in emissions. Besides this, there seems to be a big impact of ditch condition and -vegetation.

Methan-Austausch in Gräben in Durchströmungsmooren der Trebel und Recknitz/ M-V

Carla Welpelo¹, Anke Günther², Andreas Lechner¹

¹ Universität Osnabrück, ² Universität Rostock

Die Landnutzung beeinflusst durch veränderte CO₂-, N₂O- und CH₄-Emissionen die Klimabilanz von Mooren. Einen Schwerpunkt bei den CH₄-Emissionen stellen dabei Entwässerungsgräben dar. Diese Arbeit untersuchte den Einfluss der Landnutzung auf die CH₄-Emissionen dieser Gräben. Des Weiteren sollte diskutiert werden, inwiefern die Emissionen aus Entwässerungsgräben für die CH₄-Bilanz eines Moores relevant sind. Dafür wurden in zwei Niedermoores in M-V jeweils zwei Gräben auf ihre diffusiven sowie spontanen (Gasblasen) CH₄-Emissionen untersucht. Eines der UG wurde über einen langen Zeitraum entwässert und vor 20 Jahren wiedervernässt, dagegen wird der andere Standort weiterhin entwässert und als Grünland genutzt. Die diffusiven Emissionen wurden mit einer Schwimmhaube gemessen, zur Erfassung der Gasblasen wurden Bubble Traps installiert. Die Messungen fanden von 05 - 09 2018 im Abstand von zwei Wochen statt, pro Graben wurden 5 Messungen durchgeführt bzw. 5 Bubble Traps installiert. Zusätzlich wurden Wasserproben auf Nähr- und Kohlenstoffgehalte analysiert, das Substrat beprobt sowie klimatische und physikalische Parameter aufgenommen.

Die Gräben unterscheiden sich in ihren hydrochemischen und physikalisch-morphologischen Parametern. Dabei können vor allem Unterschiede in Nährstoff- und DOC-Gehalten auf die Landnutzung zurückgeführt werden. Es wurde bestätigt, dass sich die CH₄-Emissionen aus den Gräben der beiden UG signifikant unterscheiden und dass diese z.T. mit den aus der Landnutzung resultierenden Eigenschaften zusammenhängen. Innerhalb der UG konnten ebenfalls signifikante Unterschiede durch das Fließregime/die Ausrichtung der Gräben aufgezeigt werden. Die mittleren CH₄-Emissionen für das entwässerte Gebiet betragen 31,67 mg CH₄m⁻²h⁻¹, im wiedervernässten Gebiet sind es 245,26 mg CH₄m⁻²h⁻¹. Der Anteil der diffusiven Emissionen war in allen Gräben deutlich höher (>85 %). Es konnte auch innerhalb der UG je nach Grabeneigenschaften eine hohe Variation in den Emissionen festgestellt werden, wobei die stehenden, parallel zum Vorfluter ausgerichteten Gräben deutlich mehr CH₄ freisetzen als die fließenden, orthogonal zum Vorfluter ausgerichteten.

Durch ein erstelltes Modell konnten 63 % der Emissions-Variationen erklärt werden. Die Lufttemp. sowie der DOC-Gehalt verstärken die CH₄-Emissionen, wohingegen steigende NH₄-N-Gehalte sowie ein steigendes Redoxpotential diese Emissionen verringerten. Zusätzlich werden die CH₄-Emissionen von Morphologie, Grabenvegetation und Eigenschaften der umliegenden Fläche beeinflusst. Die Emissionen auf dem als Grünland genutzten Standort liegen leicht über den Werten bisheriger Studien, dagegen übersteigen die Emissionen aus Gräben des wiedervernässten Standortes diese um ein Vielfaches.

Mikroplastik im Sediment des Muldestausees

Marina Weiss¹; Frank W. Junge²; Stephan Wagner³; Philipp Klöckner³; Katrin Wendt-Potthoff⁴

¹Universität Leipzig; ²Erdwissen Taucha; ³Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Leipzig;

⁴Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Magdeburg

Der Muldestausee ist ein seit 1975 im Zuge des Braunkohletagebaus entstandener Durchflussee der Vereinigten Mulde, der unter anderem als Rückhaltebecken für Extremhochwässer dient und als Sediment- und Schadstoffsene gilt. Als Anzeiger von Veränderungen in der Landnutzung und der stofflichen Belastung wurden seine Sedimente eingehend untersucht. Im Rahmen einer Metallanalyse entnommene Sedimentkerne aus dem Friedersdorfer Becken von 2002 und aus dem Hauptbecken von 2012 wurden genutzt, um mögliche Ablagerungen von Mikroplastik zu detektieren. Dabei sollte gezeigt werden, ob Mikroplastik im Sediment des Muldestausees nachweisbar ist und ob ein Unterschied hinsichtlich Anzahl und Typ der Plastikpartikel in der Vor- und Nachwendzeit feststellbar ist.

Die Proben wurden mittels Siebung, chemischer Aufreinigung und Dichteseparation aufgearbeitet, um Plastikpartikel zu extrahieren. Anschließend wurden mutmaßliche Plastikpartikel der Fraktionen $> 500 \mu\text{m}$, $> 250 \mu\text{m}$, $> 100 \mu\text{m}$ und $> 50 \mu\text{m}$ unter dem Mikroskop ausgewählt und mittels Raman-Spektroskopie auf ihre chemische Zusammensetzung untersucht.

An beiden Standorten konnten Partikel in den Sedimentproben der Nachwendzeit (1990er- und 2000er Jahre) als Plastik identifiziert werden. Die Sedimente aus der Vorwendzeit enthielten keine Plastikpartikel, auch nicht in der Hochwasserlage. Die als Blindprobe untersuchten, ca. 18 Mio Jahre alten tertiären Sedimente waren ebenfalls frei von Plastik, was als Kontrolle für eine mögliche Verschleppung von Partikeln diente. Alle identifizierten Plastikpartikel gehörten der Fraktion $> 250 \mu\text{m}$ an, mit Ausnahme einer Faser der Fraktion $> 500 \mu\text{m}$. In den Fraktionen $> 100 \mu\text{m}$ und $> 50 \mu\text{m}$ wurde generell kein Plastik nachgewiesen. Nachgewiesene Polymertypen waren Polyethylen und Polypropylen (Partikel) sowie Polyamid und Polypropylen (Fasern).

Die Polymerfasern fanden sich in einer Teilprobe ohne chemische Aufreinigung, nicht aber in Laborblindwerten. Dies deutet auf eine mögliche Zerstörung empfindlicher Mikroplastikpartikel wie z. B. Fasern und Partikel der kleineren Fraktionen $> 100 \mu\text{m}$ und $> 50 \mu\text{m}$ durch die Aufreinigung hin. Die ausschließlich in jüngeren Sedimenten nachgewiesenen Plastikpartikel korrespondieren mit der seit den 1950er-Jahren stark gestiegenen Plastikproduktion. Zudem ist die Fragmentierung in kleinste Partikel oder ein biologischer Abbau in jüngeren Sedimenten möglicherweise weniger weit fortgeschritten als in den älteren Lagen, was eine Erklärung für die identifizierten Plastikpartikel $> 250 \mu\text{m}$ sein könnte. Eine mögliche Ursache für die insgesamt geringe Anzahl von Plastikpartikeln liegt in dem wenig industriell geprägten Einzugsgebiet der Mulde. Als Gegenbeispiel verläuft die Saale u. a. durch die ehemalige Produktionsstätte von Plaste und Elaste in Schkopau. Auch könnte der Entnahmeort der Kerne im Muldestausee für Mikroplastik nicht ausreichend repräsentativ sein. Eine weitere Probennahme am Nordufer entlang des Muldehauptstroms wäre zu empfehlen.

Modellierung nicht linearer Prozesse in Durchflusssystemen

Johannes Werner¹; Tobias Romankiewicz¹; Hartmut Arndt¹; Frank M Hilker²

¹ Universität zu Köln, Biozentrum; ² Osnabrück University

Modelle sind wichtige Bestandteile in unserem Leben. Sie gehen vielen wichtigen Forschungsfragen voraus und sind eng mit dem Erlangen von neuem Wissen verknüpft. Modelle versuchen hierbei, die wesentlichen Parameter von natürlichen Phänomenen zu erfassen und möglichst einfach darzustellen. Die hohe Biodiversität bei Planktonproben stellt dabei die Wissenschaft immer noch vor ein Paradoxon, da hier trotz weniger limitierender Umweltbedingungen hohe Biodiversitäten herrschen. Erste Modelle und Experimente zeigten, dass diese ein nicht lineares Verhalten aufwiesen. Eine Form davon ist das deterministische Chaos. Chaos ist dabei durchaus nicht willkürlich, sondern durch mathematische Gleichungen beschreibbar und dadurch auch in Modellen erfassbar. Erste Modelle zeigten, dass nicht lineare Prozesse als entscheidender Faktor für die hohe Biodiversität zuständig sein könnten, allerdings fehlt es hier noch an weiteren Studien und experimentellen Nachweisen. Diese wollen wir mit unserem Modellsystem nachweisen.

Das Modellsystem hatte den Zweck, ein möglichst einfaches und dennoch komplexes System eines Ein-Arten Chemostaten zu erzeugen. Dieses soll dabei helfen einen Einblick in die Chaoststehung und die notwendigen Parameter zu bekommen. In der Zukunft möchten wir die Modelle nicht nur erweitern und verbessern, sondern auch experimentelle Daten zum chaotischen Wachstum aufzeichnen. Die dafür erstellten Modelle sollen uns dabei helfen, die richtigen experimentellen Parameter zu wählen. Eine Erweiterung des Modells zu Mehr-Arten Chemostaten und Nahrungsnetzen ist dabei auch geplant.

Analyse multipler Stressoreffekte auf EPT-Taxa in einem Mesokosmenexperiment durch DNA-Metabarcoding

Marie-Thérèse Werner¹; Arne J. Beermann¹; Vasco Elbrecht²; Vera M. A. Zizka¹; Florian Leese¹

¹ Universität Duisburg-Essen; ² University of Guelph

Weltweit sind Fließgewässer durch eine Vielzahl von Stressoren beeinträchtigt. Die multiplen Stressoren können dabei in unvorhersehbarer Weise interagieren, weshalb die Untersuchung von Stressor-Interaktionen ein wichtiger Forschungsbereich in der Ökologie ist. Ein Nachteil der Untersuchungen, die bislang häufig auf morphologischen Bestimmungen beruhen, ist eine geringe taxonomische Auflösung (oft Familie oder Gattung). Eine Alternative bietet das DNA Metabarcoding, mit dem in dieser Studie multiple Stressoreffekte auf EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), die häufig als Indikatororganismen für die Beurteilung des Ökosystemzustandes genutzt werden, untersucht wurden.

In einem Mesokosmenexperiment von 2014 wurden die global wichtigen Stressoren Feinsediment, Fließgeschwindigkeit und Salinität in einem vollfaktoriellen Design (64 Mesokosmen, jeweils mit den Mikrohabitaten ‚Bachbett‘ und ‚Laubstreu‘, 8 Replikate pro Behandlungskombination) untersucht. In dieser Studie wurden 10.481 EPT Individuen mit Hilfe des DNA Barcoding Gens Cytochrom-c-Oxidase-Untereinheit-I (COI) analysiert. Insgesamt wurden 121 OTUs (Operational Taxonomic Units, 3 % genetische Distanz zur Abgrenzung von Arten) für die EPT-Taxa detektiert. Davon zeigten die 28 häufigsten OTUs 14 verschiedene Antwortmuster auf die experimentelle Manipulation. Generell variierten die Stressorantworten der OTUs von keiner Reaktion über Antworten auf nur einen Stressor zu Reaktionen auf komplexe Interaktionen multipler Stressoren. Zum Beispiel reagierte OTU 1 (*Ecdyonurus torrentis*) auf keinen der getesteten Stressoren, während auf OTU 8 (*Rhithrogena semicolorata*), welches ebenfalls der Eintagsfliegenfamilie der Heptageniidae angehört, ein negativ synergistischer Effekt der Stressoren zusätzliches Feinsediment und verringerte Fließgeschwindigkeit beobachtet werden konnte.

Obwohl derzeit mit DNA Metabarcoding keine exakten Abundanzen ermittelt werden können, zeigt diese Studie, dass mit dieser Methode auch bei den verhältnismäßig gut erforschten EPT-Taxa spezifische Antwortmuster genau und in standardisierter Weise erfasst werden können.

Feasibility study of an oxygen releasing compound for cost-effective sediment decomposition at two test sites (Germany, China)

Thomas Willuweit

Söll GmbH

The performance of calcium peroxide (CaO_2), an oxygen releasing compound (ORC) that promotes sediment oxidation with subsequent phosphate and metal immobilization, was investigated during a two years pilot project in a small lake (Mühlenteich) in Lower Saxony, Germany, and a six month trial project at the Caohai basin of Dian Lake, Kunming, China.

Both test areas were hypereutrophic and silted-up by organic rich sediment. After ORC injection into the sediment, substantial decrease of its thickness was measured at both study sites during the monitoring period. The residual sediment properties changed slightly, but no deterioration of aquatic life has been observed in the ecosystem. Both projects showed that adequate dosage of ORC led to sediment decomposition and thus proposes a cost-effective alternative to conventional sediment dredging.

Gewässerökologische Untersuchungen im FFH Gebiet Berkel zur Erstellung eines geeigneten Maßnahmenkonzeptes

Ramona Winkens, Franziska Roßocha, Jannes Heider, Jannik Düllmann, Julia Fröhlich, Benjamin Kupilas Patrick Günner, Saskia Rohrer, Christian Edler, Birgit Stephan, Stefan Platz, Tillmann Buttschardt

Fachhochschule Münster und Westfälische Wilhelms-Universität Münster, ² Westfälische Wilhelms-Universität Münster, ILÖK, Bezirksregierung Münster, Obere Fischereibehörde, Naturschutzzentrum Coesfeld

Die Berkel ist ein mittelgroßes Fließgewässer in Deutschland und den Niederlanden, das zum Flusssystem Rhein NRW gehört. Das Quellgebiet befindet sich südöstlich von Billerbeck an der Grenze zu den Baumbergen. Bei Zutphen mündet die Berkel in die IJssel, die wiederum in die Nordsee mündet. Die etwa 114 km lange Berkel besitzt ein etwa 40 km langes FFH-Gebiet, von der Quelle bis Vreden, von dem das Stadtgebiet Coesfeld ausgenommen ist. Die in dieser Fallstudie angestellten Untersuchungen beziehen sich ausschließlich auf dieses FFH-Gebiet und finden in einem Zeitraum von April bis Oktober 2019 statt. Ziel der gewässerökologischen Untersuchung der Berkel ist es geeignete Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen für die Fischarten Groppe (*Cottus gobio*), Bachneunauge (*Lampetra planeri*) und Bachforelle (*Salmo trutta*) zu ermitteln. Um einen ganzheitlichen Eindruck zu erhalten, werden verschiedene Untersuchungen durchgeführt:

Die Elektrofischung, die die Kernmethode dieser Fallstudie darstellt und auf die alle weiteren Untersuchungen Bezug nehmen, wird an insgesamt 32 Befischungsstrecken entlang des Ober-, Mittel- und Unterlaufs der Berkel durchgeführt. Hierbei werden Art, Abundanz, Größe und 0+ Generationen der gefundenen Fische erfasst. Zur Ermittlung der Saprobie sowie der allgemeinen Degradation des Gewässers erfolgt eine Untersuchung von Makrozoobenthos-Proben (MZB), die an neun Stellen innerhalb der Befischungsstrecken mittels Multihabitat-Sampling genommen wurden. Abundanz und Zusammensetzung des MZB geben als mögliche Nahrungsgrundlage einiger Fischarten zusätzlich Aufschluss über deren mögliche Vorkommen. Erste Ergebnisse zeigen, dass die Individuen- und Artzahlen stark variieren, wobei der Anteil der Gammariden an sämtlichen Probestellen am höchsten ist. Die Kartierung von Gewässerstrukturen stellt eine alternative Methode der Gewässerkartierung dar: Entlang sämtlicher Befischungsstrecken werden die Sohlstrukturen der Berkel sowie die Beschattung des Gewässers aufgenommen. Anders als bei einer standardisierten Gewässerstrukturgütekartierung können diese Daten herangezogen werden, um das Vorkommen von Makrozoobenthos- und Fischarten anhand spezifischer Strukturen zu erklären. Erste Ergebnisse zeigen bereits, dass die Gewässersohle hauptsächlich durch FPOM und Psammal geprägt ist. Es kommen aber auch vereinzelt Substrate wie Xylal, Makrophyten und Meso- bis Megalithal vor. Zeitgleich zu den MZB-Probenahmen und den Elektrofischungen werden jeweils pH-Wert, Temperatur, Sauerstoffsättigung und -gehalt sowie die elektrische Leitfähigkeit gemessen. Diese Parameter geben Aufschluss über die allgemeine Gewässerqualität und mögliche Fremdeinleitungen. Erste Messungen zeigen keine Auffälligkeiten für die genannten Parameter. Um zusätzlich einen ganzheitlichen Eindruck über Temperaturverlauf und Wasserstände über den Untersuchungszeitraum zu erhalten, werden 28 Temperaturlogger sowie drei Wasserstands-Logger entlang der Befischungsstrecken in der Mitte des Flussbetts platziert. Die Temperatur wird stündlich über einen

Zeitraum von Juli bis September erfasst und anschließend in Bezug auf Gewässerstruktur, Wasserqualität und Präferenzen der Fischarten ausgewertet.

Is the epipsammic community modulated by trajectory of historic or current sediment shifting?

Tamara Wonner; Anna Oprei; Michael Mutz¹; Ute Risse-Buhl²

¹ BTU-Cottbus; ² Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ

Sandy streambed sediments are subject to periodic shifting for instance in the form of migrating ripples. Microbial communities, i.e. autotrophs and ciliate grazers, need to cope with the mechanical stressor by colliding with moving sediment grains as well as with exposition to perpetual change of light and redox conditions. Typically, microbial abundances in shifting sediments are lower compared to stable sediments. However, transitions between periodic shifting (ripples) and stable (not-shifted) sediments are frequent in space and time. This historical trajectory may play a role in the response of microbial communities to periodic sediment shifting. We observed the response of the autotroph and ciliate community that had experienced four different patterns of historic and current sediment shifting. We had controlled the time since last shifting event by exposing formerly shifted and formerly stable sediments in mesh bags at the bed of the River Spree. In addition to the sediments from these bags we sampled sediment from currently shifting and stable bed patches. We placed these four sediment types in a microcosm device that simulated periodic shifting or stable sediment conditions. At day five, morphotypes of autotrophs and ciliates were quantified by light microscopy to assess community structure. First results indicate that diatom abundance and the ratio of living to dead (empty shells) diatoms was irrespective of current sediment shifting and historical trajectory. Cyanobacteria, that made up < 7% of total autotroph abundance, seemed to profit from sediment shifting since their abundance was 2 to 10 times higher in all currently shifting sediments compared to the stable control. In contrast, fewer ciliate species were observed in currently shifting sediments compared to stable sediments. So far, our data highlight that sediment shifting irrespective of the historical trajectory is an important driver of autotroph and ciliate community structure. Further parameters of biofilm structure and microbial activity will be analyzed for complete understanding of historic and current sediment shifting on the epipsammic community.

Tagesperiodische Vertikalwanderungen von Chaoborus-Larven und Wasserflöhen im Großen Heiligen Meer

Bettina Zeis, Wiebke Hörstmann-Jungemann, Marita Koch, Nadine Hoffschroer, Franziska Merten, Nina Nacke, Nadine Ritter, Jürgen Pust, Heinrich Terlutter

Universität Münster, Institut für Zoophysiologie, LWL Museum für Naturkunde, Münster

Das durch Erdfall entstandene Große Heilige Meer ist der größte natürliche See in Nordrhein-Westfalen. Einige Arten des Zooplanktons des etwa 1000 Jahre alten Sees führen während der Sommerstagnation des 10 m tiefen eutrophen Gewässers ausgeprägte Vertikalwanderungen durch. Im September 2018 wurde die Zooplankton-Abundanz in fünf Tiefenabschnitten des Sees durch Netzfänge und Ultraschallsonden innerhalb einer Periode von 24 Stunden quantifiziert. Sowohl Chaoborus-Larven als auch Wasserflöhe halten sich tagsüber verstärkt im kalten und sauerstoffarmen Hypolimnion auf und kommen zur Nahrungsaufnahme während der Nachtstunden in die wärmere und sauerstoffreiche oberflächennahe Schicht. Die dominierenden pelagischen Cladoceren waren *Daphnia galeata* und *Daphnia longispina*. Die Analysen umfassen die demographische Struktur der jeweiligen Population. Darüber hinaus wurde die Hämoglobinkonzentration in den Daphnien ermittelt. Tiere aus tieferen Wasserschichten wiesen eine höhere Konzentration dieses Atmungsproteins auf, welche die Aufnahme und den Transport des hier vermindert verfügbaren Sauerstoffs erleichtert. Artspezifische Unterschiede im Induktionspotential für Hämoglobin sind Gegenstand weiterer Untersuchungen

Improving a short term algal bioassay to study effects of zinc on algal growth and photosynthetic activity

Yunduo Zhong; Claire Kowalewski; Ute Hansen; Daniela Lud

Hochschule Rhein-Waal

Elevated concentrations of heavy metals affect growth and photosynthesis of algae. Short-term toxicity of zinc on *Chlorella vulgaris* was studied in a lab experiment looking at effects on growth and photosynthetic activity. Two research questions were addressed in this study: How does *C. vulgaris* respond to increasing zinc concentration? How can the existing method to study the effects of zinc on algae be improved with regard to lab space and repeatability?

Three methods were used to study the effects: Optical density and cell chamber counting was performed at 0h, 24h, 48h and 72h. Chlorophyll fluorescence was measured at the end of the experiment at 96h.

Zinc reduced growth and photosynthetic activity significantly for all three methods. The EC₅₀ found coincides well with literature data. Optical density methods give more reliable results with smaller standard deviation as compared to results for cell counts and chlorophyll fluorescence. Exposure time could be optimized to obtain lower standard deviation for cell count results. Biomass optima of cell counting and chlorophyll fluorescence differ, more experiments are needed to improve measurements of photosynthetic activity.

Zur Wirkung von Umweltstressoren auf Makroinvertebraten-gemeinschaften in mitteleuropäischen Bächen

Adrian Zentgraf, Andreas Lechner, Kaarina Foit

^{1/2} Universität Osnabrück, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ

In dieser Masterarbeit wurde im Zusammenhang mit dem Kleingewässermonitoring des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung Leipzig untersucht, inwieweit verschiedene anthropogen und natürliche bedingte Stressoren unterschiedliche sowie kombinierte Auswirkungen auf die Makroinvertebratengemeinschaft mit sich bringen.

Die Untersuchungen erfolgten an 10 westdeutschen Bächen sowie an drei auf Deutschland verteilten Referenzbächen mit ähnlicher struktureller und damit vergleichbarer Beschaffenheit. Die Untersuchungen beinhalteten unter anderem eine Aufnahme der Makroinvertebraten inklusive Auswertung mittels SPEARpesticide-Index, eine Bewertung mittels PERLODES, sowie Wasseranalysen hinsichtlich der Pestizid-, der Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen. Zusätzlich erfolgte eine Untersuchung möglicher zusätzlicher Stressoren wie Hochwasser unter Einbeziehung von eintragsrelevanten Parametern für Pflanzenschutzmittel. Für die Aufnahme der jeweiligen Belastungen wurden bereits erprobte Verfahren angewandt und zusätzlich neu entwickelte technische Methoden wie automatische Probennehmer eingesetzt. Neben den Schadstoffeinflüssen wurde auch der Zusammenhang mit der Gewässerstruktur, die landwirtschaftlichen Nutzung des Umlandes und der jahreszeitliche Verlauf unter Beachtung der Entwicklungszeiträume der MZB ermittelt und zur Ergebnisbildung hinzugezogen. Um Zusammenhänge und Auswirkungen der potenziellen Stressoren zu erkennen, wurden die gemessenen und ermittelten Belastungen, sowie beeinflussende Faktoren und ökologischen Bewertungen miteinander korreliert. In der Auswertung zeigte sich, dass es nicht möglich ist, ein allgemein gültiges Ranking und pauschal gültige Aussagen zu den potenziell schädlichsten Stressoren zu erstellen, da die Auswirkungen je nach Konzentration und Einflussfaktoren sehr unterschiedlich sein können. Viele der potenziellen Stressoren und deren Auswirkungen zeigten starke Abhängigkeiten sowohl von der Jahreszeit, den klimatischen Bedingungen und deren Folgen (z. B. gewässerphysikalische Parameter, Pestizideinsatz, Eintragsfaktoren für Nährstoffe und Pestizide), als auch von vorliegenden Bodentypen.

Anhand der Ergebnisse wurde ersichtlich, dass Pestizide und auch andere Stressoren vor allem in Kombination einen großen Einfluss auf die Zusammensetzung der MZB haben. Wurden ökologische Voraussetzungen für ein Vorkommen empfindlicher MZB durch mehrere Stressoren belastet, so konnten in der Regel stärkere negative Auswirkungen verzeichnet werden als bei einer einzelnen nicht akut letalen Belastung. Aus diesem Grund erhöhte sich bei einem gleichzeitigen Auftreten von verschiedenen Stressoren die ökologische Degradation der untersuchten Gewässer.

ISBN 978-3-9818302-4-8