

DGL
DEUTSCHE GESELLSCHAFT
FÜR LIMNOLOGIE e. V.

(German Limnological Society)



TAGUNGSBERICHT 2005

der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e. V. (DGL)
und der deutschsprachigen Sektion der
Societas Internationalis Limnologiae (SIL)

Karlsruhe, 26. – 30. September 2005

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)

Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe)

Redaktion und Layout:

Weißensee Verlag

Kreuzbergstr. 30

D-10965 Berlin

Tel. +49 (0) 30 / 91 20 7-100

mail@weissensee-verlag.de

www.weissensee-verlag.de

Bezug für Nichtmitglieder:

Geschäftsstelle der DGL

Lange Str. 9

D-37181 Hardegsen

Tel. +49 (0) 55 05 / 95 90 46

geschaeftsstelle@dgl-ev.de

www.dgl-ev.de

Preis: € 10,00 inkl. Versand

Der vorliegende Tagungsbericht ist auch als Buch bei der Geschäftsstelle erhältlich (Eigenverlag der DGL, Werder 2006; ISBN 3-9805678-7-7, € 25,00 inkl. Versand).

DGL-Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe) – Inhaltsverzeichnis

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
GRUNDWASSER UND QUELLEN	1
HAHN, H. J.: Lassen sich Grundwasserbiotope klassifizieren?	2
FUCHS, A. & HAHN, H. J.: Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg	9
JOCHIM, A., SCHOLZ, J., HAHN, H. J.: Untersuchungen zu Kleinkrebsen in Bachsedimenten des Bienwaldes: Muschelkrebse (Ostracoda) und Ruderfußkrebse (Copepoda: Cyclopoida)	14
BERKHOFF, S., BORK, J., HAHN, H. J. & SCHMIDT, C. K.: Faunistische und hydrochemische Untersuchungen zu Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage	20
JEHN, K.: Grundwasserschutz und Biotopvernetzung: Das Dolinenschutzprogramm der Stadt Buchen (Odenwald)	25
BALTES, B., FUMETTI, S. VON & NAGEL, P.: Quellen, die verlorenen Biotope?	30
RÜCKERT, M., MARTIN, P. & BRENDENBERGER, H.: Die klassischen Quelltypen in Schleswig-Holstein – gibt es Unterschiede in der Besiedlung von Rheo-, Helo- und Limnokrenen im Tiefland?	35
BATMER, K., KIEL, E. & SCHRÖDER, W.: Inventarisierung und Kartierung von Tieflandquellen in einem Abschnitt des Einzugsgebiets der Hunte (Niedersachsen)	40
DIEDERICH, S. & HAHN, H. J.: Untersuchungen zur zeit-räumlichen Verteilung von Meiofauna in Quellen	45
FLIESSGEWÄSSER UND FLUSSAUEN	50
STÖFFLER, U., PETRUCK, A.: Die Fließgewässergütesimulation als Entscheidungshilfe in der Projektplanung am Beispiel einer Umgestaltungsmaßnahme an der Lippe	51
GUTZEIT, J., JÄHNIG, S. & LORENZ, A.: Vergleich der Hydromorphologie an verzweigten (naturnahen) und unverzweigten (überprägten) voralpinen Fließgewässern im Piemont/Italien; Aufbereitung der Daten mittels eines geographischen Informationssystems (GIS)	55
SELHEIM, H., MEYER, E. I. & MENA, R.: Eintrag von CPOM in einen sandgeprägten Tieflandbach des Münsterlandes	60
KLEEBOEG, A. & HUPFER, M.: Resuspensionsvermittelte Phosphorfreisetzung in einem Flachlandfluss (Spree, Brandenburg)	65

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
MICHEL, U. & ZUPPKE, U.: Vergleichende Bewertung von Auengewässern mittels Floodplain-Index	70
QUICK, I.: Erfassung von Auengewässerstrukturen am Beispiel der Aue des Oberrheins im Gebiet des geplanten Hochwasserretentionsraumes Bellenkopf/Rappenwört – Auengewässertypen, Kartiermethoden	75
NATÜRLICHE SEEN UND BAGGERSEEN	80
WAHL, B.: Untersuchung der Kopplung chemischer, biologischer und hydrometeorologischer Parameter mittels statistischer Analyse langzeitiger Datenreihen zum Bodensee	81
HAUSMANN, J. & BOEHRER, B.: Hypolimniontemperatur unter 4 °C in einem Salzsee – das Solbad Leopoldshall bei Staßfurt in Sachsen-Anhalt	87
VOBIS, H.: Baggerseen in Baden-Württemberg – Messnetz, Zustand und Besonderheiten	91
HOPPE, A.: Baggerseen in Baden-Württemberg – Messnetz, Zustand und Datenhaltung	93
KRUG, H.: Leitfaden „Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft“	98
SEENSANIERUNG/SEENRESTAURIERUNG	103
HOEHN, E. & TWORECK, A.: Auswahl geeigneter Restaurierungsmaßnahmen für einen Baggersee (Flückiger See, Freiburg) mit Hilfe des Entscheidungsunterstützungssystems SIMPL (IGB)	104
WAUER, G., CASPER, P., GONSIORCZYK, T. & KOSCHEL, R.: Restaurierung des Tiefwarenses, Mecklenburg-Vorpommern, von 2001-2005 mit der Fällmittelkombination $\text{NaAl}(\text{OH})_4/\text{Ca}(\text{OH})_2$: Auswirkungen auf die Sedimentbeschaffenheit und interne P-Retention	109
KRECH, M., BIELE, S., SCHABELON, H. & SCHROEDER, A.: Untersuchungen zur Landschaftsökologie, Flächennutzung und nutzungsbedingten Belastungssituation im Einzugsgebiet eines Flachsees im Warnowsystem (Mecklenburg-Vorpommern) als Grundlage für die Konzeption und Umsetzung nachhaltiger Landnutzungssysteme	114
MAKROPHYTEN	119
SANDROCK, S., SCHARF, E-M. & DOLGNER, W.: Auswirkungen von Nährstofffällungen mit Aluminiumpräparaten auf das Makrophytenwachstum in Standgewässern	120
HASSAN, S., SCHMIEDER, K. & BÖCKER, R.: Submerged macrophytes as bioindicators of a shallow, contaminated lake – Assessment of the ecological status of Lake Qattienah / Syria	125

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
MORSCHIED, H., MÄHLMANN, J., HILT, S. & DGL-AK FLACHSEEN: Wiederbesiedelung von Flachseen mit submersen Makrophyten – Entwicklung einer Handlungsempfehlung	130
MÄHLMANN, J., ARNOLD, R., HERRMANN, L., MORSCHIED, H. & MATTUKAT, F.: Künstliche Wiederbesiedlung von submersen Makrophyten in Standgewässern mit Hilfe eines textilen Vegetationstragsystems	134
RÖNICKE, H., ANGELSTEIN, S., SCHULTZE, M. & GELLER, W.: Invasion submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche	139
STEEGE, V., BRÜNING, F., KÖHLER-LOUM, U., RINGOT, J.L. & SCHIKORE, T.: Die Ausdehnung der Ufervegetation an Unter- und Außenweser vor dem Hintergrund steigender Tidehochwasserstände – Luftbildinterpretationen über den Zeitraum 1950 – 2002	144
JÄGER, D. & KOHLER, A.: Vorkommen und Gefährdung von Wasser- und Sumpfpflanzen in den Fließgewässern Vorarlbergs	149
WEYER, K. VAN DE, RAABE, U. & SCHNEIDER, S.: Die Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands	154
WEYER, K. VAN DE & RAABE, U.: Die floristische Erfassung der Armleuchteralgen-Gewächse (Characeae) in Nordrhein-Westfalen	157
SCHNEIDER, S., MANNSCHRECK, B., BÖGLE, M. & MELZER, A.: Genetische Analysen als Hilfsmittel für die Bestimmung von Characeen	159
PHYTOPLANKTON	163
KUSBER, W.-H. & JAHN, R.: Ergebnisse der BMBF-finanzierten Pilotphase des <i>AlgaTerra</i> Verbundprojektes	164
HORN, H., HORN, W. & PAUL, L.: 10 Jahre Chlorophyll-Messungen in der Talsperre Saldenbach: Zusammenhänge und Trends	169
GREISBERGER, S. & TEUBNER, K.: Abschätzung der saisonalen und vertikalen Verteilung des Phytoplanktons in einem tiefen Alpensee anhand von Pigmentmustern	174
KAIBLINGER, C. & DOKULIL, M.T.: Saisonale Unterschiede der photosynthetischen Parameter des Phytoplanktons in Seen: Kurzzeitmessungen mit aktiver Fluoreszenz (FRRF-Technik)	179
BECKER, A., SCHÖL, A. & GRINDA, J.: Zusammensetzung des Phytoplanktons in Rhein, Mosel und Havel – ein methodischer Vergleich	183

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
ZOOPLANKTON	187
WOLF, T., STICH, H-B. & LORKE, A.: Determination of spatial distribution patterns and diurnal vertical migration of Zooplankton in Lake Constance by acoustic backscatter	188
HORN, W.: Verteilungsmuster des Crustaceenplanktons in der Talsperre Saidenbach – Beispiele aus dem Sommer	193
ROHDEN, C. VON, ILMBERGER, J. & WUNDERLE, K.: Vertikale Wanderung von Zooplankton in kleinen Seen	198
BIERSCHENK, B., BIERWIRTH, J. & SCHIRMER, M.: Zooplanktodynamik im Tidebiotop „Vor- und Hinterwerder“	203
RINKE, K., HÜBNER, I., PETZOLDT, T., ROLINSKI, S., KÖNIG, M. BENNDORF, J., LORKE, A. & POST, J.: Wie interne Wellen die Verteilungsmuster von Zooplankton beeinflussen: Untersuchungen mit klassischen und hydroakustischen Methoden	208
WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., RIEL, P. & RUMPF, M.: Habitat- und Raumnutzung von <i>Mysis relicta</i> (Decapoda, Mysidacea)	213
HAMMERS-WIRTZ, M., COORS, A. & RATTE, H. T.: Störung der chemischen Kommunikation von Planktonorganismen durch Xenobiotika	218
MAKROZOOBENTHOS	223
SELLIG, M., POEPPERL, R. & MEYER, E.I.: Charakteristika der Makrozoobenthos-Gemeinschaften sandgeprägter Tieflandbäche	225
THIESMANN, J. & LORENZ, A.: Mikrohabitatpräferenzen bestimmter Arten des Makrozoobenthos und die Wiederbesiedlung nach Hochwasserereignissen in kleinen Tieflandbächen	229
NOWAK, A.: Das Makrozoobenthos der Weißen Elster bei Gera (Thüringen) 1989-2005	234
LUCKER, T.: Das Makrozoobenthos der Ise als Indikator für den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen	239
MÜLLER, R., HENDRICH, L., SCHLEUTER, M. & KÖNIG, B.: Das Makrozoobenthos der Unteren Havel zwischen Ketzin und Brandenburg unter besonderer Berücksichtigung der Auswirkungen des Wellenschlages	244
SIMON, K., KASCHEK, N. & MEYER, E.I.: Molluskenzönosen in sandgeprägten Tieflandbächen. Ein Vergleich zwischen naturnahen und anthropogen überformten Gewässerabschnitten	248

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
EGGERS, T.O.: Rezente und subfossile Süßwasser-Mollusken in Buhnenfeldern der Mittleren Elbe	253
GÖBEL, D., JÄHNIG, S. & LORENZ, A.: Biodiversität und Habitatwahl von Coleoptera an hydromorphologisch unterschiedlichen Mittelgebirgsflüssen	258
LIPINSKI, A. & KIEL, E.: Moorrenaturierung in Niedersachsen – Vergleichende Untersuchung aquatischer Habitate	263
MAUE, T. & LORENZ, A.: Der Einfluss des Klimawandels auf die Biozönose von Makroinvertebraten in deutschen Mittelgebirgsbächen	268
KUMKE, T., NAZAROVA, L. & HUBBERTEN, H-W.: Chironomiden als Bioindikatoren für historische Klima- und Umweltänderungen	273
GRABOW, K. & MARTENS, A.: Veränderungen in der Makroinvertebratendrift des Oberrheins in den letzten 10 Jahren: Aufstieg und Fall von Invasoren	279
MARTIN, P.: Die Drift bei Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) – alles anders als bei den andern?	285
LIESKE, R.: <i>Nemurella pictetii</i> und der Einfluss der Photoperiodik auf ihren Lebenszyklus	290
GRAVELAAR, M., MEYER, E.I. & RISS, W.: <i>Echinogammarus berilloni</i> in NRW: Untersuchungen zur Autökologie eines eingewanderten Amphipoden	294
MAIWALD, T., SCHULZ, H.K., ŚMIETANA, P. & SCHULZ, R.: Interspezifische Konkurrenz zwischen der einheimischen Flusskrebsart <i>Astacus astacus</i> und der eingeführten Art <i>Orconectes limosus</i>	298
ROLAUFFS, P.: Bewertung der allgemeinen Degradation mittels Makrozoobenthos: Flächennutzung im Einzugsgebiet kontra lokale Gewässermorphologie	303
FINK, P. & ELERT, E. VON : Das C:N:P-Verhältnis von Periphyton und seine ökologische Relevanz für herbivore Makroinvertebraten	308
ABMANN, C. & ELERT, E. VON: Einfluss von aquatischen Pilzen auf den Laubabbau von <i>Gammarus roeseli</i> im Bodensee-Litoral	312
FISCHE UND FISCHÖKOLOGIE	316
DEXHEIMER, K., POEPPERL, R. & MEYER, E.I.: Autökologische Aspekte von Ichthyozönosen in Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes	317
SAUER, V., MEYER, E.I. & RISS, H. W.: Die Bedeutung der Sauerstoffversorgung für das Wachstum der Larven des Atlantischen Lachses (<i>Salmo salar</i> L.) während der Embryonalentwicklung	322

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
IMHOLT, C., YOUNGSON, A., MALCOLM, I.A. & MEYER, E.I.: Effects of single and repeated events of low oxygen on embryos of Atlantic Salmon (<i>Salmo salar</i> L.)	327
IMHOLT, C., YOUNGSON, A., MALCOLM, I.A. & MEYER, E.I.: Variability of oxygen saturation in the interstitial of spawning habitats of the Atlantic Salmon (<i>Salmo salar</i> L.) in a near pristine river in the Scottish Highlands	332
KANDLER, R. & SCHIRMER, M.: Die gewässerökologische Funktion des Rechten Nebenarms für die Fischbrut der Unterweser	337
WACKER, N. & FISCHER, P.: Weshalb verlassen die juvenilen Quappen das Litoral?	342
PITSCH, M., KAHL, U., RADKE, R. & BENNDORF, J.: Biomanipulation mit Seeforellen: Raum-zeitliche Verteilungsmuster von Räuber und Beute	345
WRRL / PHYTOPLANKTON	350
RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., NIXDORF, B. & MISCHKE, U.: Bewertung der natürlichen Seen Deutschlands anhand des Phytoplanktons	351
DOKULIL, M. & TEUBNER, K.: Bewertung der Phytoplanktonstruktur stehender Gewässer gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Der modifizierte Brettum Index	356
WRRL / MAKROPHYTEN UND PHYTOBENTHOS	361
STELZER, D., SCHRANZ, C. & SCHAUMBURG, J.: Seenbewertung mit Makrophyten und Phytobenthos in Deutschland	362
SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., PALL, K. & MOSER, V.: Ergebnisse zur Interkalibrierung (EG-WRRL) der Seenbewertung mit Makrophyten & Phytobenthos – Vergleich der nationalen Verfahren von Deutschland und Österreich	367
SCHRANZ, C. & SCHAUMBURG, J.: Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern – Das Bewertungsverfahren zur Umsetzung der WRRL in Deutschland	372
TÄUSCHER, L.: Beitrag zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Land Brandenburg mit Hilfe von Phytobenthos- und Makrophyten-Untersuchungen	377
SCHÜTZ, W., VEIT, U. & KOHLER, A.: Die Makrophyten-Vegetation der Oberen Donau und ihre Bewertung nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie	383
VEIT, U. & KOHLER, A.: Methoden(-vergleich) zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten	388
GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J.: Phytobenthos (ohne Diatomeen und Charales) – eine Komponente zur Bewertung von Fließgewässern	393

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
FOERSTER, J. & GUTOWSKI, A.: Fädige Grünalgen in unseren Fließgewässern – es ist nicht alles <i>Cladophora glomerata</i> ...	398
WRRL / MAKROZOOBENTHOS	403
ZENKER, A., BAIER, B. & BÖHMER, J.: Bewertungsverfahren für Seen mittels Makrozoobenthos nach den Ansprüchen der WRRL	404
BÖHMER, J, MEIER, C., ZENKER, A., BAIER, B. & HERING, D.: Ökologische Aussagen und Interpretationsmöglichkeiten von biologischen Kenngrößen bei der Bewertung des ökologischen Zustands nach der Wasserrahmenrichtlinie	410
SUNDERMANN, A. & HAASE, P.: Variabilität von Makrozoobenthosproben vor dem Hintergrund der Umsetzung der EU-WRRL	415
MARTEN, M.: Bewertung von Makrozoobenthos-Befunden aus unterschiedlichen Aufsammlungsverfahren mit dem AQEM European Stream Assessment Programm	420
DITTRICH, M. & AHRENS, B.: Vergleich des Zeitsammelverfahren/Lebensortierung im Freiland (DIN 38 410) mit dem Multihabitatsampling/Totsortierung im Labor (modifiziertes AQEM/STAR-Verfahren) in der Praxis: Auswirkungen auf die Fließgewässerbewertung nach WRRL	425
TÖDTMANN, C., POEPPERL, R. & MEYER, E.I.: Können Zusammenhänge zwischen Makrozoobenthos und Gewässerstrukturgüte für eine Defizitanalyse genutzt werden?	430
BÖHME, D.: Zur qualitativen Vorhersagbarkeit von Referenzbiozönosen anhand regional präzisierter Fließgewässertypen	435
BIRKE, K. & LORENZ, A.: Reference conditions missing? Go East! Herleitung eines biozönotischen Leitbildes für große sandgeprägte Tieflandflüsse mittels polnischer Referenzstellen	440
MESOKOSMEN	445
BERGHAHN, R., MOHR, S., FEIBICKE, M., MEINECKE, S. & SCHMIDT, R.: Einsatzmöglichkeiten und Anwendungsbeispiele der Fließ- und Stillgewässer-Mesokosmen-Anlage (FSA) des Umweltbundesamtes	446
HENSEL, S & KIEL, E.: Zur Simulation eines Tieflandbaches in Fließgewässer-Mesokosmen – Konzeption und erste Ergebnisse	450
JÄHN, K, KIEL, E & BERGHAHN, R.: Untersuchungen zur Primärbesiedlung künstlicher Fließgewässer-Mesokosmen	455

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
STRAUß, T., HAMMERS-WIRTZ, M. & RATTE, H.T.: Sedimenttrophie und Periphyton- dynamik: Limnologischer Forschungsbedarf im Rahmen ökotoxikologischer Meso- kosmosstudien	460
VOGEL, K. & DUDEL, E.G.: Uraelimination aus dem Wasserpfad – Aufwuchsalgen, submerse Makrophyten und Helophyten im Vergleich	465
ÖKOTOXIKOLOGIE	471
WEBER, M. & HAHN, H.J.: Ökotoxikologische Untersuchungen an tierischen Organis- men aus dem Grundwasser. Akuter Toxizitätstest mit von der Trinkwasser- verordnung für die Anwendung in Trinkwassergewinnungsanlagen zugelassenen Stoffen	472
LOREY, C. & KUNST, S.: Pharmaka und endokrin wirksame Substanzen im Grundwasser unter Flächen mit Abwasserverregnung	476
WERTH, C., MARTEN, M. & TARASCHEWSKI, H.: Die Eignung von <i>Daphnia magna</i> STRAUS, 1820 als Testorganismus zur Fließgewässerüberwachung mit kontinuier- lichen Biotestverfahren	482
VOGT, C., NOWAK, C., OETKEN, M. & OEHLMANN, J.: Umweltschadstoffe und gene- tische Variabilität bei aquatischen Wirbellosen – Ergebnisse einer Multigenera- tionsstudie mit <i>C. riparius</i>	487
WASSER UND BILDUNG	492
SCHOOLMANN, G.: Biodiversität von Kindesbeinen an ... Wo sind die Opas geblieben?	493
SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Gewässerpädagogik – Arbeit mit Schul- und Kindergarten- kindern am renaturierten Fließgewässer	496
GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN	XI

HAHN, H.J.: Lassen sich Grundwasserbiotope klassifizieren?

FUCHS, A. & HAHN, H.J.: Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg

JOCHIM, A., SCHOLZ, J., HAHN, H.J.: Untersuchungen zu Kleinkrebsen in Bachsedimenten des Bienwaldes: Muschelkrebse (Ostracoda) und Ruderfußkrebse (Copepoda: Cyclopoida)

BERKHOFF, S., BORK, J., HAHN, H.J. & SCHMIDT, C.K.: Faunistische und hydrochemische Untersuchungen zu Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage

JEHN, K.: Grundwasserschutz und Biotopvernetzung: Das Dolinenschutzprogramm der Stadt Buchen (Odenwald)

BALTES, B., FUMETTI, S. VON & NAGEL, P.: Quellen, die verlorenen Biotope?

RÜCKERT, M., MARTIN, P. & BRENDENBERGER, H.: Die klassischen Quelltypen in Schleswig-Holstein – gibt es Unterschiede in der Besiedlung von Rheo-, Helo- und Limnokrenen im Tiefland?

BATMER, K., KIEL, E. & SCHRÖDER, W.: Inventarisierung und Kartierung von Tieflandquellen in einem Abschnitt des Einzugsgebiets der Hunte (Niedersachsen)

DIEDERICH, S. & HAHN, H.J.: Untersuchungen zur zeit-räumlichen Verteilung von Meiofauna in Quellen

Lassen sich Grundwasserbiotope klassifizieren?

Hans Jürgen Hahn

Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Abt. Biologie, Im Fort 7, 76829 Landau, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Grundwasserfauna, Grundwasserbiotope, Grundwassergemeinschaften, Klassifikation

Einleitung

Die Klassifizierung bzw. Typisierung von Lebensräumen und ihrer Gemeinschaften als Grundlage einer Leitbildentwicklung ist eine wesentliche Voraussetzung für die Bewertung. Als Grundlage der Typisierung sind abiotische (z.B. Bioregion, Geologie, Gewässergröße, Trophie usw.) und biologische Schlüsselparameter (typische Gemeinschaften, Charakterarten, funktionale Aspekte) zu berücksichtigen. Diese Vorgehensweise hat sich für die Bewertung der Oberflächengewässer recht gut bewährt.

Obwohl Husmann bereits 1964 wesentliche abiotische Schlüsselparameter für die Grundwasserfauna, nämlich Struktur des Grundwasserleiters, Hydrologie, Sauerstoff- und Nährstoffversorgung, erkannte, gibt es bisher nur eine grobe Einteilung der subterranaquatischen Biotope. Zwar schlug Husmann bereits zwei Jahre später (Husmann 1966) eine Gliederung der Grundwasserbiotope vor (Abbildung 1), doch orientierte sich diese an der Längsgliederung der Fließgewässer und erwies sich auch sonst als wenig praktikabel.

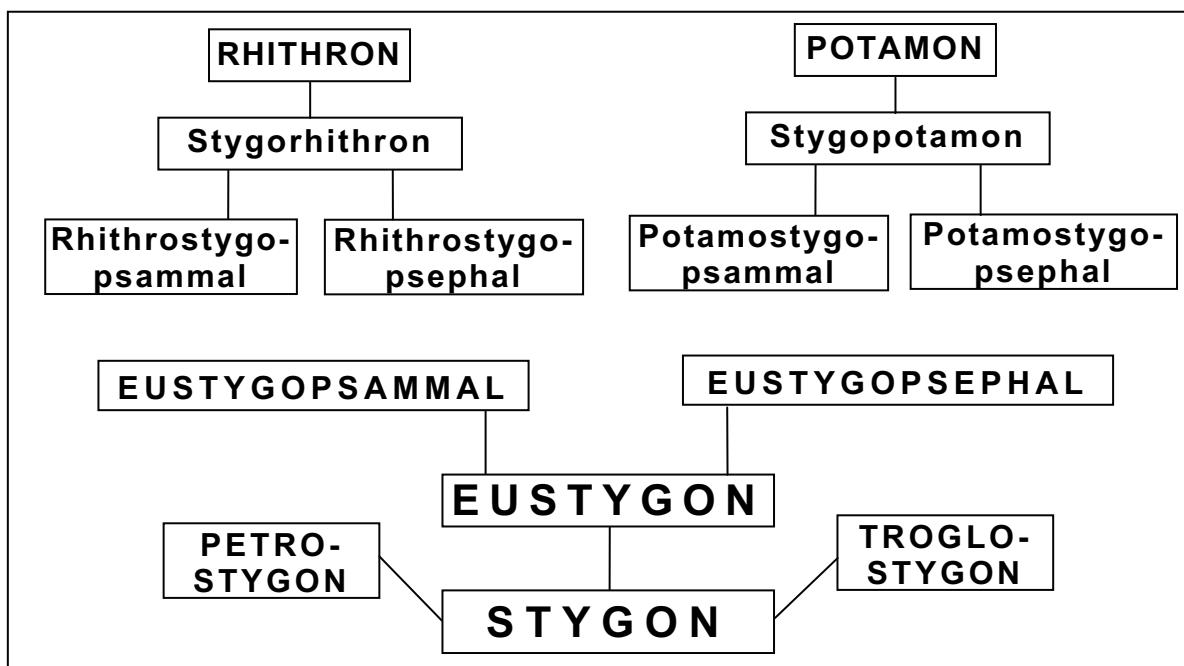


Abb. 1: Gliederung der Grundwasserbiotope nach Husmann (1966)

Am verbreitetsten ist derzeit das Gliederungskonzept von Gibert et al. (1997), die eine Einteilung der Grundwasserbiotope nach der hydraulischen Leitfähigkeit (Lockergesteinsleiter, Kluftleiter, Karstleiter) vorschlugen und dabei auch Ökotope verschiedenster Art sowie Höhlengewässer mit einbezogen (Abbildung 2).

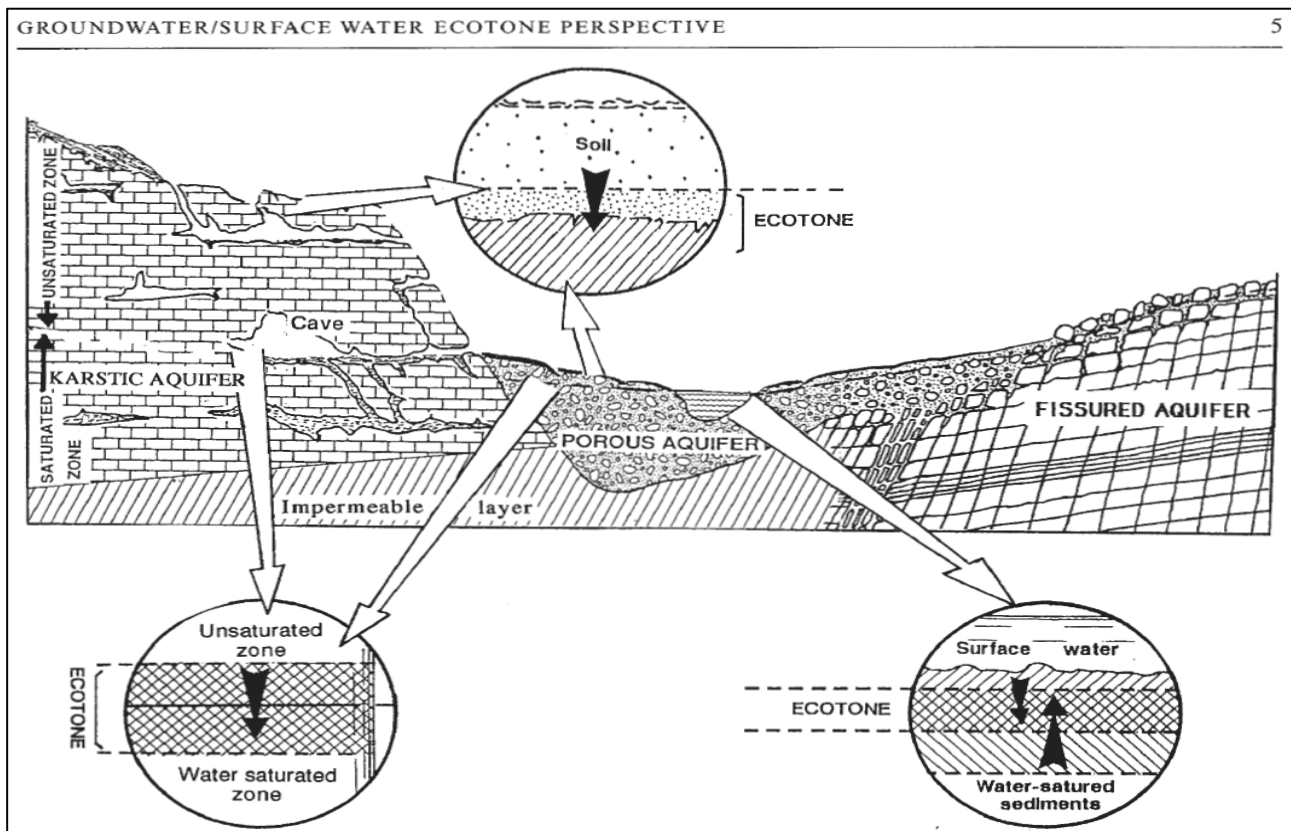


Abb. 2: Gliederung der Grundwasserbiotope nach Gibert et al. (1997)

Allerdings berücksichtigen weder Husmann (1966) noch Gibert et al. (1997) die standörtlichen, kleinräumigen Verhältnisse – genauso wenig wie biogeographische Aspekte. Gerade die standörtlichen Verhältnisse scheinen jedoch von entscheidender Bedeutung für die Besiedlung zu sein (Hahn, eingereicht). Schon allein aus diesen Gründen sind die Ansätze von Husmann (1966) und Gibert et al. (1997) für die Klassifizierung - und damit auch für die Bewertung - von Grundwasserbiotopen nur sehr bedingt geeignet.

Das Grundwasser ist ein äußerst vielfältiger Lebensraum. Je nach Geologie, Landnutzung, Böden, Klima und Landschaftsmorphologie, aber auch in Abhängigkeit von der Tiefe des Grundwasserspiegels und der Verweildauer des Wasser, unterscheiden sich die verschiedenen Grundwässer in ihrem Chemismus und ihrer Dynamik ganz erheblich. Hinzu kommen noch die unterschiedlich großen Porenräume der grundwasserführenden Schichten und eine Vielzahl von Ökotonen. Die Vielfalt potentieller Grundwasserbiotope erscheint auf den ersten Blick schier unübersehbar.

Lassen sich Grundwasserbiotope dann überhaupt sinnvoll und in einer für die Bewertungspraxis handhabbaren Weise gliedern? Mit diesem Beitrag soll der Versuch gemacht werden, Grundwasserbiotope nach verschiedenen Kriterien und unter Berücksichtigung der ökologischen Schlüsselpa-rameter zu klassifizieren.

Gliederungskriterien für Grundwasserbiotope

Für die Gliederung von Grundwasserbiotopen bieten sich drei Kriterien an: Biogeographie, Typ des Grundwasserleiters/Biototyp und Standorteigenschaften

Biogeographie

Die Zugehörigkeit eines Standortes zu einer bestimmten biogeographischen Region ist ein wichtiges Kriterium für die Typisierung von Oberflächengewässern. Auch für das Vorkommen der Grundwasserfauna scheint die Biogeographie eine große Rolle zu spielen. Bereits 1950 wies Thienemann auf die Bedeutung der glazialen Vereisung und der Hydrographie für die europäische Limnofauna, insbesondere auch für die Tierwelt des Grundwassers, hin. Aktuelle Ergebnisse (Hahn & Fuchs 2005) lassen für zahlreiche Grundwasserarten ein Verbreitungsbild erkennen, das die pliozänen Flußsysteme widerspiegelt (Abbildung 3)

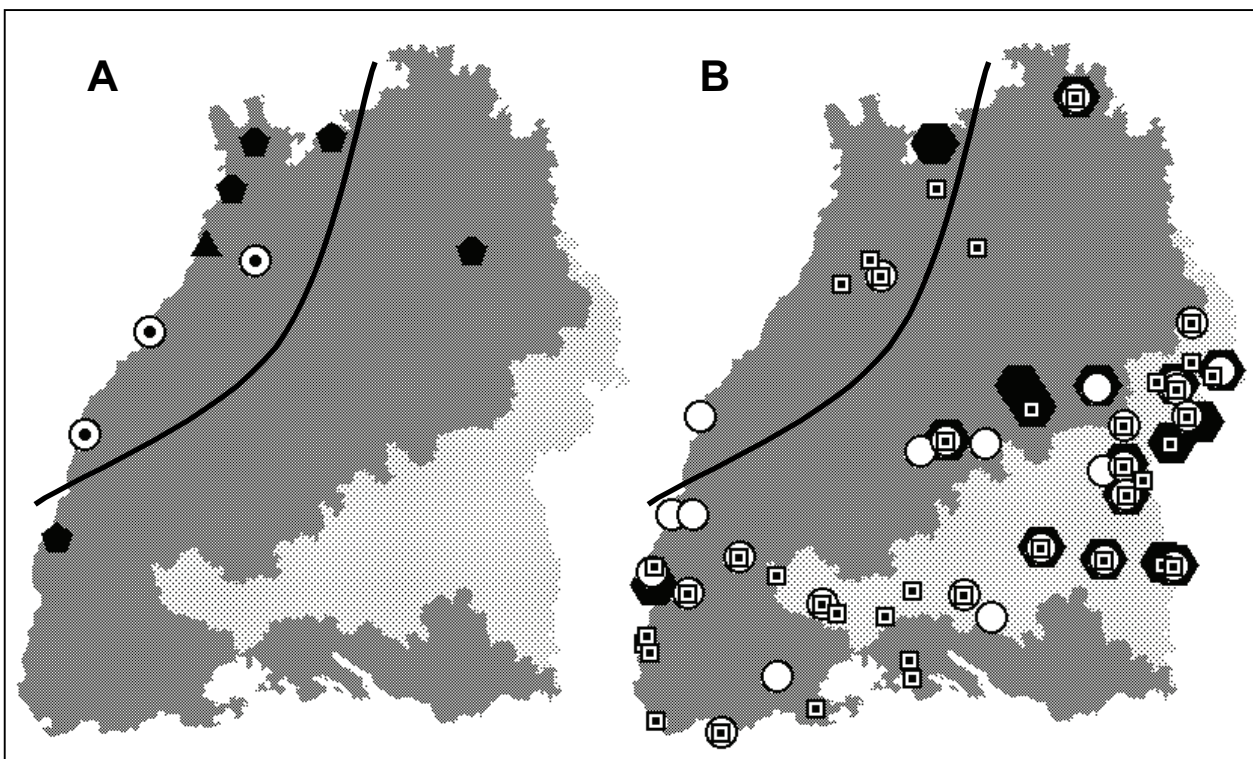


Abb. 3: Verbreitung ausgewählter Grundwasserarten in Baden-Württemberg. A: Arten des pliozänen Rheinsystems: ○ *Nitocrella omega*, ● *Parastenocaris germanica*, ▲ *Parastenocaris psammica*. B: Arten des pliozänen Donausystems ○ *Acanthocyclops sensitivus*, ● *Niphargopsis casparyi*, □ *Proasellus slavus*. Die schwarzen Linien kennzeichnen die pliozänen Wasserscheide zwischen Rhein und Donau: Grau: Rezent es Rheineinzugsgebiet, Schraffur: Rezent es Donaueinzugsgebiet. Aus Hahn & Fuchs (2005)

Typ des Grundwasserleiters/Ökotopt

Gibert et al. (1997) nahmen eine Einteilung der Grundwasserbiotope nach der hydraulischen Leitfähigkeit (Lockergesteinsleiter, Kluftleiter, Karstleiter) vor und berücksichtigten dabei auch verschiedene Grundwasser-Oberflächen(wasser)-Ökotope. Obwohl diese Einteilung eher intuitiv erfolgte und nicht durch entsprechende faunistische Daten belegt ist, erscheint sie auf größerer räumlicher

Skala (Landschaftsebene) durchaus sinnvoll. So belegen die Ergebnisse von Hahn & Fuchs (in Vorber., 2005) und Fuchs & Hahn (2006) auf Landschaftsebene die große Bedeutung des Grundwasserleitertyps für die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften. Ergänzend zu Gibert et al. (1997) schlagen sie jedoch noch einen weiteren Typ, die Geringleiter (Kompaktleiter), vor (Abbildung 4). Diese vier Leitertypen lassen sich faunistisch klar voneinander trennen.

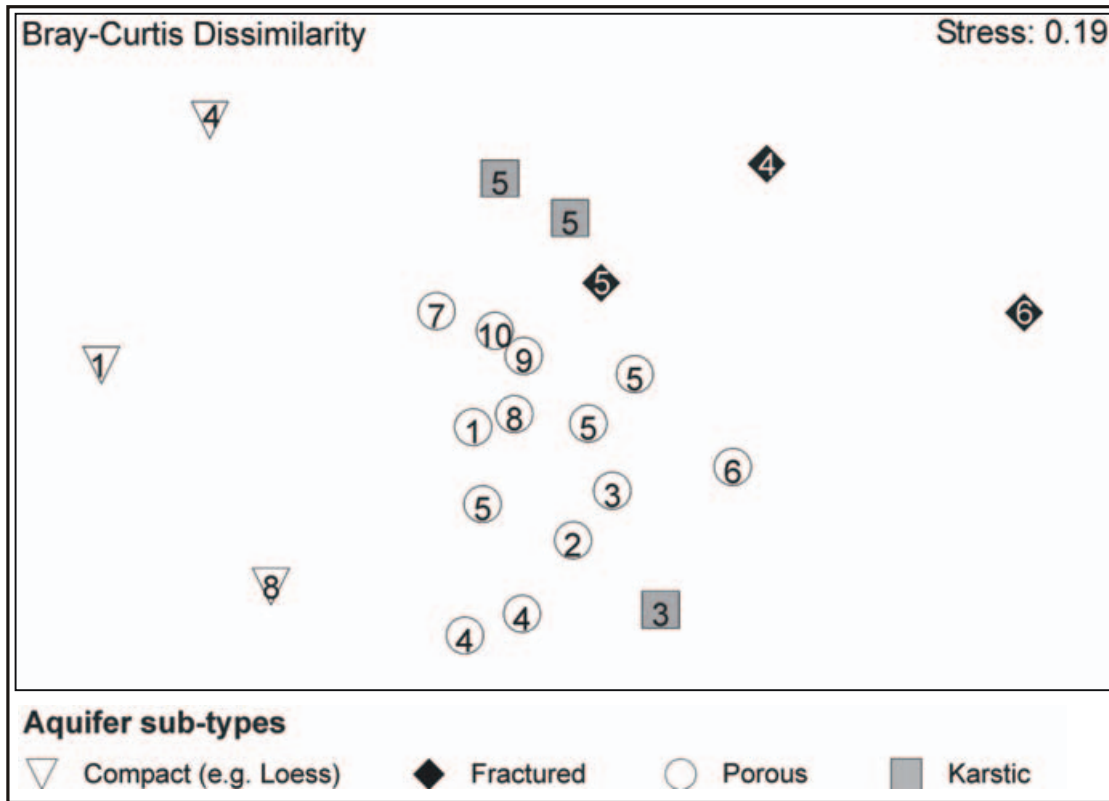


Abb. 4: Multidimensionale Skalierung (MDS) der Grundwasserlandschaften Baden-Württembergs, aufgeteilt auf die verschiedenen Naturraumgruppen (Beispiel: 10 = eiszeitliche Sande und Kiese der Naturraumgruppe Nördlicher Oberrhein). Grundlage sind die aggregierten Metazoen-Abundanzen auf Artniveau von 336 Grundwasserproben. Verändert nach Hahn & Fuchs (in Vorber.)

Nicht berücksichtigt sind hierbei ökotonale Standorte wie Quellen, hyporheisches Interstitial, oberflächenahes Grundwasser oder Übergangsbereiche zwischen verschiedenen Grundwasserleitern. Auch wenn deren Besiedlung ebenfalls durch Biogeographie und Hydrogeologie beeinflusst zu sein scheint (Schindler 2005), so ist im Augenblick noch ungeklärt, ob und inwieweit eine ökologische Gliederung tatsächlich dem gleichen Schema wie die Grundwasserstandorte entspricht.

Standorteigenschaften

Zahlreiche Arbeiten weisen auf die zentrale Bedeutung des hydrologischen Austauschs, d. h. hier vor allem Wechselwirkungen mit Oberflächenwasser, für die Lebensgemeinschaften des Grundwassers hin (s. a. Hahn, eingereicht). Dieser hängt in hohem Maße von den kleinräumigen Gegebenheiten des Standortes ab. Der hydrologische Austausch regelt die Versorgung der heterotrophen Grundwassergemeinschaften mit Sauerstoff und organischem Material. Je stärker der Oberflächenwassereinfluß desto besser auch die Versorgung mit Sauerstoff und organischem Material. Während

Sauerstoff vor allem bei Konzentration < 1 mg/l als limitierender Faktor die Grundwasserfauna beeinflusst, besteht offensichtlich eine direkte Korrelation zwischen Nahrungsangebot und Besiedlung: Mit steigendem Nahrungsangebot nehmen Arten- und Individuenzahl zu, und das Artenspektrum verschiebt sich immer mehr von stygobionten zu stygophilen und stygoxenen Arten. Hahn (eingereicht) unterscheidet deshalb aufgrund des Nährstoffangebotes drei trophische Typen von Grundwasserbiotopen (Tabelle 1). Hier sollte man eigentlich eher von Konsumententrophie oder Alimonie (von lat. *Alimonium* = Nahrung, Versorgung) sprechen, da Trophie *per definitionem* das anorganische Nährstoffangebot als Grundlage der Primärproduktion bezeichnet. Primärproduktion spielt im Grundwasser jedoch keine Rolle.

Tab. 1: Trophische bzw. alimonische Gliederung von Grundwasserbiotopen. SD Temp. = Standardabweichung der Temperatur. Verändert nach Hahn (eingereicht).

	Hydrolog. Austausch	SD Temp. (°C)	Keimzahl (Kol./ml)	Taxazahl	Abundanz (Ind./l)	Fauna
Typ I, oligotroph	Gering	$< 2,0$	< 150	< 1	< 3	Meist fehlend, sonst GW-Fauna
Typ II, mesotroph	Moderat	$1,0 - 3,0$	$100 - 1000$	$1 - 4$	< 50	Meist GW-Fauna
Typ III, eutroph	Hoch	$> 3,0$	> 1000	> 3	> 50	Meist Ubiquisten & GW-fremd

Unabhängig von den Begrifflichkeiten wird allerdings deutlich, daß sich zunehmender hydrologischer Austausch, d. h. Oberflächenwassereinfluß, sowohl in der Besiedlungsdichte als auch in der Zusammensetzung der Gemeinschaften niederschlägt. Echte Grundwasserorganismen (Stygobionten) sind wesentlich toleranter gegenüber einem ungünstigen Nahrungsangebot als oberflächenbewohnende Arten (Stygophile und Stygoxene). Deswegen nimmt der Anteil der Stygobionten mit zunehmender Nährstoffversorgung zugunsten der Stygophilen und Stygoxenen ab, während sich gleichzeitig Keimzahl, Artenzahl und Besiedlungsdichte erhöhen.

Schlussfolgerungen

Trotz der eingangs dargestellten Vielfalt möglicher Grundwasserbiotope lassen sich auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen deutliche Verteilungsmuster der Fauna erkennen: Großräumig, im europäischen Kontext, lassen sich diese vor allem auf die jeweiligen landschaftsgeschichtlichen und hydrographischen und damit biogeographischen Gegebenheiten zurückführen. Nach welchen Kriterien eine Einteilung der europäischen bzw. mitteleuropäischen Grundwasserfauna bzw. ihrer Biotope erfolgen könnte, nach Naturräumen, Bioregionen oder Flußgebieten, läßt sich wegen der ungünstigen Datenlage allerdings noch nicht festlegen. Mit Sicherheit aber ist die Biogeographie dabei zu berücksichtigen.

Auch auf Landschaftsebene ergeben sich Muster, die sich vor allem auf die unterschiedlichen Typen von Grundwasserleitern zurückführen lassen. Dabei ist allerdings nicht die spezifische Geologie des Grundwasserleiters die entscheidende Größe, sondern seine hydraulische Leitfähigkeit.

Kleinräumig werden die Gemeinschaften des Grundwasser sehr stark durch die Versorgung mit Nahrung und Sauerstoff als Folge des hydrologischen Austauschs, insbesondere mit Oberflächenwasser, beeinflusst. Nach der Stärke des hydrologischen Austauschs lassen sich deshalb möglicherweise drei Gruppen von Grundwasserbiotopen unterscheiden.

Dies macht es sehr wahrscheinlich, daß die Klassifizierung von Grundwasserbiotopen möglich ist, wobei vor allem die Stellung der Grundwasserökotone noch zu klären ist. Abbildung 5 zeigt, als Einstieg in diese Diskussion, ein mögliches Gliederungsschema. Ob dieser Ansatz tatsächlich den natürlichen Verhältnissen entspricht, müssen spätere Untersuchungen zeigen.

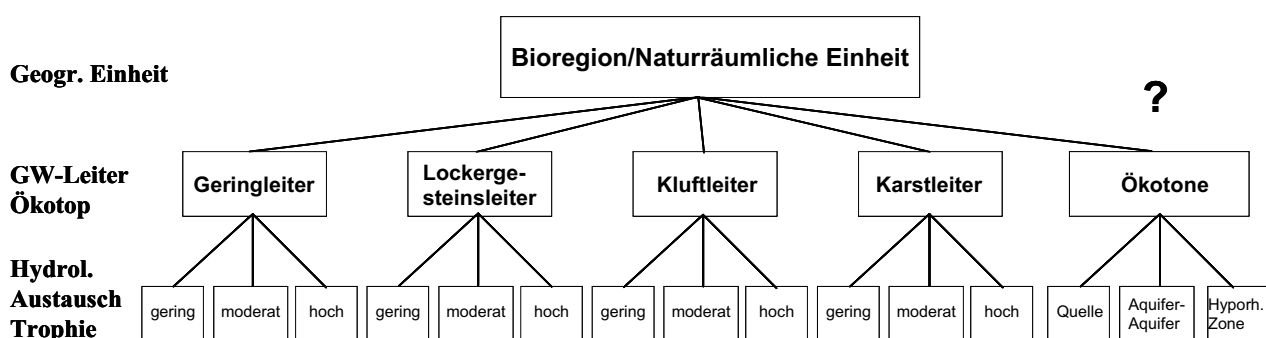


Abb. 5: Vorschlag für eine Typologie der Grundwasserbiotope. Verändert, aus Hahn & Fuchs (in Vorber.).

Zusammenfassung

Das Grundwasser ist ein äußerst vielfältiger Lebensraum. Eine Typologisierung seiner Biotope erscheint deswegen sehr schwierig, und in der Praxis anwendbare Gliederungskonzepte gibt es derzeit nicht.

Die Auswertung der Literatur und die Arbeiten des Verfassers lassen jedoch auf verschiedenen räumlichen Ebenen Verteilungsmuster im Auftreten der Grundwasserfauna erkennen, die sich vermutlich auf die biogeographischen, hydrogeologischen und trophischen Verhältnisse zurückführen lassen. Darauf aufbauend wird ein Vorschlag zur Klassifizierung von Grundwasserbiotopen gemacht.

Danksagung

Diese Arbeit wurde durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az. 20000/001, und die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) gefördert.

Literatur

- Fuchs, A. & Hahn, H. J. (2006): Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Eigenverlag der DGL, Werder, in diesem Band.
- Gibert, J., Fournier, F., Mathieu, J. (Hrsg.) (1997): Groundwater/surface water ecotones: Biological and hydrological interactions and management options. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hahn, H. J. & Fuchs, A. (2005): Mapping the stygofauna of the state of Baden-Württemberg, Southwest Germany. In Gibert, J. (Hrsg.): World Subterranean Biodiversity. Verhandlungen des Internationalen Symposiums, 8. – 10. Dezember 2004, Villeurbanne, Frankreich, 89 – 93.
- Hahn, H. J. & Fuchs, A. (in Vorber.): Hydraulic conductivity as a keyfactor influencing the large scale distribution of stygofauna. Vorgesehen für Freshwater Biology.
- Hahn, H. J. (eingereicht): A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats: The GW-Fauna-Index. Limnologica.
- Husmann, S. (1964): Morphologische, ökologische und verbreitungsgeschichtliche Studien über die Bathynellen (Crustacea, Syncarida) des Niederrhein-Grundwasserstromes bei Krefeld. Gew. u. Abw. 37/38, 46 – 76.
- Husmann, S. (1966): Die Hauptökotope der Grundwasserfauna. Umschau 21, 705-706.
- Schindler, H. (2005): Bewertung der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf die Struktur und Lebensgemeinschaften von Quellen in Rheinland-Pfalz. Dissertation der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau.
- Thienemann, A. (1950): Die Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. Versuch einer historischen Tiergeographie. Die Binnengewässer 18, XVI, 1 – 809.

Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg

Andreas Fuchs¹ & Hans Jürgen Hahn²

¹ Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Abteilung Biologie, Im Fort 7, 76829 Landau, fuchs@uni-landau.de

² Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Abteilung Biologie, Im Fort 7, 76829 Landau, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Grundwasserfauna, Stygofauna, Kartierung, Baden-Württemberg, regionale Leitbilder, Biogeographie.

Einleitung

Das Grundwasser ist der größte zusammenhängende kontinentale Lebensraum der Erde und durch seine Funktion als Trinkwasserreservoir von großer Bedeutung. Dennoch ist unser Wissen über die ökosystemaren Zusammenhänge im Grundwasser, über Ökologie und Verbreitung der Fauna, und regionale Charakteristika der Gemeinschaften unzureichend.

Im Rahmen einer Promotion wurde erstmalig die Grundwasserfauna eines Flächenlandes erfaßt und auch die Umweltfaktoren bewertet, die das Auftreten der Arten beeinflussen.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet

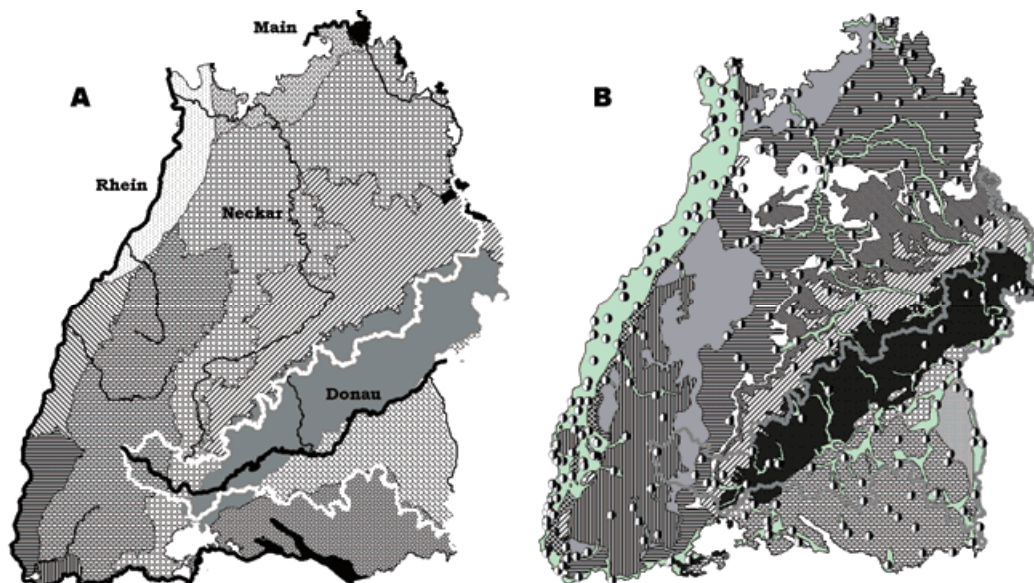


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet. A: Naturraumgruppen und Flusseinzugsgebiete (Donaugebiet weiß umrandet). B: Grundwasserlandschaften und Lage der Meßstellen.

Baden-Württemberg hat eine Fläche von 35.750 km². Für die Studie war es notwendig, das Untersuchungsgebiet in sinnvolle Teilgebiete zu untergliedern.

Die erste Möglichkeit ist die Unterteilung nach Naturräume und Naturraumgruppen. In Baden-Württemberg unterscheidet man 66 Naturräume, die zu 13 großen Naturraumgruppen zusammengefaßt werden (Abb. 1 A).

Die Hydrographie teilt Baden-Württemberg in zwei große europäische Flußeinzugsgebiete: das der Donau und das des Rheins (Abb. 1 A). Der Neckar und Main sind zwei Teileinzugsgebiete des Rheins, die ebenfalls unterschieden werden können.

Eine weitere Untergliederung ist die Einteilung nach den hydrogeologischen Einheiten, den sog. Grundwasserlandschaften. Dabei werden die Art des Aquifers (Poren-, Kluft-, Karstgrundwasserleiter) und die geohydraulischen und hydrochemischen Gegebenheiten berücksichtigt. Stark vereinfacht kann man 13 oberflächennahe Grundwasserlandschaften im Untersuchungsgebiet unterscheiden (Abb. 1 B). Für die Auswertung wurden einheitliche, quartäre Lockergesteinsleiter, wie die eiszeitlichen Kiese und Sande oder die quartären Talfüllungen, noch nach Flußeinzugsgebiet und nach der die Leiter umgebenden geologischen Formationen unterschieden.

Methode

Für diese Studie wurden 304 Grundwassermeßstellen und Beobachtungsrohre zweimal innerhalb eines Jahres (2001/2002) beprobt. Bei der Auswahl der Standorte wurde auf eine möglichst flächendeckende Verteilung und eine repräsentative Erfassung der Teilgebiete geachtet (Abb. 1 B).

Die Tierproben wurden mit Hilfe eines Netzsammlers gewonnen. Mit Bleigewichten beschwert wurde der Sammler zehn Mal mit Schwung auf den Grund der Grundwassermeßstellen abgesenkt. Durch die Wucht des Aufpralls wurden das Sediment und die Tiere in die Wassersäule der Meßstelle verdrängt und mit dem Netztrichter durch das rasche Auf- und Abbewegen eingefangen.

Statistische Auswertung

Für die folgenden Auswertungen wurden die faunistischen Daten (alle sicher bestimmten Arten inklusive Exuvien und die Gruppe der nicht aus Artniveau bestimmten Nematoda) von Meßstellen bis zu einer Tiefe von 20 m nach Zugehörigkeit zu einem der möglichen Teilgebiete über den Mittelwert aggregiert. Um den Einfluß dominanter Arten zu reduzieren und die heterogenen Daten vergleichbar zu machen, wurden diese Daten quadratwurzeltransformiert und mit dem Bray-Curtis-Unähnlichkeitskoeffizienten eine Ähnlichkeitsmatrix erstellt, die mit Hilfe einer multidimensionalen Skalierung (MDS) dargestellt wurde. Hierbei gilt, je ähnlicher sich zwei Teilgebiete anhand ihrer Besiedlung sind, desto näher liegen sie in der MDS beieinander.

Mit einer BVSTEP-Analyse wurde zusätzlich überprüft, welche abiotischen Faktoren am besten mit der auf rein faunistischen Daten beruhenden MDS korrelieren. Für diesen Abgleich wurden alle erhobenen Feldparameter, die durch Schätzung erhobene Sedimentzusammensetzung sowie die wichtigsten Parameter der chemischen Untersuchungen der LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) vom Herbst 2002 verwendet.

Ergebnisse und Diskussion

Von den 304 beprobten Standorten waren 67 (22 %) ohne jede Besiedlung. Die durchschnittliche Artenzahl der Standorte lag bei 2,3. Es konnten 106 Tierarten im Untersuchungsgebiet erfaßt werden (insgesamt 9813 Tiere), von denen 74 als stygophil bzw. stygobiont einzustufen sind.

Naturräumliche Gliederung: Naturraumgruppen

Abbildung 2 zeigt die MDS aus den faunistischen Daten aggregiert auf die einzelnen Naturraumgruppen. Zusätzlich wurde in der Abbildung eine Karte des Untersuchungsgebietes eingefügt. Bemerkenswert ist hier die Deckung der Lage der Teilgebiete in der MDS mit der tatsächlichen topographischen Lage. Dies bedeutet, daß die Verteilung der Grundwasserfauna die naturräumlichen Gegebenheiten widerspiegelt.

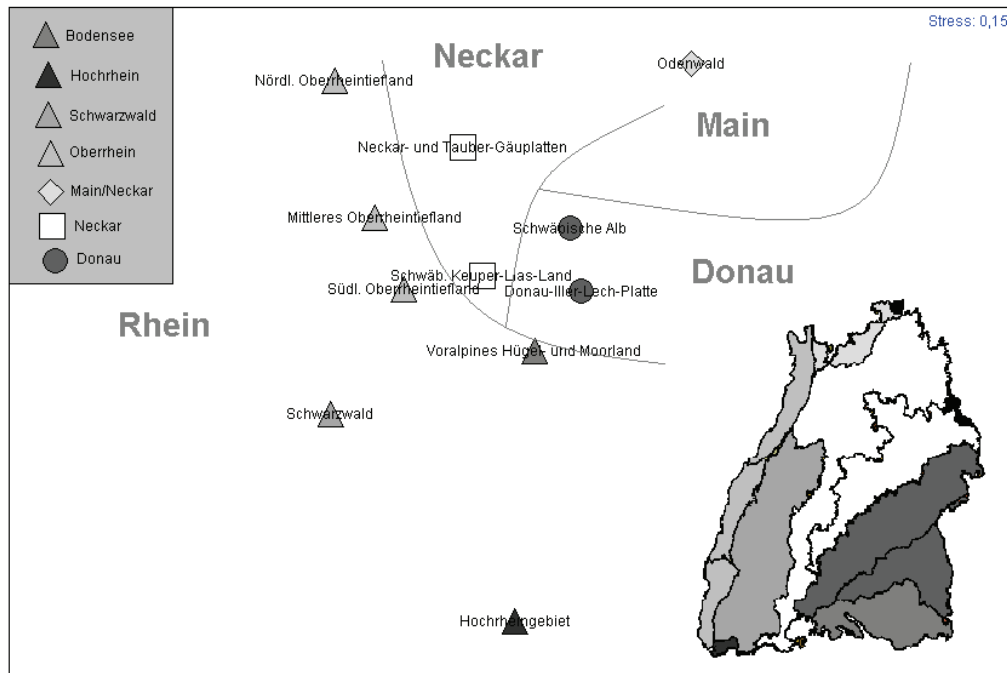


Abb. 2: Ergebnisse der MDS-Analyse der Naturraumgruppen mit Zuordnung zu einem Flußeinzugsgebiet bzw. einer Region, Zusätzlich sind diese Ergebnisse auf eine Karte übertragen.

Die BVSTEP-Analyse brachte die besten Korrelationen mit den Parametern pH-Wert, Nitrat und Nitrit, sowie den Sedimentkategorien Schluff, Detritus, Tierreste (Aas), Ocker und „sonstiges Sediment“ (hauptsächliche Fäces von größeren Tieren wie Amphipoden und Isopoden). Alle Parameter, außer pH-Wert und Schluff, spiegeln die Nährstoffversorgung der Standorte wider und zeigen mehr oder weniger auch anthropogenen Eintrag an. Der pH-Wert ergibt sich hauptsächlich aus der Geologie, die Anordnung in der MDS zeigt die carbonatischen Mittelgebirge in der Mitte, während silikatische Gebiete mit niedrigen pH-Wert wie der Schwarzwald und Odenwald am Rand liegen. Es ist zumindest möglich, daß es sich hierbei um eine Scheinkorrelation aufgrund der Lage handelt, aus anderen Habitaten ist jedoch der Einfluß des pH-Wertes auf die Biota bekannt.

Die Sedimentkategorie Schluff hingegen gibt Auskunft über die hydraulischen Begebenheiten, die, wie sich weiter unten zeigt, einen maßgebenden Einfluß hat.

Hydrographische Gliederung: Flußeinzugsgebiete

Ein möglicher, jedoch nicht der einzige Faktor, der hinter der guten Deckung der faunistischen Daten mit der tatsächlichen topographischen Lage steht, ist die Hydrographie des Untersuchungsgebietes.

Dazu wurden in Abbildung 2 die einzelnen Naturraumgruppen je nach Zugehörigkeit zu einem Einzugsgebiet zusammengefaßt und in unterschiedlichen Symbolen und Farben dargestellt. Unter-

schieden wurden hierbei die Teilgebiete des Rheins (Rheingraben, Hochrheingebiet und Bodenseegebiet), und das Donau- und Neckargebiet. Als eigenständige Gruppe wurde der

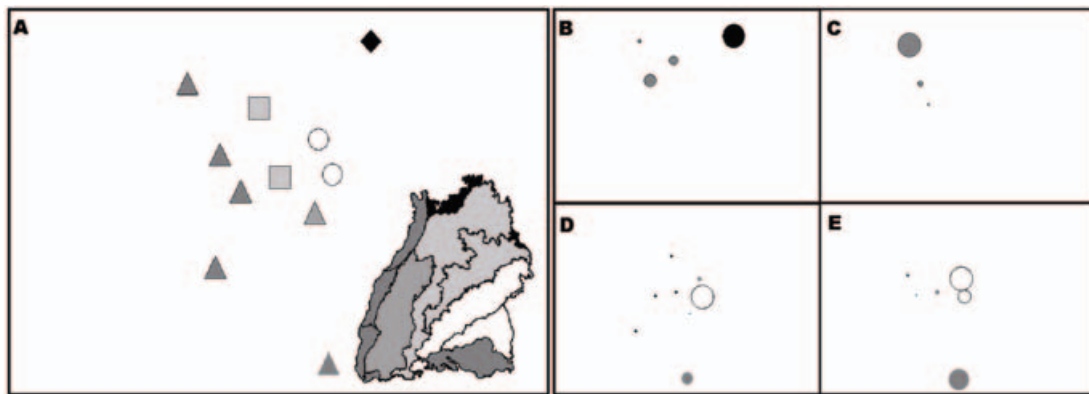


Abb. 3: Verbreitung ausgewählter Arten (A: MDS aus Abb. 2.; B: *Parastenocaris germanica*; C: *Bathynella freiburgensis*; D: *Proasellus slavus* ssp.; E: *Acanthocyclops sensitivus*).

Odenwald (Teile gehören zum Neckar- und zum Main-einzugsgebiet) und ebenso der Schwarzwald (Donau-, Neckar- und Rheineinzugsgebiet) betrachtet. Eine Überprüfung der Gruppeneinteilung mit einer ANOSIM-Analyse bestätigt diese Einteilung, der R-Wert von 0,724 ($p=0,007$) zeigt eine gute Unterscheidbarkeit mit nur geringen Überlappungen.

Abbildung 3 zeigt oben links die MDS der Abbildung 2, zusätzlich sind noch exemplarisch 4 in ihrer Verteilung regional begrenzt vorkommender Arten mit Kreisen dargestellt. Die Lage des Kreises gibt die Naturraumgruppe an, die Größe die absolute Häufigkeit der Art im entsprechenden Gebiet.

Die beiden oberen Grafiken im rechten Teil der Abbildung zeigen das Vorkommen und die Häufigkeit von *Parastenocaris germanica* (Harpacticoida) und *Bathynella freiburgensis*, beides Beispiele für ein auf den Rhein und seine Teileinzugsgebiete beschränktes Vorkommen. Darunter befinden sich Beispiele für eine Donauverbreitung: Die Graphik links zeigt das Vorkommen von *Proasellus slavus* ssp. (Isopoda), eine typische Donauart, die jedoch auch relativ häufig im Hochrheingebiet und seltener in angrenzenden Naturraumgruppen vorkommt. Die Verbreitung von *Acanthocyclops sensitivus* (Cyclopoida) zeigt noch deutlicher diese Ballung im Donaugebiet und dem Hochrheingebiet.

Die plausible Erklärung dafür ist die Veränderung der Einzugsgebiete seit dem Pliozän. Im Pliozän gehörten große Teile des Rheineinzugsgebietes (Bodenseegebiet, Hochrhein, südlicher Rheingraben und auch große Teile des Neckars und des Mains) zur Donau, der Rhein entsprang nördlich des Kaiserstuhls in den Vogesen. Genau diese Situation zeigen einige Grundwasserarten in ihrer Verbreitung noch heute an.

Geologische Gliederung: Grundwasserlandschaften

Abbildung 4 zeigt die Auswertung der faunistischen Daten auf Niveau der einzelnen Grundwasserlandschaften. Es bestehen keine Zusammenhänge zwischen den Verhältnissen des Untersuchungsgebietes oder den chemischen Eigenschaften der geologischen Formationen. Sehr wohl bestehen jedoch Zusammenhänge zwischen den Eigenschaften wie Grundwasserführung, Wasserzügigkeit und Wasserwegsamkeit (hydraulische Leitfähigkeit) der Grundwasserlandschaften.

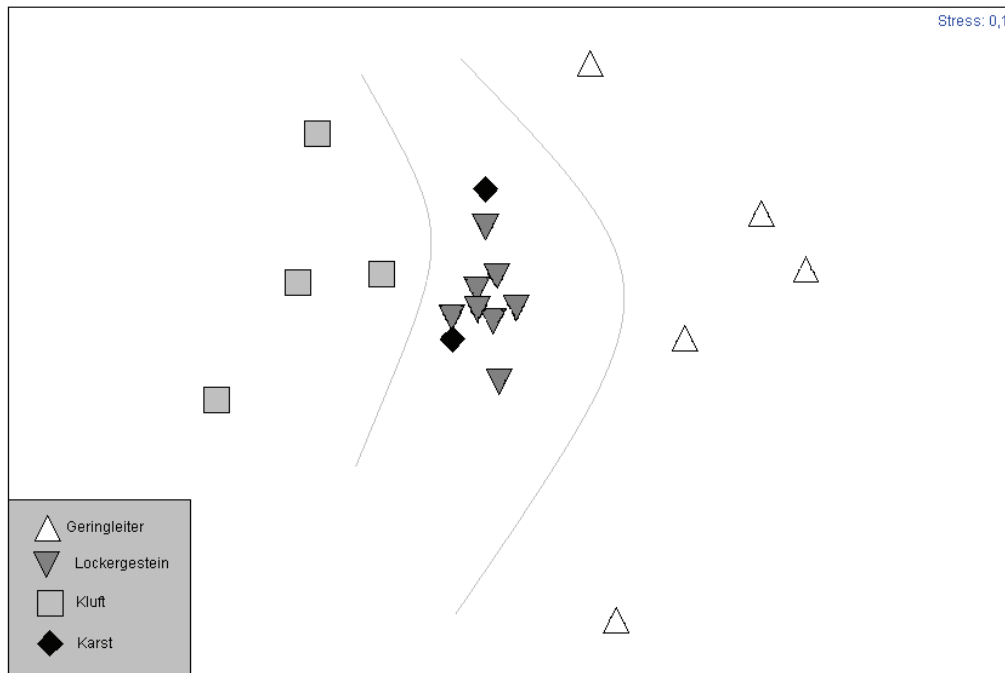


Abb. 4: Ergebnisse der MDS-Analyse der Grundwasserlandschaften.

In der MDS mit unterschiedlichen Symbolen unterschieden sind die Kategorien (in Reihenfolge des zunehmenden Porenvolumens) Geringleiter, Lockergestein, Kluftgestein und Karst. Es zeigte sich, daß alle, zuvor nach umliegender Geologie und Einzugsgebiet getrennten Lockergesteinsaquifere nahe beieinander liegen, ebenso die Grundwasserlandschaften des Karstes. Links davon die in sich noch geschlossenen Gruppe der Kluftleiter, und rechts die schon weiter streuenden Geringleiter.

Die BVSTEP-Analyse bestätigt dieses Ergebnis. Beste Korrelationen ($r=0,764$) werden mit den Parametern hydraulische Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung, und der Sedimentkategorien Feinsand, Schluff, Detritus, Tierreste und „sonstiges Sediment“ erreicht.

Feinsand und Schluff spiegeln die hydraulische Situation und Leitfähigkeit wider, Sauerstoff und Detritus den Einfluß von Oberflächenhabitaten. Dieser Einfluß ist naturgemäß in Fließgewässern begleitende Grundwasserleiter wie den Talfüllungen und den gegen die Oberfläche kaum geschützten Karstleiter am größten, sie liegen in der MDS aus diesem Grund sehr nahe beieinander.

Zusammenfassung

Die landesweite Kartierung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg zeigt, daß die großräumige Verteilung der Arten die naturräumliche Begebenheiten und die rezente bzw. pliozäne Hydrographie des Untersuchungsgebietes widerspiegelt. Die Hydrogeologie hat keinen wesentlichen Einfluß auf die Verteilung, sehr wohl jedoch die hydraulische Leitfähigkeit und die Struktur des Grundwasserleiters.

Danksagung

Wir danken der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), insbesondere den Herren K.P. Barufke, S. Heidland und D. Kaltenbach für die hervorragende Zusammenarbeit.

Untersuchungen zu Kleinkrebsen in Bachsedimenten des Bienwaldes: Muschelkrebse (Ostracoda) und Ruderfußkrebse (Copepoda: Cyclopoida)

Andreas Jochim¹, Jochen Scholz², Hans Jürgen Hahn³

Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Abt. Biologie, Im Fort 7, 76829 Landau,

Email: ¹ andreas-jochim@web.de, ² j_scholz@gmx.de, ³ hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Fließgewässer, Hyporheisches Interstitial, Grundwasser, Ostracoda, Copepoda, Cyclopoida, Bienwald

Einleitung

Im Rahmen dieser Arbeit sollte untersucht werden, inwieweit sich die Besonderheiten ausgewählter Bäche im Bienwald in ihrer Ostracoden- und Cyclopidenfauna widerspiegeln. Im Zeitraum von November 2004 bis Januar 2005 wurden aus dem hyporheischen Interstitial von vier Bienwaldbächen (Lauter, Heilbach, Aschbach und Otterbach) Proben entnommen, um die räumliche Verteilung von Ostracoden und Cyclopiden in Abhängigkeit vom jeweiligen Bachtyp zu untersuchen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet Bienwald befindet sich im Südosten von Rheinland Pfalz und erstreckt sich von 48° 58' N bis 49° 07' N und 8° 00' E bis 8° 19' E (ROESLER 1982) (Abb. 1). Der Bienwald, ein typischer Rheinniederungswald in der Südpfalz, ist eine der letzten ausgedehnten, naturnahen Waldflächen in der Oberrheinischen Tiefebene. Die zahlreichen Fließgewässer in dem Gebiet weisen ganz unterschiedliche Charakteristika auf.

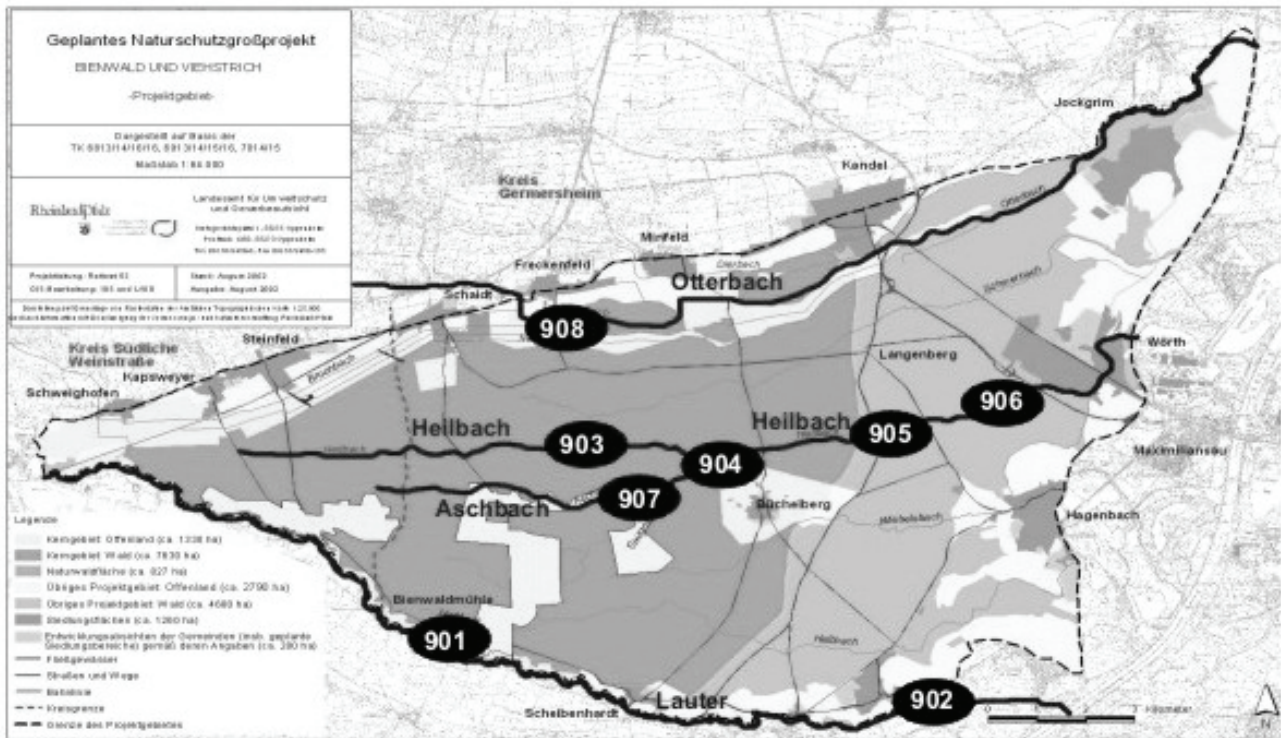


Abb. 1: Der Bienwald mit den Untersuchungsstandorten (Quelle: Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht 2002, verändert)

Material und Methoden

Jeder Bachabschnitt wurde zweimal beprobt. Die erste Probe wurde mit einem Stechkasten (Abb. 2A) genommen. Die zweite Beprobung erfolgte mit Hilfe von Fallen (Abb. 2B). Diese wurden im Sediment vergraben und nach einer Woche abgepumpt.

Die Auswertung ergab, dass zwischen beiden Sammelmethoden kein Unterschied im Bezug auf Individuenzahl und Artenzahl besteht (U-Test: $p > 0,5$; $n = 35$), so dass die Daten zusammengefasst wurden.



Abb. 2: Material: Stechkasten (A) und Fallen (B)

Ergebnisse Ostracoda

Mit Hilfe der gefundenen Ostracodenarten und der Individuenzahl lässt sich eine deutliche Unterscheidung zwischen den Bienwaldrandbächen Lauter und Otterbach und den Bienwaldbächen Heilbach und Aschbach feststellen (Abb. 3). In beiden Lauterabschnitten und im Otterbach wurden keine oder sehr wenige Ostracoden gefunden (Abb. 4). Im Heilbach und der Aschbach dagegen wurden wesentlich mehr Ostracoden erfasst. Die Lauter und der Otterbach sind stellenweise Offenlandbäche, wohingegen der Heilbach und der Aschbach reine Waldbäche sind. Zudem sind die Fließgeschwindigkeit und die Abflussrate der Lauter und des Otterbaches deutlich höher als bei Heilbach und Aschbach. Daraus könnte man schließen, dass Ostracoden langsam fließendes Wasser bevorzugen.

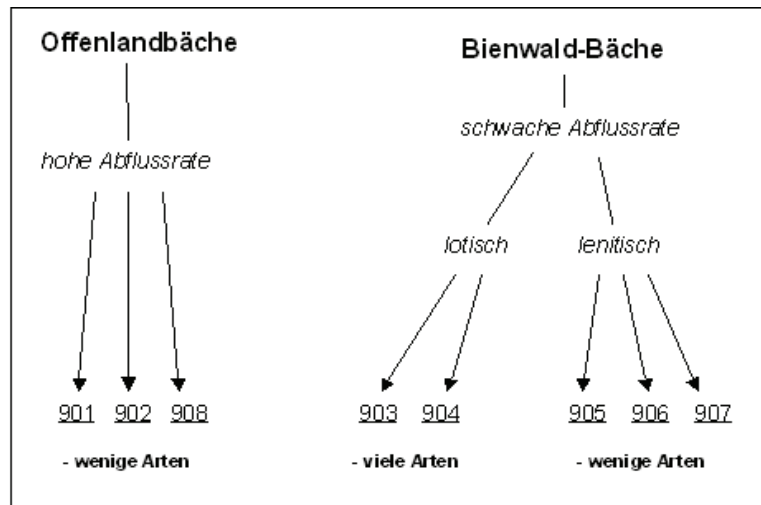


Abb. 3: Gliederung der Bachabschnitte anhand der Muschelkrebsfauna

Die Probestellen des Heilbaches und Aschbaches lassen sich nach der Fließgeschwindigkeit in lotische (903 und 904) und lenitische Bereiche (905, 906 und 907) differenzieren. In den Probestellen 903 und 904 wurden alle sechs während der Untersuchung erfassten Arten gefunden, wogegen bei den Probestellen 905, 906, und 907 nur zwei Arten (*Candona neglecta* und *Cypria ophtalmica*) entdeckt wurden.

Da die Arten *Candona candida*, ein grabender Benthalebewohner, (NÜCHTERLEIN 1969), und *Eucypris spec.* jeweils nur einmal im sandigen Substrat gefunden wurden, kann man nicht ableiten, dass sie eine Vorliebe für Sand haben. Bei *Candona neglecta* lässt sich gleichfalls keine Substratspezifität erkennen, da sie in allen Substraten gefunden wurde. *Cypria ophtalmica* wurde vermehrt in kiesigem Substrat entdeckt, woraus man auf eine Vorliebe dieser Art

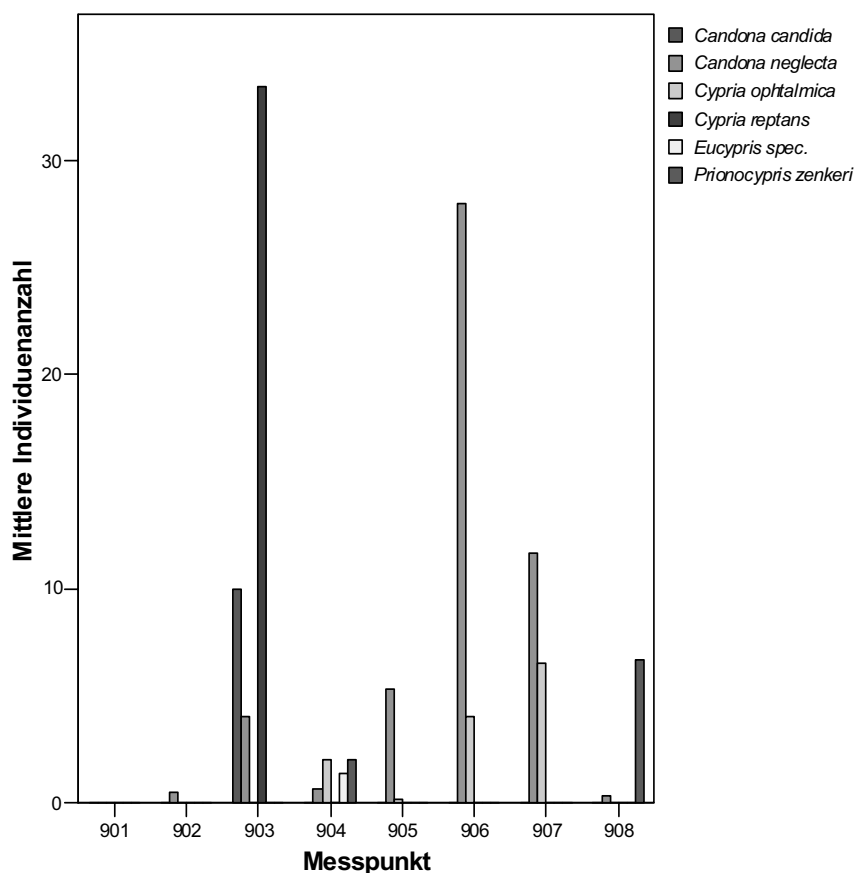


Abb. 4: Verteilung der Ostracoden

für das Akal schließen kann. An den Probenstellen mit kiesigem Substrat war die Fließgeschwindigkeit erhöht, was eine erhöhte Sauerstoffsättigung bewirkt. Zudem ist im Kies ein größeres Lückensystem vorhanden als in den anderen Substraten. Die Arten *Cypria reptans* und *Prionocypris zenkeri* wurden vermehrt im Detritus und Sand gefunden, so dass man eine Präferenz dieser beiden Arten für diese Substrate vermuten kann.

Die vorliegenden Ergebnisse erlauben anhand der Ostracodenfauna eine ökologische Gliederung der untersuchten Bäche und Bachabschnitte (Abb. 3). Die untersuchten Bäche lassen sich in Offenlandbäche mit hoher Abflussrate, Lauter (901 und 902) und Otterbach (908) mit wenig Arten und in Waldbäche mit geringer Abflussrate, Heilbach (902, 903, 904, 905 und 906) und Aschbach (907) einteilen. Die Waldbäche lassen sich weiter unterteilen in lotische Bäche, Heilbach (903 und 904) mit hohem Artvorkommen und in lenitische Bäche, Heilbach (906) und Aschbach (907) mit wenige Arten.

Allerdings geht aus den vorliegenden Daten nicht hervor, ob nun der Typ des Einzugsgebietes (Wald oder Offenland) der entscheidende Faktor ist oder der Abfluss der Bäche. Letzteres ist nicht unwahrscheinlich, da die Fließgeschwindigkeit maßgeblich die Art und die Stabilität der Substrate bestimmt. Beides, Art und Stabilität, sind offensichtlich von zentraler Bedeutung für die Ostracodenfauna (HAHN 1996).

Ergebnisse Cyclopoida

Auf Grund der gefundenen Cyclopidenarten kann man die beprobten Fließgewässer in Offenland- und Waldbäche einteilen (Abb. 5). Weiterhin lässt sich anhand der Fauna ein Bezug zur Quellentfernung herstellen. So war der Heilbachabschnitt 906 (Quellbereich) stark durch Grundwasserarten geprägt, während die quellnahen Abschnitte lotischen Charakter und die quellfernen Abschnitte (905) lenitischen Charakter hatten.

Die gefundenen 755 Individuen verteilen sich auf acht Bachabschnitte.

Die meisten adulten Tiere wurden im Heilbach gefunden, was zum einen an der stärkeren Besiedlung des Heilbaches im Vergleich zu den übrigen Bächen (Abb. 6), und zum anderen an der deutlich höheren Probenzahl an diesem Gewässer liegt. Fünf der sechs gefundenen Gattungen waren durch die einzelnen Arten *Acanthocyclops robustus*, *Diacyclops bisetosus*, *Eucyclops serrulatus*, *Eucyclops speratus*,

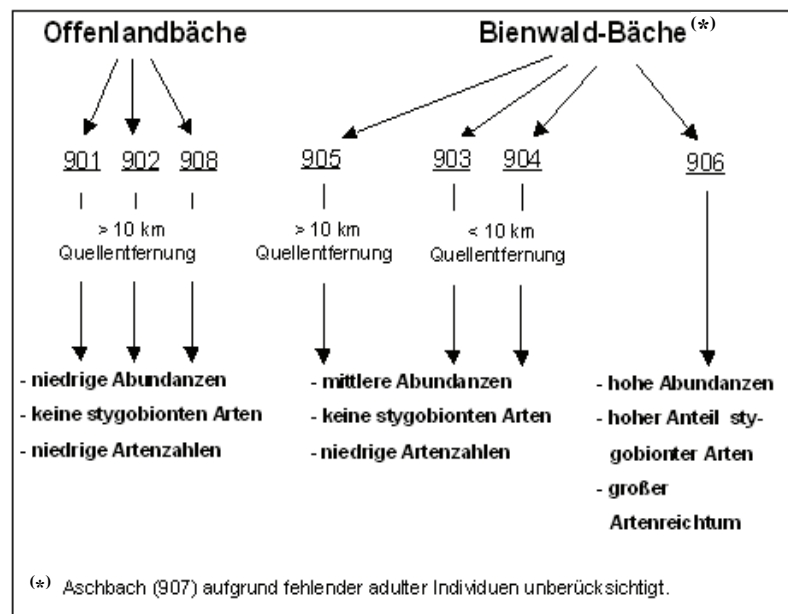


Abb. 5: Gliederung der Bachabschnitte anhand der Cyclopidenfauna

Macrocyclus albidus, *Macrocyclus distinctus*, *Macrocyclus fuscus* und *Megacyclus viridis* im Heilbach vertreten (ausgenommen *Paracyclus fimbriatus*). Im Aschbach hingegen wurden nur Copepodide gefunden, die nicht bis zur Art bestimmt werden konnten.

Unterteilt man den stark besiedelten Heilbach noch in die einzelnen, beprobten Bachabschnitte, so zeigt sich deutlich, dass vor allem in den letzten Heilbachprobe-standorten (905, 906), insbesondere an 906, die meisten Individuen erfasst wurden. Diese Stelle war die erste, die am Ende eines ausgetrockneten Bachabschnittes wieder Wasser führte. Es ist davon auszugehen, dass der Großteil der Cyclopiden aus dem Grundwasser stammt und hier in das Oberflächenwasser strebt. Stygophil lebende Cyclopiden sind *Eucyclops speratus* und *Macrocyclus distinctus* und *Macrocyclus fuscus*. Arten, die zeitweilig ins Grundwasser ausweichen sind *Acanthocyclops robustus*,

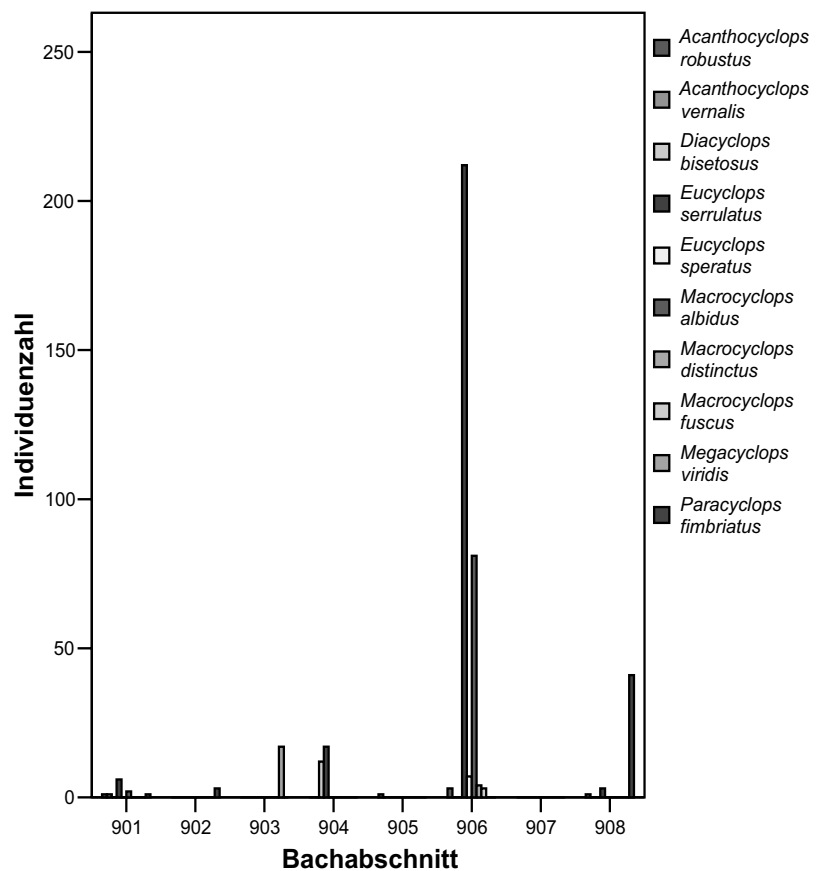


Abb. 6: Verteilung der Cyclopoiden

Acanthocyclops robustus, *Acanthocyclops vernalis*, *Diacyclops bisetosus*, *Eucyclops serrulatus*, *Macrocyclus albidus*, *Megacyclus viridis* und *Paracyclus fimbriatus* (HAHN 2004). Dies deckt sich mit den hydrochemischen Befunden, die gleichfalls auf einen starken Grundwasser-Einfluss hinweisen.

Eine weitere Möglichkeit, Unterschiede in der Besiedlung zu erkennen, ergibt sich in der Aufteilung gemäß der einzelnen Substrattypen der Bäche. In laubigem Substrat sind bis auf die Gattung *Megacyclus* alle übrigen aufgefundenen Gattungen vertreten. Die Arten *Eucyclops serrulatus*, *Megacyclus viridis* und *Paracyclus fimbriatus* sind sowohl in sandigem Substrat als auch in Detritus gefunden worden. Gemeinsame Funde gab es auch bei *Acanthocyclops robustus* und *Eucyclops serrulatus* sowohl in Detritus als auch in kiesigem Substrat. Dass die Art *Eucyclops serrulatus* in allen Substrattypen erfasst wurde, liegt an den bevorzugten sandigen, kiesigen und benthischen und epiphytischen Habitaten (DOLE-OLIVIER et al. 2000). *Eucyclops serrulatus* ist substrat-euryplastisch bzw. -euryök.

Zusammenfassung

Ostracoden- und Cyclopidenfauna zeigten deutliche Unterschiede in der Besiedelung unterschiedlicher Fließgewässerabschnitte.

- Beide Tiergruppen erlaubten eine Unterscheidung zwischen Offenland- und Waldbächen
- Bei den Ostracoden ergab sich eine weitere Untergliederung der Bachabschnitte aus den Strömungsverhältnissen und damit wohl auch aus der Substratausstattung der Bäche.
- Bei den Cyclopiden scheint das wesentliche Kriterium für die Untergliederung der Waldbachabschnitte die Quellentfernung zu sein. Diese Beobachtung lässt sich möglicherweise durch starken Grundwassereinfluss in der Quelle (Heilbach 906) und den hohen Anteil stygobionter Arten erklären. Bei den Bachabschnitten <10 km Quellentfernung handelt es sich um lenitische Bereiche (Heilbach 903, 904, während der Standort 905 mit >10 km Quellentfernung ausgesprochen strömungsarm ist.

Danksagung

Diese Studie entstand im Rahmen zweier Examensarbeiten. Daher soll folgenden Personen gedankt werden: Herrn Dr. Hans Jürgen Hahn und seinem Doktorandenteam von der Arbeitsgruppe Grundwasserökologie der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, für ihre stete Betreuung und Unterstützung.

Literatur

- Dole-Olivier, M.-J.; Galassi, D. M. P.; Marmonier, P. & M. Creuzé des Châtelliers (2000): The biology and ecology of lotic microcrustaceans; *Freshw. Biol.* **44**: 63 – 91
- Einsle, U. (1993): Crustacea, Copepoda, Calanoida und Cyclopoida – Süßwasserfauna von Mitteleuropa **8** / 4-1; Stuttgart
- Hahn, H. J. (1996): Die Ökologie der Sedimente eines Buntsandsteinbaches im Pfälzerwald – unter besonderer Berücksichtigung der Ostracoden und Harpacticoiden (Crustacea). Dissertation der Universität Gießen.
- Hahn, H. J. (2004): Grundwasser – ein bisher verkannter Lebensraum. In: Ott, J. (Hrsg.): Biodiversität im Biosphärenreservat Pfälzerwald – Status und Perspektiven: 66 – 78; Mainz
- Meisch C. (2000): Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe – Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/3. Heidelberg, Berlin.
- Nüchterlein, H. (1969): Süßwasserostracoden aus Franken. Ein Beitrag zur Systematik und Ökologie der Ostracoden. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* **54** (2): 223 – 287
- Roesler, R.-U. (1982): Das Landschaftsschutzgebiet Bienwald in der Südpfalz – Pollichia – Buch Nr. 3. Bad Dürkheim

Faunistische und hydrochemische Untersuchungen zu Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage

Sven Berkhoff¹, Jörg Bork², Hans Jürgen Hahn³ & Carsten K. Schmidt⁴

^{1,2,3} Universität Koblenz-Landau, Abt. Biologie, Im Fort 7, 76829 Landau,

¹berkhoff@uni-landau.de, ²bork@uni-landau.de, ³hjhahn@uni-landau.de;

⁴Technologiezentrum Wasser, Karlsruher Str. 84, 76139 Karlsruhe, c.schmidt@tzww.de

Keywords: Uferfiltration, Grundwasser, Grundwasserfauna, Hydrochemie, Stygofauna, Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktion

Einleitung

Die Uferfiltration ist mit einem Anteil von 16 % ein wichtiger Bestandteil der Trinkwasserversorgung in Deutschland. Besonders das Uferfiltrat des Rheins spielt in Nordrhein-Westfalen eine entscheidende Rolle bei der Trinkwassergewinnung. Dabei wird die Qualität des Uferfiltrats durch hydrologische Reinigungs- und Austauschprozesse beeinflusst. Ziel dieser Studie ist der Versuch, hydrologische Wechselwirkungen zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser im Bereich von Uferfiltrationsanlagen nicht nur hydrochemisch, sondern auch faunistisch nachzuweisen. Dabei soll der Frage nachgegangen werden, in welchem Maße die Stygofauna als Bioindikator zur Bewertung hydrologischer Interaktionen und als Werkzeug zum Langzeitmonitoring herangezogen werden kann. Die hydrochemischen und faunistischen Untersuchungen erfolgen in der Zeit von Februar 2005 bis Januar 2006.

Untersuchungsgebiet

Bei dem Untersuchungsgebiet handelt es sich um eine Uferfiltrationsanlage am Niederrhein. Abb. 1 zeigt schematisch das Querprofil des Untersuchungsstandortes.

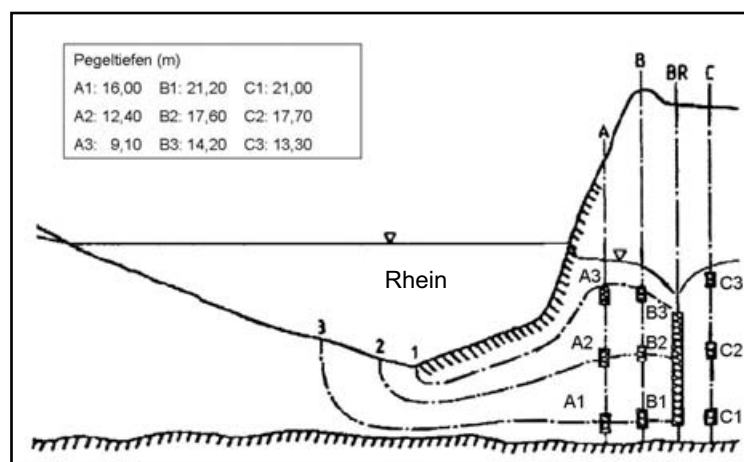


Abb. 1: Querprofil des Untersuchungsstandortes mit Untersuchungspegeln

Seit 1870 wird in dieser Anlage Rohwasser gewonnen, und hydrochemische Parameter werden seit mehreren Jahrzehnten erfasst. Das Messnetz besteht aus drei Pegelreihen (A, B und C) mit je drei unterschiedlich tiefen Pegeln (Abb. 1). Zwischen den Pegelreihen B und C befindet sich die Brunnengalerie der Uferfiltrationsanlage. Aufgrund der hydraulischen Eigenschaften des Aquifers und der Kolmation des rechtsrheinischen Ufers ergibt sich die theoretische Fließrichtung des Uferfiltrats, die über die Linien 1, 2 und 3 gekennzeichnet wird (Abb. 1).

Material und Methoden

Die Erfassung der Grundwasserfauna erfolgt mittels eines Netzsammlers aus dem Sumpf der Pegel. Bei dem Netzsammler handelt es sich um ein modifiziertes Planktonnetz (74 µm)(Abb. 2a), das mit einem Tube (50 ml) und eine Bleigewicht versehen ist. Wie in Abb. 2b dargestellt, wird der Netzsammler an einer Schnur bis auf den Sumpf des Pegels herabgelassen. Nach dem Auftreffen wird der Netzsammler 15 mal ca. 1,5 m angehoben und wieder fallen gelassen. Diese Fangmethode erlaubt eine repräsentative Erfassung von Grundwasserlebensgemeinschaften (DUMAS & FONTANINI 2001, HAHN 2001, MALARD et al. 1997, MATZKE & HAHN 2003).

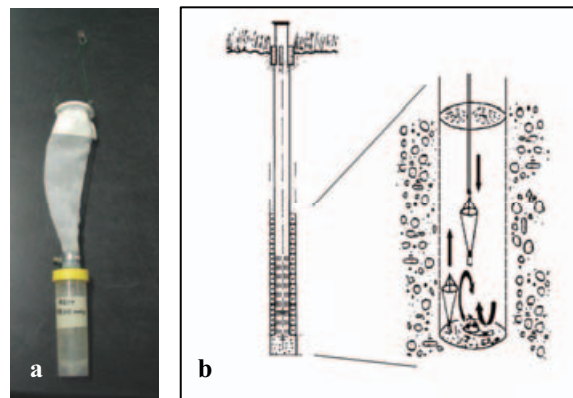


Abb. 2: a: Netzsammler (Foto: BERKHOFF) b: Funktionsweise eines Netzsammlers (Skizze: FUCHS)

Die physikochemischen und faunistischen Ergebnisse wurden mit Hilfe der Statistikprogramme SPSS und Primer ausgewertet und in einer MDS (Multidimensionale Skalierung) dargestellt. Die MDS betrachtet die Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten von Objekten, in diesem Fall aller gemessenen physikochemischen und faunistischen Daten der einzelnen Pegel. Je ähnlicher die Werte der Pegel sind, desto näher liegen die Pegel auf der MDS beieinander.

Ergebnisse

Wasserchemie

Wie Abb. 3 zeigt, ist eine deutliche Dreiteilung der Wasserchemie vom Rhein über die Pegelreihen A und B, die sich im Wasserchemismus sehr ähnlich sind, hin zur Pegelreihe C erkennbar. Anhand der chemischen Datenlage lässt sich der hydrologische Gradient vom Rhein zum landseitigen Grundwasser deutlich ableiten. Durch die Reinigungsprozesse in der Untergrundpassage kommt es zu einer Angleichung des Rheinwassers hin zur natürlichen Grundwasserbeschaffenheit. Dabei erfolgt der größte Teil der Konzentrationsminderung bereits auf den ersten Metern des Fließweges. Dies wird auch in der MDS in Abb. 3 ersichtlich.

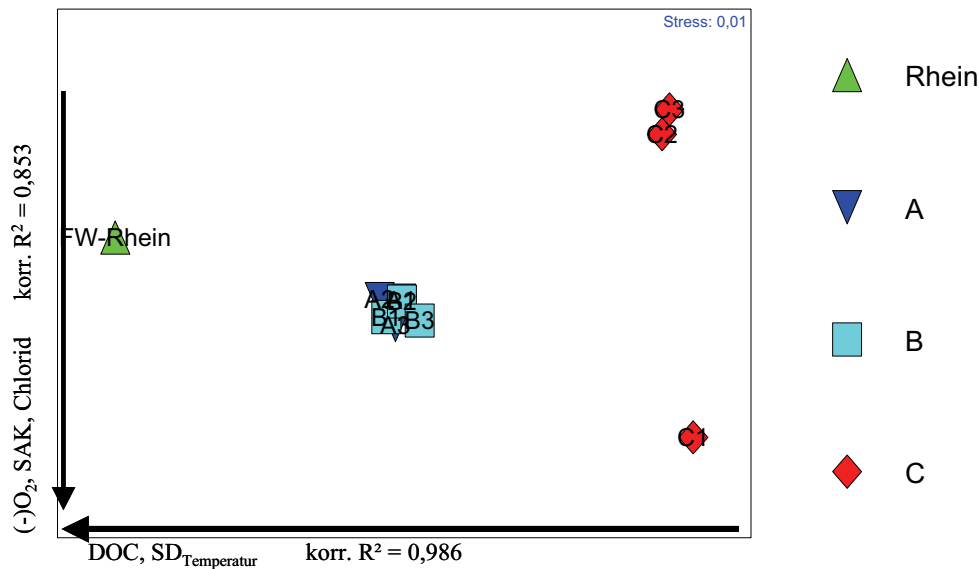


Abb. 3: MDS physikochemischer Wasserparameter der Pegel und des Rheins im Vergleich

Während der Abstand zwischen Rhein und Pegelreihe A relativ groß ist, liegen die Pegelreihen A und B sehr eng zusammen, d. h. bei der weiteren Fließstrecke von A nach B bleiben die Konzentrationen konstant.

Durch eine schrittweise Regressionsanalyse wurden die Parameter ermittelt, die die MDS am stärksten prägen. Demnach sind die DOC-Konzentrationen sowie die Standardabweichung der Temperatur die entscheidenden Faktoren für die X-Achse. Auf der Y-Achse sind SAK, Chlorid und der negativ korrelierende Sauerstoffgehalt kennzeichnend (Abb. 3).

Anhand der Standardabweichung der Temperatur erkennt man deutlich einen Unterschied zwischen dem Rhein, den Pegelreihen A und B sowie der Pegelreihe C (Abb. 4). Dies spricht dafür, dass die Pegelreihen A und B überwiegend durch Rheinuferfiltrat geprägt sind.

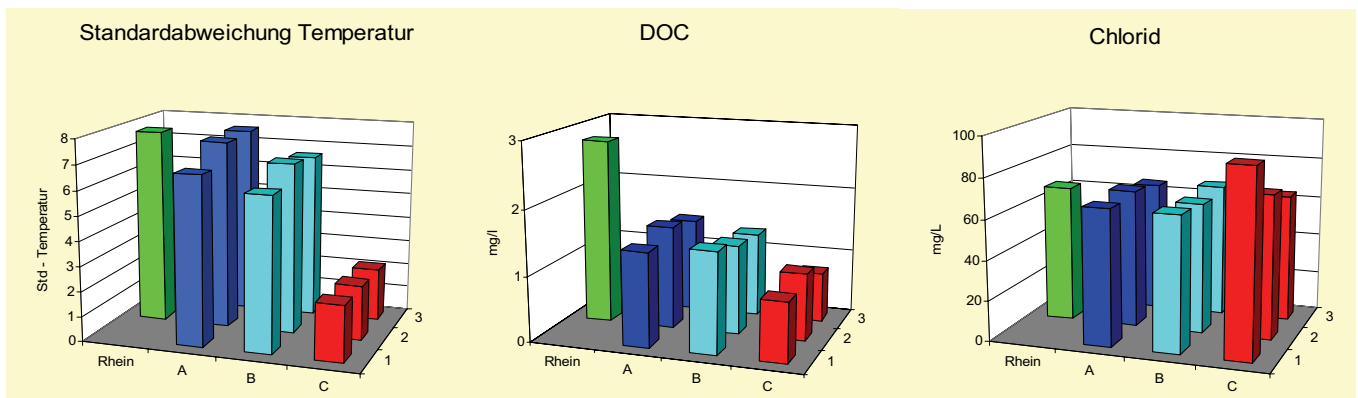


Abb. 4: Physikochemie-MDS prägende Parameter

Beim DOC-Gehalt erkennt man eine Verminderung vom Rhein hin zu den Pegelreihen A und B. Pegelreihe C weist dagegen deutlich geringere DOC-Gehalte auf, die für landseitiges Grundwasser sprechen (Abb. 4). In Pegel C 1 konnten gegenüber den Pegeln C 2 und C 3 erhöhte Chloridwerte erfasst werden, woraus die Trennung dieser Pegel in der MDS u.a. resultiert.

Fauna

Wie Abb. 5 zeigt, lassen sich anhand der Stygofauna die Pegelreihen A und B weiter differenzieren.

MDS - Abstandsmaß: Bray-Curtis

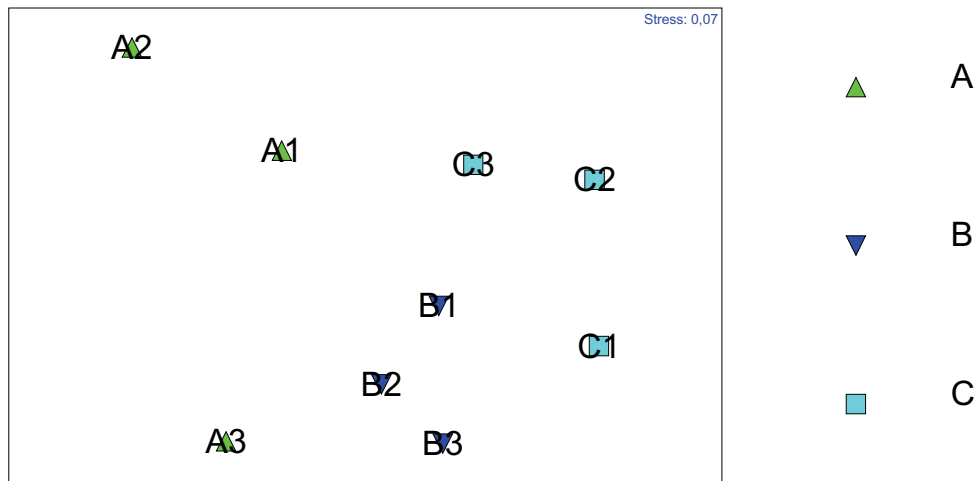
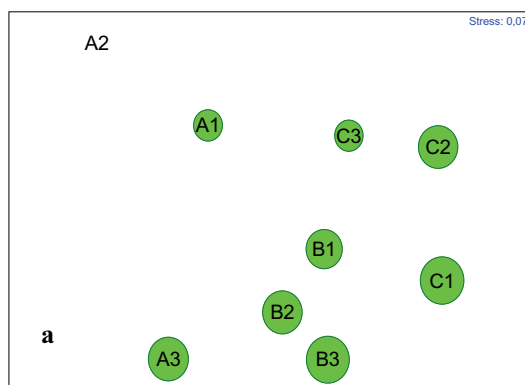


Abb. 5: MDS faunistischer Daten der Pegel im Vergleich

Die Verteilung der relativen Anteile stygobionter Arten zeigt, dass diese im gesamten Untersuchungsgebiet vertreten sind. Die Pegelreihen A, B und C haben somit grundsätzlich den Charakter von Grundwasserlebensräumen. Bei Betrachtung der relativen Anteile euryöker Arten, d.h. Oberflächenarten, die auch in Grundwasserlebensräume vordringen können, wird deutlich, dass diese nur in Pegelreihe A vorkommen, nicht aber in Pegelreihe B und C (Abb. 6). Dies spricht dafür, dass die Pegelreihe A stark von Rhein-Oberflächenwasser beeinflusst ist.

Relative Anteile Stygobionter



Relative Anteile Euryöker

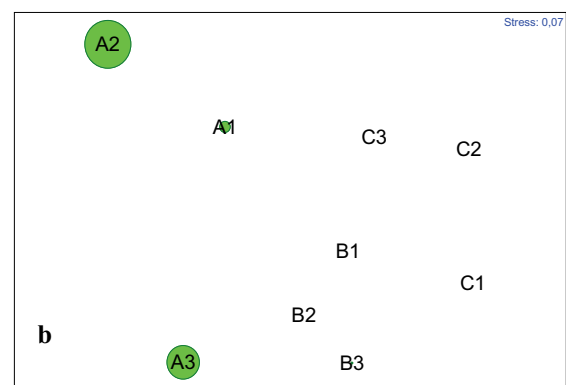


Abb. 6: MDS Fauna: Besiedlung der Pegel im Vergleich; a: Verteilung relativer Anteile stygobionter Arten; b: Verteilung relativer Anteile euryöker Arten

Das Auftreten bestimmter Arten, wie *Chappuisius singeri* (Copepoda, Harpacticoida) oder *Graeteriella unisetigera* (Copepoda, Cyclopoida) ist überwiegend auf die Pegelreihe B beschränkt (Abb. 7). Gleiches gilt für das Vorkommen der Syncaridenart *Bathynella freiburgensis*. Es handelt sich in Pegelreihe B um eine ökotonale Lebensgemeinschaft, die schon HUSMANN (1964) als eine typische, flussbegleitende Grundwasserbiozönose beschrieben hat. Offensichtlich handelt es sich bei Pegelreihe B um eine Übergangszone vom Hyporheal zum Wasser mit natürlichen Grundwassereigenschaften.

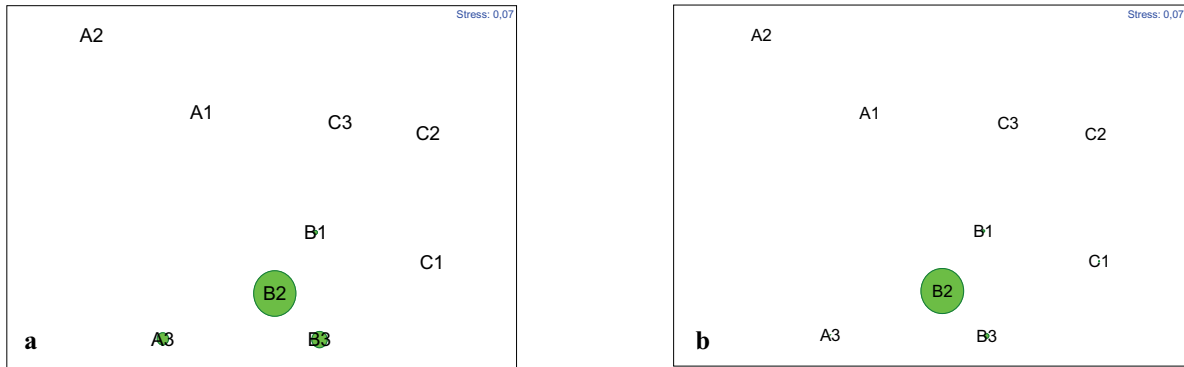


Abb. 7: MDS Fauna: Verteilung ausgewählter Arten; a: *Chappuisius singeri*, b: *Graeteriella unisetigera*

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Anhand der hydrochemischen Parameter kann das Untersuchungsgebiet in drei Bereiche unterteilt werden: den Rhein, die Pegelreihen A und B, die primär durch das Rheinuferfiltrat geprägt sind und die Pegelreihe C, die durch landseitiges Grundwasser geprägt ist. Bei Betrachtung der Besiedlungszusammensetzung wird deutlich, dass alle Messstellen durch Grundwasserfauna dominiert sind, aber das Vorkommen von euryöken Arten auf die Pegelreihe A beschränkt ist. Pegelreihe B ist durch das Auftreten von *Chappuisius singeri*, *Graeteriella unisetigera* und *Bathynella freiburgensis* gekennzeichnet. In Pegelreihe C herrscht eine reine Grundwasserfauna vor, die von *Diacyclops languidoides* dominiert wird. Anhand der faunistischen Analyse lassen sich auch die Pegelreihen A und B weiter differenzieren. Der durch Rhein-Oberflächenwasser stärker beeinflussten Fauna der Pegelreihe A folgt landseitig eine ökotonale Fauna in Pegelreihe B. Danach schließt sich die Grundwasserfauna in Pegelreihe C an. Die vorläufigen Untersuchungsergebnisse weisen darauf hin, dass mit Hilfe der Meiofauna eine differenziertere Betrachtung der hydrologischen Verhältnisse möglich ist als mit hydrochemischen Daten.

Danksagung

Wir danken der Korea Water Resources Corporation (KOWACO) ganz herzlich für die hervorragende Zusammenarbeit

Literatur

- DUMAS, P. & G. FONTANINI (2001): Sampling fauna in aquifers: a comparison of net-sampling and pumping - Arch. Hydrobiol. **4**, 661-676.
- HAHN, H. J. (2001): Methods and difficulties of sampling stygofauna – “Field screening Europe 2001”; Second International Conference and Industrial Exhibition, Karlsruhe 14.-16. May 2001
- HUSMANN, S. (1964): Studien zur Ökologie und Verbreitung der Gattung *Chappuisius* Kiefer, 1938 (Copepoda, Harpacticoida); Mitteilung über Neufunde aus den Grundwasserströmen von Lahn, Niederrhein, Ruhr, Leine und Unterweser. - Crustaceana **6**: 179-194.
- MALARD, F., REYGROBELLET, J. L., LAURENT, R. & J. MATHIEU (1997): Developments in sampling the fauna of deep water-table aquifers - Arch. Hydrobiol. **138**: 401-432.
- MATZKE, D. & H. J. HAHN, (2003): Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2002 (Braunschweig).

Grundwasserschutz und Biotopvernetzung: Das Dolinenschutzprogramm der Stadt Buchen (Odenwald)

Dr. Karin Jehn

Mailänder Geo Consult GmbH, Karlstr. 67, 76137 Karlsruhe, kjeahn@mic.de

Keywords: Grundwasserschutz, Biotopvernetzung, Dolinen, Karst

Einleitung

Das Dolinenschutzprogramm (DSP) der Stadt Buchen stellt eine Schutzkonzeption dar, die Aspekte des Wasserschutzes und des Naturschutzes verbindet. Anlass für die Aufstellung des DSP war die Umstellung der Quellwassernutzung der südöstlich der Stadt Buchen, im Ortsteil Götzingen, gelegenen Nächstquelle von Trinkwasser-Reservevorhaltung auf Notversorgung, was mit der Aufhebung des zugehörigen Wasserschutzgebiets (WSG) verbunden war.

Da sich das Einzugsgebiet der Nächstquelle in den verkarsteten Gesteinen des Muschelkalks befindet, haben sich hier zahlreiche Dolinen gebildet. Sie stellen Punkte besonders hoher Grundwasserverschmutzungsempfindlichkeit dar, da hier das Oberflächenwasser nahezu ungefiltert in den Untergrund gelangt. Das unterirdische Karsthöhlensystem leitet anschließend das Grundwasser innerhalb weniger Stunden bis Tage zur Nächstquelle, so dass auch bei der Passage im Untergrund keine ausreichende Filterung des Wassers erfolgt. Tracerversuche des Geologischen Landesamts im Norden des Einzugsgebiets der Nächstquelle ergaben Abstandsgeschwindigkeiten von bis zu 348 m/h (GLA 1984), was einer Verweildauer des Wassers im Untergrund von lediglich 14 h entspricht. Diese Zahlen belegen die potenziell hohe Gefährdung des Grund- und Quellwassers durch schädliche Einträge, wie bspw. Düngemittel, Pestizide und Bodenpartikel.

Der frühere Status als WSG und die damit verbundenen Bewirtschaftungsauflagen gewährleisteten im Allgemeinen einen ausreichenden Schutz für das Wasser der Nächstquelle. Die Aufhebung des WSG hat den Wegfall der entsprechenden Auflagen zur Folge. Um dennoch das Grundwasser und das von der Quelle gespeiste Oberflächengewässer weiterhin vor schädlichen Einträgen zu schützen, wurde von der Stadt Buchen beschlossen, ein Dolinenschutzprogramm aufzustellen. Ziele dieses Programms, das über die Landschaftspflege richtlinie gefördert wird, sind:

- Verhütung schädlichen Eintrags von Bodenpartikeln, Düngemitteln oder Pestiziden ins Karstgrundwasser durch die Sicherstellung einer extensiven Landnutzung im Umfeld der Dolinen,
- Schutz der Dolinen als wertvolle Ökotope und darauf aufbauend die
- Durchführung einer Biotopvernetzung im Offenland, u.a. durch die Anlage von struktureichen Pufferstreifen um die Dolinen.

Mit der Erfassung der im WSG „Nächstquelle“ vorhandenen Dolinen einschließlich einer Biototypen- und Nutzungsstrukturkartierung des Gebiets sowie der Erarbeitung entsprechender Schutzvor-

schläge wurde Mailänder Geo Consult GmbH im April 2002 von den Stadtwerken Buchen GmbH & Co KG beauftragt.

Untersuchungsgebiet

Die Stadt Buchen liegt im Norden Baden-Württembergs und befindet sich im Übergangsbereich zwischen dem Buntsandstein-Odenwald im Westen und dem vom Muschelkalk geprägten Naturraum Bauland im Osten. Die östlichen Ortsteile von Buchen sind daher im Muschelkalk gelegen, der hier eine deutliche Verkarstung aufweist, was u.a. an der großen Anzahl vorhandener Dolinen zu erkennen ist. Das Untersuchungsgebiet des DSP entspricht weitgehend dem ehemaligen WSG der Nächstquelle, besitzt eine Ausdehnung von ca. 8 km in Nord-Süd-Richtung und ca. 4,5 km in West-Ost-Richtung und weist sowohl Offenland als auch Waldflächen auf (s. Abb. 1).

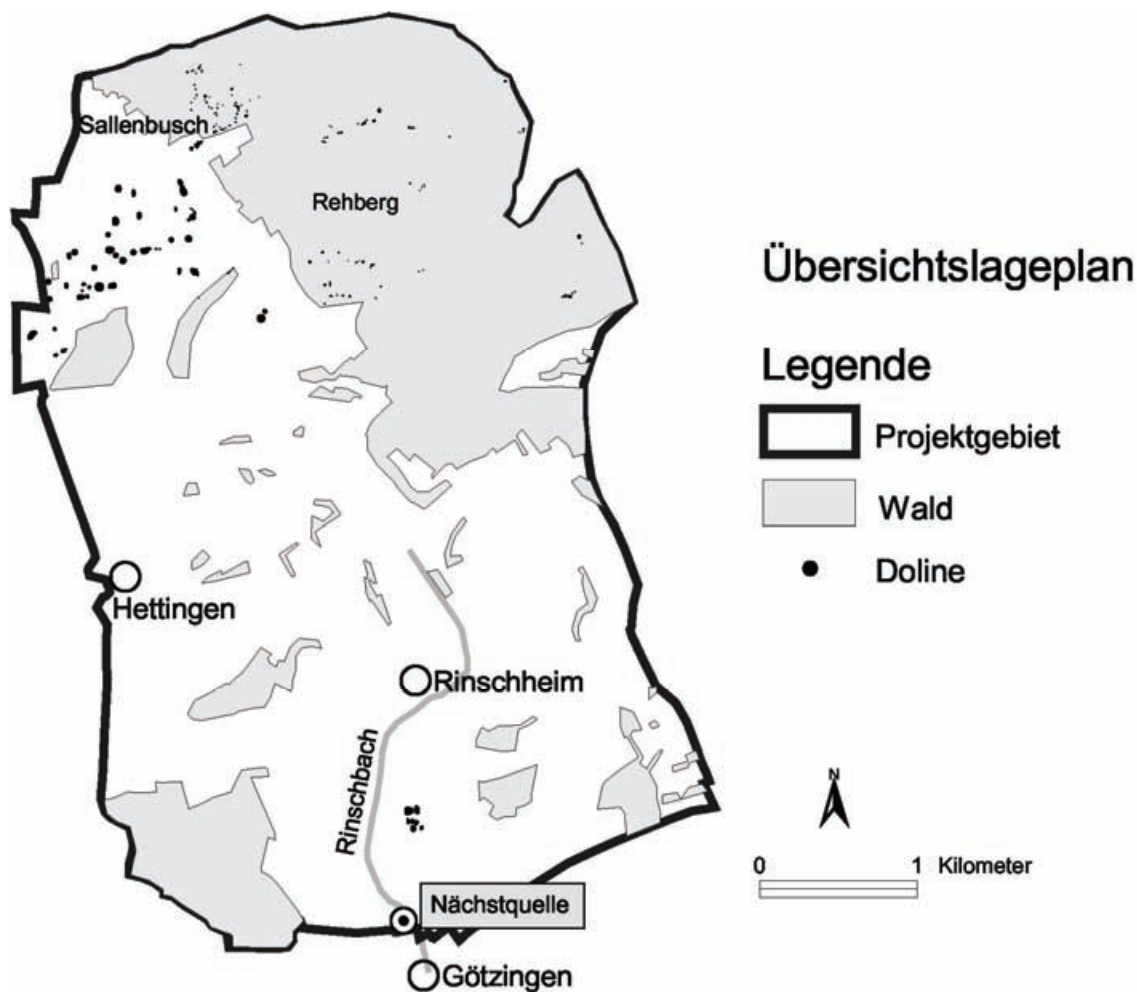


Abb. 1: Übersichtslageplan des Untersuchungsgebiets mit Dolinenvorkommen und Nächstquelle

Ergebnisse der Dolinenkartierung

Im Zuge der Dolinenkartierung wurden im Projektgebiet 180 Dolinen (auch als Erdfälle bezeichnet) erfasst, von denen sich 53 Dolinen im Offenland und 127 Dolinen im Wald befinden. 8 der Dolinen setzen sich aus mehreren Einzeltrichtern bzw. -mulden zusammen, so dass insgesamt im Projektgebiet 188 Dolinenhohlformen vorhanden sind.

Die Dolinen des Offenlandes konzentrieren sich auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen im Bereich nördlich von Hettingen. Ein weiteres, kleineres Dolinenfeld befindet sich nahe der Nächstquelle im Gewann Erdfall. Auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen des Projektgebiets dominiert die ackerbauliche Nutzung, Grünland ist nur in geringem Umfang vorhanden. Dementsprechend befindet sich der Großteil der insgesamt 53 im Offenland vorhandenen Dolinen auf ackerbaulich genutzten Flächen, lediglich 7 Dolinen befinden sich vollständig auf Grünland. Ackerbauliche Nutzung im Umfeld der Dolinen bedeutet aufgrund des Einsatzes von Pestiziden sowie aufgrund der erhöhten Erosionsgefahr eine verstärkte Gefahr des Nähr- und Schadstoffeintrags in das Grundwasser.

Im Wald befindet sich ein großes Dolinenfeld mit über 50 Dolinen im Bereich „Sallenbusch“. Kleinere Dolinenfelder liegen südlich und nordöstlich des Rehbergs (s. Abb. 1). Kleinere Gruppen von Dolinen sowie in seltenen Fällen auch einzelne Dolinen treten zusätzlich nahe der östlichen Projektgebietsgrenze sowie in einem kleinen Waldstück westlich des Rehbergs auf. Sowohl im Wald als auch im Offenland fällt die Häufung von Dolinen entlang von Trockentälchen auf, zusätzlich sind mehrere Dolinen auf den Ackerflächen in einer abflusslosen Senke, der sog. „Zeilgrube“ westlich des Rehbergs, vorhanden.

Die Dolinen im Offenland besitzen mit Durchmessern bis über 60 m eine wesentlich größere Ausdehnung als die Dolinen in den Waldgebieten. Dies hängt mit der Bearbeitung der Flächen zusammen, im Zuge derer die Dolinenränder abgeflacht und damit verbreitert werden. Bei fachgerecht verfüllten Dolinen kommt hinzu, dass für die Verfüllung die Doline zum Einbringen des Netzes sowie der Stein- und Bodenschichten aufgegraben und dadurch vergrößert wird. Die Bewirtschaftung und Verfüllung der Dolinen haben auch eine in Relation zum Durchmesser geringe Dolinentiefe zur Folge. Häufig treten die Dolinen des Offenlandes nur als einige Dezimeter tiefe Hohlformen in Erscheinung. Die in den Waldgebieten befindlichen Dolinen wurden – von wenigen Ausnahmen abgesehen – nicht in ihrer natürlichen Gestalt verändert. Daher weisen sie deutlich größere Tiefen und gleichzeitig geringere Durchmesser als die Dolinen im Offenland auf. Aber auch sehr kleine Dolinen, die im Ackerland durch die Bewirtschaftung verwischt würden, bleiben im Wald erhalten. Die Spanne der Dolinengrößen reicht daher im Wald von einer Tiefe von wenigen Dezimetern bis zu 8 m und Durchmessern von 2 m bis 25 m. Einige der Walddolinen weisen als Besonderheit ein sog. „Schluckloch“ auf, d.h. im Dolinenboden befindet sich eine Öffnung, die direkt in das darunterliegende Karstsystem mündet.

Schutzkonzeption

Die Aufnahme von Flurstücken oder Waldgebieten ins DSP erfolgt entsprechend der Dolinendichte auf der betrachteten Fläche, der morphologischen Ausbildung der Dolinen sowie der Einschätzung der Gefahr von schädlichen Einträgen ins Grundwasser aufgrund von Dolinenaufbau und Nutzung des Umfelds. Bei der Dolinendichte werden auch verfüllte Dolinen berücksichtigt, da diese Dolinen als Indikatoren für eine erhöhte Wahrscheinlichkeit der Entstehung neuer Dolinen in ihrer Umgebung dienen können.

Schutzvorschläge für Dolinen im Offenland

Da Dolinen äußerst selten als Einzelercheinungen, sondern meist durch Geländemorphologie und Untergrundbeschaffenheit bedingt in Dolinenfeldern oder -reihen auftreten, zielt die Schutzkonzeption darauf ab, diejenigen Offenlandbereiche, die eine Häufung von Dolinen aufweisen, aus der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung herauszunehmen. Hierdurch wird die Gefahr von Dünger- und Pestizideinträgen ins Grundwasser erheblich reduziert. Zu den angrenzenden, weiterhin intensiv

landwirtschaftlich genutzten Flächen sollte ein mindestens 10 – 20 m breiter Pufferstreifen eingerichtet werden. Hinsichtlich Bepflanzung, Nutzung und Pflege der Pufferstreifen gilt die Kombination aus Gehölzstreifen mit extensiv genutztem Dauergrünland als besonders wirkungsvoller Schutz gegen den Eintrag von Dünge- und Spritzmittel über den Luft- und Wasserweg. Das Grünland soll aus Gründen des regelmäßigen Stoffentzugs gemäht und das Mähgut abtransportiert werden (BASTIAN & SCHREIBER 1994). Die Pflanzung von Feldhecken wird insbesondere zu hangaufwärts gelegenen Ackerflächen empfohlen. Die Gehölzstreifen dienen zugleich als Elemente der Biotopvernetzung in der Feldflur sowie als bereichernde Strukturelemente für das Landschaftsbild. In den Dolinen selbst wird als weiteres Element die Entwicklung einer Wiesenbrache empfohlen, in der auch aufkommende Hochstauden und Gehölze erhalten bleiben (s. Abb. 2). Da Hochstauden und überstehende Gräser als Futterpflanzen und Überwinterungsquartiere für zahlreiche Insekten dienen, kommt so auch kleinen Hohlformen ein hoher ökologischer Wert in der Agrarlandschaft zu.

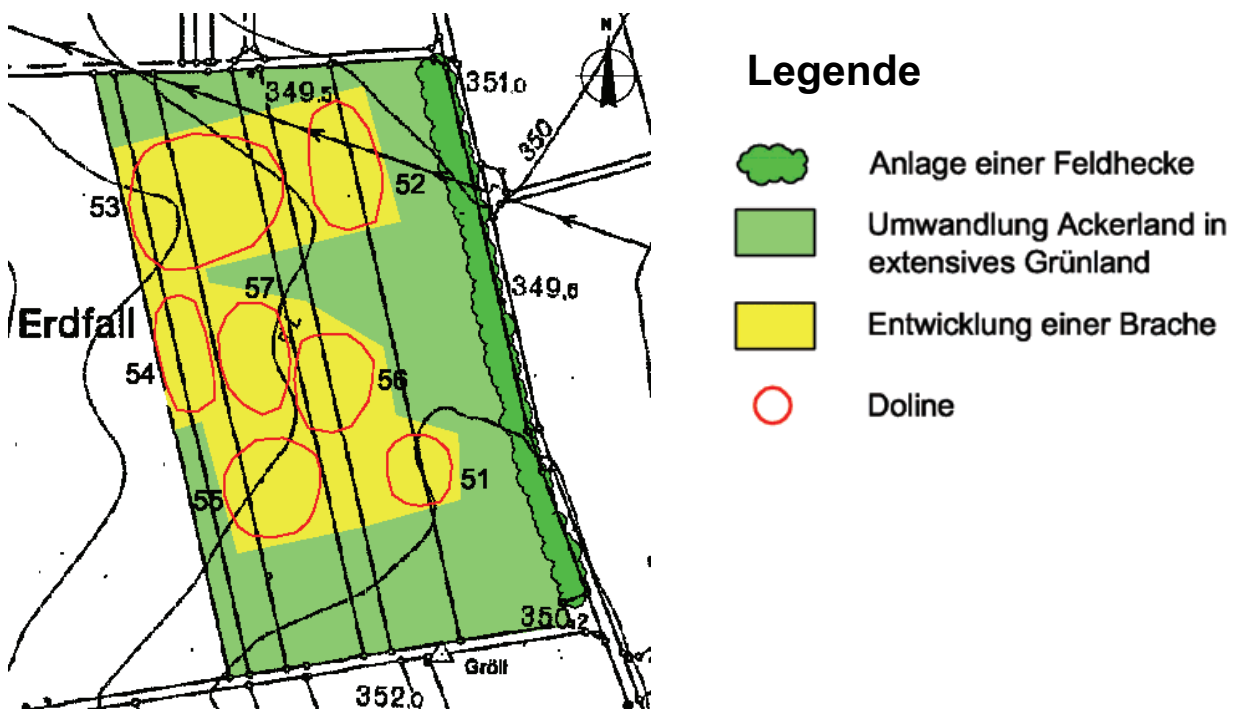


Abb. 2: Schutzvorschlag beispielhaft dargestellt für das Gewann Erdfall

Schutzvorschläge für Dolinen in Waldgebieten

Die im Wald gelegenen Dolinen weisen im Allgemeinen eine wenig vom Menschen beeinträchtigte Morphologie auf und wurden teilweise im Rahmen der Waldbiotopkartierung erfasst. Hier kommen schädliche Beeinträchtigungen vor allem in Form von Müllablagerungen vor. Für den Schutz der im Wald befindlichen Dolinen wird zum einen die Unterschutzstellung der großen und morphologisch besonders schön ausgebildeten Dolinen als Naturdenkmäler (ND) bzw. bei räumlich benachbarter Lage mehrerer solcher Dolinen als Flächenhaftes Naturdenkmal (FND) vorgeschlagen. Eine Ausweisung als ND bzw. FND, verbunden mit dem Aufstellen des entsprechenden Hinweisschildes, rückt den Wert der Dolinen als Ökotope verstärkt ins öffentliche Bewusstsein.

Zum anderen sollen Bereiche unter Schutz gestellt werden, in denen zahlreiche, meist kleinere Dolinen vorhanden sind, für die als Einzelgebilde zwar nicht der Schutzstatus eines ND vorgeschlagen wird, die jedoch in ihrer Gesamtheit durchaus im Rahmen des DSP schutzwürdig sind. Hierfür kommen die im Bereich „Sallenbusch“ befindlichen Dolinen in Betracht. Hier sollte mittel- bis

langfristig eine Umwandlung des Fichtenforsts in einen naturraum- und standorttypischen Laubwald erfolgen, für den der Schutzstatus eines Bodenschutzwaldes oder ein ähnlicher Status empfohlen wird.

Zusammenfassung

Bei der Dolinenkartierung im Rahmen des DSP wurden im ehemaligen WSG „Nächstquelle“ insgesamt 180 Dolinen erfasst, von denen sich 53 Dolinen im Offenland und 127 Dolinen im Wald befinden. Da das WSG „Nächstquelle“ im Zuge der Umstellung von Trinkwasser-Reservevorhaltung auf Notversorgung aufgehoben wurde, werden in der Schutzkonzeption folgende Vorschläge zum weiteren Schutz des Grundwassers vor schädlichen Einträgen über die Dolinen sowie zum Schutz der Dolinen als wertvolle Ökotope im Rahmen einer Biotopvernetzung erarbeitet:

1. Aufnahme von 8 Teilflächen im Offenland, auf denen Dolinen besonders gehäuft auftreten, ins DSP. Auf diesen Flächen mit zusammen 19,26 ha wird die Umwandlung des vorhandenen Ackerlands sowie des vorhandenen Grünlands in extensiv genutztes Grünland vorgeschlagen. Diese Maßnahmen sollen durch die Anlage von Hecken am Rand der Flächen und Entwicklung von Brachflächen in den Dolinen selbst ergänzt werden.
2. Die morphologisch weitgehend unbeeinträchtigten Dolinen der Waldgebiete sind im Gegensatz zu den intensiv landwirtschaftlich genutzten Dolinen des Offenlandes als § 24a-Biotope nach LNatSchG B.-W. geschützt. Teilweise wurden die Dolinen im Wald im Zuge der Waldbiotopkartierung erfasst. Um den ökologischen Wert der besonders charakteristisch ausgeprägten Dolinen deutlicher ins Bewusstsein der Öffentlichkeit zu rücken, wird die Ausweisung von
 - besonders wertvollen Einzeldolinen als Naturdenkmal,
 - Dolinenfeldern mit besonders wertvollen Dolinen als Flächenhaftes Naturdenkmal vorgeschlagen.
 - Für das im „Großen Wald“ im Bereich „Sallenbusch“ gelegene Dolinenfeld mit sehr zahlreichen, relativ kleinen Dolinen wird zusätzlich eine Unterschutzstellung beispielsweise mit dem Status eines Bodenschutzwaldes empfohlen, wobei hier mittel- bis langfristig eine naturraum- und standorttypische Bestockung angestrebt werden sollte.

U.a. im Gewinn „Erdfall“ hat die Umsetzung der Schutzkonzeption durch die Festlegung der Extensivierungsflächen bereits begonnen. Damit ist der Grundstein für den Grundwasser- und Ökopschutz im ehem. WSG „Nächstquelle“ gelegt. Durch das DSP ist nun die Möglichkeit gegeben, das Entwicklungspotenzial der Dolinen für den Grundwasser- und Biotopschutz zu nutzen.

Literatur

- Bastian, O. & Schreiber, K.-F. (1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Jena, Stuttgart (G. Fischer Verlag).
- GLA (Geologisches Landesamt Baden-Württemberg) (1984): Hydrogeologisches Gutachten über die Ergebnisse eines Färbeversuchs zur Erweiterung des Standortübungsplatzes Walldürn, Neckar-Odenwald-Kreis. Freiburg i. Br.

Quellen, die verlorenen Biotope?

Brigitte Baltes, Stefanie v. Fumetti, Peter Nagel

Institut für NLU-Biogeographie, St. Johannis-Vorstadt 10, 4056 Basel

Keywords: Quellen, Monitoring, Fauna, Struktur, Chemie

Abstract

In der Schweiz sind Quellen trotz aller gegenläufiger Entwicklungen im ländlichen Raum im wesentlichen Trinkwasserspender und in ihrer Biotopfunktion als einzigartiger Lebensraum bis heute noch nicht genügend erforscht. Natürliche Quellhabitats sind äusserst selten und unzureichend geschützt.

Das Projekt: „Quellen Trinkwasserspender und Lebensraum“ erfasst mit vier unterschiedlichen Teilprojekten (Hydrologie, Wahrnehmung der Quellen, Lebensraum und Revitalisierung) den Bedeutungswandel der Quellen. Es wird dazu beitragen, Quellen nachhaltig in einer wichtigen Funktion zu erhalten und gegebenenfalls sanieren oder revitalisieren.

Eines der Schwerpunktuntersuchungsgebiete des Quellenprojektes liegt in einem landwirtschaftlich genutzten Gebiet, zu welchem jetzt erste hydrologische, limnologische und sozio-kulturelle Daten vorliegen.

Anhand dieses Gebietes wird aufgezeigt, wie komplex die Problematik der Trinkwasserquellen und der naturnahen Quellen in landwirtschaftlichen Gebieten ist. An Fallbeispielen wird der Frage nachgegangen, ob und wie sich die Quellen und Teile ihrer Biozöosen in den letzten Jahrzehnten verändert haben und welches unter Umständen Gründe für diese Veränderung sein könnten.

Mit den Daten wird zudem eine Basis für Umsetzungen geschaffen, zu denen Einzelmassnahmen zählen, die einen konkreten Biotopschutz der Quellen erlauben. Dieses Massnahmenpaket wird auf weitere ähnliche landwirtschaftlich genutzte Gebiete Basels übertragbar sein.

Background

Quellen sind Ressourcen für die menschliche Bevölkerung und damit eine wichtige Schnittstelle für unterschiedlichste Nutzungen. Erst im 20. Jahrhundert begann man Quellen als einzigartige Lebensräume zu erkunden (z.B. Bornhauser 1913). Parallel dazu wurden natürliche Quellhabitats durch Fassung für die Trinkwasserversorgung äusserst selten. Mittlerweile sind viele Quellen aus Qualitätsgründen vom Wasserversorgungsnetz wieder abgehängt. Die Bedeutung des Grundwassers als Trinkwasserressource nahm zu. Überwachung und Schutz, der als Trinkwasser genutzten Quellen, sind in der Schweiz gesetzlich verankert. Dagegen sind Quellen als Lebensräume, ihre Entwicklung und Gefährdung schlecht erforscht.

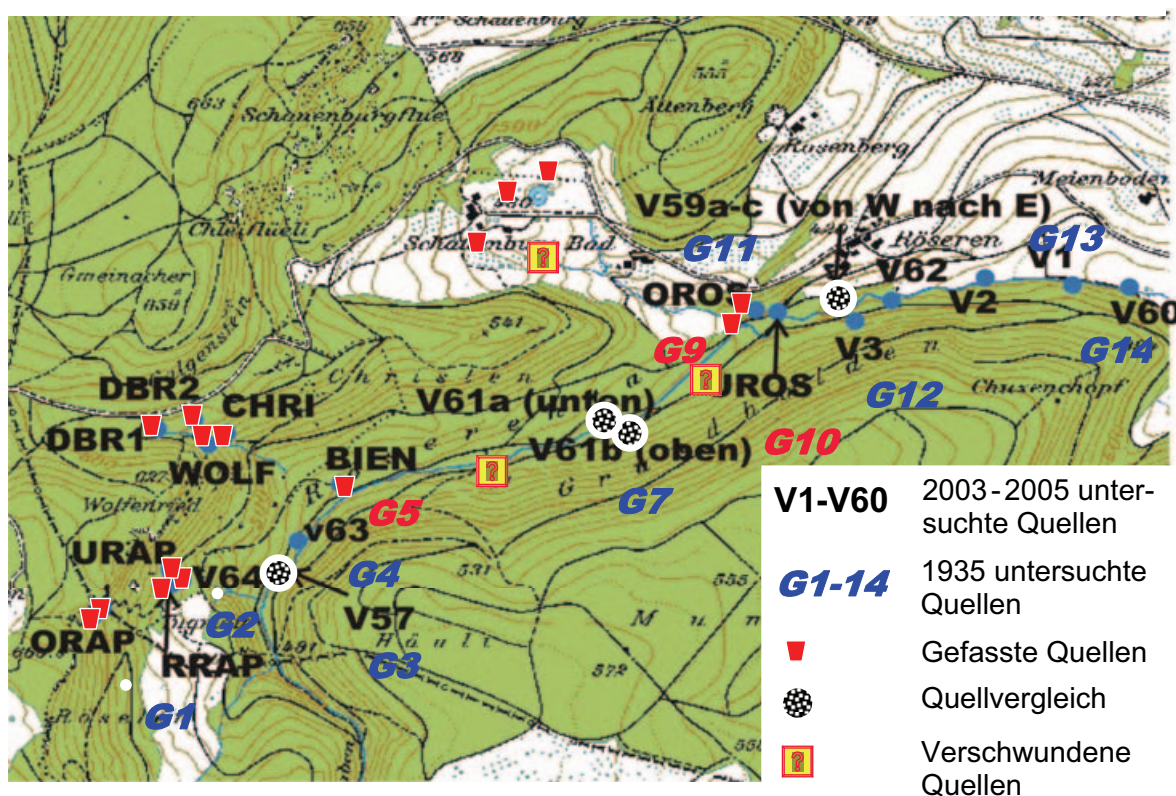
Das Mensch–Gesellschaft–Umwelt (MGU)-Projekt: „Quellen Trinkwasserspender und Lebensraum“ erfasst seit 2003 den Bedeutungswandel der Quellen. Es wird dazu beitragen sie nachhaltig in einer der Funktionen zu erhalten oder zu revitalisieren.

Die Ziele werden in vier unterschiedlichen Teilprojekten (Hydrologie, Wahrnehmung der Quellen, Lebensraum und Revitalisierung) bearbeitet (s. Baltes et al. 2005). Im Teilprojekt Lebensraum werden hps. in Diplom- und Projektarbeiten sowie einer Dissertation 80 Quellen in der Basler Regio biologisch und chemisch untersucht. Als wichtige Auswahlkriterien wurden ein möglichst naturnaher Quellaustritt und eine ausreichende Schüttung bei den beteiligten Ämtern nachgefragt. Mit einem umfangreichen chemischen und biologischen Analyseprogramm (quantitative und qualitative Erhebungen) werden Daten zweimal pro Jahr erhoben (s. Baltes et al. 2005).

Untersuchungsgebiet

Ein Teil der ausgewählten Quellen liegt direkt in einem stadtnahen (19) zu Basel gehörenden und die übrigen Quellen in einem ländlich geprägten Gebiet. Alle Quellen sind sehr kalkhaltig und liegen in den Schwerpunktsuntersuchungsgebieten dem stadtnahen Dinkelberg und ländlich geprägten Röserental meist in Laubwald. In der übrigen Regio werden auch Quellen im Offenland beprobt.

Karte 1: Röserental (aktuelle und historische Quellstandorte)



Im Röserenbachtal bietet sich die seltene Möglichkeit eines historischen Vergleichs der Quellstandorte durch die von 1935 stammende Dissertation von Geijskes (1935). Er hat eine im heutigen Sinn modern anmutende Arbeit verfasst, die neben qualitativen Larval-Erhebungen und Adultfängen, qualitative sowie quantitative Aufnahmen als auch ökologische Umweltparameter an den Quellen und dem Röserenbachtal beinhaltet. Vier seiner Quellstandorte eignen sich zum Vergleich mit den von uns durchgeführten Erhebungen. In der dargestellten Karte sind die Standorte von 1935 mit einem G gekennzeichnet. Das Einzugsgebiet des Röserenbachtals ist mit Mischwald und abschnittsweise mit quellfremden Baumarten wie Thuja auch im Quellbereichen bestanden. Die

hellen Flächen sind meist landwirtschaftlich sehr extensiv, teilweise auch im unteren Abschnitt intensiver bewirtschaftet.

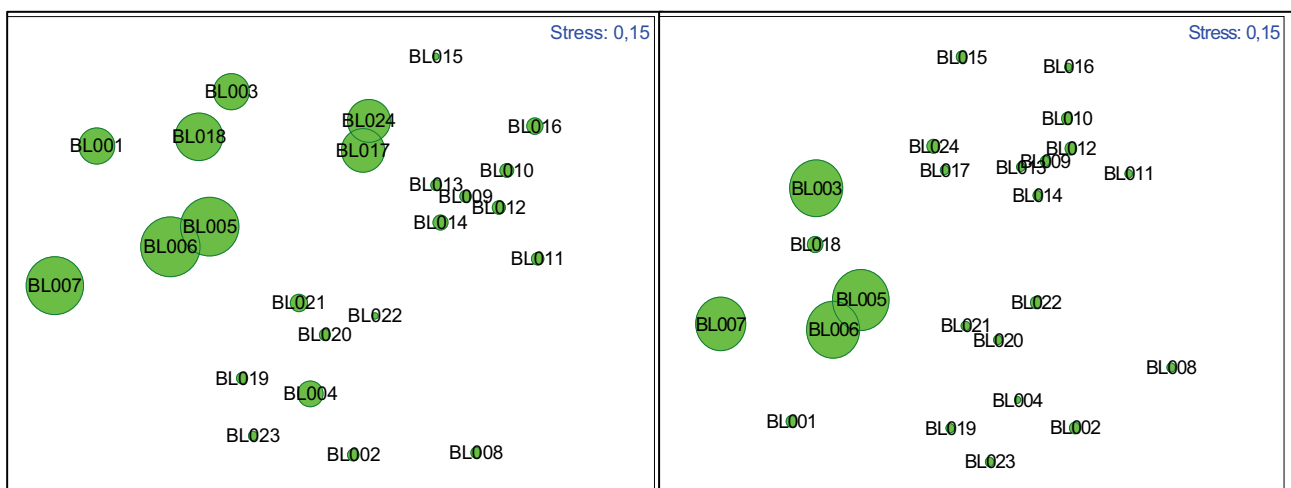
Nutzung und heutige Einflüsse an den Quellen

Die Quellen des Röserenbachtals wurden bereits sehr früh zur Trinkwasserversorgung zweier kleiner Gemeinden genutzt. Mehr als 50 % der von uns untersuchten Quellen dienen den Gemeinden noch heute zur Trinkwassernutzung.

Im unteren Röserental bewirtschaften einige Bauern noch Äcker mit Maisanbau. Extensive Weidewirtschaft findet sich im mittleren Talbereich und im höher gelegenen oberen Einzugsgebiet. Der gesamte obere Talabschnitt wird forstwirtschaftlich genutzt und verfügt über ein gut ausgebautes Wegenetz mit Drainagen, oft zerschneiden die Wege Bach- oder auch Quellbereiche.

Ergebnisse und Diskussion

Das ländliche Umfeld spiegelt sich insbesondere in den noch unverbauten und nicht zur Trinkwasserversorgung gefassten Quellen wieder (s. Fig. 1). Hier werden die Werte der Trinkwasserverordnung häufig überschritten. Beim Nitrat wurden Werte bis zu 40 mg/l erreicht, bei den Phosphatwerten lagen die höchsten Werte zwischen 0,023-0,026 mg/l.



Figur 1: nMds (Chemie und Struktur), rechts Hinterlegung mit Faktor Phosphat, links mit Nitrat

Weiteres Charakteristikum des Röserentals ist die Beeinträchtigung der Quellen in ihrer Struktur. Die Totalfassung der Quellen am Quellmund, mit Bau eines Überlaufs, der teilweise die Funktion des Quellbaches übernimmt, sind die häufigsten strukturellen Einflüsse. Weitere strukturelle Beeinflussung an den Quellen erfolgt durch die Zerschneidung der Quellbiotope, die Drainagen und den Vertritt durch zu hohe Wildschweinpopulationen. Nur noch sehr wenige Quellen sind auch nach Ihrer Struktur relativ unbeeinflusst.

Ein historischer Vergleich lässt sich mit der Wassertemperatur der Quellen durchführen. Hierbei kann man zwei unterschiedliche Tendenzen anhand der Entwicklung der Jahresamplitude der Wassertemperatur nachweisen. Es gibt im Röserental Quellen, die über keinerlei Temperaturkonstanz verfügen. Sie sind somit stärker von den Umgebungsfaktoren geprägt. Beispiel hierfür ist eine Alluvialquelle, die über einen Wechsel zwischen Grundwassereinfluss mit Bachwassereinfluss verfügt und vor 70 Jahren nachgewiesener Massen völlig überschwemmt wurde.

Eine weitere Quelle, eine ehemalige Wiesenhelokrene hat an Temperaturkonstanz zugenommen. Sie ist heute stärker Grundwasser betont, dies könnte unter anderem mit der Aufforstung des Quellbereichs mit Thuja zusammenhängen.

Biologischer Vergleich

Vergleicht man die Artenzahlen von 1935 mit 2005, so entsteht der Eindruck, dass insbesondere die EPT Arten zugenommen haben und die Turbellarien abgenommen haben. Mit Hilfe einer nMds der Biozönosen konnten die Daten von 1995 von 2003-2005 abgetrennt werden.

Interessant sind die Unterschiede innerhalb einzelner Quellen: Die Konstanz einer Biozönose mit Zunahme der Trichopteren wurde für eine vom Grundwasser und Bach beeinflusste Quelle festgestellt. Vollkommen anders verhält sich die Alluvialquelle. Wie bereits bei der Temperatur gezeigt, gibt es deutliche Unterschiede: es kommt zur Ablösung der Biozönose durch einwandernde Bach- und Quellfauna.

Die heute im Thujaforst gelegene ehemalige Wiesenquelle zeigt eine positive Entwicklung. Die Biozönose wurde mit Grundwasserarten, Quellarten und Bacharten aufgestockt. Aufgrund unserer quantitativen Makrozoobenthosenerhebungen konnte ein Artenausfall nachgewiesen werden. Tatsächlich sind *Crenobia alpina*, *Proasellus cavaticus* und *Chloroperla tripunctata* verschwunden, für weitere EPT-Arten müssen jedoch die Auswertungen der Emergenz abgewartet werden. Im Vergleich zu Untersuchungen in den 90igern sind zwei Limnephiliden und Helodidae neu aufgetreten und drei Arten wieder nachweisbar.

Fazit und Ausblick

Die ersten Ergebnisse dieser Untersuchungen werden noch vertieft. Dennoch kann man bereits jetzt feststellen, dass:

Quellen und ihre Biozönosen einer starken Eigendynamik unterliegen. Diese kann auf dynamischen Prozessen wie episodischem und periodisches Austrocknen und/oder Überschwemmen der Quellen beruhen und ist häufig gekoppelt mit einem mehr oder weniger hohem Belastungsbackground, wobei chemische Unterschiede scheinbar nur indirekt auf die Besiedlung der Quellen wirken.

Die Quellbiozönosen haben sich seit 1935 individuell verschieden entwickelt, je nachdem ob es alluviale-austrocknende oder grundwasserbetonte Quellen sind. Dynamische Prozesse (Austrocknung, Überschwemmen, Anteile am Grundwasser, Interflow, Bachnähe, ...) scheinen bei der Besiedlung eine wesentliche Rolle zu spielen.

Geringe organische Belastung und Strukturdefizite, sowie eine standortfremde Bestockung scheinen geringere direkte Effekte auf Quellbiozönosen zu besitzen. Viele anthropogene Einflüsse auf die Quellen haben seit 1935 deutlich zugenommen. Wesentlich ist der Wegfall von Quellen durch Fassung und durch das Wegenetz und Strukturdefizite infolge zu hohen Wildbesatzes. Einige Quell- (*Proasellus cavaticus*, *Crenobia alpina*,) und Rhithralarten sind seit 1935 ausgefallen. Hier besteht noch Erklärungsbedarf: ob multifaktorielle Faktoren oder Einzelfaktoren wie interspezifische Konkurrenz mit paralleler erhöhter organischer Belastung oder forstwirtschaftliche Einflüsse oder/und die Fassung der Hälfte Quellen dafür verantwortlich sind.

Bythiospeum spp. und *Crunoecia irrorata* waren bis 1990 extrem dezimiert oder fast verschwunden, sind jedoch seit 2003 wieder nachgewiesen.

Die Unterschiede bzgl. Besiedlung (1935) sind für jede Quelle sehr individuell und multifaktoriell geprägt und werfen neue Forschungsfragen auf. Mit dem historischen Vergleich konnte die Eigen-
dynamik der Quellen und Ausfall von Arten verfolgt werden. Die Abtrennung von Bach- und
Quellbach sowie Quelle und als auch die Identifizierung von regionalen Quellspezialisten ist für ein
Verständnis der Quellbiozönosen notwendig.

Mit dem historischen Vergleich können wertvolle Vorschläge zum Schutz der „naturnahen Quel-
len“ und zur Revitalisierung von Quellen vorbereitet werden.

Danksagung

Danken möchten wir allen Kollegen und Quellenpartnern, die uns hilfreich zur Seite gestanden
haben und besonders Daniel Küry und Susanne Buser für die zur Verfügung gestellten Daten aus
Gutachten und Diplomarbeit.

Literatur

- Baltes, B., von Fumetti, S., Küry, D., Contesse, E., Butscher, C., Huggenberger, P., Suter, D., Leimgruber,
W. & Nagel, P. (2005): Basel entdeckt seine Quellen. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für
Limnologie (DGL). Universität Potsdam, 20.-24.09.2004. CD- und Druck-Version S. 226-230.
- Baltes, B., Suter, D., Küry, D., Fumetti, S.v., Butscher, C., Nagel, P. (2005): Integrative concepts for a
sustainable use of springs. International Sustainability conference (ISC), Oktober 2005, Basel.
- Geijskes, D. C., 1935: Faunistisch-ökologische Untersuchungen am Röserenbach bei Liestal im Basler
Tafeljura. Beiträge zur Ökologie der Mittelgebirgsbäche. Tijdschrift voor Entomologie 78: 249–382.
- Buser, S. (2005): Habitatwahl und Substratpräferenzen bei quellbesiedelnden Trichopteren. Universität
Basel, Institut für Natur-, Landschafts- und Umweltschutz-Biogeographie. 73 pp.
- Bornhauser, K. (1913): Die Tierwelt der Quellen in der Umgebung Basels. Int. Revue der gesamten
Hydrobiologie und Hydrographie. Supplement 5:1-90.
- Von Fumetti, S., Nagel, P., Schleifhacken, N. & Baltes, B. (2006): Factors governing macrozoobenthic
assemblages in perennial springs in north-western Switzerland. Hydrobiologia (accepted).

Die klassischen Quelltypen in Schleswig-Holstein – gibt es Unterschiede in der Besiedlung von Rheo-, Helo- und Limnokrenen im Tiefland?

Maren Rückert¹, Peter Martin², Heinz Brendelberger¹

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Abteilung Limnologie¹, bzw.
Lehrstuhl für Tierökologie², Olshausenstr. 40, 24098 Kiel, maren.rueckert@gmx.de

Keywords: Quelltypologie, Tiefland, Schleswig-Holstein, Emergenz, Quellbindung, Phänologie

Einleitung

Klassischerweise werden Quellen in der Limnologie nach der Art ihres Wasser-austrittes in Sturz- (Rheokrenen), Sumpf- (Helokrenen) und Teichquellen (Limnokrenen) eingeteilt. Die Rheokrenen besitzen einen sturzartigen Wasser-austritt und einen grobsandigen oder steinigen Untergrund. In den Helokrenen tritt das Grundwasser diffus zu Tage und bildet sumpfige Bereiche. Die Limnokrenen bestehen aus einem Quelltopf, der von unten her mit Grundwasser gefüllt wird. Ihr Untergrund ist sandig oder schlammig und weist meist Pflanzenbewuchs auf. Anhand dreier dicht benachbarter Quellen im ostholsteinischen Hügelland bei Plön (Abb. 1), die recht gut den drei klassischen Quelltypen zuzuordnen sind, wurde untersucht, wie sich deren tierische Besiedlung anhand von Emergenzfängen unterscheidet.



Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet und die Lage der Quellen (X).

Material und Methoden

Im Zeitraum von April bis September 2004 wurde die Emergenz der drei untersuchten Quellen einmal wöchentlich mit einem Exhaustor aus einer Falle pro Quelltyp abgesammelt und vor Ort fixiert. Im Labor wurden die Imagines der Plecoptera, Trichoptera und Coleoptera sowie einige Familien der Diptera auf Artniveau bestimmt und ihre Quellbindung aus der Literatur eingeschätzt. Anschließend sind die Abundanzen, Dominanzen und Phänologien v.a. der quellgebundenen Arten

zwischen den drei Quelltypen verglichen worden. Die vorliegende Untersuchung war Teil einer Diplomarbeit (Rückert 2005); für Details zur Methodik und den Ergebnissen siehe dort.

Ergebnisse und Diskussion

Abundanz

Die nachgewiesenen Taxa weisen in den drei Emergenzquellen deutlich unterschiedliche Anteile auf (Abb. 2). In der Limnokrenen waren die Limoniidae und die Chironomidae die häufigsten Taxa und machten fast die Hälfte der Emergenz dieser Quelle aus. In der Rheokrenen erreichten die Chironomidae knapp 50% der Emergenz und bildeten mit den ebenfalls häufigen Plecoptera nahezu drei Viertel der insgesamt gefangenen Insekten. In der Helokrenen waren die Plecoptera und die Psychodidae die häufigsten Taxa.

Von insgesamt 62 nachgewiesenen Arten in der Untersuchung wurden die meisten (45) in der Limnokrenen und etwas weniger (39) in der Rheokrenen ermittelt. Demgegenüber traten in der Rheokrenen insgesamt 1.439 Individuen auf; fast dreimal so viele Tiere wie in der Limnokrenen mit insgesamt 505 Individuen. In der Helokrenen sind die geringsten Arten- (30) und Individuenzahlen (302) registriert worden.

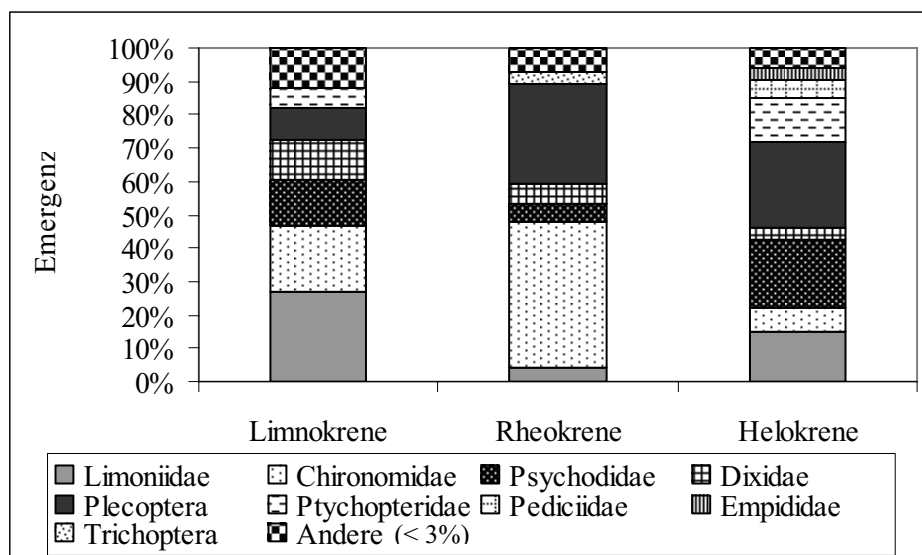


Abb. 2: Anteile der nachgewiesenen Taxa in der Emergenz der Limnokrenen, Rheokrenen und Helokrenen.

Quellbindung

Eine Einstufung der erbeuteten Arten und Individuen entsprechend ihrer Ökologie zeigte einen hohen Anteil der quellgebundenen Tiere (Krenobionte bzw. Krenophile) in jedem der Quelltypen (Abb. 3). Die krenoxenen Arten wiesen einen eher geringen Anteil in den untersuchten Quellen auf. Auffällig ist der etwas höhere Anteil der Fließgewässerarten gegenüber den quellgebundenen Arten in der Limnokrenen. Dies könnte vielleicht durch den gemeinsamen abfließenden Quellbach der Limnokrenen und Rheokrenen erklärt werden, der eine Einwanderung der Fließgewässerarten ermöglicht.

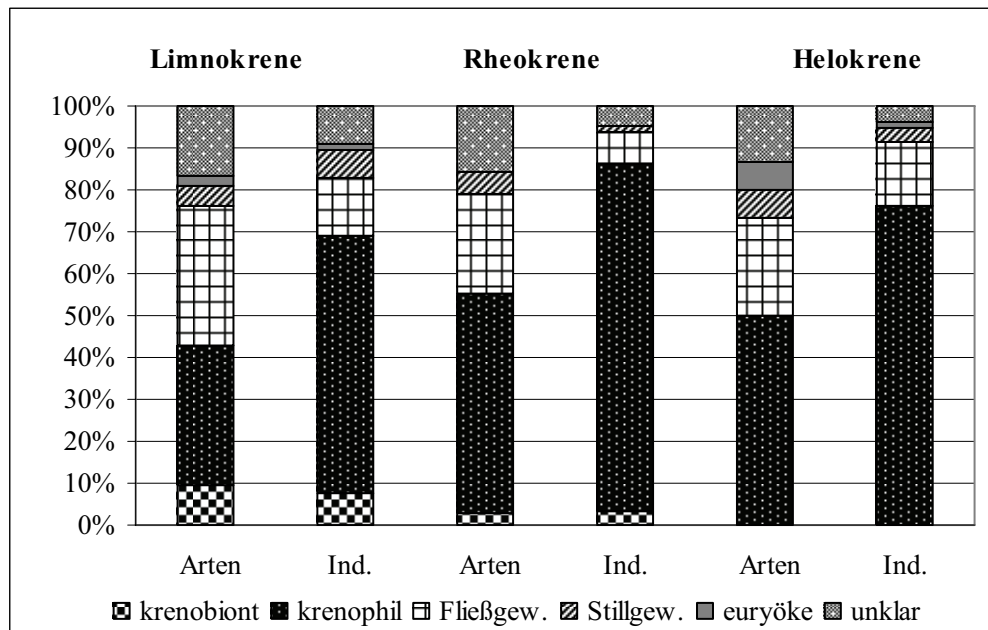


Abb. 3: Darstellung der Anteile unterschiedlicher ökologischer Gruppen unter den Arten und Individuen an den untersuchten Quelltypen.

Dominanz

In einem Vergleich der in Dominanzklassen eingestuftten quellgebundenen häufigsten Arten konnten einige Unterschiede herausgearbeitet werden. So war *Dixa maculata* (Diptera, Dixidae) in der Limnokrenen eudominant, in der Rheokrenen dominant und in der Helokrenen subdominant vorhanden (Tab. 1). Die Plecoptere *Leuctra nigra* wurde in der Rheokrenen als eudominant, in der Helokrenen als dominant und in der Limnokrenen als subdominant eingestuft. In der Helokrenen konnte keine eudominante Art nachgewiesen werden. Viele der häufigsten Arten waren jedoch in mehr als einem Quelltyp regelmäßig vorhanden.

Phänologie

Die Phänologie sowohl der höheren Taxa als auch der häufigen Arten zeigte klare Unterschiede zwischen den Quelltypen. Die Maxima des Insektenschlupfes der untersuchten Quelltypen lagen zu verschiedenen Zeiten im Jahresverlauf (Abb. 4). Bedingt sind diese Unterschiede primär durch die Phänologie der in den drei Quellen als dominant eingestuftten Arten *Nemurella pictetii* (Plecoptera) und *Ulomyia fuliginosa* (Diptera, Psychodidae). *Nemurella pictetii*, die in ihrer Flugzeit vom Frühjahr bis Herbst ein bis drei Schlupfmaxima durch Aufspaltung der Population in verschiedene Generationen aus uni-, bi- und trivoltinen Kohorten aufweisen kann (Lieske 2005), zeigte in der Rheokrenen und Limnokrenen zwei Schlupfmaxima und in der Helokrenen ein Schlupfmaximum (Abb. 5). Die Flugzeit von *U. fuliginosa* wurde bereits von Kohmann (1976) an Quellen im östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins von Mitte April bis Ende Juli angegeben. Dies konnte somit auch in der jetzigen Untersuchung mit Ausnahme einer zweiten späteren Schlupfperiode in der Limnokrenen bestätigt werden (Abb. 5).

Tab. 1: Einteilung der häufigsten Arten in die Dominanzklassen nach Schwerdtfeger (1978).

Fett: Arten die in den drei Quelltypen in unterschiedlichen Dominanzklassen auftraten,
grau: Arten die in den drei Quelltypen in einer gemeinsamen Dominanzklasse auftraten,
schwarz: Arten die in höchstens zwei der drei Quelltypen in einer gemeinsamen Dominanzklasse auftraten.

Dominanzklassen	Limnokrene (LO)	Rheokrene (RO)	Helokrene (HO)
eudominant ($\geq 15\%$)	<i>Dixa maculata</i>	<i>Leuctra nigra</i>	
dominant (<15-5%)	<i>Nemurella pictetii</i> <i>Ulomyia fuliginosa</i> <i>Ptychoptera albimana</i> <i>Paradelphomyia senilis</i> <i>Clytocerus ocellaris</i>	<i>Nemurella pictetii</i> <i>Ulomyia fuliginosa</i> <i>Dixa maculata</i>	<i>Nemurella pictetii</i> <i>Ulomyia fuliginosa</i> <i>Ptychoptera albimana</i> <i>Leuctra nigra</i>
subdominant ($\leq 5-2\%$)	<i>Leuctra hippopus</i> <i>Lonchoptera tristis</i> <i>Ellipteroides lateralis</i> <i>Telmatoscopus britteni</i> <i>Leuctra nigra</i>	<i>Leuctra hippopus</i> <i>Cruneocia irrorata</i> <i>Satchelliella pilularia</i> <i>Eloeophila maculata</i>	<i>Leuctra hippopus</i> <i>Lonchoptera tristis</i> <i>Satchelliella pilularia</i> <i>Eloeophila maculata</i> <i>Paradelphomyia senilis</i> <i>Scleroprocta pentagonalis</i> <i>Dicranota subtilis</i> <i>Satchelliella trivialis</i> <i>Dixa maculata</i> <i>Clinocera wesmaeli</i>

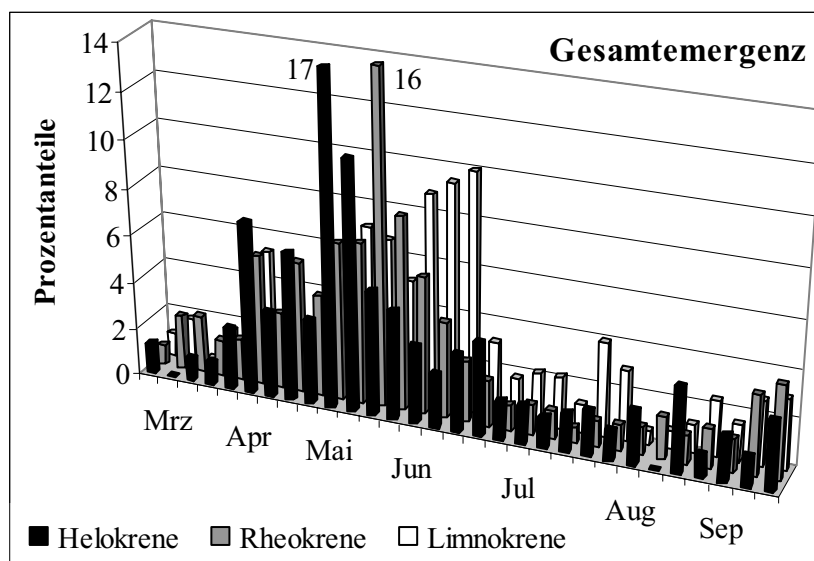


Abb. 4: Darstellung der wöchentlichen Gesamtemergenz von März bis September 2004.

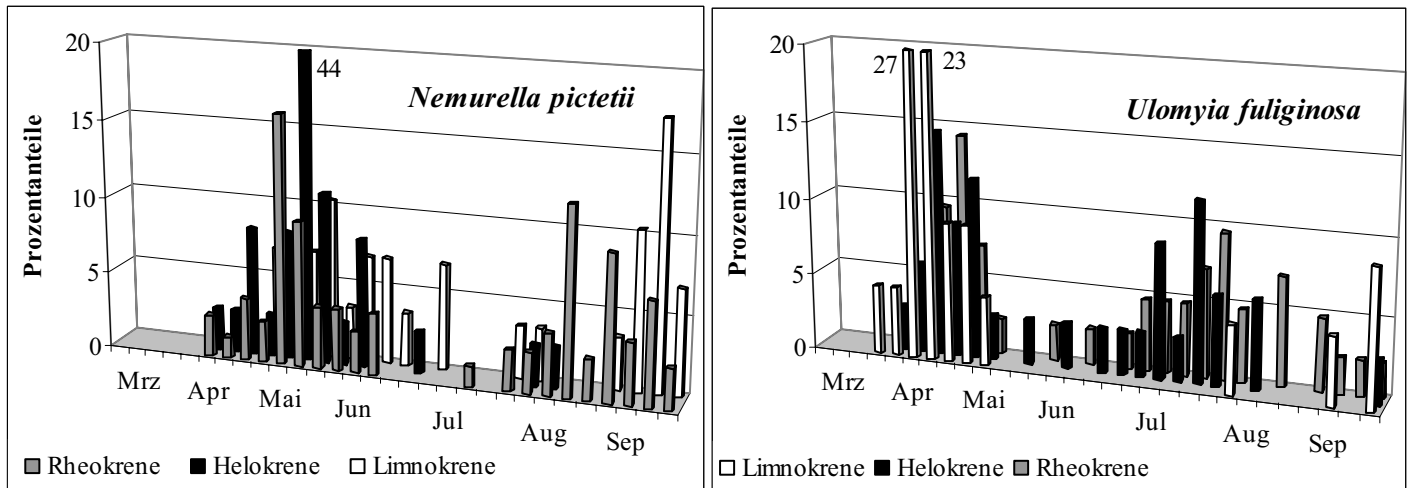


Abb. 5: Darstellung der wöchentlichen Anteile des Insektenschlupfs von *Nemurella pictetii* und *Ulomyia fuliginosa* von März bis September 2004.

Schlussfolgerungen

Die Auswertung der Ergebnisse zeigte lediglich geringe Unterschiede in der Abundanz, Dominanz und Phänologie und es konnten nur bedingt Charakterarten für die drei untersuchten Quelltypen ermittelt werden. Eine Auswertung früherer Quelluntersuchungen aus Schleswig-Holstein zeigte ebenso geringe Besiedlungsunterschiede wie eine zusätzlich erfolgte benthische Beprobung weitere Quellen entsprechender Typologie (Rückert 2005). Der Hauptgrund hierfür ist vermutlich die Diskrepanz zwischen den nur sehr seltenen klassisch ausgeprägten Quelltypen und der Gestalt der tatsächlich im Land auftretenden Quellen mit ihrem Übergangsformen. Besonders in der Literaturauswertung fiel auf, dass in der Vergangenheit oftmals Mischformen zwischen den "reinen" Quelltypen recht großzügig in eine der drei Formen eingeordnet wurden. Daher muss in Zukunft durch eine regionale Quelltypologie für Schleswig-Holstein den hier faktisch vorhandenen und zu definierenden Quelltypen eine charakteristische Zönose zugeordnet werden, mit deren Hilfe Schutz- und Renaturierungskonzepte erarbeitet werden können.

Danksagung

Danken möchte ich Herrn Prof. Dr. H. Brendelberger für die Vergabe des Diplomthemas und die Möglichkeit, diese Arbeit in der Abteilung Limnologie anfertigen zu dürfen. Ganz besonders möchte ich Dr. P. Martin danken für seine gute und intensive Betreuung und Hilfe bei allen Fragen. Herrn Wohler danke ich für die Erlaubnis, die Quellen in seinem Wald beproben zu dürfen. Für die Bestimmung einzelner Tiergruppen möchte ich folgenden Personen danken: Herrn R. Suikat, Preetz (Coleoptera), Dr. H. Reusch, Suhlendorf (Limoniidae), Dr. H. Meyer, Zool. Inst./ Uni Kiel (Empididae), Prof. Dr. R. Wagner, Limnol. Flussstation (MPI für Limnologie)/ Schlitz (Ptychopteridae, Psychodidae, Dixidae, Thaumaleidae, Lonchopteridae).

Literatur

- Kohmann, F. (1976): Ein Beitrag zur Ökologie der Fauna ost-holsteinischer Quellgebiete. Diplomarbeit, Universität Kiel: 99S.
 Lieske, R. (2005): Autökologische Studien an der Steinfliege *Nemurella pictetii* (Plecoptera: Nemouridae). Dissertation, Universität Marburg: 133S.
 Rückert, M. (2005): Untersuchungen zur Typologie schleswig-holsteinischer Quellen sowie zur Quellbindung ausgewählter Tierarten. Diplomarbeit, Universität Kiel: 110S.
 Schwerdtfeger, F. (1978): Lehrbuch der Tierökologie. Parey, Hamburg und Berlin: 383S.

Inventarisierung und Kartierung von Tieflandquellen in einem Abschnitt des Einzugsgebiets der Hunte (Niedersachsen)

Katja Batmer¹, Ellen Kiel² & Winfried Schröder¹

¹Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Hochschule Vechta, Oldenburger Str. 97, 49377 Vechta,
wschroeder@iuw.uni-vechta.de

²Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, 26111 Oldenburg,
ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Quellen, Niedersachsen, Hunte

Einleitung

Die Quellforschung konzentrierte sich in Deutschland in der Vergangenheit auf Mittel- und Hochgebirgsgewässer. Tieflandquellen, insbesondere im nordwestlichen Niedersachsen, waren bisher selten Gegenstand vergleichender gewässerökologischer Analysen.

Die hier präsentierten Ergebnisse sind Teilaspekte einer Diplomarbeit (Batmer 2005). Ziele dieser und weiterer Arbeiten sind u. a. die großflächige Inventarisierung von Tieflandquellen, ihre kartographische Erfassung sowie die vergleichende Auswertung historischer und aktueller topographischer Karten. Darauf aufbauend werden Untersuchungen zur Gewässerstruktur und –fauna (Makrozoobenthos) durchgeführt, die zukünftig zu einer Typisierung, ökologischen Charakterisierung bzw. naturschutzfachlichen Bewertung führen sollen.

Die aktuelle Untersuchung liefert entsprechende Daten für ausgewählte Quellen in einem Teileinzugsgebiet der Hunte (Niedersachsen, Ems-Hunte- und Dümmer-Geestniederung). Die Ergebnisse der gewässerökologischen Untersuchungen werden exemplarisch für zwei Quellbereiche vorgestellt.

Untersuchungsgebiet

Untersucht wurde ein Teileinzugsgebiet der Hunte in der Ems-Hunte- und Dümmer-Geestniederung (Abb.1). Das ca. 1250 km² große Gebiet ist von geesttypischen Saale-Moränen, Flugsandern, Tal-sande-benen und Mooren geprägt. Die Hunte ist in diesem Bereich als Sandfluss typisiert. Sie durchfließt heute ein von Landwirtschaft (63%) geprägtes Gebiet.

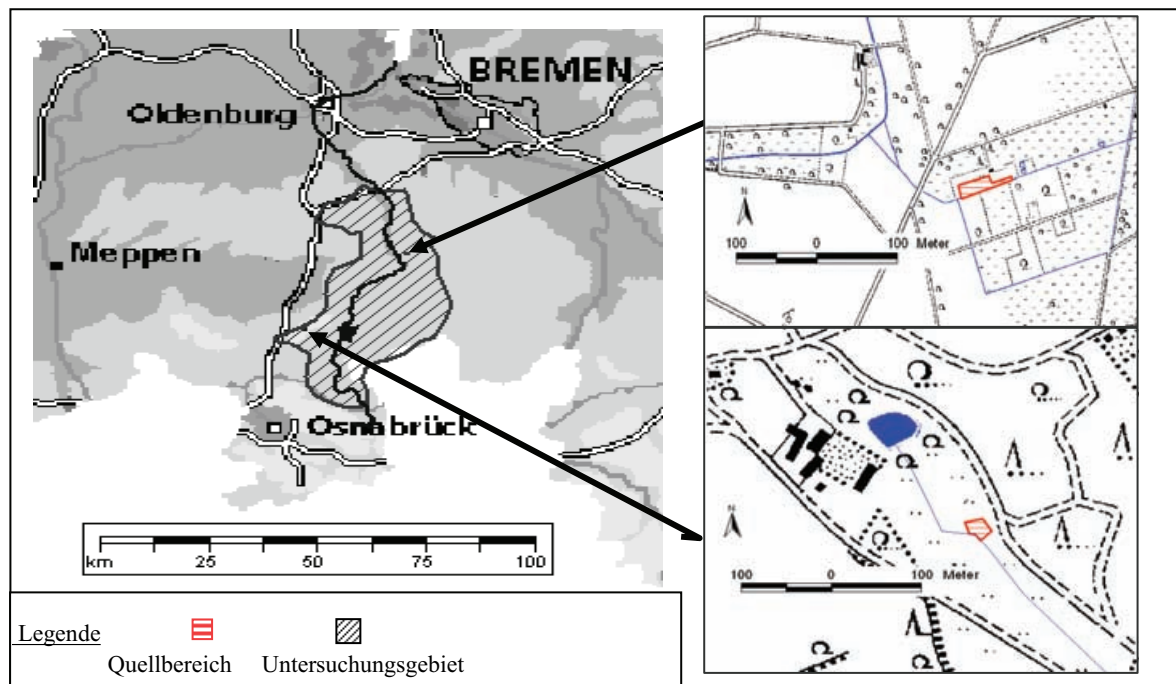


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes (links, Top 50, LGN 2003) und der Quellbereiche Dammer Mühlenbach (rechts unten, TK 25 3415, Damme) und Aasbruch (rechts oben, TK 25 3217, Barnstorf)

Gewässerökologische Aspekte

An 18 ausgewählten Quellen wurden im Mai und Juni 2005 Untersuchungen der Gewässerstruktur vorgenommen und Probenentnahmen zur Erfassung der physikalisch-chemischen Wasserbeschaffenheit sowie der Besiedlung durch Makroinvertebraten durchgeführt. Ausgewählt wurden ganzjährig schüttende Quellen mit einer freien Wassersäule von mindestens 1 cm zum Probezeitpunkt.

Physikalisch-chemische Messgrößen

Vor Ort wurden die Luft- und Wassertemperatur, der pH-Wert (WTW-pH 330), der Sauerstoffgehalt und die Sauerstoffsättigung (WTW-Oxi 330) sowie die elektrische Leitfähigkeit (WTW Multi-line P4) gemessen. Wasserproben zur Laboranalyse wurden direkt entnommen, bei ca. 16 °C transportiert und bis zur Untersuchung bei -18 °C eingefroren und nach Standardvorgaben analysiert (Cl: DIN 38405-D1, ges. P: 38405-D11, NH₄-N: 38406-E5, NO₂-N: EN 2677, ges. N, und NO₃-N: UV-Methode, Dr. Lange, ges. Fe: 1998 DIN 38406).

Makrozoobenthos

Die Probenentnahmen erfolgten substratspezifisch mit einem modifizierten Surber-Sampler (Kantenlänge 15 cm) nach vorheriger Kartierung der Art und Flächenanteile vorhandener Substrattypen. Insgesamt wurden je Quellbereich zehn Proben entnommen, gesiebt (Analysesieb 1 mm) und anschließend mit 80 % Ethanol fixiert. Große Bestandteile (Äste, Stubben etc.) wurden per Hand verlesen. Die gesamte Probe wurde im Labor unter dem Binokular aussortiert. Innerhalb der Diptera, Coleoptera und Odonata wurde bis auf das Familienniveau bestimmt, sonst - so weit möglich - bis auf das Artniveau.

Ergebnisse

Kartographische Auswertung

Typische Quellenveränderungen

Die grundsätzlichen Veränderungen der historischen Quellen ließen sich in vier Kategorien einteilen:

1. **Graben:** statt Quellgebiet heute Entwässerungsgraben ohne konkreten Quellbereich (Ursprung des Grabens oft oberhalb des historischen Gewässerursprungs, Abb. 2, C1).
2. **Quelle verschwunden:** aktuell weder Gewässer noch Feuchtstelle verzeichnet (Abb. 2, C2).
3. **Quellbereich: vorhanden:** aktueller Gewässerverlauf beginnt im Bereich der historischen Quellbe (Abb. 2, C3).
4. **Gewässer ohne Abfluss:** kein Quellbach, aktuell Gewässer ohne Abfluss verzeichnet (Abb. 2, C4).

Ein typisches Resultat der kartographischen Analyse ist hier am Beispiel des Aldorfer Bachs im Vergleich der Karten nach Lecoq (1805) und der TK 25 Blatt 3217 (1997) dargestellt (Abb. 2).



Abb. 2: Beispiel Aasbruch/Aldorfer Bach. Auswertung historischer und aktueller Karten zur Erfassung der Gewässerursprünge und Vergleich mit der aktuellen Situation. a: Karte nach Lecoq, Blatt 6, historischer Gewässerverlauf; b: TK 25 Blatt 3217 desselben Gewässerbereiches, gestrichelt = aktueller Gewässerverlauf; c: Überlagerung des historischen und aktuellen Gewässerverlaufs (gekürzt), 1 = Graben, 2 = Quelle verschwunden, 3 = vorhanden, 4 = Gewässer ohne Abfluss

Bilanz des ‚Quellschwundes‘ - Quellen zwischen 1764 und 2005

Ende des 18. Jahrhunderts (Kurahannoversche Landesaufnahme & Karte nach Lecoq) waren im Untersuchungsgebiet insgesamt 137 Gewässerursprünge verzeichnet. 73 % dieser Quellen wurden seither eliminiert. In der Preußischen Landesaufnahme sind hundert Jahre später nur noch die Hälfte (68) der Quellen verzeichnet. Zwölf dieser Relikte stellen schon zu diesem Zeitpunkt keinen Quellbereich mehr dar, sondern bilden den Anfang eines zwischenzeitlich angelegten Grabensystems. In den aktuellen Karten sind von den historisch bekannten Quellen nur noch 35 verzeichnet.

Ursachen des ‚Quellschwundes‘

Ursache der im Verlauf von knapp 250 Jahren festzustellenden Veränderungen der Quelloberläufe ist im Untersuchungsgebiet der Wandel von einer Heidelandschaft hin zur heutigen Intensivlandwirtschaft. Dieser Wandel ging einher mit einer großräumigen Entwässerung zur Urbarmachung bzw. verbesserten Nutzung von Feldern und Wiesen. Entwässerungsgräben wurden dabei i. d. R. an Fließgewässer angeschlossen, oftmals direkt an den zum Graben modifizierten Quellbereich.

33 % der noch um 1800 vorhandenen 137 Quellbereiche sind inzwischen vollständig unter landwirtschaftlicher Nutzfläche verschwunden, 38 % der vor zweihundert Jahren in Karten verzeichneten Quellbereiche sind heute in Entwässerungsgräben integriert und als Quellbereiche nicht weiter

erkennbar. Von 7 historischen Krenalbereichen sind nur noch Restgewässer vorhanden (Teiche), die Oberläufe der Bäche sind nicht mehr vorhanden.

Gewässerökologische Aspekte

Von den 35 ursprünglichen Quellstandorten, die aktuell noch vorhanden sind, liegt die Mehrzahl in Waldgebieten und wird meist durch das Vorkommen von nichtstandortgerechten bzw. nichtheimischen Gehölzarten beeinflusst.

Ein Teil der noch vorhandenen Quellen weist eine relativ hohe strukturelle Vielfalt und quelltypische, abiotische Faktoren auf. Wenige dieser ‚besten‘ Quellen im Untersuchungsgebiet werden von quelltypischer Fauna besiedelt. Die aktuelle Situation wird nachfolgend am Beispiel der Quellen des Dammer Mühlenbaches und des Aasbruch/Aldorfer Bach dargestellt.

Dammer Mühlenbach

Der Dammer Mühlenbach entspringt am Rand eines saalezeitlichen Stauchendmoränengebiets westlich des Dümmer Sees. Das in einem Erlenbestand austretende Quellsystem besteht aus zwei Rheokrenen, die von einer durchsickerten Eisenockerzone getrennt werden.

Die Austritte und Quellbäche sind durch Totholz, Grob- und Feindetritus geprägt. Makrophyten (primär *Chrysopenium alternifolium*) finden sich in den Quellaustritten in geringer Deckung. Feinmaterial und Totholz gestalten die Eisenockerzone. Die physikalisch-chemischen Messwerte zeigen keine Auffälligkeiten (Tab. 1).

Die Fauna umfasste 14 Arten bzw. Taxa höherer Ordnung (Tab. 2). Diese waren überwiegend in mittleren Abundanzklassen präsent. Kennzeichnend war das Auftreten von vier Quellpräferenzen unter den Plecoptera und Trichoptera (Schmedtje & Colling 1996).

Tab. 1: Physikalisch-chemische Kennwerte

Parameter	Luft	Wasser	pH	O ₂	O ₂	LF	Cl	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	PO ₄ -P	Ges-Fe
Einheit	°C	°C		mg/l	%	µS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Dammer Mühlenbach	13,8	11,3	6,2	4,00	35,00	350,00	98,00	2,00	0,00	0,00	0,03	0,30
Aasbruch	17,5	11,2	5,6	8,00	72,00	212,80	22,80	3,80	0,11	0,20	0,01	0,90

Tab. 2: Taxa der Auswahlgewässer im Mai 2005 und Abundanzklassen gemäß v. Tümping & Friedrich (1999); fett: Arten mit Quellpräferenz nach Schmedtje & Colling (1996)

	Oligochaeta Gen. sp.	Ostracoda	<i>Gammarus pulex</i>	Proasellus sp.	<i>Proasellus coxalis</i>	Collembola
Dammer Mühlenbach	3	2	5	-	-	2
Aasbruch	6	2	-	3	2	2
	<i>Nemurella pictetii</i>	Bivalvia	Stagnicola sp.	<i>Leuctra nigra</i>	Coleoptera	Chironomidae
Dammer Mühlenbach	3	2	1	2	2	2
Aasbruch	-	2	2	-	3	2
	Tipulidae	Ceratopogonidae	<i>Crunoecia irrorata</i>	<i>Sericostoma personatum</i>	Arachnida	Gesamtzahl
Dammer Mühlenbach	1	-	2	2	2	14
Aasbruch	-	4	-	-	2	11

Aasbruch/Aldorfer Bach

Der Aasbruch ist ein Quellarm des Aldorfer Bachs im Landkreis Diepholz. Die Helokrene bildet einen großen Quellsumpf in einem nassen Erlenbruch. Dieser wird gekennzeichnet durch große mit Sumpf- und Wasserpflanzen bewachsene sowie offene Wasserbereiche. Relativ hohe Totholzmen-gen, Detritus und feinsandige Substrate prägen diesen Quellbereich. Von relativ hohen Eisengehalten (0,9 mg/l) abgesehen, ergaben die Wasseranalysen keine weiteren Auffälligkeiten (Tab. 1).

Die Makrozoobenthosfauna umfasste 11 Arten bzw. Taxa höherer Ordnung. Einige Gruppen (Oligochaeta, Ceratopogonidae) traten in relativ hohen Abundanzen auf, die übrigen vorwiegend in geringen Häufigkeiten (Tab. 2). Innerhalb des Makrozoobenthos traten keine Arten mit besonderer Quellpräferenz auf.

Literatur

- Batmer, K. (2005): Entwicklung ausgewählter Quellbiotope im Einzugsgebiet der Hunte seit dem 18. Jahrhundert: Bestandserfassung und ökologische Charakterisierung des aktuellen Zustands. Diplomarbeit an der Hochschule Vechta, in Bearbeitung.
- Lange (Hrsg.) (1998): Handbuch der photometrischen Betriebsanalytik. Bedienungsanleitung Trinkwasseranalytik für CADAS 200 und Zusatzsoftware LZF 874. .
- Schmedtje, U. & Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.), Informationsberichte Heft 4/96.
- v. Tümppling, W. & Friedrich, G. (1999): Biologische Gewässeruntersuchung. Jena

Karten

- Karte von Nordwestdeutschland nach Major v. Lecoq (1797-1813): Blatt 6 & 9. Maßstab 1:86 400. Niedersächsische Landesbibliothek.
- Kurhannoversche Landesaufnahme (1764-1786): Blatt 40, 44, 47, 50. Maßstab 1:21 333, Niedersächsische Landesbibliothek.
- Preußische Landesaufnahme (1877-1912): Blatt 3115, 3116, 3117, 3216, 3217, 3315, 3316, 3317, 3415, 3416, 3417, 3417, 3515, 3516, 3615, 3616. Maßstab 1: 25000, Niedersächsische Landesbibliothek.
- Topographische Karten 1:25 000 (TK25) (1993-2001) Blatt 3115, 3116, 3117, 3216, 3217, 3315, 3316, 3317, 3415, 3416, 3417, 3417, 3515, 3516, 3615, 3616. Maßstab 1:25000. Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen.

Digitale Daten und Software

- Top 50 Version 4.0 (2003): Amtliche topographische Karten von Niedersachsen und Bremen. Daten: Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. Software Dornier GmbH.
- ArcView GIS 3.2 (1999). Environmental Systems Research Institute, Inc. (ESRI).

Untersuchungen zur zeit-räumlichen Verteilung von Meiofauna in Quellen

Sandra Diederichs¹ & Hans Jürgen Hahn²

¹ Abteilung Biologie, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Im Fort 7, 76829 Landau, dieder@uni-landau.de,

² Abteilung Biologie, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Im Fort 7, 76829 Landau, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Meiofauna, Quellen, Grundwasser, Hyporheisches Interstitial, Ökoton

Einleitung

Quellen und Grundwasser gehören zu den bisher am wenigsten untersuchten limnischen Lebensräumen. Über die Verbreitung und Zusammensetzung der Meiofauna in Quellbiotopen gibt es nur vereinzelte Untersuchungen (CREMA et al. 1996, NOTENBOOM et al. 1996, SÄRKKÄ et al. 1997, GERECKE et al. 2005). Dabei können gerade an dieser Tiergruppe besonders gut Veränderungen in der Besiedlung der verschiedenen, jedoch eng miteinander verbundenen Biotope Grundwasser, Quelle, Hyporheisches Interstitial untersucht werden, da sie in allen drei Lebensräumen in oft hohen Dichten vorkommen. Durch ihre geringe Mobilität und starke Habitatbindung sind sie den Umweltbedingungen ihrer Lebensräume direkt ausgesetzt. Während chemische Untersuchungen immer nur eine Momentaufnahme darstellen, zeigt die Fauna der Quellen recht genau ob und inwieweit Quellwasser z.B. durch Oberflächenwasser beeinflusst ist. Im Gegensatz zur chemischen „Momentaufnahme“ liefert die Fauna ein mittelfristiges Bild der Verhältnisse. Im vergangenen Jahr wurden bereits erste Ergebnisse dieser Arbeit vorgestellt, wobei die Auswertung der Fauna auf dem Niveau der Großgruppen erfolgt war. Mittlerweile sind sämtliche Crustaceen auf Artniveau bestimmt. Dadurch ergibt sich ein wesentlich schärferes Bild der Verhältnisse. Der Grund dafür liegt in den unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen der verschiedenen Arten an ihre Umgebung.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Im Rahmen dieser Arbeit wurden zwei Quellen im Pfälzerwald untersucht, die Hichtenbachquelle bei Hirschthal und die Meisenbachquelle bei Hermersbergerhof (Abb. 1). Der Pfälzerwald ist als Untersuchungsgebiet besonders gut geeignet, da es hier neben anthropogen beeinflussten auch noch zahlreiche naturnahe Quellen gibt. Der Pfälzerwald hat eine relativ einheitliche geologische Struktur. Sie wird vom Buntsandstein geprägt. Wegen der Nährstoffarmut der Böden gibt es im Pfälzerwald nur wenig Landwirtschaft, viele Quellen sind jedoch wegen der geringen Pufferkapazität des Gesteins von Versauerung betroffen (HAHN & SCHINDLER 2001).

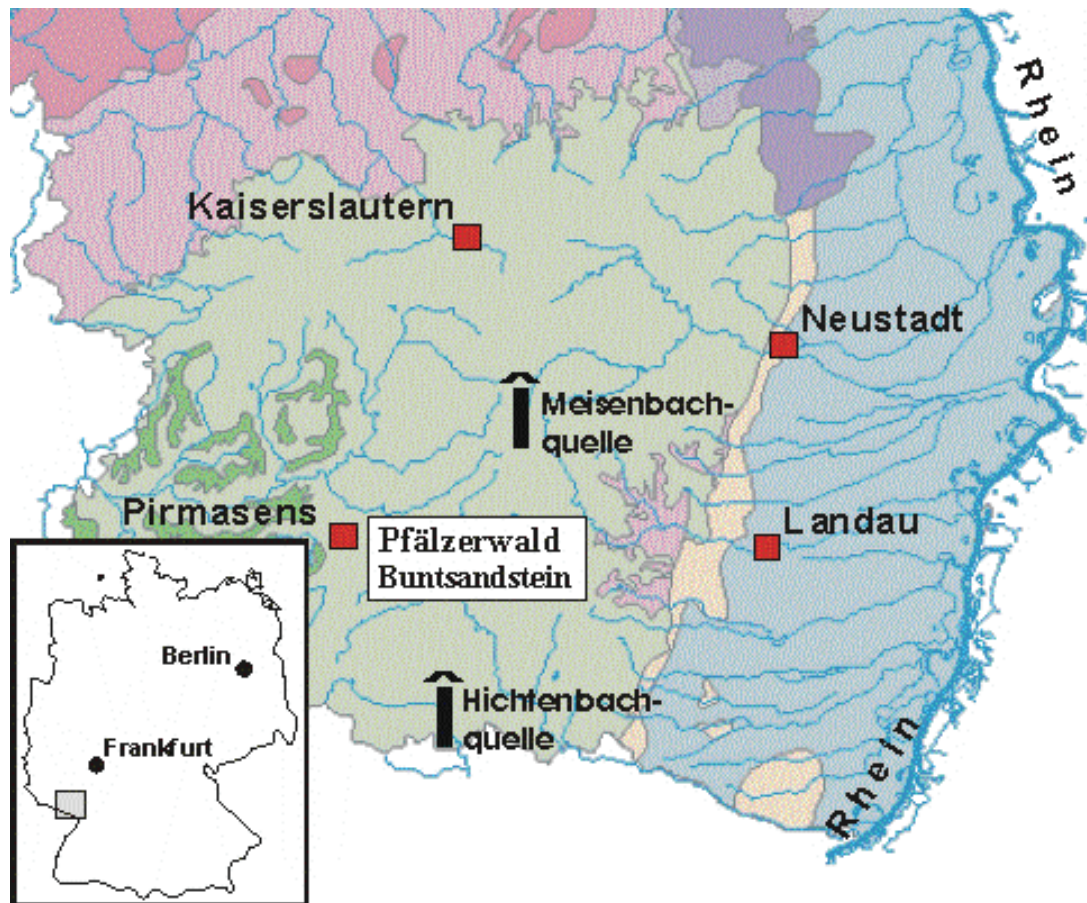


Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes und Lage der untersuchten Quellen.

Methodik

Für die Besammlung der Meiofauna wurde eine von HAHN (2003, 2005) entwickelte Sammelmethodik verwendet. Es wurden pro Quelle jeweils 5, bzw. 6 Pegel angelegt, welche einen Quer- und einen Längstransect ergeben. Die Pegel bestehen aus handelsüblichen Filterrohren ($\varnothing$ 100 mm = 4“). In diesen werden in zwei Tiefen Sedimentfallen installiert (Abb. 2). In den Sedimentfallen sammelt sich die Meiofauna und kann aus den entsprechenden Tiefen über die ableitenden Schläuche abgepumpt werden. An der Hichtenbachquelle sind die Pegel folgendermaßen angeordnet: Pegel 1 befindet sich im Grundwasserleiter oberhalb des Quellmundes, Pegel 2 im Interstitial neben dem Quellmund, Pegel 3 im Sturzquell-, Pegel 4 im Tümpelquellaustritt des Quellmundes und Pegel 5 im Hyporheischen Interstitial bachabwärts (Abb. 2).

Die Pegel wurden im Abstand von 14 Tagen von März 2003 bis März 2004 beprobt. Hierbei wurden neben der Besammlung der Meiofauna auch physikochemische Parameter wie pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur und Sauerstoffgehalt sowie Nitrat-, Eisen-, Phosphatgehalt, Säurebindungsvermögen und CSB bestimmt. Außerdem wurden hydrologische Parameter wie Grundwasserstände in den Pegeln und der Abfluss der Quellbäche erfasst.

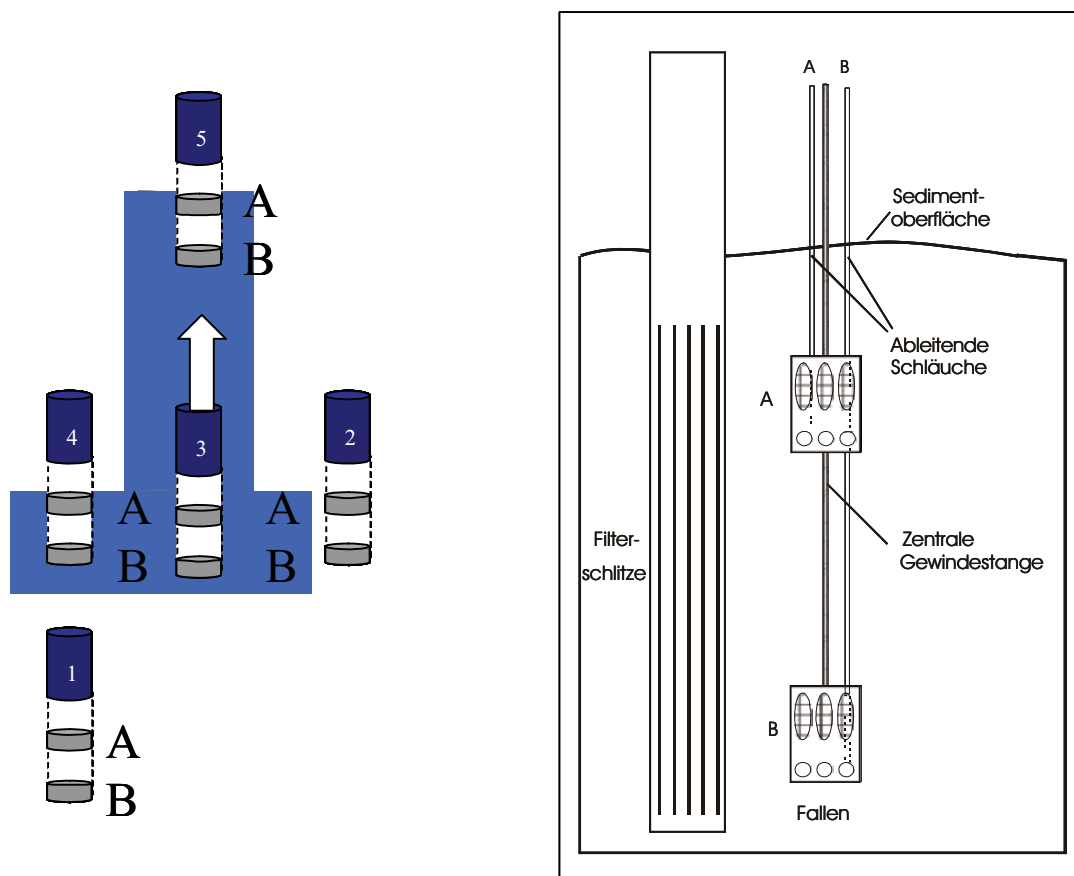


Abb. 2: Lage der Pegel (1 – 5) an der Hichtenbachquelle, der Pfeil zeigt die Fließrichtung (links) und Darstellung eines Filterrohres und der darin installierten Sedimentfallen A & B (rechts).

Ergebnisse

Im Folgenden werden einige Ergebnisse der Untersuchungen an der Hichtenbachquelle vorgestellt.

Die Darstellung der Daten erfolgte durch die Multidimensionale Skalierung (MDS), eine Methode, die Objekte aufgrund ihrer Ähnlichkeit zueinander räumlich darstellt.

Die MDS der mittelwert-aggregierten faunistischen Daten (Abb. 3) zeigt, dass die Besiedlung der einzelnen Fallen deren Zugehörigkeit zu den Pegeln und die räumliche Lage der Pegel an der Hichtenbachquelle widerspiegelt. Die räumliche Lage der Fallen der Pegel 3, 4 und 5 (Abb. 3, Markierung) in der MDS entspricht der Fließrichtung (Abb. 3) des Wassers. Von den tiefen, grundwasser-geprägten Fallen 3B und 4B, über die Fallen 3A und 4A im Quellaustritt, hin zu den Fallen 5A und 5B im Hyporheischen Interstitial bachabwärts.

Stellt man die Besiedlung der Fallen mit den unterschiedlichen ökologischen Typen mittels einer MDS dar (Abb. 4), dann können die Fallen ganz klar den Biotopen Grundwasser, Quelle und Interstitial zugeordnet werden, wobei die Quell-Fallen (3A und 4A) zwischen den Grundwasser- (1A, 3B und 4B) und Interstitial-Fallen (Pegel 2 und 5) angeordnet sind. In den Fallen 3A und 4A fanden sich die meisten krenobionten Arten, in den Fallen 3B und 4B kamen überwiegend stygobionte Arten vor. Die Fallen der Pegel 2 und 5 waren vor allem von euryöken, bzw. stygoxenen Arten besiedelt.

Neben den räumlichen Verteilungsmustern wurden auch zeitliche Muster an beiden Quellen gefunden. Die Besiedlung der Fallen spiegelt das hydrologische Jahr wider (ohne Abbildung).

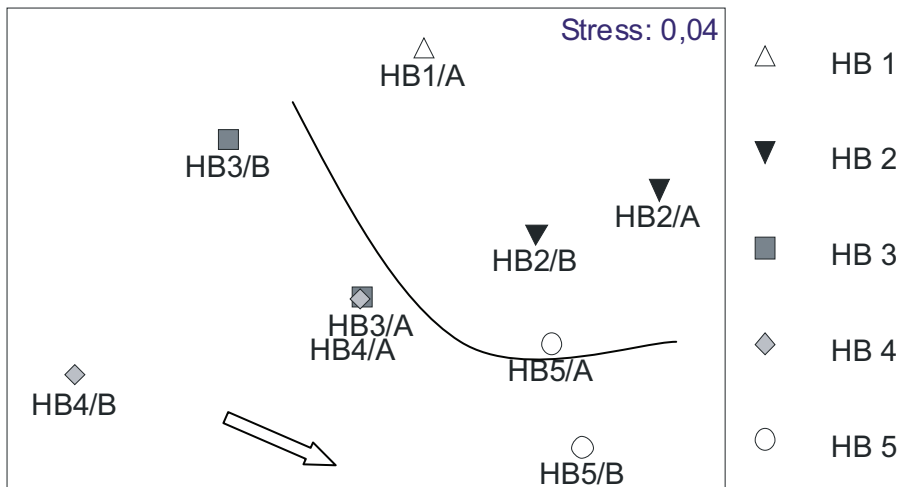


Abb. 3: Multidimensionale Skalierung (MDS), faunistischer Vergleich der Einzelfallen.
Der Pfeil markiert die Fließrichtung des Wassers.
(Die Falle 1B wurde aus der Auswertung ausgeschlossen.)

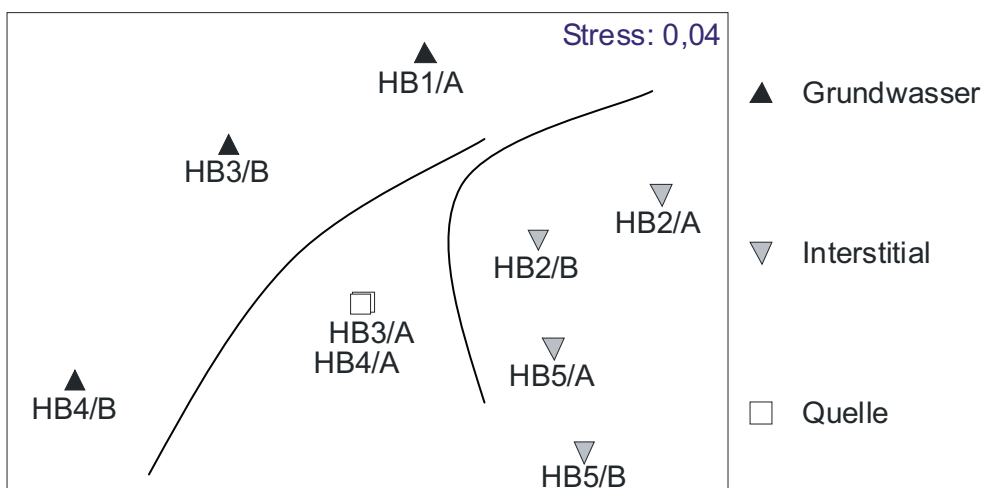


Abb. 4: Multidimensionale Skalierung (MDS), Zugehörigkeit der Einzelfallen zu den Biotopen aufgrund der Besiedlung durch verschiedene Ökotypen.

Diskussion

Quellen sind Ökotope und somit äußerst komplexe Lebensräume (GERECKE et al. 1998). Sie zeichnen sich durch oft komplizierte hydrologische und physikochemische Verhältnisse aus. Auch die Besiedlung von Quelllebensräumen durch makro- und meiobenthische Lebensgemeinschaften ist äußerst vielfältig. Neben dem Strukturreichtum, zumindest von naturnahen Quellen (HAHN & SCHINDLER 2001) ist vor allem die Hydrologie für die Verteilung der makro- und meiobenthischen Lebensgemeinschaften von Bedeutung (SMITH & WOOD 2002, SMITH et al. 2003), was sich auch in den hier vorgestellten Ergebnissen widerspiegelt. Es kommt zu geklumptem Auftreten der Meio-

fauna in bestimmten Bereichen, wie dies auch für Grundwasserlebensräume beschrieben ist (DOLE-OLIVIER & MARMONIER 1992).

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass die Meiofauna geeignet ist, die komplexe Struktur des Lebensraums Quelle zu erfassen und beschreiben. Anhand der Besiedlung der Pegel können deren Biotopeigenschaften, wie z.B. die hydrologischen Verhältnisse, und sogar die räumliche Lage beschrieben werden. Dies ist anhand physikochemischer und hydrologischer Parameter alleine nicht, oder nur mit erheblichem Aufwand, möglich.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

In diesem Beitrag konnte nur ein sehr kleiner Ausschnitt der Arbeit vorgestellt werden. Die bisherige Auswertung der Daten lässt weitere Erkenntnisse hinsichtlich der zeit-räumlichen Dynamiken in Quelllebensräumen erwarten. Es zeigt sich jedoch auch immer wieder, dass gerade auf diesem Gebiet noch erheblicher Forschungsbedarf besteht und weitere Untersuchungen nötig sind, um den äußerst komplexen Lebensraum Quelle verstehen und bewerten zu können.

Danksagung

Diese Untersuchung wird im Rahmen einer Promotion in der Arbeitsgruppe Grundwasserökologie and der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau durchgeführt und durch die Landesgraduiertenförderung Rheinland-Pfalz finanziell gefördert.

Literatur

- Crema S., Ferrarese U., Golo D., Modena P., Sambugar B. & Gerecke R. A research on benthic and interstitial fauna in alpine and pre-alpine springs. 8. 1996. Centro di Ecologia Alpina.
- Dole-Olivier, M.-J., and P. Marmonier. 1992. Patch distribution of interstitial communities: prevailing factors. *Freshwater Biology* **27**:177-191.
- Gerecke, R., C. Meisch, F. Stoch, F. Acri, and H. Franz. 1998. Eucrenon-Hypocrenon ecotone and spring typology in the Alps of Berchtesgaden (Upper bavaria, Germany): A study of microcrustacea and water mites. Pages 167-182 in L. Botosaneanu editor. *Studies in Crenobiology*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Gerecke, R., F. Stoch, C. Meisch, and I. Schrankel. 2005. Die Fauna der Quellen und des hyporheischen Interstitials in Luxemburg. *Ferrantia* **41**:1-120.
- Hahn, H.-J., and H. Schindler. 2001. Wasser im Pfälzerwald als Lebensraum, Wirtschafts- und Kulturgut. *Ann.Sci.Rés.Bios.Trans.Vosges du Nord-Pfälzerwald* **9**:39-61.
- Hahn, H.-J. 2003. Eignen sich Fallen zur repräsentativen Erfassung aquatischer Meiofauna im hyporheischen Interstitial und im Grundwasser? *Limnologia* **33**:138-146.
- Hahn, H.-J. 2005. Unbaited phreatic traps: a new method of sampling stygofauna. *Limnologia* **35**:248-261.
- Notenboom, J., W. Hendrix, and A.-J. Folkerts. 1996. Meiofauna assemblages discharged by springs from a phreatic aquifer system in the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **30**(1):1-13.
- Särkkä, J., L. Levonen, and J. Mäkelä. 1997. Meiofauna of springs in Finland in relation to environmental factors. *Hydrobiologia* **347**:139-150.
- Smith, H., and P. J. Wood. 2002. Flow permanence and macroinvertebrate community variability in limestone spring systems. *Hydrobiologia* **487**:45-58.
- Smith, H., P. J. Wood, and J. Gunn. 2003. The influence of habitat structure and flow permanence on invertebrate communities in karst spring systems. *Hydrobiologia* **510**:53-66.

- STÖFFLER, U., PETRUCK, A.: Die Fließgewässergütesimulation als Entscheidungshilfe in der Projektplanung am Beispiel einer Umgestaltungsmaßnahme an der Lippe
- GUTZEIT, J., JÄHNIG, S. & LORENZ, A.: Vergleich der Hydromorphologie an verzweigten (naturnahen) und unverzweigten (überprägten) voralpinen Fließgewässern im Piemont/Italien; Aufbereitung der Daten mittels eines geographischen Informationssystems (GIS)
- SELHEIM, H., MEYER, E.I. & MENA, R.: Eintrag von CPOM in einen sandgeprägten Tieflandbach des Münsterlandes
- KLEEBOERG, A. & HUPFER, M.: Resuspensionsvermittelte Phosphorfreisetzung in einem Flachlandfluss (Spree, Brandenburg)
- MICHELS, U. & ZUPPKE, U.: Vergleichende Bewertung von Auengewässern mittels Floodplain-Index
- QUICK, I.: Erfassung von Auengewässerstrukturen am Beispiel der Aue des Oberrheins im Gebiet des geplanten Hochwasserretentionsraumes Bellenkopf/Rappenwört – Auengewässertypen, Kartiermethoden

Die Fließgewässergütesimulation als Entscheidungshilfe in der Projektplanung am Beispiel einer Umgestaltungsmaßnahme an der Lippe

Ulrich Stöffler, Andreas Petruck

Lippeverband, Kronprinzenstr. 24, 45128 Essen, stoeffler.ulrich@eglv.de, petruck.andreas@eglv.de

Keywords: Fließgewässer, Gewässergütesimulation, Entscheidungsunterstützung, Lippe

Einleitung

Die Lippe (Länge 220 km, Einzugsgebiet 4880 km²) ist ein silikatisch geprägter Flachlandfluss und mündet rechtsseitig, südlich von Wesel, in den Rhein. Sie ist stark durch bergbauliche Aktivitäten sowie Abwasser- und Kühlwassereinleitungen geprägt. Für die Unterhaltung der Lippe von der Mündung in den Rhein bis Fließ-km 144 ist der Lippeverband zuständig.

Im Rahmen des Lippeauenprogramms des Landes NRW plant der Lippeverband auf einem ca. 11 km langen Fließabschnitt der Lippe zwischen den Wehranlagen Werne (km 110,14) und Beckinghausen (km 99,30) eine Umgestaltungsmaßnahme zur Entwicklung einer durch fließdynamische Prozesse geprägten naturnahen Flussauenlandschaft durchzuführen. Es ist vorgesehen, das unterstromliegende Wehr Beckinghausen zurückzubauen und durch eine "Raue Rampe" zu ersetzen. Zusätzlich sollen die Profile erheblich aufgeweitet, Flutrinnen angelegt und die Sohle angehoben werden.

Zur Abschätzung der komplexen Auswirkungen der Umgestaltung auf die Gewässergüte der Lippe wurde ein Gewässergütemodell eingesetzt. Es kam das in Deutschland etablierte ATV-Fließgewässer-Güte-Simulations-Modell (FGSM) der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) zum Einsatz. Das Modell ist ein deterministisches Gewässergütemodell, welches auf einer 1D-Abflußsimulation nach der Saint-Venant-Gleichung aufsetzt.

Methodik

Simulationen wurden für unterschiedliche Jahreszeiten des Ist-Zustandes und des zukünftigen Umgestaltungs-Zustandes durchgeführt und gegenübergestellt.

Neben der Hydraulik wurden die Güteparameter Temperatur, Sauerstoff, Kohlenstoff und Stickstoff betrachtet. Das Modell wurde vorab kalibriert und validiert.

Auf Grundlage der gewonnenen Simulationsergebnisse wurde eine Beurteilung der zukünftigen Gewässergüte sowie deren Auswirkungen auf den Fischbestand der Lippe durchgeführt.

Die Lippe ist als Fischgewässer gemäß der Richtlinie 78/659/EWG für Süßwasser ausgewiesen. Die Richtlinie wurde in NRW durch die Fischgewässerqualitätsverordnung umgesetzt. Der betrachtete Gewässerabschnitt der Lippe ist als Cyprinidengewässer ausgewiesen. Die Lippe weist in NRW das größte Vorkommen der stark gefährdeten Fischart Quappe (*Lota lota*) auf. Die Quappe (Abb. 1) ist als Winterlaicher auf niedrige Temperaturen zur Gonadenreifung angewiesen. Es sind daher zur Laichzeit der Quappe (Dezember bis März) Wassertemperaturen von unter 10 °C in der Lippe erforderlich. Gleichzeitig stellt diese Art besondere Ansprüche an die Beschaffenheit des Habitats. Die jungen Larven benötigen ruhige, flache, nahrungsreiche und räuberarme Gewässer (Bunzel-Drücke et al., 2004). Die Quappe stellt damit die anspruchsvollste Art der in der Lippe im Untersuchungsabschnitt vorkommenden Arten dar und wurde für die Bewertung der Umgestaltungsmaßnahmen im Hinblick auf die Fischpopulation verwendet.



Abb. 1: Die Quappe stellt die anspruchsvollste Art der in der Lippe im Untersuchungsabschnitt vorkommenden Arten dar und wurde für die Bewertung der Umgestaltungsmaßnahmen im Hinblick auf die Fischpopulation verwendet. (Foto: MURL-NRW 1986)

Ergebnisse

Die Gewässergüte der Lippe im betrachteten Untersuchungsabschnitt wird sich durch die Umbaumaßnahme nur geringfügig verändern. Es wird bedingt durch den Rückbau des unterstromliegenden Wehrs und der Aufweitung der Profile zu mehr Dynamik im Gewässer kommen. So wird es im Sommer zu einer leichten Erhöhung und im Winter zu niedrigeren Durchschnittstemperaturen im Gewässer kommen. Der Tagesgang der Wassertemperatur unterliegt einer stärker ausgeprägten Schwankung (Abb. 2). Diese wird durch die größere Wasseroberfläche und dem damit einhergehenden größeren Strahlungseinfall in das Gewässer verursacht.

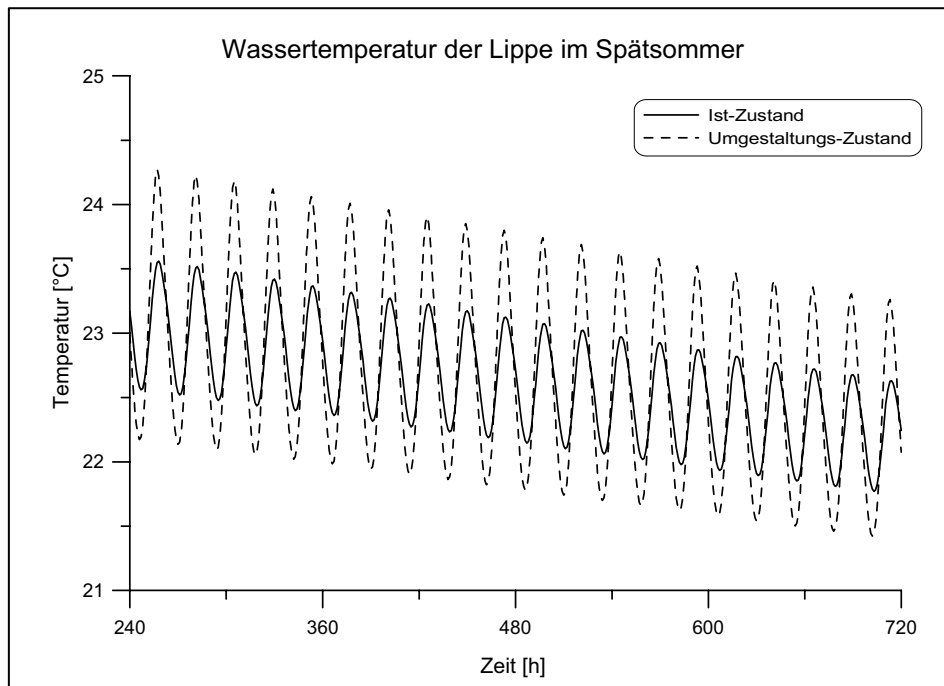


Abb. 2: Die tageszeitlichen Temperaturschwankungen im Untersuchungsabschnitt.

Der Sauerstoffgehalt wird sich vor allem im heute stauregulierten unteren Gewässerabschnitt verbessern. Diese Erhöhung stellt die wesentlichste Qualitätssteigerung der physikalischen Qualitätsparameter für die Umgestaltungsmaßnahme dar (Abb.3).

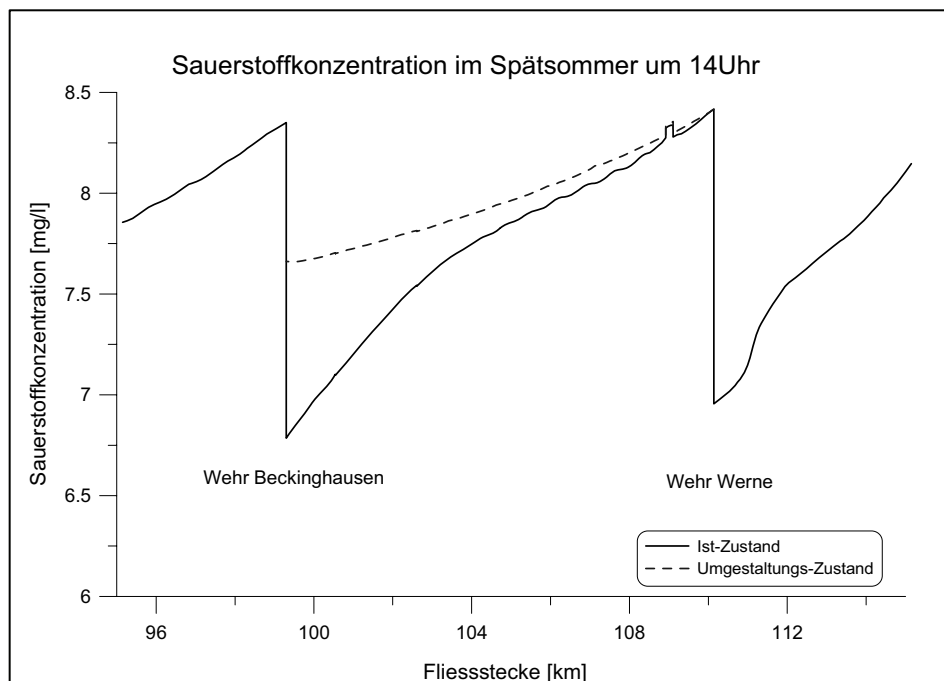


Abb. 3: Verlauf des Sauerstoffkonzentration im Gewässerabschnitt.

Die Werte für die Zehrstoffe BSB_5/CSB (Abb. 4) und die Nährstoff Nitrat und Ammonium sind in der Umgestaltungsvariante nahezu unverändert gegenüber dem Ist-Zustand. Die Werte des BSB_5 liegen am Wehr Beckinghausen unterhalb der Nachweisgrenze. Die erhöhten CSB Konzentrationen

stammen vom hohen Anteil an gereinigtem Abwasser in der Lippe. Im Gewässer kommt es auch innerhalb der Umgestaltungsmaßnahme zu einem vergleichbaren Abbau der Nährstoffe. Dies ist im wesentlichen auf eine geringe Belastung der Lippe mit Nährstoffen zurückzuführen.

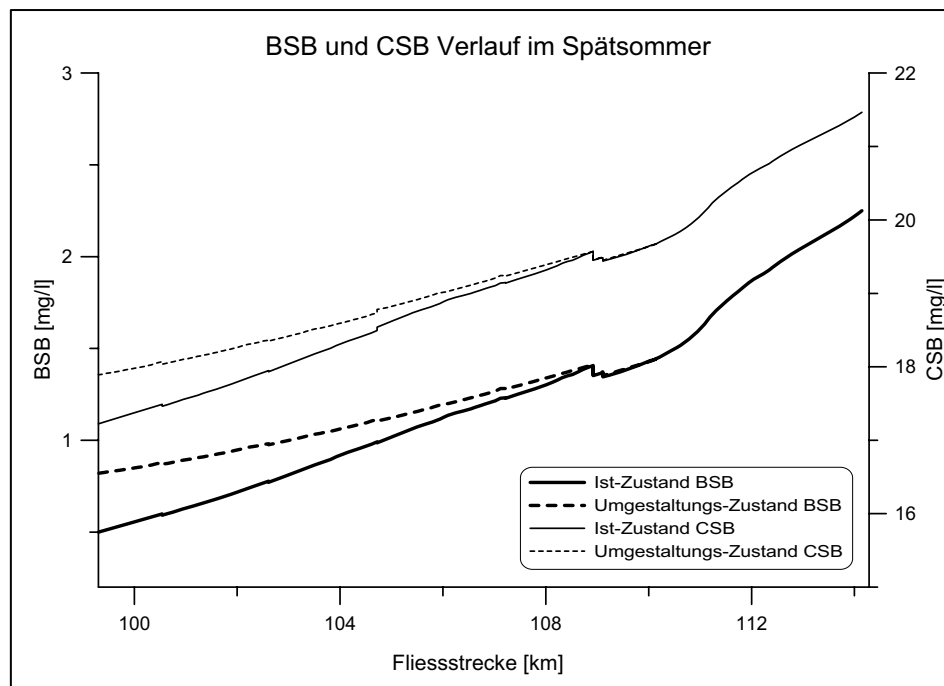


Abb. 4: BSB₅ und CSB Konzentrationen im betrachteten Gewässerabschnitt.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Bedingungen für die Biozönose der Lippe werden sich nach der Umgestaltung deutlich positiver darstellen. Die Veränderung der Gewässermorphologie wird die Bedingungen für die Fischpopulation deutlich verbessern.

Durch die Ausbildung einer insgesamt flacheren, strukturreicheren Uferzone und der durch die Aufhöhung der Sohle besseren Anbindung der Lippe an die Aue bei Hochwasser werden sich sehr gute Bedingungen einstellen. Es kann daher erwartet werden, dass die Fischpopulation sich in der Häufigkeit und Artzusammensetzung deutlich positiv entwickeln wird.

Mit dem ATV-Gütemodell konnten die maßgeblichen, qualitätsbestimmenden Einflussgrößen für die Lippe beschrieben werden. Aufbauend auf einem realen System erlaubte das Modell neben Aussagen zur aktuellen Gewässerbeschaffenheit die Prognose der sich zukünftig einstellenden Verhältnisse.

Das Gewässergütemodell hat seine Eignung als wichtige Entscheidungs- und Bewertungshilfe für Umgestaltungsmaßnahmen bewiesen und wird auch für zukünftige Planungen des Lippeverbandes eingesetzt.

Literatur

Bunzel-Drüke, et al, (2004), Die Quappe in Nordrhein-Westfalen, LÖBF-Mitteilungen 3/04
MURL-NRW (1986), Fische in Nordrheinwestfalen

Vergleich der Hydromorphologie an verzweigten (naturnahen) und unverzweigten (überprägten) voralpinen Fließgewässern im Piemont/Italien; Aufbereitung der Daten mittels eines geographischen Informationssystems (GIS)

Jörn Gutzeit, Sonja Jähnig & Armin Lorenz

Universität Duisburg-Essen; Fachbereich Biologie und Geografie, Abt. Hydrobiologie; 45117 Essen,
joern.gutzeit@uni-essen.de, sonja.jaehnig@uni-essen.de, armin.lorenz@uni-essen.de

Keywords: Hydromorphologie, Vergleich, verzweigte Gewässer, GIS

Einleitung

Das von der World Meteorological Organization (WMO) und dem United Nations Environment Programme (UNEP) initiierte Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) trägt Informationen zur beschleunigten Veränderung des Weltklimas zusammen und wertet diese aus. Für Mitteleuropa wird als mögliche Folge eines globalen Klimawandels regional ein höheres Niederschlagsvolumen postuliert (Folland et al. 2001). Die als Folge der höheren Niederschläge vermehrt auftretenden Hochwasserereignisse können bei entsprechenden fluvialmorphologischen Verhältnissen eines Gewässers (Abflussregime, Sedimentverfügbarkeit, Vorhandensein von Aueflächen, niedriges Ufer, etc.) zu einer Verzweigung desselben führen. Mit diesen Verzweigungen entstehen Bereiche unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten die durch Ablagerung unterschiedlicher Sediment-Fractionen eine höhere Substratvielfalt mit sich bringen. Dementsprechend ist eine Veränderung der Hydromorphologie, hin zu einer höheren Strukturdiversität durch den Klimawandel vorstellbar. Um diese These zu testen, bedarf es zunächst eines Beurteilungssystems um verzweigte und unverzweigte Gewässerabschnitte von einander abzugrenzen. Für ein solches System benötigt man Parameter, mit deren Hilfe die Unterschiede qualitativ und quantitativ erfassbar sind. In dieser Arbeit sollen die Parameter Fließgeschwindigkeit, Tiefe und Substratdiversität auf diese Aussagefähigkeit hin überprüft werden. Hierzu werden zum einen statistische Methoden herangezogen, zum anderen eine kartographische Darstellung mittels eines geographischen Informationssystems (GIS).

Material und Methoden

Untersucht wurden sechs Gewässerabschnitte im Piemont/Italien, die zu drei Paaren zusammengefasst sind, welches je einen unverzweigten und einen verzweigten Abschnitt enthält. Hierbei werden die unverzweigten Abschnitte als anthropogen überprägt und die verzweigten als naturnah angesehen (Kern 1994). Zunächst wurden an jedem Flussabschnitt entlang von 20

Tab. 1: Flusszonen

aquatisch	semiaquatisch
Hauptarm	Ufer
Nebenarm	Uferbank
Angeschlossener Seitenarm	Inselbank
Seitenarm ohne Anschluss	terrestrisch
temporäres Auengewässer	Insel
permanentes Auengewässer	Böschung
	Aue

Transekten die verschiedenen Flusszonen unter Verwendung von standardisierten Bezeichnungen erfasst, hierbei wurden sechs aquatische, drei semiaquatische und drei terrestrische Zonen unterschieden (siehe Tab. 1). In einem zweiten Schritt wurden innerhalb der aquatischen Zonen 20 Messpunkte verteilt, woraus sich eine Anzahl von 400 Messpunkten in jedem untersuchten Abschnitt ergibt. An jedem Messpunkt wurden die Parameter Tiefe, Fließgeschwindigkeit und Substrat aufgenommen.

Ergebnisse

Die Abbildungen 1a bis 3b zeigen die Daten des Probenstellenpaars Italien I, dargestellt mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems (GIS). Die Werte der Tiefe (Abb. 1a und b) und der Fließgeschwindigkeit (Abb. 2a und b) sind jeweils in sieben Kategorien zusammengefasst.

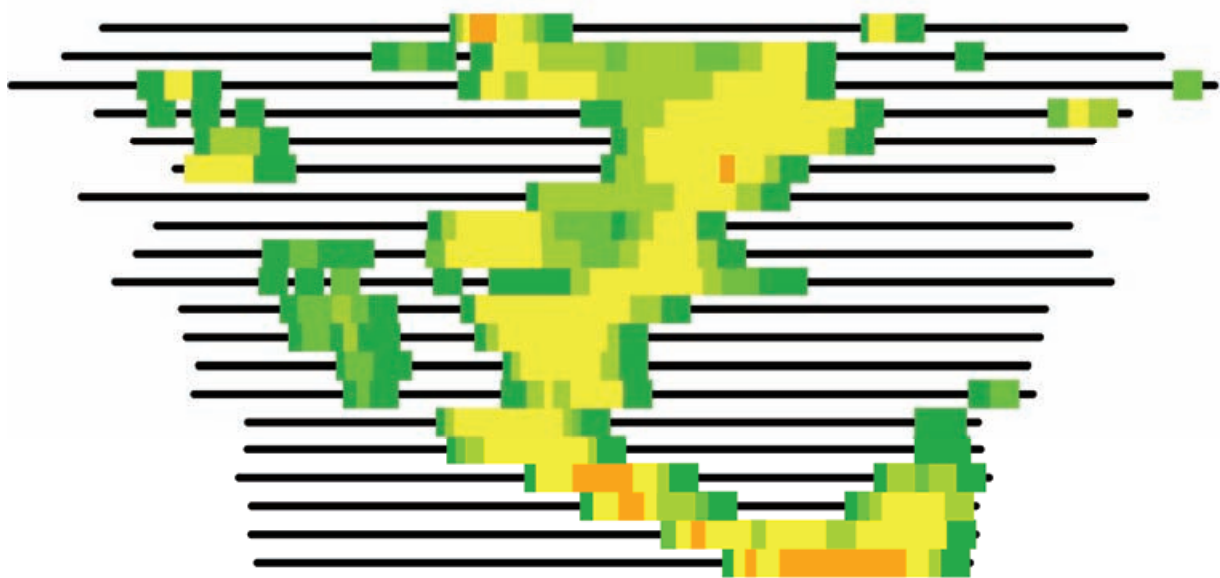


Abb. 1a: Tiefe Probestelle Italien I unverzweigt

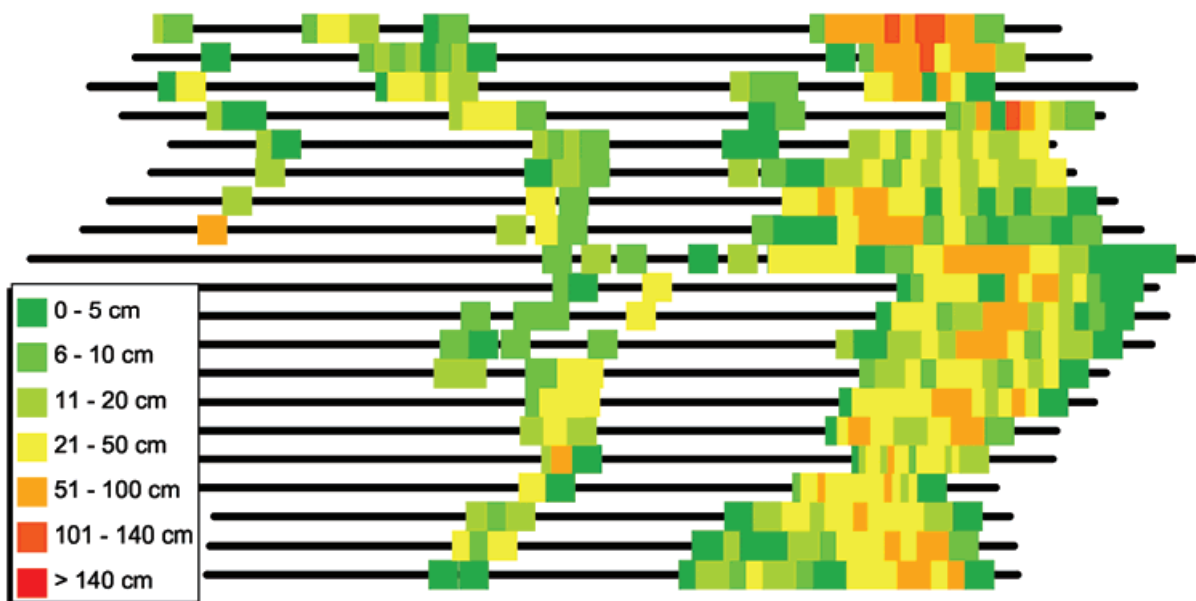


Abb. 1b: Tiefe Probestelle Italien I verzweigt

Die Werte der Tiefe für die unverzweigte Stelle zeigen ein homogenes Bild, wobei die Werte am Rand niedrig sind, zur Mitte hin ansteigen, um dann über einen weiten Mittelbereich weitgehend gleichbleibend zu verlaufen, was den Rückschluss auf den typischen Trapezquerschnitt eines überprägten Flusslaufs zulässt. An der verzweigten Stelle sind die Tiefenklassen heterogener über die Transekte verteilt und somit zum Beispiel auch geringere Tiefen in der Flussmitte zu finden.

Ähnlich verhält es sich bei den Fließgeschwindigkeiten. An der unverzweigten Stelle sind die Fließgeschwindigkeiten in Ufernähe gering und verlaufen in weiten Teilen gleichbleibend über die Transekte. Bei der verzweigten Abschnitten hingegen unterliegen die Klassen einem stärkeren Wechsel und es treten immer wieder auch niedrigerer Werte innerhalb der Transekte auf.

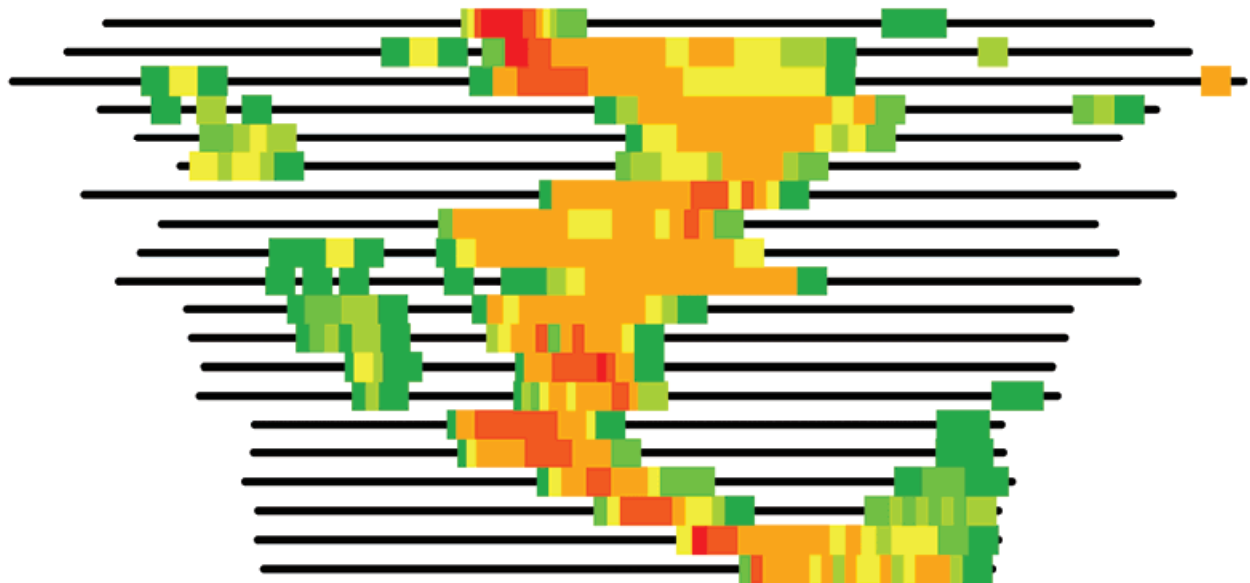


Abb. 2a: Fließgeschwindigkeit Probestelle Italien 1 unverzweigt

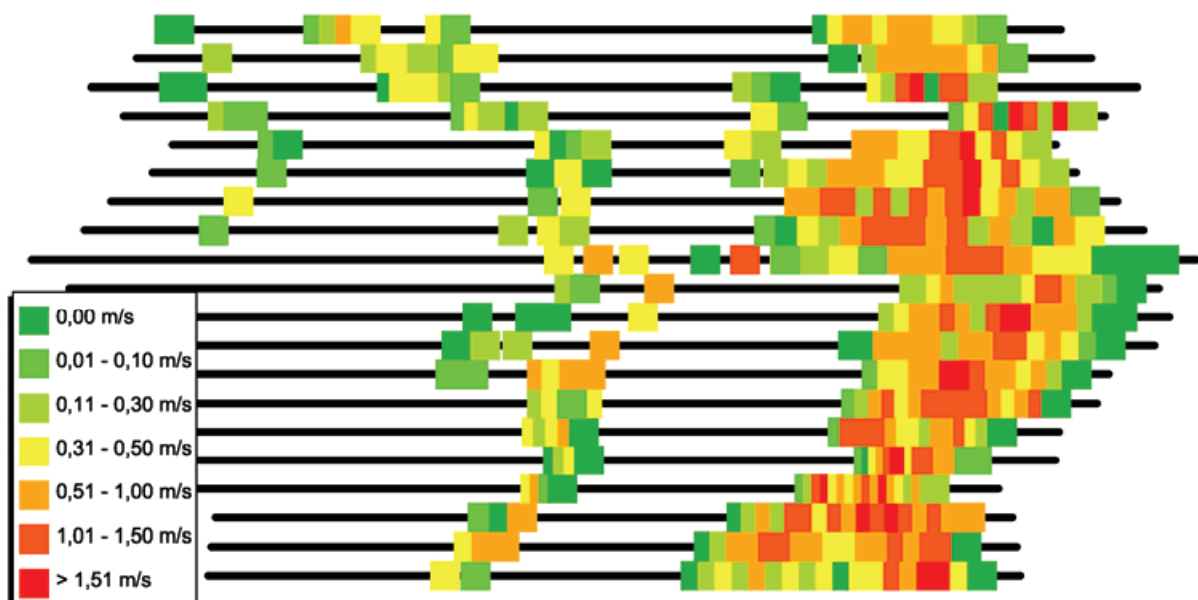


Abb. 2b: Fließgeschwindigkeit Probestelle Italien 1 verzweigt

Die Substratverteilung zeigt ein anderes Bild. Beide Stellen weisen zwar unterschiedliche Substrate auf, die Verteilungen zeigen jedoch ein ähnliches, heterogenes Muster.



Abb. 3a: Substrat Probestelle Italien 1 unverzweigt

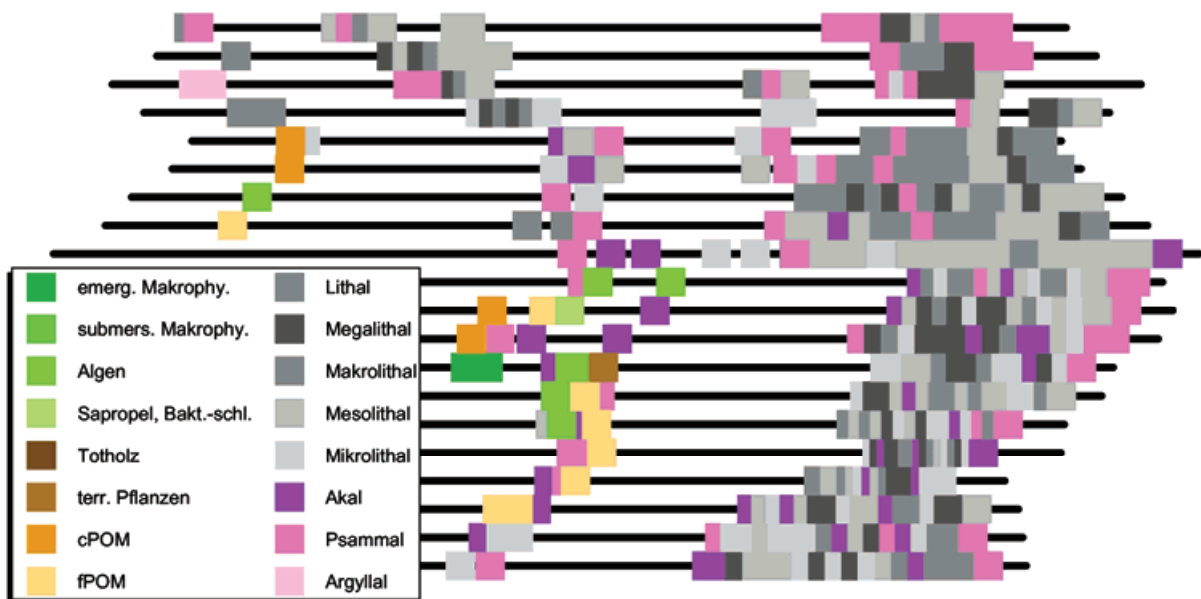


Abb. 3b: Substrat Probestelle Italien 1 verzweigt

Tab. 2 fasst Tiefen- und Fließgeschwindigkeitsvarianz, sowie die Substratdiversität als Shannon-Wiener-Index von allen drei italienischen Stellenpaare zusammen. Bei den unverzweigten Stellen weisen die Varianzen von Tiefe und Fließgeschwindigkeit einen geringeren Wert auf als bei den verzweigten Stellen. Der Wert des Shannon-Wiener-Index hingegen zeigt, ebenso wie die Evenness ein uneinheitliches Bild. Für Italien 1 und 3 liegen die Werte bei der verzweigten Stelle höher, bei Italien 2 jedoch bei der unverzweigten.

Tab. 2: Werte italienischer Untersuchungsstellen (Vk = Varianzkoeffizient = Standardabweichung/Mittelwert)

Stelle Parameter	Italien I		Italien II		Italien III	
	unverzw.	verzweigt	unverzw.	verzweigt	unverzw.	verzweigt
Tiefe Vk	0,77	0,86	0,77	0,94	0,68	0,80
Fließgeschw. Vk	0,81	0,86	0,69	0,96	0,63	0,89
Shannon-Wiener Index	1,55	2,07	1,79	1,53	1,23	1,66
Evenness	0,60	0,78	0,86	0,79	0,77	0,76

Diskussion und Ausblick

Die Parameter Tiefe und Fließgeschwindigkeit lassen sowohl bei der kartografischen Darstellung mittels GIS, als auch bei der statistischen Auswertung durch den Varianzkoeffizienten eine Unterscheidung zwischen unverzweigten und verzweigten Flussabschnitten erkennen. Um ein Beurteilungssystem zu installieren können sie somit in Betracht gezogen werden. Der Shannon-Wiener-Index, sowie die Evenness der Substratdiversität hingegen zeigen kein einheitliches Verhalten. Hier können noch andere statistische Methoden getestet werden, ob sich mit ihnen ein Unterschied zwischen unverzweigten und verzweigten Stellen aufzeigen lässt.

Die Karten des GIS stützen die Aussagen der statistischen Methoden. Neben der reinen Daten liefern die Karten zudem einen Überblick über die Geomorphologie/Gestalt des untersuchten Gewässerabschnitts. Das GIS scheint somit ein geeignetes Mittel zu sein, derartige Daten zu visualisieren.

Wenn Parameter und Methoden zu ihrer Auswertung gefunden sind, die eine klare Abgrenzung von verzweigten und unverzweigten Flussabschnitten ermöglichen, kann ein solches Beurteilungssystem auch an anderer Stelle genutzt werden. Von den gefundenen Substraten können Makrozoobenthosproben genommen und ausgewertet werden. Anhand dieser Daten ist eine Aussage möglich ob mit der Strukturveränderung auch eine Biodiversitätsveränderung einher geht. Ein solches erweitertes System lässt sich zum Beispiel im Rahmen einer Renaturierung einsetzen. Die Veränderungen, die bei einer solchen Maßnahme hervorgerufen werden, können damit erfasst und beurteilt werden.

Danksagungen

Die Arbeit wurde im Rahmen des von der EU finanzierten Euro-limpacs-Projekts (EC contract no. GOCE-CT-2003-505540) durchgeführt, welches sich mit den Auswirkungen der Klimaveränderung auf europäische Süßwassersysteme befasst (www.eurolimpacs.ucl.ac.uk).

Literatur

- Folland C.K., Karl T.R., Christy J.R., Clarke R.A., Gruza G.V., Jouzel J., Mann M.E., Oerlemans J., Salinger M.J., Wang S.-W. (2001): Observed Climate Variability and Change. In: Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Houghton, J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C.A. Johnson (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge: 881 S.
- Kern K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. Springer-Verlag, Berlin: 256 S.

Eintrag von CPOM in einen sandgeprägten Tieflandbach des Münsterlandes

Heidi Selheim, Elisabeth I. Meyer & Ramón Mena

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, Heidi_Selheim@gmx.de, meyere@uni-muenster.de, r_mena01@uni-muenster.de

Keywords: CPOM, Stoffeintrag, sandgeprägter Tieflandbach

Einleitung

Sandgeprägte Tieflandbäche

Tieflandbäche mit ausgeprägter Beschattung sind aufgrund der daraus resultierenden geringen autochthonen Produktion auf den Eintrag von organischem Kohlenstoff von außen, z.B. in Form von Falllaub und Totholz angewiesen. Sie zeichnen sich zudem durch ein geringes Gefälle aus. Daher spielt der Eintrag nicht nur für den Stoffhaushalt und die Energiebilanz eine entscheidende Rolle (z.B. CUMMINS et al., 1983, BRETSCHO, 1990), sondern ist auch aufgrund des Retentionsvermögens von großer Bedeutung. Durch Ansammlungen von CPOM entsteht ein vielfältiges Strömungsmosaik und somit ein komplexer Lebensraum (SCHUMACHER & SOMMERHÄUSER, 2003).

Untersucht wurden zwei Abschnitte eines sandgeprägten Tieflandbaches hinsichtlich ihres Eintrags an CPOM. Trotz der enormen Bedeutung dieser Einträge für solche Fließgewässer wurde dies in bisherigen Untersuchungen kaum berücksichtigt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Bei dem Untersuchungsgewässer handelt es sich um den Gellenbach, ein Fließgewässer 2. Ordnung, das 15 km nördlich von Münster in die Ems mündet. Der Gellenbach hat eine Länge von 10,5 km. Im Oberlauf durchquert er vor allem landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen, im unteren Teil fließt er durch zwei Naturschutzgebiete, das NSG „Bockholter Berge“ und, nahe der Mündung in die Ems, das NSG „Emsaue Süd“. Das Einzugsgebiet erstreckt sich über 21,67 km², das Gefälle liegt bei durchschnittlich 1 ‰.

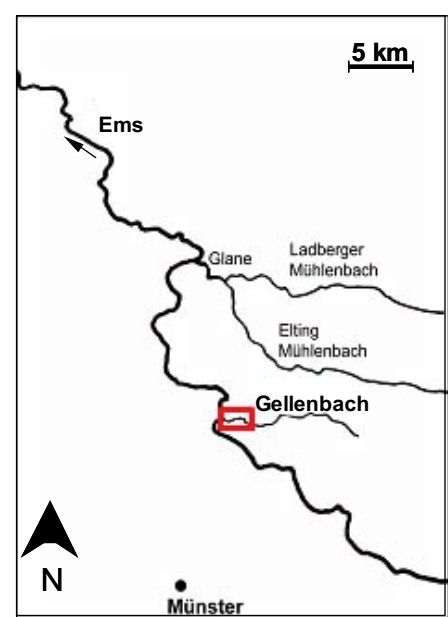


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes

Untersucht wurde je ein Abschnitt in den beiden Naturschutzgebieten, die sich hinsichtlich der sie umgebenden Vegetation unterscheiden. Hierbei handelt es sich um einen Eichen-Buchenwald („Bockholter Berge“) und eine von landwirtschaftlichen Flächen umgebene Galerie aus auentypischen Gehölzen („Emsaue“). Neben den dominierenden *Fagus sylvatica* und *Quercus robur* des Eichen-Buchenwaldes tragen hauptsächlich *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* zum Eintrag bei. Die Krautschicht ist nur schwach ausgebildet. In der Galerie auwaldtypischer Gehölze bilden *Alnus glutinosa*, *Salix* spp., *Quercus robur* und *Fraxinus excelsior* die Hauptbaumarten, daneben finden sich mit geringerer Häufigkeit *Prunus avium*, *Corylus avellana*, *Viburnum lantana* und *Crataegus* sp.. Der Abschnitt „Bockholter Berge“ ist 87 m lang und hat bei mittlerem Abfluss ($\sim 0,05 \text{ m}^3/\text{s}$) eine Fläche von 320 m^2 , die Länge des Abschnitts „Emsaue“ beträgt 74 m, die Bachfläche bei mittlerem Abfluss 170 m^2 .

Die Erfassung des Eintrags erfolgte von Ende Oktober 2004 bis Anfang Mai 2005. Untersucht wurde u.a., inwieweit sich die lateralen und vertikalen Einträge beider Abschnitte quantitativ und qualitativ (Laub vs. Früchte/Zweige) unterscheiden.

In jedem Untersuchungsabschnitt wurden 5 Netzfallen mit einer Fläche von $0,61 \text{ m}^2$ zur Ermittlung des vertikalen Eintrags sowie 20 Kastenfallen mit einer Seitenlänge von 40 cm für die Ermittlung des lateralen Eintrags angebracht. Die Probenahmen erfolgten je nach Witterung (Hochwasser, Schnee, Frost etc.) in Abständen von 7 bis 21 Tagen. Die Proben jeder Falle wurden im Labor in verschiedene Kategorien sortiert. Neben dem Laub der Hauptbaumarten erfolgte eine Unterscheidung zwischen „Früchten“ (von Buche und Erle), „Zweigen“ und „Sonstiges“. In der Kategorie „Sonstiges“ wurden u.a. nicht bestimmbare Blattfragmente, Hüllblätter und Bestandteile der krautigen Ufervegetation erfasst. Nach der Sortierung wurden die einzelnen Kategorien jeder Probe bei 60°C für 48 h getrocknet und die Trockenmasse bestimmt. Diese wurde für 4 h bei 560°C verascht und die aschfreie Trockenmasse ermittelt.

Ergebnisse

In beiden Untersuchungsabschnitten ist der vertikale Eintrag höher als der laterale. Zudem findet der vertikale Eintrag saisonal statt, d.h., im Herbst erfolgt ein 3- bis 4-fach höherer Eintrag als im weiteren Verlauf des Untersuchungszeitraumes (Abb. 2). Der Anstieg des Eintrags im Januar ist auf ein Sturmereignis zurückzuführen. Laterale Einträge erfolgen über den gesamten untersuchten Zeitraum relativ gleichmäßig. Vergleicht man die beiden Untersuchungsabschnitte „Bockholter Berge“ und „Emsaue“ hinsichtlich der vertikalen Einträge untereinander, lässt sich kein statistisch signifikanter Unterschied feststellen (Abb. 2).

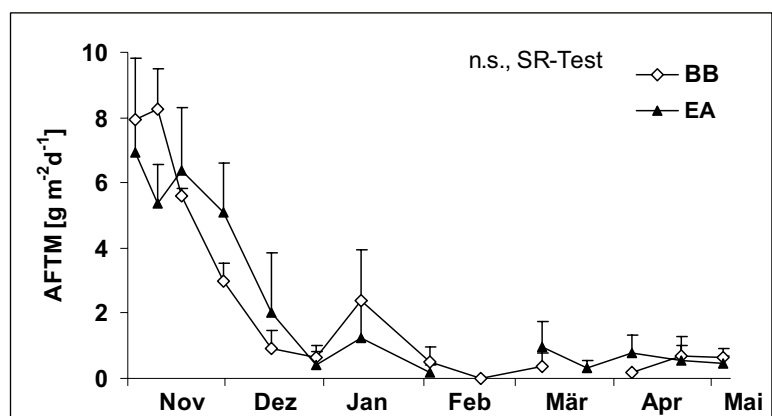


Abb. 2: Vertikaler Eintrag „Bockholter Berge“ (BB) vs. „Emsaue“ (EA)

Wie bei den vertikalen Einträgen bereits festgestellt, macht sich auch bei den lateralen Einträgen im Januar ein Sturmereignis durch höheren Eintrag bemerkbar. Auch bei den lateralen Einträgen (Abb. 3) zeigt sich zunächst kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den beiden Un-

tersuchungsabschnitten. Erst Anfang April stellt sich ein statistisch signifikanter Unterschied ein, da mit stärkerer Ausbildung der krautigen Ufervegetation im Untersuchungsabschnitt „Emsaue“ die Nachlieferung organischen Materials aus der Umgebung nur noch eingeschränkt stattfinden kann. Im Untersuchungsabschnitt „Bockholter Berge“ hingegen ist die Krautschicht natürlicherweise nur schwach ausgebildet. Auch sind hier das Ufergefälle und die Fläche, aus der CPOM geliefert werden kann, viel größer.

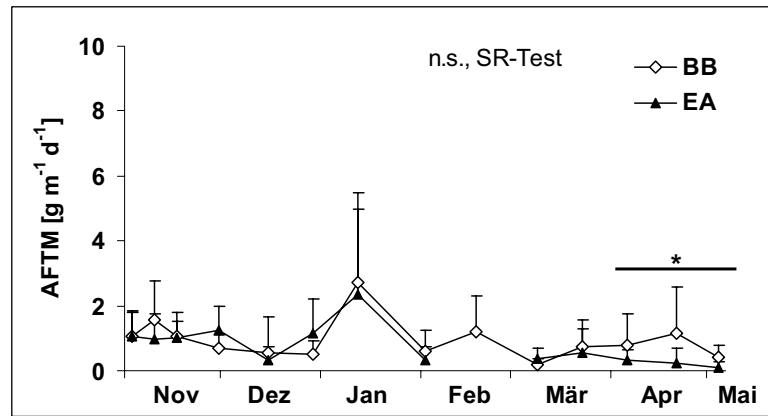


Abb. 3: Lateraler Eintrag „Bockholter Berge“(BB) vs. „Emsaue“ (EA) , *: signifikant, SR-Test

Bei der qualitativen Betrachtung der Einträge (Abb. 4 und 5) fällt auf, dass die Groß-Kategorie „Laub“ (Zusammenfassung aller Laub-Kategorien) mit Ausnahme der vertikalen Einträge ab Januar durchweg den größten Anteil ausmacht. Früchte und Zweige werden überwiegend in den Vertikalfällen festgestellt. Bei den im Untersuchungsabschnitt „Bockholter Berge“ eingetragenen Früchten handelt es sich überwiegend um Bucheckern, genauer gesagt um die holzige Außenhülle, die die eigentlichen Früchte umschließt. In der „Emsaue“ finden sich dagegen fast ausschließlich Früchte der Erle.

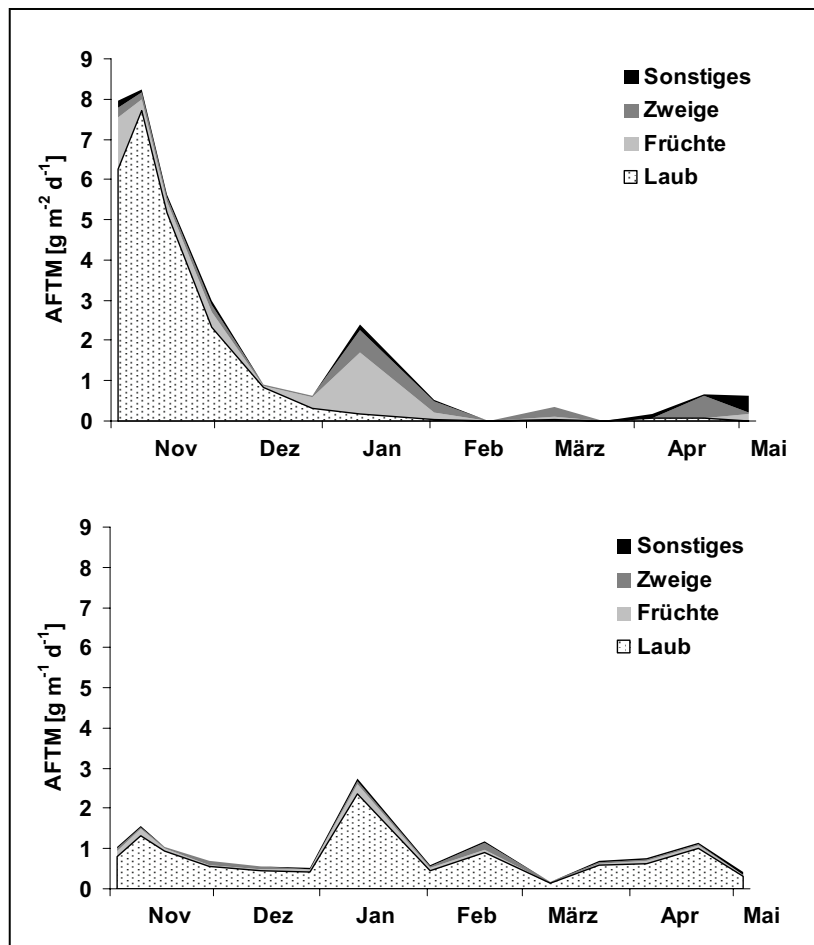


Abb. 4: Zusammensetzung und Menge des vertikalen (oben) und lateralen (unten) Eintrags im NSG „Bockholter Berge“

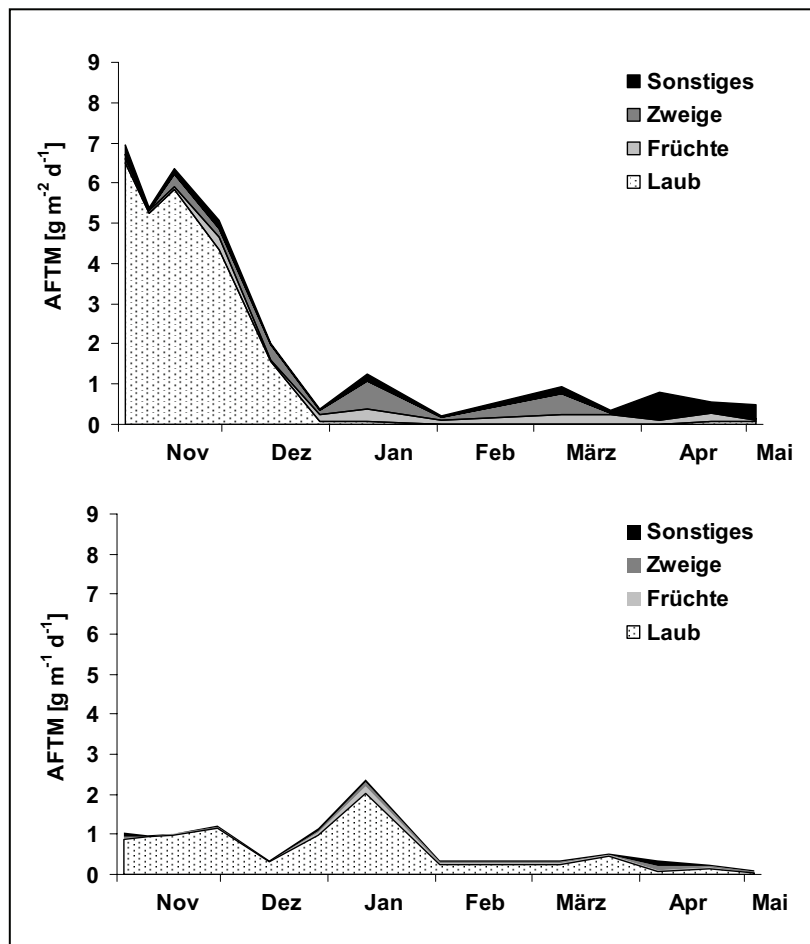


Abb. 5: Zusammensetzung und Menge des vertikalen (oben) und lateralen (unten) Eintrags im NSG „Emsaue“

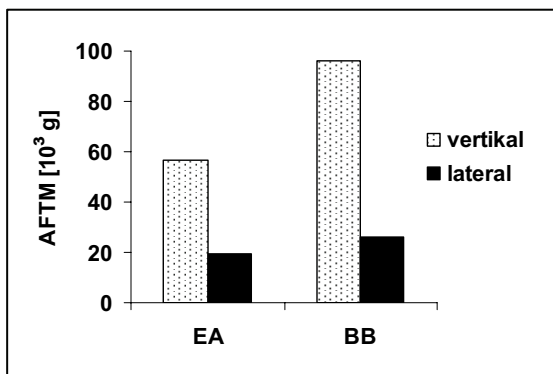


Abb. 6: Vertikale und laterale Einträge der Untersuchungsabschnitte „Bockholter Berge“ und „Emsaue“ in Bezug auf die jeweilige Bachfläche bei mittlerem Abfluss und über den gesamten Untersuchungszeitraum von 6 Monaten

Bezieht man die vertikalen und lateralen Einträge beider Untersuchungsabschnitte auf die bei mittlerem Abfluss ermittelte Bachfläche bzw. die Länge der Abschnitte sowie den gesamten Untersuchungszeitraum von 6 Monaten, ist ein deutlicher Unterschied zwischen den vertikalen und den lateralen Einträgen zu erkennen (Abb. 6). Die Ursache für die große Differenz zwischen den vertikalen Einträgen beider Abschnitte („Emsaue“ $56,42 \cdot 10^3 \text{g}$ vs. „Bockholter Berge“ $96,21 \cdot 10^3 \text{g}$) liegt darin, dass sich die beiden Bachflächen in ihrer Größe stark unterscheiden (s. Material und Methoden). Bei den lateralen Einträgen ist der Unterschied nicht so groß („Emsaue“ $19,31 \cdot 10^3 \text{g}$ vs. „Bockholter Berge“ $26,27 \cdot 10^3 \text{g}$), da sich die Längen beider Abschnitte nur um wenige Meter unterscheiden.

Schlussfolgerungen

Es konnten keine statistisch signifikanten Unterschiede hinsichtlich des vertikalen Eintrags zwischen den beiden Vegetationsformen festgestellt werden. Bei den lateralen Einträgen zeigte sich erst ab Anfang April ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den beiden Untersuchungsabschnitten. Wie zu erwarten, fanden die höchsten Einträge im Herbst statt. Dabei stellt „Laub“ den höchsten Anteil in beiden Untersuchungsabschnitten dar. Zudem konnte festgestellt werden, dass die vertikalen Einträge infolge des hohen herbstlichen Laubeintrags in beiden Gebieten den höchsten Anteil ausmachen. Die vertikalen Einträge liegen zwischen durchschnittlich $\sim 300 \text{ g/m}^2$ („Emsaue“) und $\sim 330 \text{ g/m}^2$ („BockholterBerge“) für das gesamte beprobte Halbjahr. Die Erträge der Lateralfallen liegen im Mittel zwischen $\sim 130 \text{ g/m}$ Bachlänge und Uferseite, ebenfalls für den gesamten Beprobungszeitraum von 6 Monaten.

Danksagung

Wir danken allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern, die diese Arbeit unterstützt haben.

Literatur

- BRETSCHKO, G. (1990): The dynamic aspect of coarse particulate organic matter (CPOM) on the sediment surface of a second order stream free of debris dams. *Hydrobiol.* 203: 15-28
- CUMMINS, K.W., J. R. SEDELL, F. J. SWANSON, G. W. MINSHALL, S. G. FISHER, C. E. CUSHING, R. C. PETERSEN & R. L. VANNOTE (1983): Organic matter budgets for stream ecosystems: problems in their evaluation. pp. 299-353 in J.R. Barnes & G.W. Minshall (eds.). *Stream ecology*. New York.
- SCHUMACHER, H. & M. SOMMERHÄUSER (2003): *Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands. Typologie – Bewertung – Management. Atlas für die limnologische Praxis*. Landsberg.

Resuspensionsvermittelte Phosphorfreisetzung in einem Flachlandfluss (Spree, Brandenburg)

Andreas Kleeberg¹ & Michael Hupfer²

^{1/2}Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

¹kleeberg@igb-berlin.de, ²hupfer@igb-berlin.de

Keywords: Phosphor, Resuspension, Schergeschwindigkeit, in situ Experiment, Erosionskammer, Mikrokosmos

Einleitung

Gegenwärtig gibt es keine allgemeingültige Theorie, die das Resuspensionsverhalten kohäsiver Sedimente beschreibt (El Ganaoui et al. 2004), so dass die damit verbundenen Eigenschaften aus Experimenten in Fließbrinnen (z. B. Witt & Westrich 2003) oder von in situ Messungen abgeleitet werden müssen (z. B. Black et al. 2002). Letztere werden nur selten durchgeführt und sind nicht ganz unproblematisch, da in Abhängigkeit der hydraulischen Bedingungen ein feinkörniges flockiges Material meistens nur vorübergehend auf der Flusssohle vorkommt. Jedoch der Austrag (entrainment) präferentiell von flockigem Material („fluff“) ist mit dem Transport von Phosphor (P) verbunden, dessen Umlagerung sowohl die Planktonproduktion des Flusses selbst als auch der nachfolgender Gewässer stimulieren kann und damit zur Verlagerung von Eutrophierungspotentialen beiträgt.

Der vorliegende Beitrag beschreibt ein in situ Experiment zur Resuspension in der Spree im Vergleich zu einer Wiederholung im Labor mit einer hydrodynamisch kalibrierten Erosionskammer, welche bislang nur in der marinen Forschung eingesetzt wurde. Ziel ist es, das Resuspensionsverhalten des Sedimentes zu beurteilen und Austragsraten für abgelagertes Material und P in Verbindung mit den Sedimenteigenschaften zu bestimmen und die Probleme der Vergleich- bzw. Übertragbarkeit von Laborexperimenten auf in situ Bedingungen zu diskutieren.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Spree (Sachsen, Brandenburg) ist ein mittelgroßer Flachlandfluss mit einem Einzugsgebiet von ca. 10.000 km². Der mehrfach stauregulierte Fluss entspringt in einer Höhe von 580 m und fließt über 400 km, wobei er verschiedene Flachseen passiert, nach Berlin (z. B. Köhler et al. 2002, Bungartz & Wanner 2004). Die Probenahmestelle bei Kossenblatt (14° E, 52° 07' N) ist Teil eines 21,1 km langen Flussabschnittes welcher zwei Seen verbindet und repräsentiert einen langsam fließenden (0,1-0,3 m s⁻¹) Abschnitt der Krummen Spree. Das Gefälle des trapezoiden Profils beträgt 0,01% und der Abfluss variiert gewöhnlich zwischen 12 und 16 m³ s⁻¹. Bei einem mittleren Abfluss beträgt die mittlere Wassertiefe 1,5-2,5 m (Bungartz & Wanner 2004).

Resuspensionsexperimente

Die Experimente wurden mit einer kalibrierten Erosionskammer (Gust 1990), im folgenden Mikrokosmos (Mk) genannt durchgeführt. Im Mk, einem Plexiglaszylinder (Ø 20 cm) wird die räumliche und zeitliche Verteilung der aufgetragenen Bodenschubspannung, ausgedrückt als Schergeschwindigkeit (u^*), mit Hilfe der Drehgeschwindigkeit einer Rührscheibe 8 cm über dem Sediment und über den, mit zunehmender Umdrehungszahl der Scheibe proportional zunehmenden Wasserstrom, über eine Pumpe durch den Schaft dieser Scheibe kontrolliert (Thomsen & Gust 2000). Für das in situ Experiment (19.05.2005) wurde der Mk langsam abgesenkt und von einem Taucher positioniert. Für das Laborexperiment (31.05.2005) wurden 20 ungestörte Sedimentkerne genommen, vor Ort geschnitten (0-3, 3-8 cm), vereinigt und in den Mk eingeschichtet. Selbiger wurde vorsichtig mit ca. 4 L Spreewasser gefüllt und für 12 Tage im Dunkeln bei Raumtemperatur konsolidiert. Das Flusswasser wurde kontinuierlich ($245 \pm 1 \text{ ml Min}^{-1}$) mit Hilfe einer Peristaltikpumpe durch den Mk gepumpt. U^* wurde in je zwei Läufen stufenweise alle 20 Min. erhöht. Die Trübung wurde kontinuierlich ($0,1 \text{ Min}^{-1}$) mit einem „Forward Scatter Turbidimeter TF 10-512“ (Optek-Danulat, Essen 1) mit ADC-Win aufgezeichnet. Über die 20 Min. je u^* Stufe wurde eine integrierte Wasserprobe entnommen.

Wasser- und Sedimentanalytik

Die Konzentration des suspendierten partikulären Materials (SPM) wurde dreifach über Filtration (vorgewogene Zelluloseacetat-Filter $0,45 \mu\text{m}$, Sartorius, Göttingen), Trocknung (105°C) und Wiegung bestimmt. Die SPM-Konzentration für den gesamten Lauf wurde aus einer Kalibrierkurve für jeden Lauf (lineare Regression, $R^2 = 0,87\text{-}0,98$) aus den Mittelwerten der Trübung ($n = 10$) und des SPM ($n = 3$) berechnet.

Die Konzentration des gelösten reaktiven P (SRP) wurde photometrisch bestimmt (Murphy & Riley 1962). Die Konzentration des Gesamt-P (TP) in der Wasserprobe wurde als SRP nach Nassaufschluss mit Peroxidisulfat (2 h, 121°C , $0,12 \text{ MPa}$) bestimmt. Die Sedimenttrockensubstanz wurde durch Trocknung bei 105°C und der Anteil des organischen Materials durch Glühen bei 450°C bestimmt. Die mittlere Korngröße wurde durch Nasssiebung ermittelt. Der TP des Sedimentes wurde als SRP nach einem Schwefelsäure-Aufschluss (12 h) bestimmt.

Berechnungen

Da der Mikrokosmos in beiden Ansätzen als offenes System betrieben wurde, berechnen sich die Austrags (entrainment) Raten (E) für die jeweilige Komponente (x) aus einer Massebilanz:

$$E_x = \sum_{i=1}^n \left(\frac{L_{x_{out}} - L_{x_{in}}}{A} \right) [\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}]. \quad (1)$$

L_x ist die Last an x im Abfluss (out) und Zufluss (in) [mg h^{-1}] und A ist die Fläche des Mikrokosmos [$0,037 \text{ m}^2$]. Die jeweilige Last (L_x) ist das Produkt der Konzentration von x [mg m^{-3}] und des Wasserdurchflusses über die peristaltische Pumpe [$\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$]. Die Zeit in der sich die Menge des resuspendierbaren Materials bei der jeweiligen u^* erschöpft hat, wurde aus der Differenz der Konzentration des SPM zum Maximum und zum Beginn des jeweiligen u^* Schrittes berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Das untersuchte Sediment ist wasserreich (82 %), feinkörnig (mittlere Korngröße $0,168 \text{ mm}$) und weist für Flusssedimente hohe Gehalte an organischer Substanz (16 %) und Gesamt-P ($3,95 \text{ mg g}^{-1}$) auf und repräsentiert damit ein muddeähnliches Sediment einer Depositionsstrecke.

Abbildung 1 vergleicht den Verlauf der Trübung und des TP der beiden in situ- (INS, links) und der beiden Laborläufe (LAB, rechts). Obgleich nur 1 m Abstand zwischen dem Ort des ersten Laufs (INS 1) und dem zweiten Lauf (INS 2) lag, zeigen sich deutliche Unterschiede sowohl in der Trübung als auch im TP.

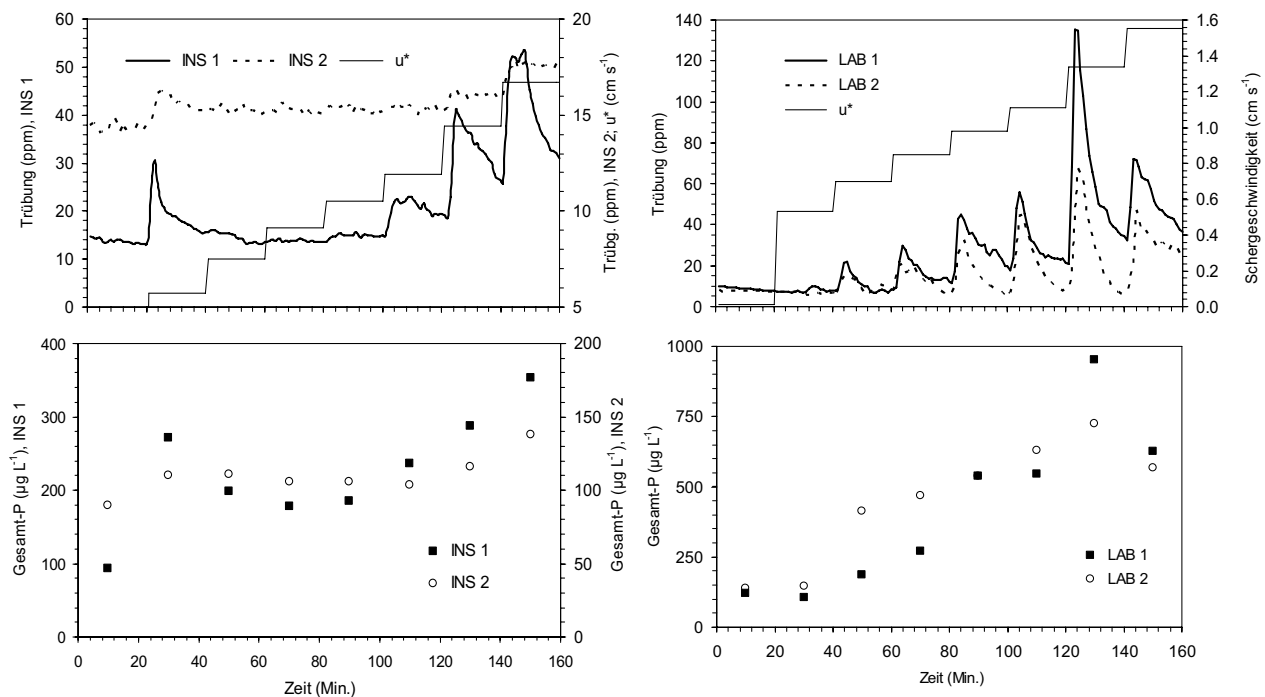


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der Trübung und des TP bei stufenweiser Erhöhung der Schergeschwindigkeit (u^*) für das Spreesediment bei Kossenblatt im in situ Experiment (INS, links) und im Laborexperiment (LAB, rechts).

Beide Parameter zeigen jedoch einen ähnlichen Verlauf. In INS 1 gab es ein deutliches Maximum in der Trübung bereits bei der geringsten Stufe von u^* ($0,57 \text{ cm s}^{-1}$). Mit einer Rate von $1,18 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ wurde dieselbe Menge an SPM (9,2 % des gesamten SPM dieses Laufs) wie in der fünften Stufe von u^* ($1,19 \text{ cm s}^{-1}$) mit 11,3% resuspendiert. Identisch, aber mit deutlicher geringerer Rate ($251 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) wurde in INS 2 bei $u^* = 0,57 \text{ cm s}^{-1}$ dieselbe Menge SPM (12,3 %) wie im fünften Schritt von u^* ($1,19 \text{ cm s}^{-1}$) mit 10,1 % resuspendiert. Der Vorrat dieses leicht resuspendierbaren Materials von der Sedimentoberfläche war bereits nach 9 Min. (INS 2) bzw. 11 Min. (INS 1) erschöpft. Im Gegensatz dazu fehlte im Laborexperiment ein Trübungsmaximum bei der geringsten u^* (Abb. 1, rechts), d. h. die flockige, leicht resuspendierbare Schicht fehlte. Der folgende Verlauf beider Durchgänge war mit Ausnahme des Maximums von LAB 1 bei $u^* 1,44 \text{ cm s}^{-1}$ sehr ähnlich. Die Trübungsmaxima fielen stets mit hohen TP-Konzentrationen zusammen.

Es wurde eine signifikante Beziehung zwischen dem Austrag (entrainment) von SPM und u^* festgestellt (Abb. 2) die veranschaulicht, dass sich mit der Erhöhung von u^* der Austrag von Partikeln aus dem Sediment erhöht. Die Austragsraten von INS 1 sind ca. 10 mal höher als die von INS 2 was den sehr unterschiedlichen Anteil an leicht resuspendierbarem Material innerhalb kleiner Sedimentflächen (Heterogenität) verdeutlicht. Die Austragsraten von LAB 1 waren rund zweimal größer als die von LAB 2. Dies zeigt, dass man mit der Vereinigung von Teilproben einer Sedimentmischprobe eine geringere Heterogenität erreicht. Die fast lineare Beziehungen zwischen den Austragsraten (SPM, TP) und u^* zeigen allerdings die geringen bzw. fehlenden Anteile resuspendierbaren Materials an der Sedimentoberfläche.

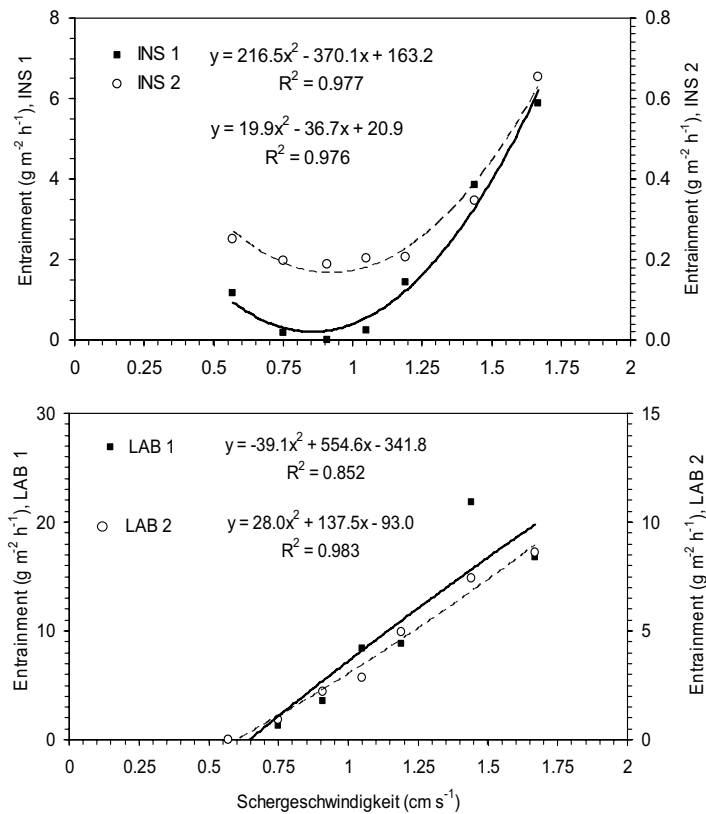


Abb. 2:

Austragsraten (entrainment) für SPM (Trockengewicht) vs. Schergeschwindigkeit (u^*) für das in situ Experiment (INS, oben) und das Laborexperiment (LAB, unten).

Die P-Austragsraten erhöhten sich gleichfalls mit der zunehmenden u^* (Abb. 3) wobei sich die von INS 1 und INS 2 um einen Faktor von ca. 6 und die von LAB 1 und LAB 2 um 1,5 unterschieden. Beides zeigt, dass Parallelläufe unter in situ Bedingungen aufgrund der Sedimentheterogenität sicher jeder für sich betrachtet realistisch, jedoch nur schwer reproduzierbar sind.

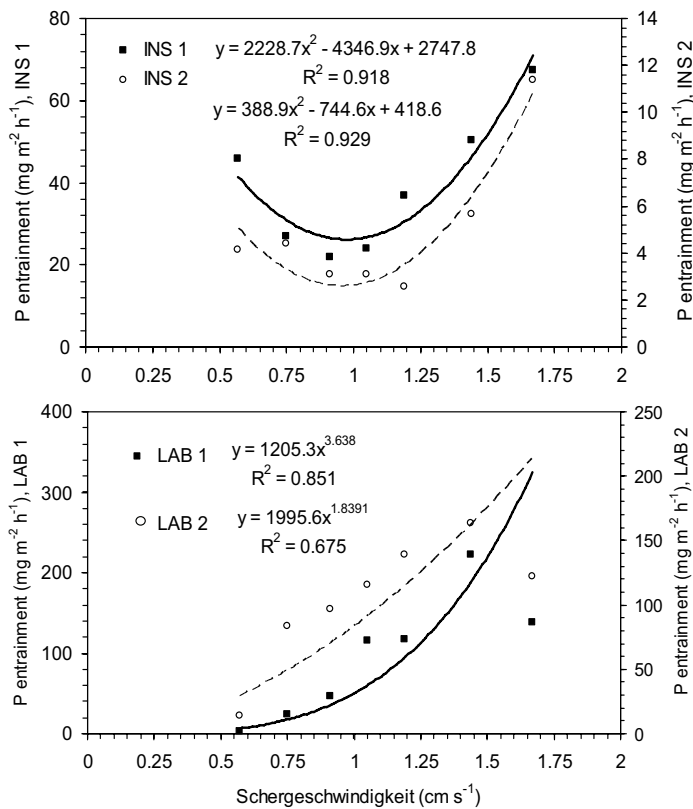


Abb. 3:

P-Austragsraten (entrainment) vs. Schergeschwindigkeit (u^*) für das in situ Experiment (INS, oben) und das Laborexperiment (LAB, unten).

Neben der Variabilität in Verlauf und Raten der beiden Läufe der in situ und Laborexperimente (Abb. 1) zeigt der Vergleich zwischen beiden Ansätzen, dass der Auswurf von Partikeln und assoziiertem P bei reproduzierbarer u^* den gleichen Trend aufweist, die Intensität jedoch

stark von der Sedimentheterogenität und insbesondere von der Quantität und Qualität der flockenartigen Oberflächenschicht abhängt.

Schlussfolgerungen

Der verwendete Mikrokosmos, der bislang ausschließlich in der marinen Forschung genutzt wurde, ist geeignet, das Resuspensionsverhalten von Flusssedimenten unter in situ Bedingungen zu untersuchen und zugleich das der „fluff“ Schicht abzubilden. Da die Laborexperimente gezeigt haben, dass Bestandteile dieser Schicht bereits fehlten bzw. die Schicht nicht ausreichend genug nachgestellt werden kann, sind in situ Experimente vorzuziehen. Offensichtlich ist die Bergung und Einbringung des flockenartigen und P-reichen Materials in Laborexperimenten wichtiger als der Grad der Sedimentkonsolidierung. Laborexperimente, selbst mit verschiedenen Sedimentschichten und Zeiten der Konsolidierung, unterschätzen folglich den tatsächlichen resuspensionsvermittelten P-Austrag, insbesondere bei geringen Änderungen der Fließ- bzw. Schergeschwindigkeit im Fluss. Jedoch könnten gerade diese kurzzeitigen stoßartigen P-Belastungen Unterschiede in der Produktivität von Fließstrecken erklären. Darüber hinaus könnte das verzögerte und selektive Aussinken von SPM nach einem Resuspensionsereignis, bei dem P und Bakterien länger in der Wassersäule verbleiben können, zu zeitweilig erhöhter P-Verfügbarkeit und -Umwandlung führen.

Danksagung

Wir danken B. Schütze und T. Hintze für die technische Unterstützung und C. Herzog, A. Lüder, H.-J. Exner sowie M. Reiche (alle IGB Berlin) für die Durchführung von Laboranalysen. Zugleich danken wir I. Henschke (BTU Cottbus) für die technische Unterstützung und das Tauchen. Die Arbeiten wurden durch das BMBF (FKZ 02WF0469) finanziell unterstützt.

Literatur

- Black, K. S., Tolhurst, T. J. Paterson, D. M., Hagerthey, S. E. (2002): Working with natural cohesive sediments. *Journal of Hydraulic Engineering* 128: 2-8.
- Bungartz, H., Wanner, S. C. (2004): Significance of particle interaction to the modelling of cohesive sediment transport in rivers. *Hydrological Processes* 18: 1685-1702.
- El Ganaoui, O., Schaaff, E., Boyer, P., Amielh, M., Anselmet, F., Grenz, C. (2004): The deposition and erosion of cohesive sediments determined by a multi-class model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60: 457-475.
- Gust, G. (1990): Method of generating precisely-defined wall shear stresses. US Patent Number: 4,973,165/1990.
- Köhler, J., Gelbrecht, J., Pusch, M. [Hrsg.] (2002): Die Spree – Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten. *Limnologie Aktuell*, Bd. 10, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 384 S.
- Murphy, J., Riley, J. P. (1962): A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31-36.
- Thomsen, L., Gust, G. (2000): Processes in the benthic boundary layer at the Iberian continental margin and their implication for carbon mineralization. *Deep-Sea Research I* 47: 1881-1897.
- Witt, O., Westrich, B. (2003): Quantification of erosion rates for undisturbed contaminated cohesive sediment cores by image analysis. *Hydrobiologia* 494: 271-276.

Vergleichende Bewertung von Auengewässern mittels Floodplain-Index

Ute Michels, Uwe Zuppke

¹ LIMNO-PLAN GbR, Bauernweg 8, 15741 Bestensee, u.michels@limnoplan.de;

² Heideweg 1a, 06886 Lutherstadt Wittenberg, uwe.zuppke@web.de

Keywords: Flussauen, Auengewässer, Bewertung, Floodplain-Index

Die Problematik einer Bewertung von Auen

Aus einer limnologisch-ganzheitlichen Sicht sind Auengewässer vom Hauptstrom untrennbare Teile eines gesamten aquatischen und semiaquatischen Ökosystems, die vor allem durch den Faktor Hydrologie miteinander verbunden sind. Durch die formende Kraft von Hochwässern wird die Aue morphologisch gestaltet, topographisch modelliert und ein Stoff- und Organismenaustausch findet statt. In Abhängigkeit von der Nähe zum Hauptstrom entstehen aus dem Wechselspiel von Erosions- und Sedimentationsprozessen unterschiedliche und für Auen charakteristische Gewässertypen in meist unmittelbarer Nähe zueinander.

Bisherige Bewertungsansätze konzentrieren sich auf die Bewertung von einzelnen Gewässern, meist auf der Grundlage folgender Kriterien:

- Ursprünglichkeit und Vollständigkeit des Arteninventars
- Diversität
- Biotopbindung und Habitatansprüche
- Seltenheit
- Dominanz- und Konstanzstrukturen.

Eine Bewertung der Aue als Gesamtsystem auf der Grundlage der hydrologischen Verzahnung von Hauptstrom und Aue erfolgt meist nicht; es existierten dafür bislang auch keine geeigneten Instrumentarien.

Der Floodplain-Index

Natürliche Flussauensysteme zeichnen sich durch das Vorhandensein verschiedener Gewässer- bzw. Habitatstypen aus, die sich in Abhängigkeit von der Intensität einer hydrologischen Verzahnung zwischen Hauptstrom und Neben- bzw. Randgewässern herausbilden (s.a. Schmidt-Kloiber, Moog & Graf 1999). Nach Chovanec, Schindler & Waringer (2002) decken folgende fünf Habitatstypen das Spektrum von Auengewässern entlang eines autotypischen Konnektivitätsgradienten im Sinne von Amoros & Roux (1988) ab und sind folgendermaßen gekennzeichnet:

H1: Eupotamale, perennierende Gewässer (Hauptgerinne sowie ständig mit dem Hauptgerinne verbundene Nebenarme); hohe hydrologische Dynamik; starke

Hochwasserwirkung; (nahezu) keine Verlandung; offene Ufer oder Phalaridetum-Bestände und Ufergehölze; Sediment: Schotter und Sand dominieren

- H2: Uferbereiche eupotamaler, zumeist strömungsfreier parapotamaler Gewässer (Offene Altarme mit Verbindung zum Hauptstrom) oder plesiopotamaler Gewässer (abgeschlossene Altarme) sowie Uferbereiche von in der Aue gelegenen Schottergruben; herabgesetzte hydrologische Dynamik; Verlandungsintensität gering; Ufer offen; Makrophytenbestände schwach ausgebildet; Sediment: hoher Anteil an Schotter und Sand
- H3: Freiwasserbereiche perennierender plesiopotamaler und paleopotamaler strömungsfreier Altwässer und Schottergruben mit Schwimmblattpflanzen und / oder flutenden Makrophyten; reduzierte hydrologische Dynamik; starke Verlandungsintensität; dominierende Makrophytenbestände: Myriophyllo-Nupharetum
- H4: Uferbereiche perennierender plesio- und paleopotamaler Gewässer mit dichten Röhrichtbeständen; deutlich reduzierte hydrologische Dynamik; starke Verlandungsintensität und Sedimentation; schlammige Substrate herrschen vor; dominierende Makrophytenbestände Phragmitetum, Typhetum, Sagittario-Sparganietum
- H5: Temporäre (zumeist kleinere) Gewässer mit zumindest einer Austrocknungsphase im Jahresverlauf; deutlich reduzierte hydrologische Dynamik; starke Verlandungsintensität; dominierende Makrophytenbestände Phragmitetum, Typhetum, Sagittario-Sparganietum, Magnocaricetum, terrestrische Vegetation

Mit Hilfe des Floodplain-Index (FI) lassen sich Gewässer von Flussauensystemen hinsichtlich ihrer Hydrodynamik bzw. hydrologischen Abhängigkeit vom Hauptstrom bewerten. Im Falle des FI handelt es sich um einen „multi-spezies-Ansatz“ unter Einbeziehung verschiedener Indikatorgruppen (z. Zt. Mollusken, Köcherfliegen, Libellen Amphibien und Fische). Dieser Index zeigt die Habitatpräferenzen einer Artengemeinschaft gegenüber einer Probestelle an und kann Werte von 1-5 annehmen. Ein niedriger Wert induziert dabei einen hydrologisch dynamischen, vom Fließgewässer geprägten Lebensraum, ein hoher Wert ein von Verlandungsprozessen und geringer hydrologischer Dynamik geprägtes Habitat an (s.a. Chovanec, Schindler & Waringer, 2002). Dieses Bewertungssystem kennzeichnet also auf der Grundlage vorgefundener Arten die hydrologischen Gewässertypen des Untersuchungsgebietes als wesentliches Charakteristikum einer Flussaue. Das Bewertungssystem wurde auf der Grundlage von Daten aus der Donau in Österreich entwickelt und getestet.

Der Floodplain-Index basiert auf der Summe von Habitatwerten und Indikationsgewichten aller in der Probe vorkommenden Arten und wird nach folgender Gleichung berechnet:

$$FI = \Sigma (HV * IW) / \Sigma IW$$

HV – Habitatwert; IW – artspezifisches Indikationsgewicht

Für die Ermittlung der artspezifischen Habitatwerte und Indikationsgewichte s. Chovanec & Waringer (2001), Waringer & Graf (2002) und Waringer et al. (2005).

Was kann der FI – Bewertungsergebnisse zweier Flussauensysteme

Im Zeitraum 2003 / 2004 wurden Gewässer zweier Flussauensysteme, der Flussaue an der mittleren Elbe bei Dessau und der Flussaue im Bereich des Nationalparks Unteres Odertal, mittel FI-Index

bewertet. Grundlage waren jeweils Erhebungen zum Makrozoobenthos; im Falle der mittleren Elbe standen darüber hinaus Daten zu Fischen und Amphibien zur Verfügung. Im Rahmen der Erarbeitung eines Pflege- und Entwicklungsplanes für das Naturschutzgroßprojekt Mittlere Elbe wurden insgesamt 15 ausnahmslos stehende Gewässer mit unterschiedlicher Lage sowie Anbindung an die Vorflut untersucht (s.a. Michels, U. & U. Zuppke 2005), im Polder 10 des Nationalparks Unteres Odertal konnten insgesamt 14 meist stehende Gewässer in die Untersuchungen bzw. Auswertungen einbezogen werden. Aktuelle Erhebungen erfolgten im Polder 10 im Rahmen einer wasserwirtschaftlichen Machbarkeitsstudie, zusätzlich wurden Daten des entsprechenden Pflege- und Entwicklungsplanes einbezogen (Scheurlen, 1998).

Das Verfahren brachte auf den ersten Blick ähnliche Resultate: Die Ergebnisse zeigen generell einen mittleren bis hohen FI-Index. Im Falle der untersuchten Gewässer handelt es sich somit ausnahmslos um Altwässer, die nur noch geringfügig vom hydrologischen Regime der jeweiligen Vorfluter abhängen. Ein durchschnittlicher FI von 3,5 bzw. 3,3 belegt eine Dominanz von strömungsfreien, makrophytenreichen Auengewässern mit starker Verlandungstendenz in den Untersuchungsgebieten. Darüber hinaus ist die Spannbreite des Floodplain-Index mit 1,4 oder sogar 1,0 gering, was auf ein eingeschränktes Habitatangebot und auf das Fehlen mehrerer Habitattypen hinweist (Tabelle 1).

Tabelle 1: FI-Indizes verschiedener Flussauensysteme (NschGP – Naturschutzgroßprojekt)

	NschGP Mittlere Elbe	Polder 10 Unteres Odertal
Durchschnitt	3,5	3,3
FI-Bereich	1,4	1,0
Minimum	2,8	2,8
Maximum	4,3	3,8

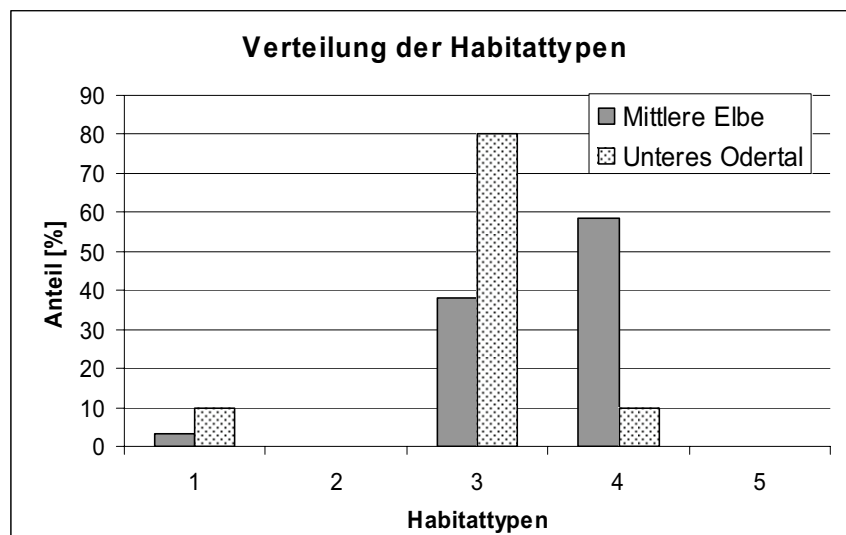


Abbildung 1: Verteilung der Habitattypen in verschiedenen Flussauensystemen

Für das Auensystem an der mittleren Elbe weisen der höhere mittlere FI vor allem aber der höhere Maximalwert sowie die Verteilung der Habitattypen auf eine fortgeschrittene Verlandung der meisten Gewässer hin. Zur Pflege und Entwicklung sind daher Maßnahmen zur stärkeren Vernetzung von Gewässern mit der Elbe und Maßnahmen zur Verjüngung von Gewässern angezeigt. Im Polder 10 des Nationalparks Unteres Odertal existiert dagegen überwiegend der plesiopotamale Habitattyp

(H3). Infolge des Polderregimes (Überflutung der Polderflächen im Winterhalbjahr) wird eine weitergehende Verlandung der Gewässer verhindert, so dass die Habitattypen 4 und 5 kaum vorhanden sind. Auf der anderen Seite führt eine zeitlich und räumlich (durch Einlassbauwerke geregelt) begrenzte Überflutung nicht zur Entwicklung autotypischer dynamischer Gewässer- bzw. Habitattypen, wie sie parapotamale Gewässer (H2) darstellen (Tabelle 1, Abbildung 1).

Insgesamt war es mit Hilfe des Floodplain-Index möglich, die unterschiedliche Problematik der untersuchten Auensysteme abzubilden und auf dieser Grundlage Maßnahmen abzuleiten.

Prognose von Bewirtschaftungsmaßnahmen

Im Rahmen einer wasserwirtschaftlichen Machbarkeitsstudie sollte u.a. geprüft werden, welche Auswirkungen ein ständiges Offenhalten der Einlassbauwerke auf die Gewässerlebensräume im Polder 10 des Unteren Odertals haben wird. Zu diesem Zweck war es möglich, einige Gewässer des sog. Zwischenoderlandes im polnischen Teil des Nationalparks zu untersuchen und mit denen im Polder 10 zu vergleichen. Nach dem Krieg wurde hier die landwirtschaftliche Nutzung aufgegeben; die Ein- und Auslassbauwerke verfielen, so dass die Wasserstände in den Poldern vom Pegel der Oder unmittelbar beeinflusst werden. Durch die Existenz dieses Gebietes bestand also die einmalige Gelegenheit, den naturräumlichen Zustand, der mit den geplanten Maßnahmen im Polder 10 erreicht werden kann, zu beobachten und zu bewerten.

Da sich die Untersuchungen im Zwischenoderland auf insgesamt 6 Untersuchungsbereiche beschränken mussten, wurden Gewässer mit ständiger Anbindung an die Oder ausgewählt. Der durchschnittliche Floodplain-Index der analysierten Gewässerabschnitte liegt mit 3,0 deutlich aber nicht erheblich unter dem Index für die Gewässer im Polder 10. Insbesondere die Entwicklung bzw. Etablierung des bislang im Polder 10 fehlenden parapotamalen Gewässertyps (FI-Index <2,5) konnte großflächig auf der Grundlage dieser stichprobenartigen Untersuchungen (noch) nicht festgestellt werden. Es ist jedoch wahrscheinlich, dass beispielsweise in Odernähe befindliche Gewässerabschnitte diesem Typ entsprechen werden (für den Untersuchungsbereich 4 im Zwischenoderland wurde bereits ein Index von 2,5 ermittelt). Damit entspricht zwar die Verteilung der Habitattypen noch nicht der einer natürlichen Aue, das Habitatangebot bzw. die –vielfalt wird jedoch erhöht.

Mit Hilfe des FI-Index konnte somit der Effekt für die im Polder 10 des Nationalparks geplanten Maßnahmen bewertet werden; die Vielfalt der Gewässerlebensräume im Gebiet wird zwar erhöht, die Vernetzung von Fluss und Aue über kleinräumige Bauwerke ist jedoch nach wie vor hinderlich bezüglich der Ausbildung natürlicher Gewässerstrukturen.

Fazit

Der Floodplain-Index ist ein wichtiger methodischer Ansatz zur Bewertung der hydrologischen Vernetzung von Auengewässern.

Er liefert quantifizierte Hinweise auf die differenzierten Habitatbedingungen im Gewässersystem von Flussauen.

Die Ergebnisse können Grundlage sein für Bewertungen im Rahmen der WRRL sowie für daraus abzuleitende Bewirtschaftungspläne.

Literatur

- AMOROS, C.; ROUX, ET AL. (1988): Interaction between waterbodies within the floodplains of large rivers: function and developement of connectivity.
Münstersche Geographische Arbeiten 29: 125-130
- MICHELS, U. & U. ZUPPKE, (2005): Ökologische Bewertung von Auengewässern im Mittelelbegebiet auf der Grundlage des Floodplain-Index.
Mitteilung der Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH, H. 3, S. 37-43
- CHOVANEK, A., SCHINDLER, A., WARINGER, J. (2002): Bewertung des ökologischen Zustandes eines Donaualtarmes („Alte Donau“) in Wien aus libellenkundlicher Sicht (Insecta: Odonata).
Lauterbornia 44:83-97
- CHOVANEK, A., WARINGER, J. (2001): Ecological Integrity of River-Floodplain Systems-Assessment by Dragonfly surveys (Insecta: Odonata).
Regulated Rivers: Research & Management 17: 493-507
- SCHEURLIN, K. ET AL. (1998): Pflege- und Entwicklungsplan Unteres Odertal – Erfassungsbericht.
Bericht im Auftrag des Vereins der Freunde des Deutsch-Polnischen Nationalparks Unteres Odertal e.V., unveröff.
- SCHMIDT-KLOIBER, A.; MOOG, O. & GRAF, W. (ed.)(1999): Biozönotische Charakteristik und naturräumliche Bewertung der linksufrigen Donau-Auen des Tullner Beckens auf Basis makrozoobenthischer Indikatoren.
Schriftenreihe der Forschung im Verbund 50: 198 S.
- WARINGER, J.; CHOVANEK, A.; STRAIF, M.; GRAF, W.; RECKENDORFER, W.; WARINGER-LÖSCHENKOHL, A.; WAIDBACHER, H.; SCHULTZ, H. (2005): The Floodplain Index – habitat values and indication weights for molluscs, dragonflies, caddisflies, amphibians and fish from Austrian Danube floodplain waterbodies. – In: Lauterbornia 52 (i.Dr.).
- WARINGER, J.; GRAF, W. (2002): Trichoptera communities as a tool for assessing the ecological integrity of Danubian floodplains in Lower Austria.
Proc. 10th Int. Symp. Trichoptera – Nova Suppl Ent.: 15 617-623

Erfassung von Auengewässerstrukturen am Beispiel der Aue des Oberrheins im Gebiet des geplanten Hochwasserretentionsraumes Bellenkopf/Rappenwört – Auengewässertypen, Kartiermethoden –

Ina Quick

Bereich WWF-Auen-Institut, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe,
Josefstr. 1, D-76437 Rastatt, ina.quick@iwg.uni-karlsruhe.de

Keywords: Auengewässerkartierung, Auengewässerstrukturen, Auengewässertypen, Gewässermorphologie, Oberrhein, Hochwasserretentionsraum

Einleitung

Im Rahmen der Umweltverträglichkeitsstudie im Planfeststellungsverfahren zum geplanten Hochwasserretentionsraum Bellenkopf/Rappenwört des Integrierten Rheinprogramms Baden-Württemberg (IRP) bei Karlsruhe wurde zu Beginn des Jahres 2005 eine morphologische Zustandskartierung der Rheinauengewässer durch das WWF-Auen-Institut der Universität Karlsruhe durchgeführt.

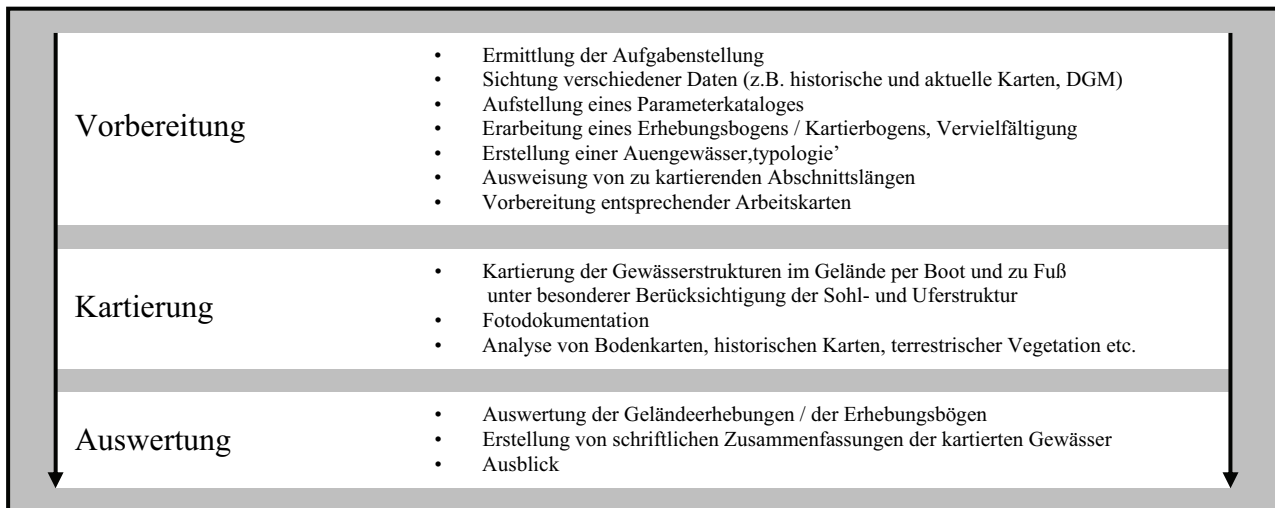
Ziel der Kartierung war die Feststellung und Dokumentation des morphologischen *Ist-Zustandes* der Auengewässer, um eine Ausgangsbasis („Nullaufnahme“) für zukünftige Dokumentationen von gewässermorphologischen Veränderungen (Verbesserungen wie Verschlechterungen) zu schaffen. Hauptaugenmerk besaß die Entwicklung einer *Methodik* für die Bestandsaufnahme von Auengewässerstrukturen. Unter besonderer Berücksichtigung der Parameter Sohl- und Uferstruktur und der zu erwartenden projektbedingten standörtlichen Veränderungen der Strukturmerkmale musste ein speziell an die Aufgabenstellung angepasstes Parametersystem ausgewiesen werden. Da bisher keine „genormte“ Typisierung von Auengewässern existiert, musste ferner anhand der Auengewässer im Projektgebiet eine Auengewässertypisierung vorgenommen werden. Auengewässertypen sind in relativ homogene Gruppen zusammengefasste Auengewässer oder auch Auengewässerabschnitte, die eine typologisch gleichartige Ausbildung besitzen. Grundlegende, im Rahmen der Untersuchungen überwiegend gewässermorphologische, für eine ganzheitliche Betrachtung aber ebenso gewässerhydrologische, -physikalische, -chemische und -ökologische Eigenschaften eines Typus werden herausgesucht, zusammengeführt und generalisiert dargestellt. Darüber hinaus galt es, *Unterschiede* zwischen Rheinauengewässern der rezenten Aue vor dem Hauptdeich und Rheinauengewässern der ausgedeichten Altaue zu belegen.

Das *Untersuchungsgebiet* am Oberrhein entspricht dem geplanten Hochwasserretentionsraum Bellenkopf/Rappenwört (s. Günther-Diringer & Payrer 2004; IRP BW 2005; Payrer 2004). Das Areal erstreckt sich rechtsrheinisch zwischen Neuburgweier und Karlsruhe von Rh-km 354,5 bis Rh-km 359,3. Es setzt sich zusammen aus einer schmalen *rezenten Aue* und aus der seit 1934/35 ausgedeichten *jüngeren Altaue*, welche sich zwischen aktuellem Hochwasserschutzdeich und ehemaligem Tulla-Deich erstreckt. Die sich bis zum Hochgestade ausdehnende *ältere Altaue* gehört nicht zu dem Betrachtungsraum – sie wird bereits seit ca. 1838 von dem Überflutungsgeschehen durch den Tulla-Deich isoliert (WWF-Auen-Institut 2005). Bei den *Untersuchungsgewässern* handelt es sich

im Einzelnen um den Salmengrund im rezenten Überschwemmungsgebiet des Rheins, den Rappenwörter Altrhein, den Hedel, den Auslaufbereich des Fermasees, den Mündungsbereich des Federbaches in den Rappenwörter Altrhein und das Grünenwasser in der jüngeren Altaue.

Kartierung der Auengewässerstrukturen

In der rezenten Aue wurden Auengewässer von ca. 2,7 km Länge und in der jüngeren Altaue von 5,7 km Länge kartiert. Abb. 1 veranschaulicht das Konzept. Die Kartierung selbst wurde bei einem Wasserstand deutlich unter Mittelwasser im Gelände mit dem Boot und zu Fuß durchgeführt.



Quelle: QUICK (2005).

Abb. 1: Konzept zur Kartierung der Auengewässerstrukturen

Im Folgenden sollen kurz beispielhaft die beiden Arbeitsschritte *Aufstellung eines Parameterkataloges* sowie *Erstellung einer Auengewässer,typologie'* vorgestellt werden:

Es wurden an die Verhältnisse von Auengewässern angepasste und i.d.R. direkt im Gelände zu erfassende Haupt- und Einzelparameter ausgewählt. Zu kartieren waren 100 m-Abschnitte, die zuvor auf einer Arbeitskarte festgelegt wurden (DGK5). Das Parametersystem (s. Tab. 1) findet sich auf den erstellten Erhebungsbögen wieder, die sich pro Kartierabschnitt aus vier DIN-A4-Seiten zusammensetzen; die erste Seite ist ein Stammbogen mit Angaben zum Gewässernamen, Wasserstand am Pegel Maxau/Karlsruhe zum Zeitpunkt der Kartierung, zur Abschnittsnummerierung, Typzuordnung etc., die weiteren drei Seiten dienen der Dokumentation der einzelnen Parameter mit ihren Merkmalslisten.

Die ausgewiesenen natürlichen Auengewässer(abschnitts)typen zeigt Tab. 2. Es handelt sich zwar um natürlich vorkommende Typen, deren Entstehung jedoch in Anbetracht der umfangreichen anthropogenen Eingriffe in der heutigen Kulturlandschaft nicht unbedingt natürlich erfolgt ist (Durchstiche, Verlandungsförderungen etc.). Darüber hinaus bestehen auch ausschließlich künstlich geschaffene Auengewässer, zu denen tiefe Baggerseen, relativ flache Abgrabungen wie der Hedel oder die früher von Ziegeleien abgegrabenen „Lettenlöcher“ bei Neuburgweier, Gräben und Kanäle gehören. Mit Hilfe der Auengewässer,typologie' und der erfassten Parameter lassen sich typspezifische hydromorphologische Eigenschaften zuweisen (s. Fleischhacker, Kern & Quick 2005; vgl. auch Fischer 2005).

Tab. 1: Parametersystem

Abschnittsübergreifende Merkmale		
<i>Hauptparameter</i>	<i>Einzelparameter</i>	<i>Merkmalsliste</i>
<i>Längsprofil</i>	Art / Verbau der Ingestion / Egestion	offen (kein Verbau, kein Leinpfad) / (Natürlich) verlandete Ingestion bzw. Egestion (Flutmulde) / Verschluss mit Damm, Leinpfad, Straße o.Ä., mit Einlauf- bzw. Auslassbauwerk / Komplette Verschluss
	Größe der Ingestion / Egestion (MQ)	< 2,5 m / 2,5 – 5 m / 5 – 7,5 m / 7,5 – 10 m / > 10 m
	Durchgängigkeit (MQ)	keine Bauwerke / Durchlass ohne nennenswerte Laufverengung (Brücke) / Durchlass mit nennenswerter Laufverengung (Brücke) / Rohr, Verrohrung / Damm mit Durchlass / Damm ohne Durchlass / Fischaufstiegsanlage, Umgehungsgerinne / Rampe, Gleite / Rückstau
Abschnittsbezogene Merkmale		
<i>Hauptparameter</i>	<i>Einzelparameter</i>	<i>Merkmalsliste</i>
<i>Querprofil</i>	Profiltiefe	< 0,5 m = sehr flach / 0,5 - 1 m = flach / 1 - 4 m = flach bis tief / 4 - 10 m = tief / > 10 m = sehr tief
	Tiefenvarianz	einheitliche Tiefe / uneinheitliche Tiefe / sehr uneinheitliche Tiefe
	Profiltyp	Gleithang-Prallhang / Furtprofil / Künstliches Profil (Trapez o.Ä.)
	Einschnittstiefe	< 0,5 m / 0,5 - 1 m / 1 - 2 m / 2 - 3 m / > 3 m
	Strömung	deutlich / erkennbar / keine
<i>Sohle</i>	Sohlsubstrat	Steine / Schotter / Kies / Sand / Schlick, Schlamm
	Besondere Sohlstrukturen	Schlammabänke / Sandbänke / Kiesbänke / Inseln / Gründe / Querbänke
<i>Ufer</i>	Ausbaggerungen	Ausbaggerung im Hauptschluss
	Uferbewuchs	Wald, autotypisch / Galerie, autotypisch / Einzelgehölz, autotypisch / Wald oder Galerie, standortfremd / Einzelgehölz, standortfremd / Schotter- u. Pionierfluren / Röhricht / Wiese, Hochstd. / Rasen / kein Uferbewuchs (natürlicherweise) / kein Uferbewuchs (Verbau)
	Uferverbau	kein Verbau / sehr geringer Verbau (bis 5%) / Böschungsrassen / Steinschüttung / Steinpflaster / massiver Verbau (Mauer, Beton etc.)
	Uferform	Gleithang / Prallhang / Steilufer / Flachufer
	Besondere Uferstrukturen	Flachwasserzone / Uferabbruch / Uferunterschneidung / Uferbucht / Holzansammlungen, Totholz, Sturzbäume / Wurzelufer / Baumumlauf / Flutrinne / Uferwall
<i>Umfeld</i>	Schädliche Umfeldstrukturen	Damm, Deich / Aufschüttung / Ausbaggerung / Haus / Straße / Weg, unversiegelt / Bahn / Leitungen / Freizeitanlage / Kläranlage / Ackerflächen / Forstflächen / Siedlung / Gewerbeflächen / Kleingärten / Deponien / Hafen, Werft / Ausleitung / Einleitung

Quelle: QUICK (2005) in Anlehnung an z.B. BfG (1996, 1999), DVWK & DGL (1996), DVWK (1997), LAWA (1999, 2000, 2001), LUA NRW (1998, 2001), QUICK (2004).

Tab. 2: Natürliche Auengewässer(abschnitts)typen der Rheinauen

Auengewässer(abschnitts)typ	Anbindung an das Hauptgerinne*	Wasserführend*
<i>Nebenarm</i>	Ingestion und Egestion	Permanent
<i>Altarm</i>	Egestion	Permanent
<i>Altwasser</i>	Ohne Anbindung	Permanent
<i>Nebengewässer (-mündungen)</i>	Einmündung in Altlauf oder Hauptstrom	Permanent
<i>Stark verlandetes Altwasser</i>	Ohne Anbindung	Permanent
<i>Reliktäres Altwasser</i>	Ohne Anbindung	Temporär
<i>Flutrinne, Flutmulde (Schlute)</i>	Ohne Anbindung	Temporär
<i>Randsenke</i>	Ohne Anbindung	Temporär
<i>Grundwassergespeiste Gewässer (Gießen)</i>	Häufig in Verbindung zu Altläufen oder Schluten	Temporär
<i>Strudellöcher</i>	Ohne Anbindung	Temporär

*= vorherrschend bei MQ

Quelle: QUICK (2005), in Anlehnung an Ihben (2001), IUS (1996), Quick (2004), Scherle, Harms & Krohmer (1996).

Schlussfolgerungen

Das angewendete Konzept besitzt einen Pilotcharakter für Bestandsaufnahmen in vergleichbaren Auengebieten, da es bisher kein standardisiertes Verfahren gibt, das speziell auf die Erfassung (und später auch Bewertung) von Auengewässerstrukturen ausgerichtet ist. Die Konzeption stellt einen wichtigen Baustein in Richtung möglicher Auengewässerstrukturgütebewertungen und für neue Instrumente einer nachhaltigen Sicherung und Entwicklung von Auen dar. Zukünftig muss das Konzept einem Vergleich mit weiteren Auengebieten des Rheins sowie anderer Fließgewässer zur Evaluierung und Fortentwicklung der Methodik v.a. in Hinblick auf das Parametersystem und die Auengewässertypisierung unterzogen werden.

Anzustreben ist letztendlich ein bundesweit einheitliches Vor-Ort-Verfahren. Auch nach einer im Auftrag des BfN (2005 a) erstellten Machbarkeitsstudie sollte ein bundeseinheitliches Vor-Ort-Verfahren für die Auenbewertung entwickelt werden, für das eine Kompatibilität zur ökologischen Zustandsbewertung der Fließgewässer nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) anzustreben wäre. Für ein solches Vor-Ort-Verfahren sind detaillierte gewässertypspezifische Leitbilder bzw. Referenzzustände entsprechend der Auentypen sowie Auengewässertypen bzw. Auenlebensräume erforderlich (Leitbild im Sinne nach LAWA 1995, 1998, 1999 und z.B. Quick 2004; vgl. Fischer 2005 und s. BfN 2005 b). Leitbilder bzw. Referenzzustände können mittels eines eigens für Auen- gewässer entwickelten Parametersystems hergeleitet und beschrieben werden. Im Zuge der Kartierung der Auengewässerstrukturen im Gebiet Bellenkopf/Rappenwört wurde ein adäquater morphologischer Parametersystementwurf aufgestellt, der beispielsweise Parameter wie Laufentwicklung, Breitenvarianz, Ausuferungsvermögen oder Besondere Umfeldstrukturen der Auengewässer beinhaltet und sich für eine Herleitung typspezifischer Referenzbedingungen eignet.

Es existieren bisher einige Methodenansätze, exemplarisch seien hier z.B. Spang, Fischer & Natzscha (2003) bzw. Fischer (2005) mit einem Verfahren zur Erfassung der ökologischen Auswirkungen von Maßnahmen zur Verbesserung der Abflussverhältnisse im Rheinvorland zwischen Iffezheim und Mannheim im Auftrag der LfU Baden-Württemberg, das Monitoring am Polder Erstein (Frankreich, 2005 Inbetriebnahme), das sog. „Rahmenkonzept Rhein – Beweissicherungsprogramm“ des RP Freiburg (2005) oder Arbeiten wie z.B. DVWK (1997) oder Kern & Fleischhacker (1999) genannt. Interessant sind auch die ausgewiesenen Auwaldstufen für den Raum Iffezheim bis Karlsruhe des IRP BW: Durch die Auwaldstufen Tiefe Weichholzaue, Weichholz/Hartholzübergangsaue, Tiefe, Mittlere, Hohe und Oberste Hartholzaue und die ihnen jeweils zugeordneten Überflutungsdauern und -höhen wird das Relief der Auen gut nachgezeichnet und typisiert.

Auf Bundesebene sind das aktuell abgeschlossene Forschungs- und Entwicklungsvorhaben (F+E) des BfN (2005 b) „Typologie und Leitbildentwicklung für Flussaunen in der BRD“ (FKZ:80382100) sowie das kürzlich initiierte F+E-Vorhaben „Bilanzierung der Auen und Überschwemmungsgebiete an Flüssen in Deutschland“ (BfN 2005 c) hervorhebenswert (FKZ:80582010). Beide Studien tragen dem Ansatz eines bundesweiten Auenschutzes Rechnung, der eine einheitliche Erfassung der Auen zum Ziel hat und somit eine Grundlage für eine übersichtsartige Bewertung darstellen wird. Auf regionaler Ebene sind notwendige Differenzierungen zu erwarten, da in Analogie zum jeweiligen Skalenbereich entsprechend andere Kriterien und Parameter zum Tragen kommen.

Eine Bestandsaufnahme u.a. hydromorphologischer Qualitätskomponenten ist auch nach EU-WRRL erforderlich. Die WRRL bezieht sich jedoch bisher auf das Hauptgerinne und ‚mißachtet‘ speziell die Auen bei der Einstufung und Überwachung des ökologischen Zustandes. Eine Ausdehnung der ökologischen Zustandserfassung und -bewertung der Fließgewässer auf den Auenraum muss zukünftig Ziel sein: Auengewässer sind ebenso wie Uferbereiche Bestandteil der Oberflächenwasserkörper; sie haben als landseitiger Teil des Wasserkörpers i.d.R. eine direkte Bedeutung für

die biologischen Qualitätskomponenten, zudem sind sie direkt vom Grundwasser abhängige Land-ökosysteme und müssen daher verstärkt in die Betrachtungen der Gewässer und in den Blickpunkt des Interesses miteinbezogen werden.

Auen sind zudem meist Schutzgebiete auf Grundlage von Gemeinschaftsrecht: Bei dem Untersuchungsgebiet handelt es sich um ein Areal des „Flora-Fauna-Habitat (FFH) - Gebietes 7015-341 Rheinniederung zwischen Wintersdorf und Karlsruhe“. Hier gilt ebenso wie nach WRRL eine Vermeidung einer weiteren Verschlechterung. Somit besteht eine wasserwirtschaftliche (WRRL) wie naturschutzfachliche (NATURA2000) Handlungsparallelität. Auch die gesetzliche „Umweltbeobachtung“ in Deutschland (§ 12 BNatSchG) hat u.a. den Zustand des Naturhaushaltes, seine Veränderungen und Folgen dieser Veränderungen zum Gegenstand. In dem Untersuchungsgebiet werden ebenso LIFE – Maßnahmen durchgeführt, die eine gewisse Wiederbelebung der Morphodynamik zum Ziel haben (RP Karlsruhe 2005).

Abschließend läßt sich festhalten, dass Modifikationen hydromorphologischer Komponenten mittels einer speziellen Kartierung der Auengewässerstrukturen nachweisbar und bewertbar werden und diese daher als unverzichtbar anzusehen ist. Auen wie Auengewässer benötigen ein eigenes Erhebungs- und Bewertungsverfahren, das nicht isoliert vom auebildenden Gewässer zu sehen ist und mit dem den entsprechenden Gegebenheiten in der Aue und deren Bedeutung für das Ökosystem Gewässer Rechnung getragen wird.

Danksagung

Auftraggeber der „Kartierung der Auengewässerstrukturen im Zuge der UVS für den Retentionsraum Bellenkopf/Rappenwört“ ist die Gewässerdirektion Nördlicher Oberrhein, Projektgruppe Karlsruhe (heute Regierungspräsidium Karlsruhe). Die Projektbearbeitung erfolgte in zwei Schritten: 1. Kartierung der Auengewässerstrukturen durch den Bereich WWF-Auen-Institut der Universität Karlsruhe (Bearbeiterin: Dr. rer. nat. Ina Quick), 2. Prognose der morphodynamischen Entwicklung nach Fertigstellung des Retentionsraumes durch das Büro River Consult – Ing.-Büro Dr. Klaus Kern, Karlsruhe (Bearbeiter: Dr.-Ing. Klaus Kern, Dipl.-Geoökol. Thomas Fleischhacker). Ich bedanke mich bei Hr. Manke und Hr. Wendel (RP Karlsruhe), Hr. Prof. Dr. Dister, Hr. Harms, Hr. Döpke, Fr. Mertins (Bereich WWF-Auen-Institut), Hr. Dr.-Ing. Kern, Hr. Fleischhacker (River Consult), Hr. Schwab (Ingenieurbüro für Vermessungswesen, Kehl) sowie Daniel Quick für ihre fachliche Unterstützung und Zusammenarbeit.

Auszug genannter Literatur

- BfN (2005 a): Machbarkeitsstudie für eine bundesweite Erfassung des ökologischen Zustandes von Flussauen. Bearbeitung: Mehl, D. et al. Bonn: 121 S.
- BfN (2005 b): F+E-Vorhaben Typologie und Leitbildentwicklung für Flussauen in der BRD. FKZ: 80382100. Bearbeitung: Koenzen, U. et al. Bonn: 330 S.
- Fischer, H.-J. (2005): Dokumentation von Renaturierungsmaßnahmen und ihren ökologischen Wirkungen im Rheinvorland. In: Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., LfU BW, Bd. 75, Karlsruhe: 305-332.
- Fleischhacker, T., Kern, K., Quick, I. (2005): Kartierung der Auengewässerstrukturen im Zuge der UVS für den Retentionsraum Bellenkopf/Rappenwört. Abschlussbericht. Karlsruhe. Auftraggeber: Gewässerdirektion Nördlicher Oberrhein, Projektgruppe Karlsruhe (RP KA). 31 S.+3 K. [unveröff.]
- IRP BW (2005): Rückhalteraum Bellenkopf/Rappenwört.
(http://irp.baden-wuerttemberg.de/irp/ret_bellenkopf.htm, Zugriff 09.11.2005).
- Kern, K., Fleischhacker, T. (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD. Entwurf eines Kartierverfahrens für Wasserstraßen im Auftrag der BfG, Koblenz. Stand März 1999. Karlsruhe. [unveröff.]
- Payrer, D. (2004): 3D-Visualisierung eines Hochwasserretentionsraumes am Oberrhein. Kärnten.
(www.cti.ac.at/cms/geo/dateien/geo_fe_BP_WS03_Praesentation_Payrer.pdf, Zugriff 09.11.2005).
- Scherle, J., Harms, O. & Krohmer, R. (1996): Ökomorphologische Strukturgütekartierung und Studie zur Sedimentationstätigkeit der Rheinauengewässer von Rheinland-Pfalz. Auftraggeber: Landesamtes f. Wasserwirtschaft Rheinl.-Pfalz, Mainz im Rahmen der AKTION BLAU, Projekt 3.3. IWK, Univ. Karlsruhe: 62 S.+61 S. Anh. [unveröff.]
- WWF-Auen-Institut (2005): Rückhalteraum Bellenkopf/Rappenwört. Umweltverträglichkeitsstudie. Zusammenfassender Gesamtbericht. Rastatt, Karlsruhe: 50 S. Auftraggeber: RP Karlsruhe. [unveröff.]

WAHL, B.: Untersuchung der Kopplung chemischer, biologischer und hydrometeorologischer Parameter mittels statistischer Analyse langzeitiger Datenreihen zum Bodensee

HAUSMANN, J. & BOEHRER, B.: Hypolimniontemperatur unter 4 °C in einem Salzsee – das Solbad Leopoldshall bei Staßfurt in Sachsen-Anhalt

VOBIS, H.: Baggerseen in Baden-Württemberg – Messnetz, Zustand und Besonderheiten

HOPPE, A.: Baggerseen in Baden-Württemberg – Messnetz, Zustand und Datenerhaltung

KRUG, H.: Leitfaden „Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft“

Untersuchung der Kopplung chemischer, biologischer und hydrometeorologischer Parameter mittels statistischer Analyse langzeitiger Datenreihen zum Bodensee

Bernd Wahl

GKSS Forschungszentrum Geesthacht, c/o Institut für Seenforschung (ISF) der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, D 88085 Langenargen, bernd.wahl@lfula.lfu.bwl.de

Keywords: Bodensee, Trendanalyse, Klimaeinfluss, Trophie, winterliche vertikale Durchmischung

Einleitung

Eine umfangreiche Datenbasis langjähriger Messreihen aus Untersuchungsprogrammen zum Bodensee wurde mit statistischen Mitteln auf langzeitige Veränderungen chemischer, biologischer sowie hydrophysikalischer Parameter und deren gegenseitige Kopplungen untersucht.

Die gemessenen Parameter im Bodensee spiegeln viele Entwicklungen im und um den See herum wieder. Insbesondere hinterließ die Trophieentwicklung während der vergangenen Jahrzehnte deutliche Signale in den Zeitreihen vieler Messgrößen (Güde et al. 1998, IGKB 1998). Klimatische Veränderungen, wie z.B. ein ansteigender Temperaturtrend, wirken sich auf die Seen in Europa aus (Straile et al. 2003a, 2003b; Livingston 1997, 2003) und dürften im Bodensee u.a. für eine Änderungen in der Dynamik der winterlichen vertikalen Durchmischung verantwortlich sein. Dieser für die Tiefenwassererneuerung wichtige Schlüsselprozess, der viele biologische und chemische Parameter und Prozesse beeinflusst, sollte im Hinblick auf die in den nächsten Jahrzehnten erwartete weitere Klimaerwärmung besser verstanden werden. Einen Beitrag hierzu liefern die Analysen zur langjährigen Entwicklung der winterlichen vertikalen Durchmischung sowie deren Abhängigkeit von verschiedenen Einflussfaktoren.

Datengrundlage und Methoden

Der Hauptanteil der analysierten Seenparameter wurde von der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) bereitgestellt. Die Messwerte von der Seemitte-Messstation (vgl. Abb. 1) liegen für viele Parameter kontinuierlich seit den 1960er Jahren vor, und wurden i.d.R. entweder monatlich oder 2-wöchentlich erfasst. Wenngleich die Morphologie sowie die Lage der Zuflüsse eine gewisse Heterogenität des Bodensees bedingen, sind die an der Seemitte-Messstation gemessenen Zeitreihen für einen großen Teil des Bodensee-Obersees repräsentativ und erscheinen geeignet, langjährige Entwicklungen zu untersuchen. Tab. 1 gibt einen groben Überblick über die untersuchten Parameter.

Teilweise waren die Daten hinsichtlich der Datenstruktur, der Qualität, der Systematik oder der angewandten Messmethodik uneinheitlich und wurden, soweit möglich, verifiziert und homogenisiert. Die Zeitreihen wurden durch einfache statistische Kenngrößen und Graphiken charakterisiert. Die Ergebnisse wurden über eine Browser-Oberfläche dem Nutzer leicht zugänglich gemacht. Darauf auf-

bauend wurden die Zeitreihen auf langjährige Veränderungen analysiert, wobei neben den Trends der Jahresmittel auch langjährige Veränderungen im Jahresverlauf betrachtet wurden. Mittels Korrelations- und Regressionsrechnungen wurde nach möglichen Zusammenhängen zwischen den Messparametern gesucht. Einen Schwerpunkt bildete die Analyse auf Einflüsse hydrometeorologischer Parameter.

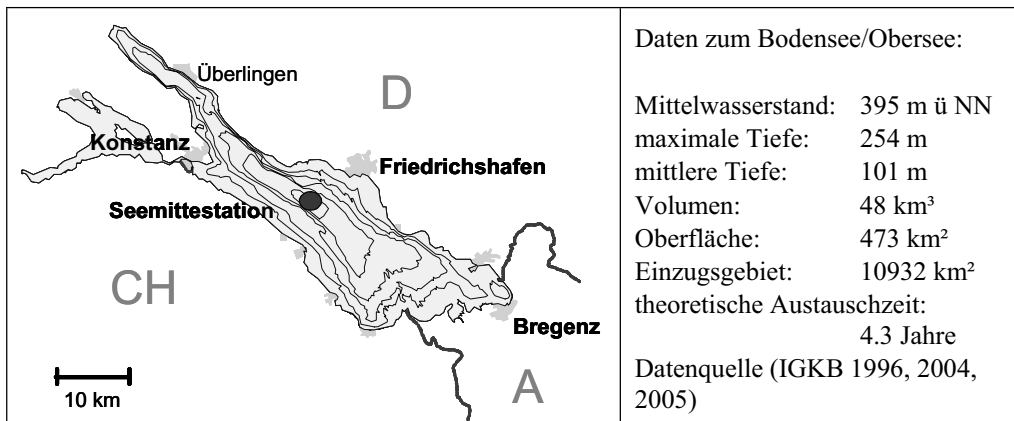


Abb. 1:
Der Bodensee und
die Lage der „See-
mitte-Messtation“

Tab. 1: Übersicht über die untersuchten Parameter:

Seeparameter
• Chemische Wasserinhaltsstoffe • Hydrophysikalische Daten (Wassertemperatur, Wasserstand, Abflussmenge, Sichttiefe) • Zooplankton • Phytoplankton • Bakterien • Chlorophyll-a und andere Pigmente • Fischdaten (Felchen-Jahrgangstärken, -Laichzeit)
Zuflussparameter
• Zuflussmengen • Temperatur • Schwebstoffe, gelöste Stoffe
Meteorologische Parameter
• Windstärke/-richtung, Lufttemperatur, Sonnenscheindauer, Bedeckungsgrad, Niederschlag, Luftdruck

Ergebnisse

Trends und langjährige Veränderungen

Hinsichtlich der trendartigen Veränderungen werden hier beispielhaft Ergebnisse dargestellt, die einerseits Signale der Trophieentwicklung zeigen, andererseits auch Hinweise auf Auswirkungen klimatischer Veränderungen geben.

Für die trophischen Verhältnisse im Bodensee ist die Zeitreihe der Gesamtphosphorwerte bezeichnend (Abb. 2), in welcher nach einem Anstieg in den 1960/70iger Jahren ein Rückgang ab den 1980iger Jahren folgt. Chlorophyll-a als Maß für die Algenentwicklung zeigt bei den Jahresmittelwerten zwar einen Rückgang, der jedoch auf Grund der hohen Variabilität nicht signifikant ist. Getestet wurde die Signifikanz der hier angegebenen Trendwerte nach der parameterfreien rangbasierten Methode nach Kendall entsprechend der Implementierung in der cor.test-Routine der statistischen Software R (R, 2005). Einen signifikanten Rückgang der Chlorophyll-a-Konzentration erkennt man jedoch im Jahresverlauf (Abb. 3) im Monat Mai, also zur Zeit der ersten Frühjahrs-

blüte. Andererseits liefert ein deutlicher, signifikanter Anstieg in den Monaten März und April einen Hinweis auf klimatische Einflüsse: Der Trend zu wärmeren Wintern ist begleitet mit einer früheren Ausbildung der thermischen Schichtung, welche in tiefen Seen, wie dem Bodensee-Obersee, eine Voraussetzung für ein gutes Algenwachstums ist.

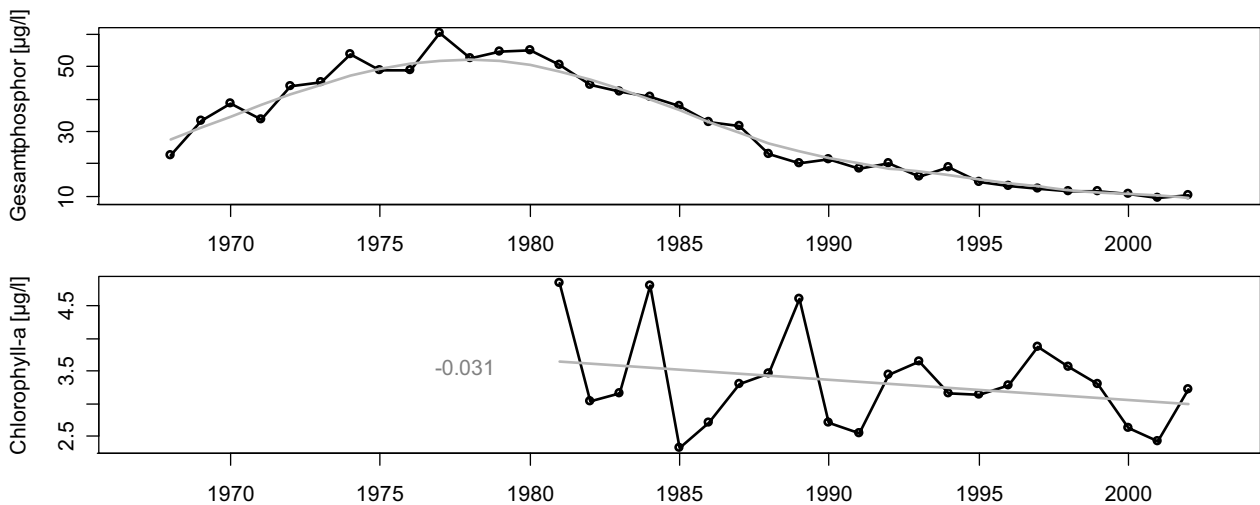


Abb. 2: Jahresmittelwertzeitreihen mit Glättungskurve bzw. Trendgeraden zum Gesamtposphor in 0,5m Tiefe, sowie der Chlorophyll-a-Konzentration in 0-20m Tiefe. Der abnehmende Trend von Chlorophyll-a ist jedoch nicht signifikant ($p > 0.1$).

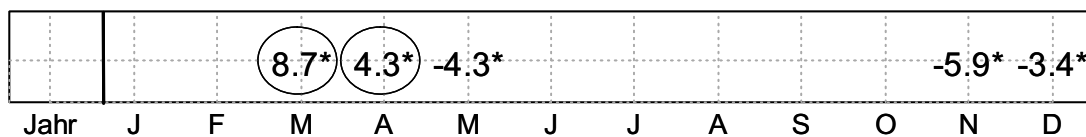


Abb. 3: Chlorophyll-a-Trendwerte in [% / Jahr] bezogen auf den Zeitreihenmittelwert der jeweiligen Monatwerte bzw. des Jahresmittwertes (Zeitraum 1984 bis 2002). Positive Trendwerte sind eingekreist. (Angabe der Signifikanz: *: $p < 0.1$)

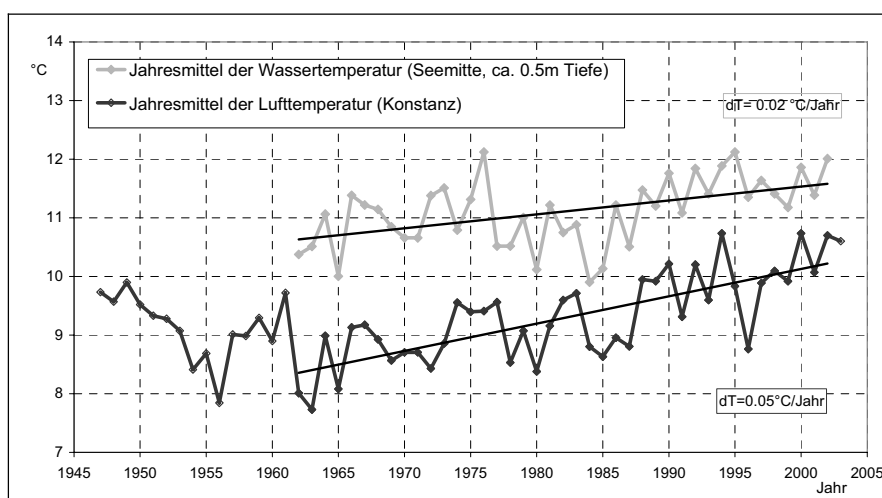


Abb. 4: Trends der Jahresmittelwerte der Lufttemperatur bei Konstanz (dunkle Kurve) und der oberflächennahen Wassertemperatur in ca. 0.5 m Tiefe (helle Kurve) ($p < 0.05$).

In Abb. 4 sind die Lufttemperaturen der Klimastation in Konstanz und die an der Seemittestation gemessenen oberflächennahen Wassertemperaturen als Jahresmittelwerte gegenübergestellt. Im gemeinsamen Zeitbereich von 1962 bis 2002 weisen beiden Zeitreihen einen signifikanten ($p < 0.05$)

ansteigenden Trend auf. Der Anstieg der Lufttemperatur ist jedoch mit etwa 0.5°C in 10 Jahren mehr als doppelt so stark wie bei der oberflächennahen Wassertemperatur (ca. 0.2°C in 10 Jahren).

Die nach Monaten aufgelöste Analyse der Temperaturtrends (Abb. 5) lässt einen starken Anstieg der mittleren Lufttemperatur insbesondere in den Wintermonaten Dezember bis März sowie im Mai und im August erkennen. Bei den Wassertemperaturen sind die Trendwerte merklich ausgeglichener und werden zur Tiefe hin geringer. Vor allem in den wärmeren Monaten erlaubt die hohe Variabilität der Zeitreihen häufig keine Angabe signifikanter Trendwerte.

Die Kopplung von Luft- und Wassertemperatur ist offensichtlich in komplexer Form von den Austauschprozessen an der Seeoberfläche sowie den Transport- und Vermischungs-Prozesse im See abhängig und wird mit einfachen linearen Ansätzen nicht hinreichend beschrieben.

0.47	0.51	0.6	0.84		0.66	0.32	0.4	0.77		0.37		0.72	Lufttemperatur / Konstanz
0.2	0.24	0.27	0.27	0.16				0.52	0.22		0.25	0.36	Wassertemperatur 0.5 m
0.24	0.25	0.25	0.28	0.34	0.36			0.33	0.15	0.36	0.24	0.36	Wassertemperatur 5 - 10 m
0.15	0.22	0.24	0.25	0.29	0.27	0.19						0.37	Wassertemperatur 20 - 30 m
0.16	0.19	0.20	0.20	0.21	0.16	0.16	0.17	0.18	0.16	0.16	0.15	0.18	Wassertemperatur 50 - 100 m
0.15	0.12	0.13	0.13	0.14	0.14	0.14	0.15	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	Wassertemperatur 250 m
Jahr	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	

Abb. 5: Trendwerte in [°C / 10 Jahre] der Monats- und der Jahresmittelwerte für die Luft- und Wassertemperaturen. (Signifikanz: grau unterlegt: $p < 0.1$, weiß unterlegt: $p < 0.2$)

Untersuchungen zur winterlichen vertikalen Durchmischung

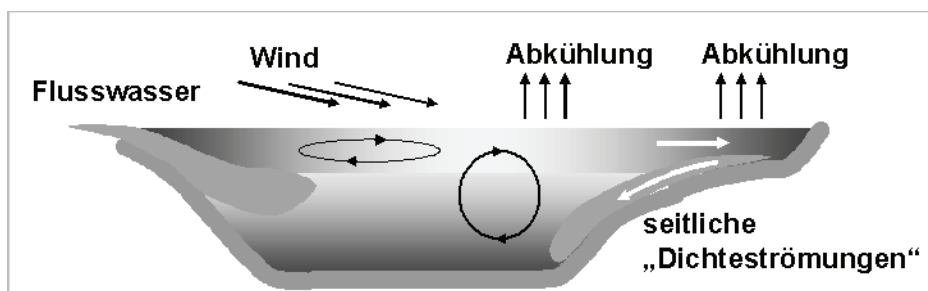


Abb. 6:
Schema zur winterlichen vertikalen Durchmischung

Für die Erneuerung des Tiefenwassers im monomiktischen Bodensee ist die winterliche vertikale Durchmischung von größter Bedeutung. Sie hängt von einer hinreichenden Auskühlung der oberen Wasserschichten ab, wird aber auch durch Wind und Flusswasser beeinflusst (Abb. 6). Der Beitrag des Flusswassers ist vergleichsweise gering (Roßknecht 2003).

Eine spezielle Form konvektiver vertikaler Strömungen sind seitliche „Dichteströmungen“, welche durch die Auskühlung des Wassers in den flacheren Seebereichen entstehen und bis in die Tiefe des Sees vordringen können (Hollan et. al. 1992; Hollan 1999, 2000; Eurolakes 2003).

Als Maß für die winterliche vertikale Durchmischung, wurde ein *Durchmischungsindex* definiert, der sich den Auf- und Abbau chemischer vertikaler Gradienten zu Nutzen macht, wenn der Abbauprozess hauptsächlich der winterlichen Durchmischung zugeschrieben werden kann. Die Inhomogenität der vertikalen Messprofile wurde durch deren jeweilige Standardabweichung quantifiziert.

Die Definition des Durchmischungsindex lautet:

$$Z = 1 - \frac{\text{minimale der Standardabweichung (Messprofile Jan. - April)}}{\text{maximale Standardabweichung (Messprofile im Sept. – Dez.)}}$$

Hohe Index-Werte nahe 1 stehen für eine gute Durchmischung, während niedrigere Werte (z.B. 0.6) eine schlechte Durchmischung anzeigen. Die Brauchbarkeit eines ähnlichen Ansatzes wurde bereits bei Roßknecht (2003) gezeigt. Für die Berechnung gut geeignet sind z.B. Orthophosphat sowie Silikat (Abb. 7).

Der Zeitpunkt der besten Durchmischung im Spätwinter/Frühjahr hat sich von 1962 bis 2002 im mittleren Verlauf von Anfang April auf Anfang März verschoben. Dies kann mit einer früher einsetzende thermischen Schichtung zusammenhängen oder mit Änderungen in der Dynamik der Durchmischungsprozesse.

Abb. 7 stellt die Zeitreihe des Durchmischungsindex sowie die grundnahen Sauerstoffwerte dar und lässt erkennen, dass in der Zeit hoher Trophie eine schlechte Durchmischung mit stark erniedrigten Sauerstoffwerten über Grund einherging (1972/1973 und 1988 bis 1990). In späteren Jahren waren die sauerstoffzehrenden Prozesse soweit abgeschwächt, dass trotz häufigerer schlechter winterlicher Durchmischung die Sauerstoffwerte nicht mehr so tief absanken. Die Ursache für die häufigere schlechte vertikale Durchmischung dürfte im ansteigenden Trend der winterlichen Temperaturen liegen. Vermutlich reicht die Auskühlung oftmals nicht mehr für eine gute vertikale Durchmischung aus. Zudem verkürzt eine früher einsetzende Schichtung die Zeit in dem dieser Prozess stattfinden kann.

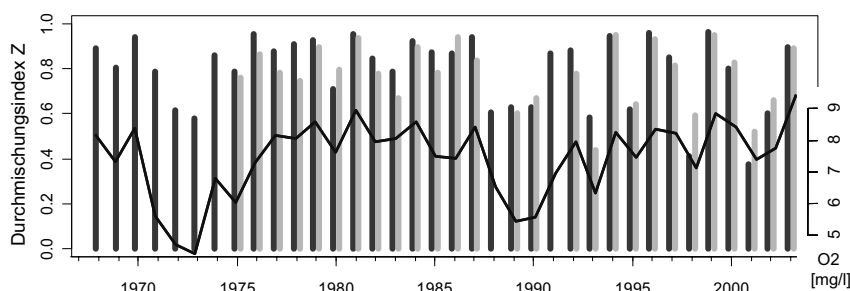


Abb. 7:
Durchmischungsindexwerte, berechnet für Orthophosphat (dunkle Balken) und Silikat (helle Balken). Die Jahresmittel der Sauerstoffwerte über Grund sind mit der durchgezogene Kurve und der Skala auf der rechten Seite dargestellt.

Der Fragestellung, wie verschiedene Einflussfaktoren zur winterlichen Durchmischung beitragen, wurde mittels Hauptkomponentenanalyse nachgegangen. Die Ergebnisse zeigen:

- Die Stärke der winterlichen Auskühlung liefert den Hauptbeitrag.
- Der Einfluss des Windes zeigt sich in einer Hauptkomponente als hindernd für die winterliche, vertikale Durchmischung, was damit zusammenhängen könnte, dass windige Witterungsverhältnissen die Ausbildung kalter Wasserkörper in den Flachwasserzonen stören. In einer anderen Hauptkomponente ist der Windeinfluss jedoch positiv zur Durchmischungstärke orientiert und dürfte die durch den Wind erhöhte Turbulenz widerspiegeln.
- Hinsichtlich der Tiefenwassertemperatur würde man erwarten, dass höhere Werte die winterliche Durchmischung begünstigen. Dies war den Ergebnissen nicht zu entnehmen.
- Auch die Variabilität der Zuflusswassermenge hinterließ in den Analyse-Mustern keine klaren Signale und spiegelt vermutlich dessen untergeordnete Rolle wieder.

Fallstudien, wie in Roßknecht (2003), Hollan (2000) und Eurolakes (2003), oder deterministische Modellansätze, wie in Eurolakes (2003), liefern weitere Erkenntnisse zu den Prozessabläufen und den kausalen Zusammenhängen.

Zusammenfassung

Die gewonnenen Ergebnisse, die hier nur ausschnittsweise dargestellt werden konnten, zeigen zahlreiche Veränderungen im Bodensee und in den auf ihn einwirkenden Parametern auf. Viele der gefundenen Signale hängen mit den trophischen Veränderungen zusammen. Weiter lassen sich deutliche Hinweise auf Auswirkungen klimatischer Veränderungen erkennen, wie etwa eine früher einsetzende thermische Schichtung und Vegetationsphase oder eine geänderte Charakteristik der winterlichen vertikalen Durchmischung. Die Ergebnisse lassen vermuten, dass wärmere Winter häufiger zu Jahren mit schlechter winterlicher vertikaler Durchmischung führen. Eine solche Entwicklung hätte Konsequenzen für den Stoffhaushalt und für biologische Prozesse im See, wie z.B. die Sauerstoffversorgung des Hypolimnions. Eine bessere Kenntnis dieses Schlüsselprozesses und eine Abschätzung möglicher zukünftiger Entwicklungen sind daher erforderlich.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen von KLIWA (www.kliwa.de) im Teilprojekt A2.2.1 durchgeführt und vom Land Baden-Württemberg finanziert. Daten wurden zur Verfügung gestellt von der IGKB, der LfU Baden-Württemberg und dessen Institut für Seenforschung, dem Landeswasserbauamt Bregenz, dem Bundesamt für Wasser und Geologie der Schweiz, dem Deutschen Wetterdienst, der EAWAG (Schweiz), dem Limnologischen Institut der Universität Konstanz sowie dem Amt für Jagd und Fischerei des Kantons St.Gallen. Für die Hauptkomponentenanalysen stellten E. Zorita und R. Weiße (GKSS, Geesthacht) Fortran-Programme zur Verfügung. Besonderen Dank gilt auch Herrn Roßknecht und Herrn Güde vom Institut für Seenforschung für die hilfreichen Diskussionen und die Durchsicht des Manuskriptes.

Literatur

- Eurolakes (2003): Renewal of constituents study. Autoren: U. Lemmin, H. Baumert, K. Duwe, E. Hollan, B. Wahl; Beitrag zum EU-Projekt Eurolakes, workpackage 6, report D27; Bericht verfügbar über: www.eurolakes.org
- Güde, H., H. Rossknecht und G. Wagner (1998) Anthropogenic impacts on the trophic state of Lake Constance during the 20th century. Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology, 53: 85-108.
- Hollan, E. and S. Serruya (1992): Kryptogene Wasserkörperformationen in den Tiefen des winterlichen Bodensees. Deutsche Ges. f. Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassung d. Jahrestagung 1992 in Konstanz, Band 1: 8-16
- Hollan, E. (1999): Erneuerung des Tiefenwassers im Bodensee durch weitreichende see-eigene Dichteströmungen. Deutsche Ges. f. Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Band I: 229–233
- Hollan, E. (2000): Mögliche Auswirkungen einer Klimaveränderung auf größere Binnenseen. KLIWA-Berichte, Heft Nr. 1: 213-235, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft, Deutscher Wetterdienst (Editor)
- IGKB (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee. IGKB-Bericht Nr. 45
- IGKB (1998): Langjährige Entwicklung chemischer Parameter im Bodensee-Obersee. IGKB-Bericht Nr. 48
- IGKB (2004): Der Bodensee, Zustand – Fakten – Perspektiven, Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), 1. Auflage, S.8-10
- IGKB (2005): Seedaten zum Bodensee veröffentlicht unter www.igkb.de
- Livingston, D.M. (1997): An example of the simultaneous occurrence of climate-driven "sawtooth" deep-water warming/cooling episodes in several Swiss lakes, Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 822-828
- Livingston, D.M. (2003): Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake, Climatic Change 57: 205–225
- R (2005): R Project for Statistical computing, www.r-project.org/
- Roßknecht, H (2003): Der Alpenrhein im Bodensee, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) Institut für Seenforschung (ISF), 1. Auflage
- Straile, D., K. Jöhnk, H. Rossknecht (2003a): Complex effects of winter warming on the physicochemical characteristics of a deep lake. Limnol. Oceanogr., 48(4): 1432–1438
- Straile, D., D.M. Livingstone, A.G. Weyhenmeyer, D.G. George (2003b): The Response of Freshwater Ecosystems to Climate Variability Associated with the North Atlantic Oscillation. The North Atlantic Oscillation: Climatic Significance and Environmental Impact, Geophysical Monograph 134

Hypolimniontemperatur unter 4 °C in einem Salzsee – das Solbad Leopoldshall bei Staßfurt in Sachsen-Anhalt

Jörg Hausmann¹ & Bertram Boehrer²

¹ Institut für Geophysik und Geologie, Universität Leipzig, Talstr. 35, D-04103 Leipzig, Joerg.Hausmann@web.de

² UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Brückstr. 3a, D-39114 Magdeburg, Bertram.Boehrer@ufz.de

Keywords: Staßfurt, Meromixis, Salzsee, Temperaturprofil, Dichte

Abstract

Im Solbad Leopoldshall bei Staßfurt in Sachsen-Anhalt stabilisiert stark salziges Grundwasser ein meromiktisches Schichtungssystem. Durch die hohe Salinität des Mixolimnionwassers kommt es zu einer Verschiebung der Temperatur der höchsten Dichte zu tieferen Temperaturen. Es kann daher eine ganzjährige Absenkung der Hypolimniontemperatur auf unter 4 °C beobachtet werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsobjekt ist das ca. 30 km südlich von Magdeburg am Südrand von Staßfurt gelegene Solbad Leopoldshall (Abb. 1). Als durch Bergsturz im Jahr 1899/1900 entstandene Senke, wird es seit den 30er Jahren des 20. Jhd. als Solbad genutzt. Die ursprüngliche Tiefe von ~40 m (Bahr, 1988 & Busch, 2002) ist durch Verkippungen auf eine heutige Maximaltiefe von 21 m reduziert. Die mittlere Tiefe beträgt 9,6 m (Abb. 2). Die vorgestellten Messungen erreichen eine Teufe von knapp 20 m. Das Volumen des kleinen Sees wird von Bahr (1988) mit 124000 m³ angegeben und bezieht sich auf eine Seeoberfläche von 13900 m².

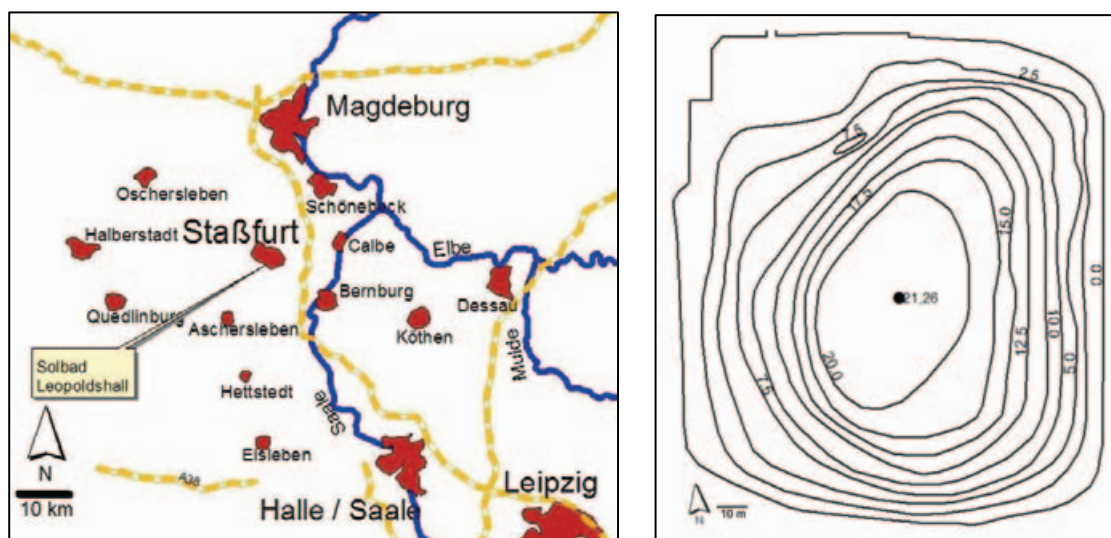


Abb. 1 (links): Anfahrtsskizze Staßfurt (Sachsen-Anhalt)

Abb. 2 (rechts): Batimetrie Solbad Leopoldshall bei Staßfurt

Geologischer Überblick und Entstehung

Das Solbad Staßfurt verdankt seine Entstehung dem Kaliabbau in der Region. Regionalgeologisch gliedert es sich in der Einheit des Staßfurt-Egelter-Sattels, als Teil des Bruchschollengebirges der Subherzynen Senke, ein. Durch tektonisch bedingte Halokinese innerhalb des mesozoischen Deckgebirges bildete sich im Kern des Sattels der Staßfurter Salzstock. Mit seiner typischen Zechsteinabfolge erreicht er Salzmächtigkeiten von bis 1000 m (Abb. 3).

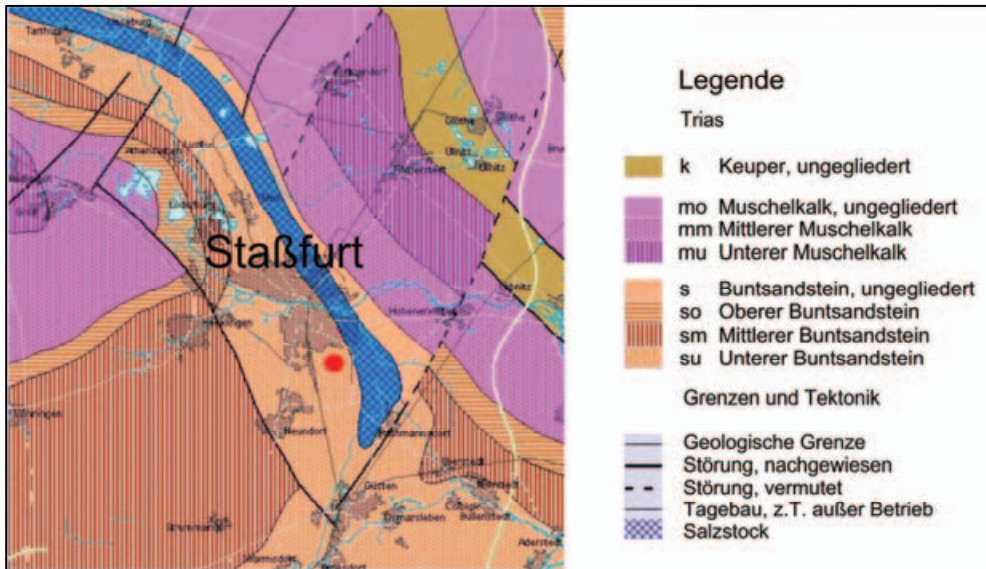


Abb. 3:
Geologie Staßfurt,
nach GÜK400d,
Landesamt für
Geologie und Berg-
wesen Sachsen-
Anhalt, ohne Maß-
stab mit Verände-
rungen

Um 1852 begann ein intensiver Abbau des begehrten Kalisalzes (Busch, 2002). Starke Nachfrage und ungenügende Abbauerfahrung führten zu risikovoller Abbauführung und unzuweckmäßigen Abbaumethoden (Schönberg, 1999). Die Anordnung der Kammern in den flach bis halbsteil einfallenden Kaliflözen und deren mangelhafte Stabilisierung verursachten ab 1878 in Leopoldshall untertägige Brucherscheinungen, welche später auch auf Staßfurt übergingen. Einer der größten Tagesbrüche mit 140 m Durchmesser und einer Absenkung von 40 m bildete sich im Jahre 1899/1900 in Leopoldshall. Die Grube füllte sich unter weiterer Hohlraumbildung infolge von Subrosion sehr schnell mit Sole und zwang zur Aufgabe der Schachtanlagen. Die Flutung setzte sich über die Verbundkammern fort und führte letztendlich zur vollständigen Einstellung des Kalibergbaus an der SW-Flanke des Sattels im Jahr 1912 (Schönberg, 1999). An der NE-Flanke wurde der Abbau bis 1972 fortgesetzt (Busch, 2002).

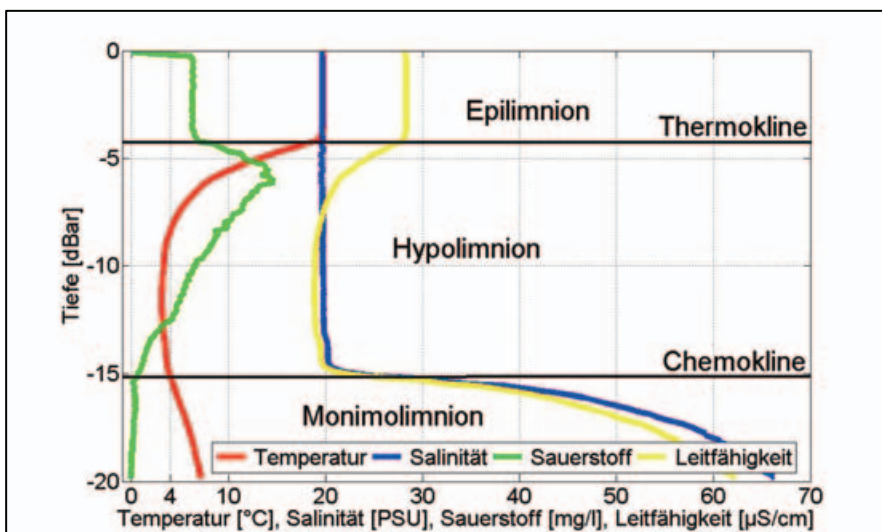


Abb. 4:
Schichtung im Solbad
Leopoldshall bei Staßfurt
während der sommerlichen
Stagnationsphase am 09.
August 2005 (Die Sauer-
stoffkonzentrationen wur-
den numerisch korrigiert
für die Einstellzeit des Sen-
sors von 7,5 s.)

Ergebnisse & Diskussion

Das Solbad Leopoldshall in Staßfurt zählt zu den meromiktischen Seen. Klar kann zwischen drei Schichten – dem Epilimnion, dem Hypolimnion und dem Monimolimnion – unterschieden werden (Abb. 4).

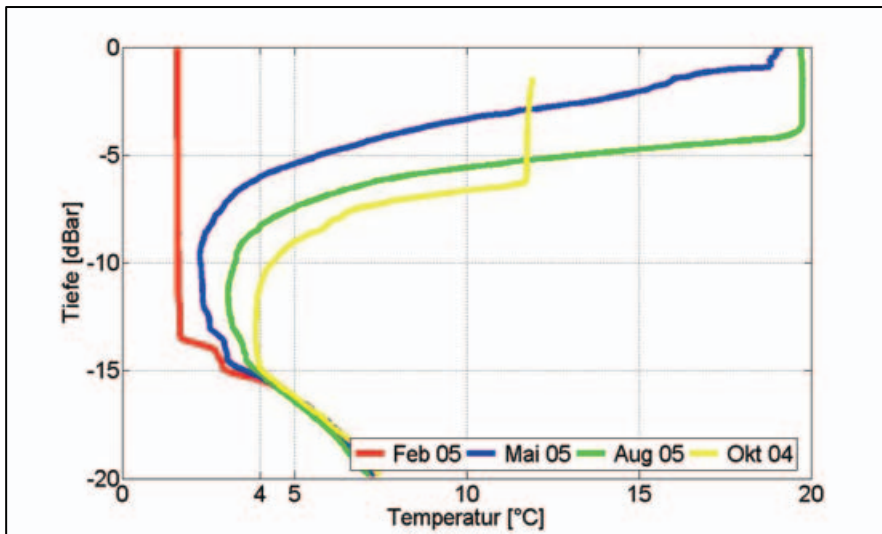


Abb. 5:
Temperaturprofile im Solbad Leopoldshall bei Staßfurt vom 10. Oktober 2004, 17. Februar, 03. Mai und am 09. August 2005

Das Epilimnion steht in direktem Kontakt mit der Atmosphäre. Über die sommerliche Stagnationsphase wird durch zunehmende Temperaturen, die Thermokline, aufgebaut. Der Dichteunterschied des wärmeren Oberflächenwassers (Epilimnion) hält die Schichtung aufrecht (Abb. 8). Salinitätsgradienten durch Verdunstung oder Verdünnung (Niederschlag) können das System zusätzlich stabilisieren. Nur während der winterlichen Abkühlung des Epilimnions findet ein Dichteausgleich statt und beide Wasserkörper mischen sich (Abb. 5 & 8). Das Hypolimnion ist von den sommerlichen Temperaturen nicht direkt betroffen und konserviert über die Sommerstagnation eine Temperatur leicht oberhalb der Temperatur der maximalen Dichte.

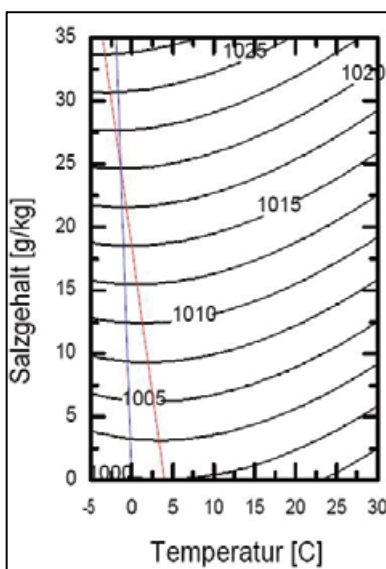


Abb. 6:

Konturdarstellung der Dichte von Mischungen aus Meerwasser und reinem Wasser in $[\text{kg}/\text{m}^3]$ bei Atmosphärendruck gegen Temperatur und Salinität. Die vertikale Linie beginnend bei $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ markiert den Gefrierpunkt, die stärker geneigte Linie beginnend bei $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ die Temperatur der maximalen Dichte bei gegebener Salinität.

Durch die hohe Salinität um 20 psu kommt es zu einer Verschiebung der Temperatur der höchsten Dichte zu tieferen Temperaturen (Abb. 6 & 7). Dadurch ergibt sich eine ganzjährige Absenkung der Hypolimniontemperatur (Abb. 5) auf unter $4\text{ }^{\circ}\text{C}$. Diffusive Wärmeeinträge erhöhen kontinuierlich die Hypolimniontemperatur über die sommerliche Schichtungsphase, bis die winterliche Zirkulationsphase wieder zu niedrigeren Temperaturen im Hypolimnion führt.

Der Bodenkörper, oder Monimolimnion (Abb. 4), im Solbad nimmt an diesen Vorgängen nicht teil. Es handelt sich um eine abgeschlossene Wassermasse, die sich durch ihre hohe Salinität deutlich unterscheidet. Das chemische Milieu ist anoxisch und auf Grund fehlender Tiefenzirkulation kommt es zur Gasanreicherung.

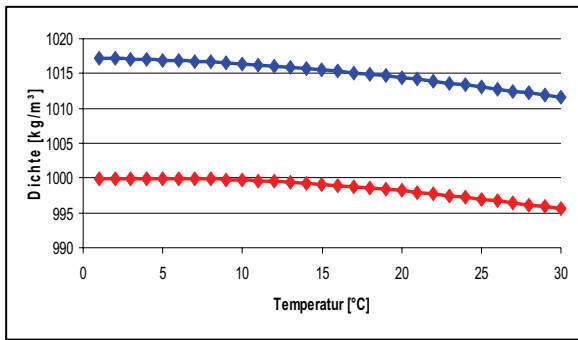


Abb. 7:
Dichte in $[\text{kg/m}^3]$ von Mixolimnionwasser vom 09. August 2005 (obere Kurve) aus dem Solbad Leopoldshall gegen die Temperatur im Vergleich zu reinem Wasser (untere Kurve)

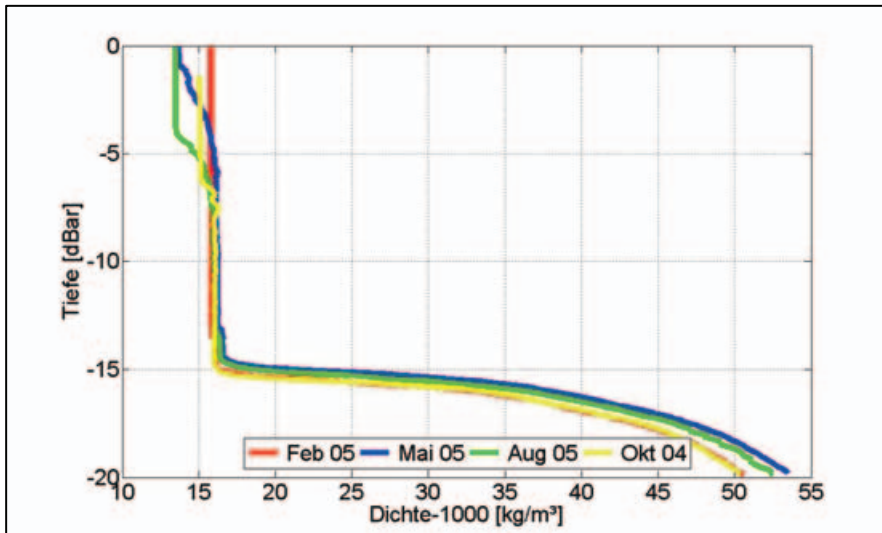


Abb. 8:
Dichteprofile im Solbad Leopoldshall bei Staßfurt vom 10. Oktober 2004, 17. Februar, 03. Mai und am 09. August 2005; berechnet nach der UNESCO-Formel von Fofonoff & Millard (1983)

Die Dichte des Monimolimnions ist salinitätsbedingt größer (Abb. 8). Der Temperaturanstieg im Monimolimnion (Abb. 5) ist auf eine Anbindung an Bodenwärme und einströmendes Grundwasser zurückzuführen. Dies läuft einer stabilen Schichtung entgegen, wird aber durch den Salinitätsgradienten stabilisiert.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen eines Diplompraktikums am UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH als Voruntersuchung hinsichtlich der Modellierung der auftretenden Effekte. Wir bedanken uns bei Karsten Rahn und Uwe Kiwel für die technische Unterstützung bei den Messungen.

Zitierte Literatur

- Bahr, K. (1988): Gutachten zur Sanierung des Solbades Leopoldshall-Staßfurt, Wasserwirtschaftsdirektion Untere Elbe, Magdeburg: 21 S.
- Busch, W. et al.: (2002): Altbergbau – Gefahr für Mensch und Umwelt? Neue Ansätze für die dynamische Modellierung untertägiger Salzlösungsprozesse im Kalialtbergbaugebiet Staßfurt. Technische Universität Clausthal, Contact Forschung 11, Clausthal: 35-38.
- Fofonoff, N.P. & Millard jr., R.C. (1983): Algorithms for commutation of fundamental properties of seawater. UNESCO technical paper in marine science 44.
- Jöhnk, K.D. (2000): 1D hydrodynamische Modelle in der Limnophysik – Turbulenz, Meromixis, Sauerstoff. Habilitationsschrift, TU Darmstadt. Darmstadt: 235 S.
- Schönberg, G. (1999): Folgeschäden des Kali- und Steinsalztiefbaues im Stadtgebiet von Staßfurt. Berichte von der 12. Nationalen Tagung für Ingenieurgeologie, 12. – 16. 4.1999 (Halle / Saale), Fachsektion Ingenieurgeologie der Deutschen Geologischen Gesellschaft und der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik (Herausgeber: Ch. Lempp & G. Reik), Halle: 430 S.

Baggerseen in Baden-Württemberg – Messnetz, Zustand und Besonderheiten

Hartmut Vobis

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Griesbachstraße 1, 76185 Karlsruhe
hartmut.vobis@lfuka.lfu.bwl.de

Keywords: Baggerseen, Altarme, Trophie, Belastung

Baggerseen mit Rheinanbindung in Baden-Württemberg

Der Oberrheingraben in Baden-Württemberg zählt zu den wichtigsten Kiesabbaugebieten Europas. Hier sind im Zuge der Industrialisierung mehr als 330 Baggerseen mit bis zu 80 m Tiefe und bis zu 130 ha Seefläche entstanden. Eine Besonderheit stellen die Baggerseen mit Anbindung an ein großes Fließgewässer dar, die so genannten „rheinangebundenen Baggerseen“. Sie liegen direkt in den Auenbereichen und haben meist ganzjährig Verbindung zum Rhein. Bei Hochwasser werden sie regelmäßig mehrmals im Jahr überflutet. In der dicht besiedelten Kulturlandschaft werden diese Seen intensiv und vielfältig genutzt: zur Rohstoffgewinnung und als Erholungs- und Freizeitgewässer (Angeln, Segeln, Surfen, Sportbootverkehr). Sie sind gleichzeitig Lebensraum für selten gewordene Tier- und Pflanzenarten und liegen zudem meistens in FFH-Schutzgebieten der nördlichen Oberrheinebene.

Die Baggerseen mit Rheinanbindung sind in der Regel planktondominierte, nährstoffreiche Gewässer mit geringen Sichttiefen. Weiterhin sind hohe Schwebstoffgehalte, eine schwache thermische Schichtung, geringe Sauerstoffgehalte, kurze Wasserverweilzeiten und sommerliche Blaualgenbildung charakteristisch. Die LfU untersucht seit 1998 regelmäßig mehrmals im Jahr folgende fünf rheinangebundene Baggerseen:

Ketscher Altrhein (RNK188)

Gemeinde Ketsch (23 ha, 10 m tief, stillgelegt)

Insel Korsika (KA13)

Gemeinden Oberhausen-Rheinhausen und Philippsburg (55 ha, 20 m tief, stillgelegt)

Rußheimer Altrhein, Minthesee (KA25)

Gemeinde Philippsburg (64 ha, 16 m tief, stillgelegt)

Insel Rott, Nordteil (KA42-1)

Gemeinde Linkenheim-Hochstetten (14 ha, 13 m tief, stillgelegt)

Goldkanal (RA114)

Gemeinden Elchesheim-Illingen, und Steinmauern, (132 ha, 34 m tief, aktive Kiesgewinnung)

Die limnologischen Untersuchungen finden mit Hilfe des Messschiffes „Max Honsell“ statt, das mit umfangreichen Geräten und Messelektroden ausgestattet ist. Das Untersuchungsprogramm umfasst Tiefenprofilmessungen, chemische Wasseranalytik, biologische Bestimmungen (Chlorophyll a, Zoo- und Phytoplankton, Makrophyten) und Sedimentanalysen.

Routine-Untersuchungsprogramm:

3-5 Untersuchungen pro Jahr

- ⇒ Tiefenprofil an der tiefsten Seestelle (Messung von Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit)
- ⇒ Entnahme von 3 Wasserproben für die chemische Analytik und die Bestimmung von Chlorophyll a
- ⇒ Entnahme von Phytoplanktonproben
- ⇒ Netzzug zur Erfassung des Zooplanktons
- ⇒ Bestimmung von Sichttiefe, Schwefelwasserstoffgehalt
- ⇒ Entnahme einer Sedimentprobe für makroskopische Bewertung

Baggerseen in Baden-Württemberg – Messnetz, Zustand und Datenhaltung

Andreas Hoppe

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Griesbachstraße 1, 76185 Karlsruhe
andreas.hoppe@lfuka.lfu.bwl.de

Keywords: Baggerseen, Kiesgewinnung, Trophie, Messnetz, Datenbank, ZeBIS

Kiesgewinnung und Baggerseen in Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg sind im Zuge der Industrialisierung mehr als 600 Baggerseen entstanden, die meisten Baggerseen im Ortenaukreis und im Landkreis Karlsruhe. Die größten Seeflächen, mit durchschnittlich 20 Hektar, befinden sich in der Region „Mittlerer Oberrhein“ mit den Landkreisen Karlsruhe und Rastatt sowie den Stadtkreisen Karlsruhe und Baden-Baden. Die im Land durch Nassabbau von Kiesen und Sanden entstandene Seefläche beträgt in der Summe etwa 5200 ha (= 52 km²). Große Seetiefen bis zu 85 Meter werden eher in den südlichen Landesteilen, so etwa in der Markgräfler Rheinebene, erreicht. Im übrigen Baden-Württemberg konzentrieren sich die Abbaustätten vorwiegend auf die Regionen Bodensee-Oberschwaben, Schwarzwald-Baar-Heuberg, Neckar-Alb und Donau-Iller. Aufgrund der geringen Kiesmächtigkeiten sind hier meist kleine und flache Abgrabungsseen entstanden.

Die künstlich geschaffenen Baggerseen werden schon mit der Grundwasserfreilegung und dem Beginn der Kiesentnahme durch das Entfernen der Deckschicht und dem Einfluss äußerer Faktoren, wie z. B. Licht, zu wertvollen limnischen Systemen. Vergleichbar den natürlichen Seen, unterliegen die entstandenen Baggerseen nunmehr zahlreichen physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen. Mit zunehmendem Alter vergrößert sich der Unterschied in der Wasserbeschaffenheit zwischen dem ursprünglichen Grundwasser und dem nun atmosphärisch beeinflussten Seewasser. Allerdings wird der Baggersee weiterhin durch mehr oder minder starken Zufluss des umgebenden Grundwassers geprägt und fungiert meist als Stoffsénke.

Baggerseen können daher als vom Grundwasser durchströmte künstlich geschaffene Gewässer bezeichnet werden. Im Gegensatz zu natürlichen Seen haben sie nur in Ausnahmefällen einen oberirdischen Zu- oder Abfluss und sind in aller Regel durch steil abfallende Ufer und große Seetiefen charakterisiert.

Untersuchung, Bewertung und Zustand von Baggerseen

Aufgrund zunehmender Güteprobleme bei bestehenden Baggerseen und zahlreichen offenen Fragen im Zusammenhang mit Auskiesungsvorhaben hat die LfU im Jahr 1994 ein Projekt „Baggerseen“ initiiert. In der Oberrheinebene wurden insgesamt 337 Baggerseen und in der Donau-Bodensee-Region 282 Baggerseen katalogisiert. Etwa 520 der insgesamt 621 registrierten Seen sind im Rahmen der Zustandserfassung mindestens einmal einem intensiven limnologischen Untersuchungs-

programm unterzogen worden, das neben der chemischen Wasseranalytik auch biologische Bestimmungen, Tiefenprofilmessungen und Sedimentanalysen umfasst (s. Abbildung 1). Das Messprogramm sieht in der Regel für jeden Baggersee zwei Untersuchungen vor:

- im Frühjahr, in der Zeit der Volldurchmischung, um das Nährstoffpotenzial zu erfassen.
- im Sommer, gegen Ende der Stagnationsphase, um die Biomasse und die Sauerstoffverhältnisse zu erfassen.

Die Zustandserhebung am Oberrhein und in der Donau-Bodensee-Region wurde zum Jahresende 2002 flächendeckend abgeschlossen.



Abb. 1: Bestandteile der Baggerseeuntersuchung

Eine Seebewertung erfolgt in drei Klassen anhand des Trophiepotenzials (Gesamt-Phosphor im Frühjahr), der biologischen Produktivität (Chlorophyll a im Sommer) und der Sauerstoffverhältnisse (Sauerstoffdefizit im Sommer). Das dreistufige (Schnell-) Bewertungssystem für die baden-württembergischen Baggerseen basiert auf gängigen Klassifizierungssystemen natürlicher Seen. Die Erweiterung besteht im Wesentlichen in der Berücksichtigung der Mächtigkeit der sauerstoffarmen Wasserschicht (s. Abbildung 2). Zur Ersteinschätzung des Zustandes genügt die analytische Bestimmung weniger wichtiger Leitparameter. Insgesamt hat sich dieser "reduktionistische Ansatz" ausgezeichnet bewährt.

Die bisher durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass die häufig unbefriedigenden Sauerstoffverhältnisse im Tiefenbereich der Baggerseen bei gleichzeitig guten Trophieverhältnissen wesentlich durch den Grundwasserzufluss (und -austausch) beeinflusst werden (s. Abbildung 3). Dies trifft insbesondere auf die meist tiefen Baggerseen der Oberrheinebene zu. Die Qualität des Grundwassers mit seiner geogenen und hydrochemischen Hintergrundbelastung (z. B. hohe Sulfatkonzentrationen, sauerstoffarme Verhältnisse) bestimmt neben den anthropogen bedingten Einflussfaktoren maßgeblich den Zustand der Baggerseen. Ferner sind für die limnologische Situation dieser Seen natürlich auch sauerstoffverbrauchende seeinterne Prozesse, die charakteristische morphologische Ausgestaltung der Seen sowie deren Lage (z. B. Auenlage, Grundwasserlandschaft) von Bedeutung.

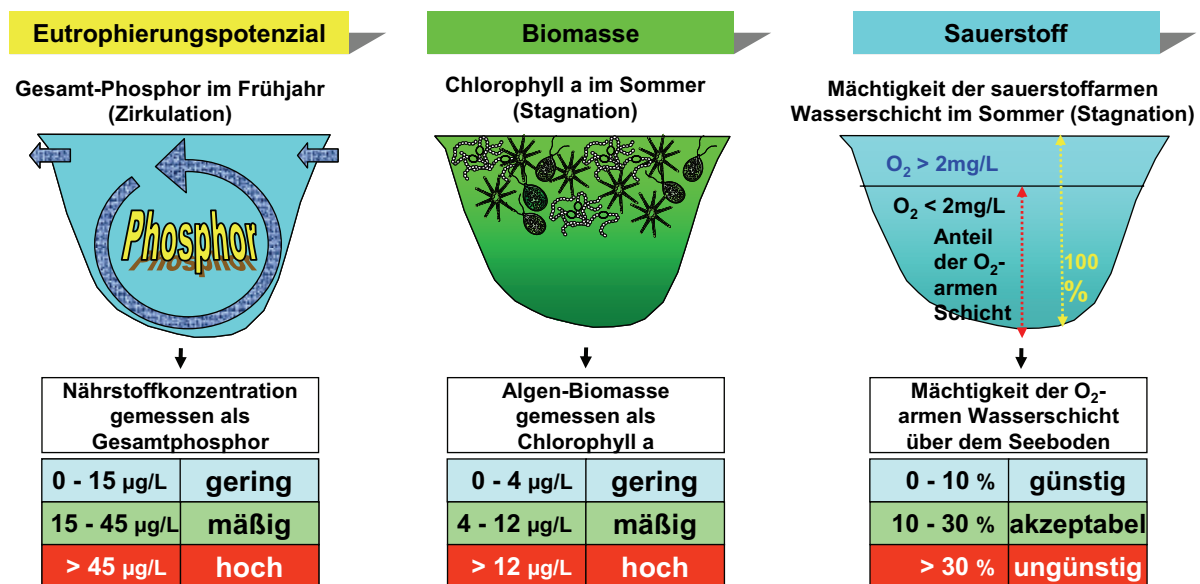


Abb. 2: Dreistufiges Bewertungssystem für die Baggerseen in Baden-Württemberg

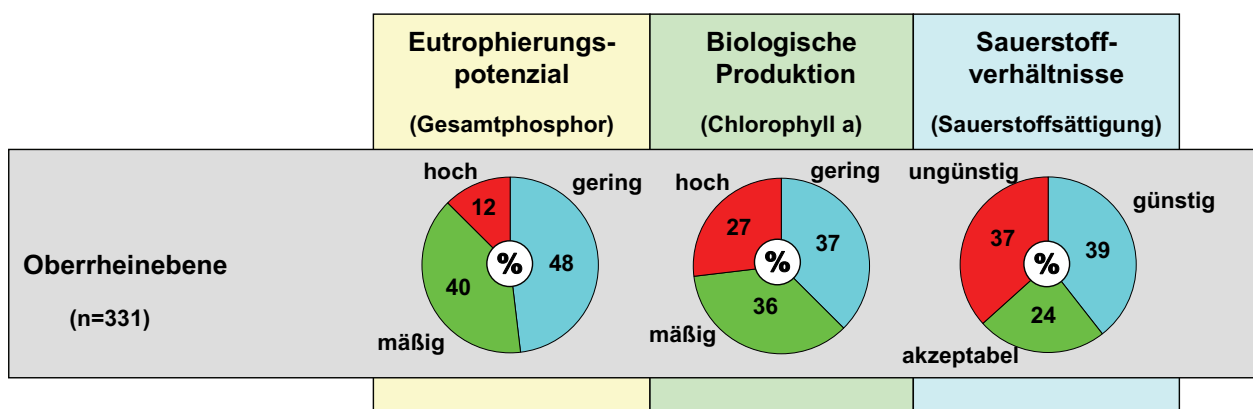


Abb. 3: Zustandsbewertung der untersuchten Baggerseen in der Oberrheinebene von BW

Im Hinblick auf die teilweise besorgniserregende Entwicklung der Gewässergüte wurde zudem eine dauerhafte und regelmäßige Seenüberwachung in Form eines Baggersee-Messnetzes notwendig. Dieses seit dem Jahr 2005 aktive Messnetz liefert zukünftig Grundlagen, die eine Charakterisierung von Veränderungen (Trendentwicklung) ermöglichen. Mit dem Instrument „Baggerseeüberwachung“ können somit frühzeitig die aktuellen Probleme an unseren Baggerseen aufgezeigt, Entwicklungstendenzen erkannt und Handlungsempfehlungen für die Anlage, den Betrieb und die Folgenutzung von Baggerseen abgeleitet werden.

ZeBIS - Zentrales BaggerseeInformationssystem

Seit 1994 werden die im Rahmen der Untersuchungskampagnen anfallenden Messdaten sowie umfangreiche Informationen zu den baden-württembergischen Baggerseen erfasst. Inzwischen liegen flächendeckend Datenmengen zu fast allen dieser Seen vor. Insgesamt wurden bis zum Jahresende 2004 mehr als 2000 Baggerseeuntersuchungen durchgeführt.

Um diese und die laufend hinzukommenden Informationen für die eigene Arbeit und für die Fachverwaltungen des Landes besser zugänglich und nutzbar zu machen, wurde in den vergangenen

Jahren das Zentrale BaggerseeInformationssystem (ZeBIS) entwickelt. Die Datenbank stellt zum einen die vernünftige Handhabbarkeit der vorhandenen Baggerseedaten sicher und zum anderen wird dadurch ein wertvoller Daten- und Informationspool bereitgestellt. Umweltverwaltungen, Forschungseinrichtungen und Planungsbüros nutzen die umfangreichen Beobachtungsdaten als Arbeitsgrundlage. Die Beschaffenheit unserer Baggerseen interessiert darüber hinaus in breitem Maße die Öffentlichkeit, der diese Daten aufgrund des Umweltinformationsgesetzes bereitgestellt werden. Im ZeBIS können z. B. über Filterfunktionen oder manuelle Auswahl zahlreiche limnologische Daten und Seinformationen abgerufen werden. Die CD-Version beinhaltet in der 1. Auflage als Datenbasis ausschließlich die Baggerseen der Oberrheinebene. Zukünftig sind neben der Erweiterung durch die Seen der Donau-Bodensee-Region auch weitere Funktionalitäten wie Dateneingaberoutine sowie die Möglichkeiten einer zentralen Pflege geplant. Die vorliegende Version kann als reines Informationssystem verstanden werden. Folgende Daten und Informationen stehen zur Verfügung:

Stammdaten (s. Abbildung 4): Auflistung der wesentlichen Stammdaten (z. B. Code, Seename, Gemeinde), Angaben zum Schutzstatus (NSG, LSG, FFH, WSG, §24a-NatSchG-Biotope), Nutzungen, Badegewässer nach EG-Badegewässerrichtlinie, Angaben zu Eigentümern, Betreibern und Ansprechpartnern (in CD-Version aus datenschutzrechtlichen Gründen nur eingeschränkt verfügbar)

Projekt: Baggerseen **Region:** Oberrheinebene **Formular:** Stammdaten **Bewertungszeitraum:** 1994-2004 **Datum:** Fr 19. August 2005 **ZeBIS**

Beprobungsauswahl **Grundwasser** **Ansprechpartner** **Kataster** **Weitere Kenndaten**

Stammdaten **Lage** **Infos zum See** **Limnologische Bewertung**

Allgemeine Angaben

Gemeinde / Stadt: See-Code: Lfd-Nr:

Gemarkung:

Landkreis: Seename:

Regierungspräsidium:

Gewässerdirektion (GWD): See_Kennzahl:

GWD-Bereich:

aktuelle Seefläche: [ha] Zufluss: Naturraum:

aktuelle Seetiefe: [m] Auskiesungsende: Kiestyp:

Schutzstatus

Schutzgebiet nach FFH-Richtlinie: FFH-Nr.:

FFH-Name:

Naturschutzgebiet (NSG): NSG-Name:

Landschaftsschutzgebiet (LSG): LSG-Name:

Biotopschutz nach § 24a NatSchG:

Wasserschutzgebiet (WSG): WSG-Zone:

Nutzungen

Kiesabbau: Baden:

Angelsport: Schwimmbad:

Tauchen: Segeln / Surfen:

Camping:

See 1997, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002 als Badegewässer nach EG-Badegewässerrichtlinie (76/160/EWG) ausgewiesen

[weitere Informationen](#)

Kreis, Gemeinde oder See auswählen

Kreis:

Gemeinde:

KA28 OK

337 Baggerseen gefunden

73	KA16	Bachert-See
74	KA17	Althäuser See
75	KA18	n. b.
76	KA20	Philipp-See
77	KA24	RufFlächeSee, Hardt
78	KA25	Rußheimer Altrhein
79	KA26	Pfander See
80	KA27	Prestelsee
81	KA28	Heidesee
82	KA29	Hardtsee
83	KA30	Gießensee
84	KA31	Diehlsee
85	KA32-3	Baggersee Gießen
86	KA33	Waldsee
87	KA35	Baggersee Neureut
88	KA36	Sieben-Erlen-See
89	KA37	Kohlplattenschlag
90	KA38	Walthersee

Bildschirm kopieren **Baggerseen filtern: gewünschtes Feld markieren und Leertaste drücken**

☐ Beep

Abb. 4: ZeBIS-Formularseite: Stammdaten für den Baggersee KA28

Geographische Lage des Baggersees (s. Abbildung 5): Kartographische Darstellung und Beschreibung der Lage des Baggersees, Angaben zum unmittelbaren Umfeld, Einzugsgebiet, Vegetation, regionale Besonderheiten, Naturraum, Bezug zu Städten, Orten, größeren Gewässern, etc., Bilddokument des Baggersees, Integration der GW-Messpegel

Projekt: Baggerseen Region: Oberrheinebene Formular: Lage Bewertungszeitraum: 1994-2004 Datum: Fr 19. August 2005 ZeBIS

Kreis, Gemeinde oder See auswählen
 Kreis: Alle Kreise
 Gemeinde: Alle Gemeinden
 schließen alle anzeigen
 Lage OK

337 Baggerseen gefunden

73	KA16	Bachert-See
74	KA17	Althäuser See
75	KA18	n. b.
76	KA20	Philipp-See
77	KA24	RufFlächeSee, Hardt
78	KA25	Rußheimer Altrhein
79	KA26	Pfander See
80	KA27	Prestelsee
81	KA28	Heidesee
82	KA29	Hardtsee
83	KA30	Gießensee
84	KA31	Diehlsee
85	KA32-3	Baggersee Gießen
86	KA33	Waldsee
87	KA35	Baggersee Neureut
88	KA36	Sieben-Erlen-See
89	KA37	Kohlplattenschlag
90	KA38	Walthersee

Bildschirm kopieren Baggerseen filtern: gewünschtes Feld markieren und Leertaste drücken Filter Hilfe

Beep

Beprobungsauswahl Grundwasser Ansprechpartner Kataster Weitere Kenndaten
 Stammdaten Lage Infos zum See Limnologische Bewertung

KA28
 Karte dynamisch Luftbild Foto vergrößern

Rechtswert: 3470500
 Hochwert: 5447800

Der „Heidesee“ KA28 liegt am Rande des Kraichgaus nördlich von Forst, in der Region Mittlerer Oberrhein auf 109 m ü. NN. Etwa 1,5 km westlich des Sees verläuft die Autobahn A 5 in nordsüdlicher Richtung. Der See ist von einem schmalen Röhrichtsaum aus Schilf und Rohrkolben umgeben. Im Baum- und Strauchbestand dominieren Weiden. Nördlich und westlich des Sees schließt sich eine Kiefernauflistung an. Die Landnutzung in der Umgebung des Heidesees wird von Sonderkulturen wie Spargel- und Obstanbau geprägt. Außerdem werden Getreide, Hackfrüchte und Mais angebaut. Am Westufer befindet sich ein Bade- und Freizeitpark, an dessen Südende sich ein großer Parkplatz (600 Pkw) anschließt.

Ausschnitt aus der Topografischen Karte Nr.: 6916

Messstellen
 ☆ Baggerseen
 ▲ Grundwassergüte
 ○ Grundwasserstand
 ■ Lattenpegel

Abb. 5: ZeBIS-Formularseite: Lageinformation für den Baggersee KA28

Informationen zum See: Allgemeine Angaben zu speziellen Nutzungen (z. B. Wasserski), historischer Entwicklung, bekannten Gutachten und Veröffentlichungen zu diesem See, Angaben zu hygienischen Faktoren (Badegewässer), ökologischen Beeinträchtigungen und Besonderheiten (Fischsterben, Schadstoffbelastung, Salzbelastung etc.), wasserrechtlichen Besonderheiten (Planfeststellungs- und Plangenehmigungsverfahren, Schutzzonen, Restaurierungsmaßnahmen, Verordnungen)

Topographische und morphometrische Kenndaten: Auflistung und Berechnung von wichtigen topographischen und morphometrischen Kenngrößen, Definitionen u. Bsp.

Hygienische Daten: Information zur Badegewässerqualität nach EU-Kriterien; Verknüpfung zur Badegewässerkarte des Sozialministeriums

Grundwasserdaten: Chem.- physik. Parameter (tabellarisch) jeweils einer Grundwassermessstelle im unmittelbaren Umfeld (im Zustrom) des Baggersees; Angaben zur Messstelle, Lattenpegel

Limnologische Untersuchungen: Auflistung der durchgeführten Beprobungskampagnen, Abfrage der jeweiligen Untersuchung, Ausgabe aller Untersuchungsdaten in Form von standardisierten Datenblättern (Druckformat)

Limnologische Bewertung: Automatisierter 3-stufiger Bewertungsschlüssel zu Eutrophierungspotenzial, Biologische Produktion, Sauerstoffverhältnisse, wählbarer Bewertungszeitraum

Kataster: Zusammenfassende seespezifische Ausgabe der im ZeBIS vorhandenen relevanten Seedaten und Informationen in Form von standardisierten Katasterblättern (Druckformat)

Über die Startseite im ZeBIS sind zudem „Allgemeine Informationen“ zur Datenbank, zu den Baggerseen in Baden-Württemberg und zu limnologischen Aspekten abrufbar.

Leitfaden „Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft“

Helmut Krug

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Griesbachstraße 1, 76185 Karlsruhe
helmut.krug@lfuka.lfu.bwl.de

Keywords: Baggerseen, Kiesgewinnung, Rohstoff, Anforderungen, Überwachung

Das Pilotprojekt „KaBa“

Seit Beginn der 90-er Jahre wurden durch Untersuchungen der Fischerei Sauerstoffprobleme an ca. $\frac{2}{3}$ der Baggerseen aufgezeigt. Zeitgleich wurde die EWG-Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung wirksam. Dabei zeigte sich die Notwendigkeit, bei Neuansträgen auf Abbaggerung von Kies und Sand Auswirkungen auf die Schutzgüter näher zu betrachten, insbesondere auf die Folgen des Eingriffs für Grundwasser, Limnologie und Ökologie einzugehen.

Es hat sich auch gezeigt, dass sowohl Planer als auch Fachleute zu verschiedenen relevanten Fragen keine oder keine ausreichende Antwort geben konnten. Die Haltung der Genehmigungsbehörden, aus Gründen der Besorgnis heraus auf die „sichere Seite“ zu gehen, z.B. bei der zulässigen Baggerseetiefe, war letztlich für Planer und Antragsteller, aber auch für die Behörden nicht zufrieden stellend.

 Projektphase 1 (1994-1996)		
1	Literaturstudie Nähr- und Schadstoffeinträge in Baggerseen	BGL
2	Untersuchung des Nährstoffeintrages und der Schadstoffgehalte im Sediment an 3 ausgewählten Baggerseen	LaBÖ
3	Limnologische Bestandaufnahme unter Berücksichtigung der Folgenutzung an 5 ausgewählten Baggerseen	TABERG AGL
4a	Baggerseeuntersuchungen (Oberrhein)	LfU
5a	Seenphysikalische Modellrechnung	Hydromod
 Projektphase 2 (1995-2002)		
4b	Baggerseeuntersuchungen (Donau-Oberschwaben)	LfU
5b	Seenphysikalische Modellrechnung - Optimierung	Hydromod
6	Wechselwirkungen Baggersee-Grundwasser	
	- Seenauswahl, Untersuchungsumfang	LGRB/GSF
	- Literaturstudie	BGL
	- Isotopenhydrologische, hydrochemische Untersuchungen	LGRB/GSF
	- Hydraulische Untersuchungen, Grundwassermodell	Geldner/LfU

Abb. 1: KaBa-Projekte

Auf Anregung des Landratsamtes Karlsruhe wurde 1994 das Projekt „Konfliktarme Baggerseen“ (KaBa) begonnen, in dem unter Federführung der Landesanstalt für Umweltschutz in Karlsruhe (LfU) und des Umweltministeriums Baden-Württemberg (UM) sowie unter Beteiligung der Regierungspräsidien, der Landratsämter, des Landesamtes für Geologie, Rohstoffe und Bergbau und des Industrieverbandes Steine und Erden verschiedene wasserwirtschaftliche Fragestellungen (z.B. Wechselwirkungen zwischen Grundwasser und Baggerseen, Einflussgrößen für die ökologische Entwicklung der Seen, Optimale Standortwahl und Gestaltung der Seen) untersucht wurden (Abb. 1). Ferner wurden von der LfU alle Baggerseen chemisch-physikalisch untersucht und ein Kataster angelegt, um die Entwicklung verschiedener Seetypen abschätzen zu können. Einige Seen sind noch in Auskiesung, bei anderen Seen des gleichen Typs liegt das Auskiesungsende unterschiedlich weit in der Vergangenheit. Letztlich mündeten die Ergebnisse dieser Untersuchungen in den Leitfaden „Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft“, der Ende 2004 von der LfU herausgegeben wurde.

Veranlassung und Ziele

Der Leitfaden fasst neben Bekanntem aus Geologie, Hydrogeologie, Hydraulik und Limnologie insbesondere die Ergebnisse der Teilprojekte zusammen und stellt die Konsequenzen daraus dar. So wird z.B. unter „Seenphysik“ und „Beschaffenheit des Seewassers“ das Thema „Seenvertiefung“ behandelt. Wichtig für die Zustandsbewertung von Baggerseen war auch die Berücksichtigung der „Sauerstoffverhältnisse“ zusätzlich zum „Eutrophierungspotential“ (Gesamtphosphor) und zur „Biologischen Produktion“ (Algenbiomasse gemessen als Chlorophyll a).

Wesentliches Ziel des Leitfadens ist, allen an der Planung und Genehmigung von Kies- und Sandabbauvorhaben und deren Folgenutzungen Beteiligten eine Entscheidungshilfe, vornehmlich aus der Sicht der Wasserwirtschaft, zu geben und eine Vereinheitlichung der Verwaltungspraxis zu fördern. Aus diesem Grunde wird im Leitfaden auch auf die rechtlichen Grundlagen sowie auf das Thema „Antragsunterlagen“ eingegangen. Letzteres bietet insbesondere für Planer und Unternehmer die Gewähr, dass sie bei den zuständigen Behörden gleich behandelt werden.

Anforderungen und Zielvorgaben

Bei der Aufstellung der Anforderungen und Zielvorgaben für die Neuanlage und Erweiterung von Baggerseen waren neben den limnologischen Kriterien vor allen Dingen die gegebenen hydrogeologischen Verhältnisse sowie die Lage in Wasserschutzgebieten oder Grundwasserschonbereichen entscheidend.

A Anforderungen

Die in Abbildung 2 dargestellten Anforderungen sind für alle Vorhaben einzuhalten und gelten unabhängig von der Seetiefe. Sie dienen dem Schutz getrennter Grundwasserhorizonte. Das Verbot des Anschneidens salzhaltiger Grundwässer soll der Gefahr der Meromixis entgegenwirken sowie bisher nicht salzbeeinflusste Grundwasserbereiche schützen. Eine jährliche Durchmischung verhindert meromiktische Zustände sowie Sauerstoffprobleme und bewirkt ein „Durchatmen“ des Sees.

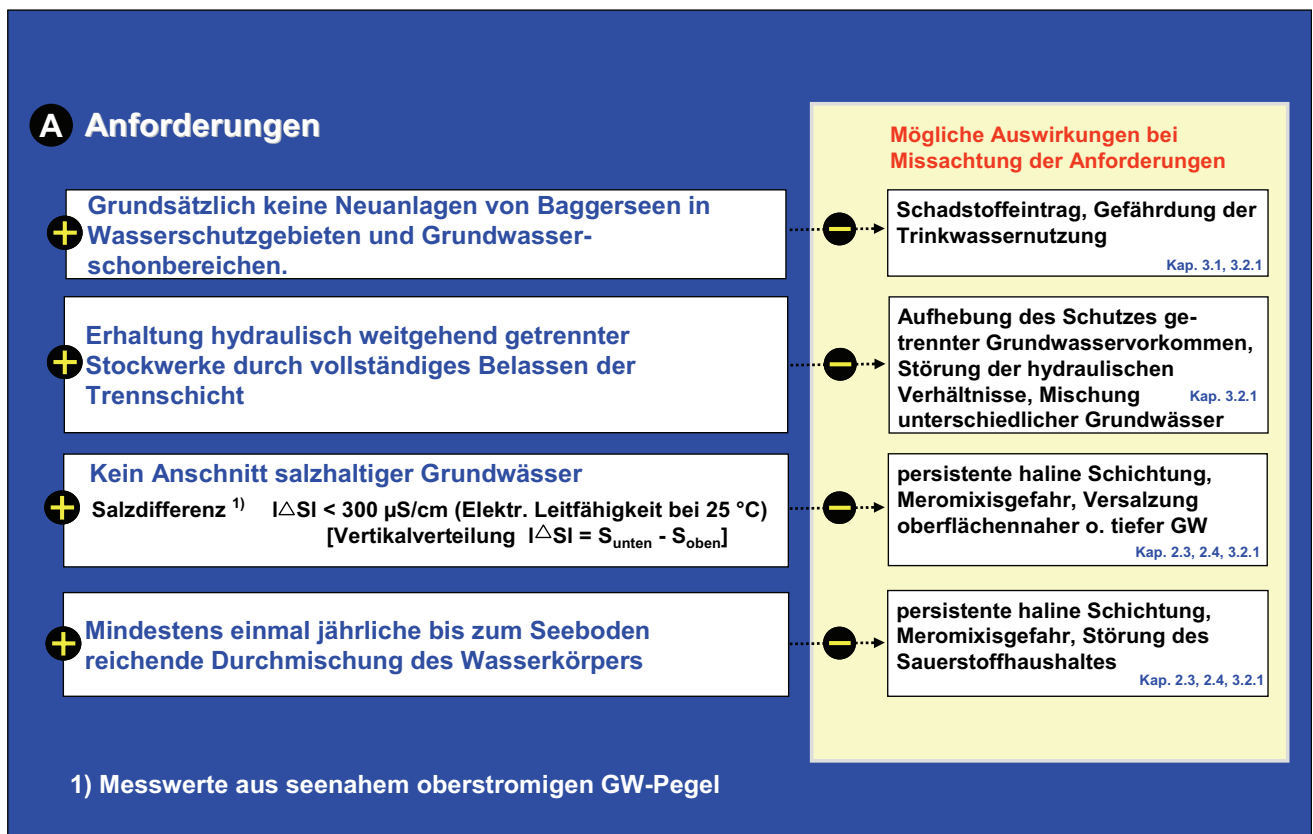


Abb. 2: Anforderungen

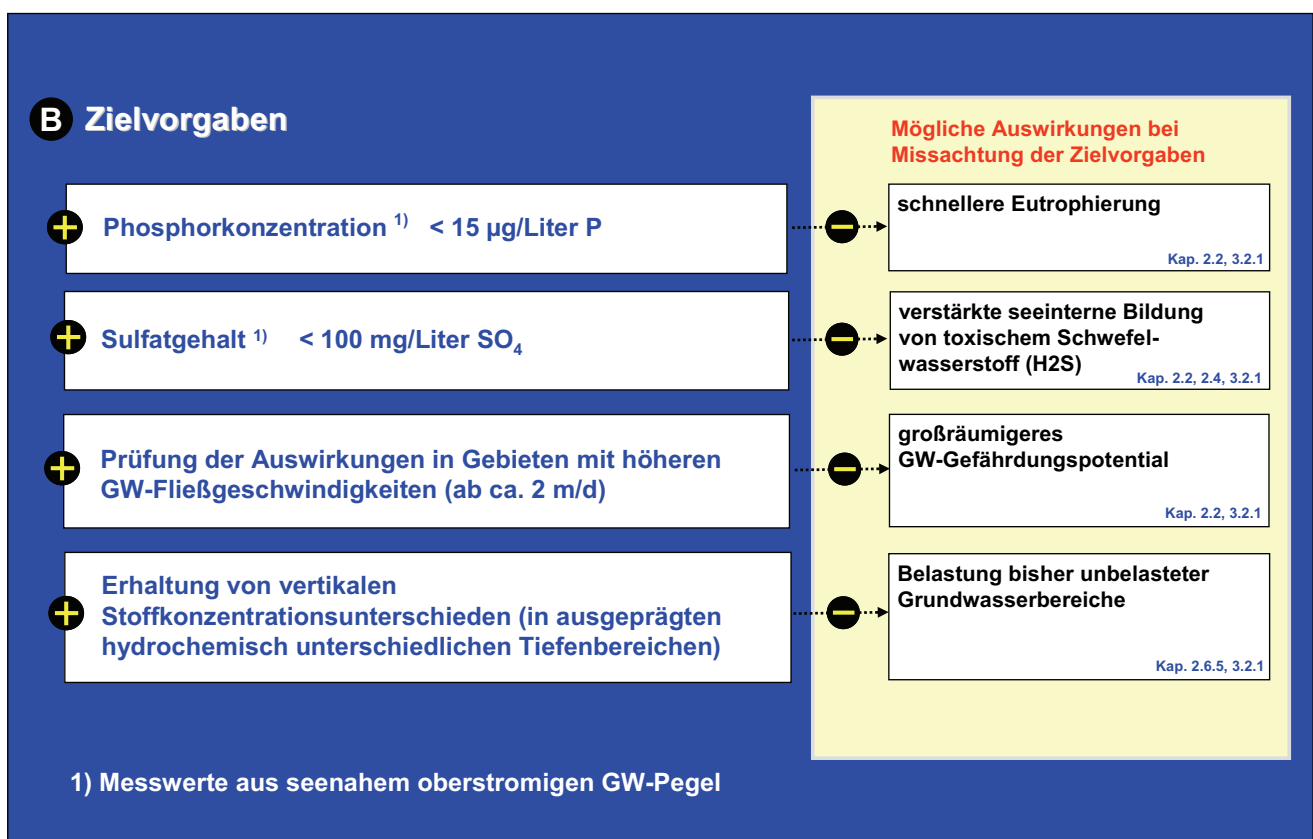


Abb. 3: Zielvorgaben

B Zielvorgaben

Für Phosphor und Sulfat sind für das oberstromige Grundwasser Konzentrationen vorgegeben. Sie sind überwiegend geogenen Ursprungs, können jedoch auch von anthropogenen Einflüssen herrühren. Die Konzentrationen sind Grenzwerte für Baggerseetiefen über 60 m. Für die Neuanlage von Baggerseen sowie Seenerweiterungen mit Tiefen bis zu 60 m sollten diese Werte eingehalten werden (Zielvorgabe). In diesem Falle bedarf es einer eingehenden Begutachtung. Dies gilt auch, wenn erhebliche Unterschiede im Chemismus zwischen Wasseroberfläche und geplanter Seetiefe vorhanden sind (Abb. 3).

C Planungsempfehlungen

Darüber hinaus werden im Leitfaden eine Reihe von Planungsempfehlungen für Gestaltung und Lage eines zu erweiterten Sees gegeben. Die Empfehlungen dienen als Bausteine zur Gewährleistung einer jährlichen vollständigen Durchmischung des Seekörpers sowie langfristig ökologisch intakte Seen. Damit lassen sich auch Gefährdungen des Grundwassers minimieren.

Betriebliche Untersuchungen und Nachweise

Die Einführung einer Eigenkontrolle für die Zeit der Auskiesung ist neu. Neben der Führung eines Betriebstagebuches und vermessungstechnischer Nachweise sind vor allen Dingen Baggersee- und Grundwasseruntersuchungen von Bedeutung. Alle 2 Jahre sind an den Seen und im Grundwasser Profilmessungen und Analysen von Wasserproben in begrenzten Umfang durchzuführen. Alle 6 Jahre werden die Untersuchungen bei erheblich erweitertem Parameterumfang einschließlich Sedimentuntersuchungen durchgeführt (Abb. 4).

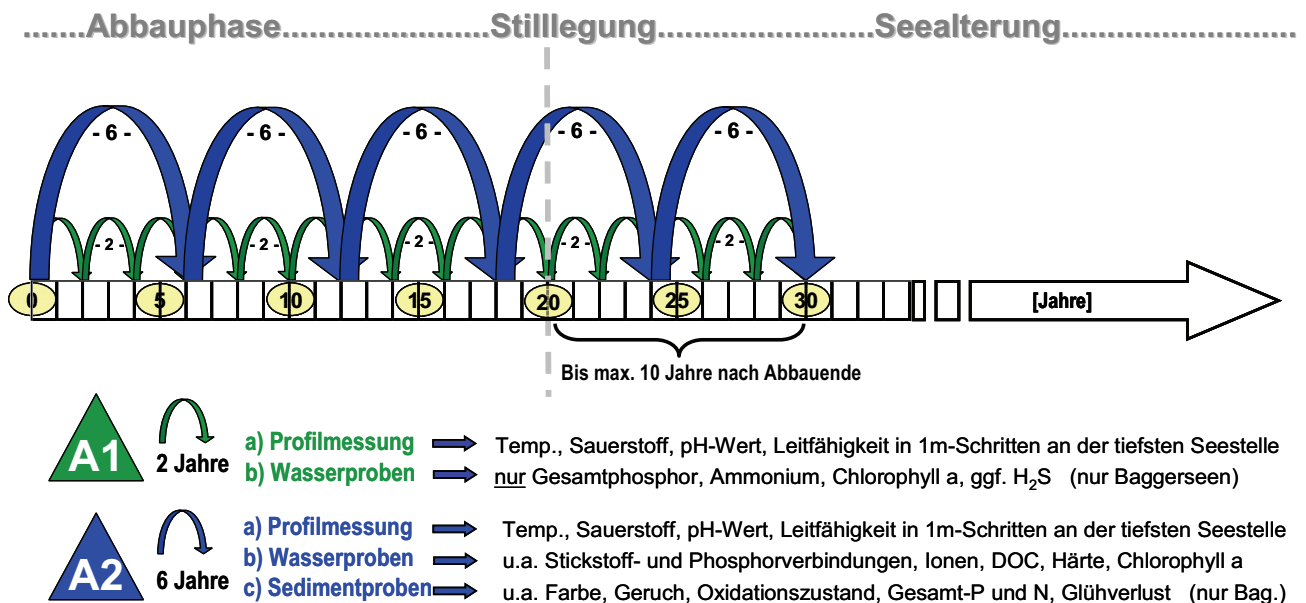


Abb. 4: Schematischer Ablauf der betrieblichen Untersuchungen

Wird bei den Untersuchungen mehr als ein bestimmter Schwellenwert überschritten, so sind im Rahmen eines Fachgutachtens ergänzende Detailuntersuchungen durchzuführen (z.B. Phytoplankton, Zooplankton, Fischbestand) und Vorschläge für das weitere Vorgehen zu unterbreiten.

Die Profilmessungen sind jeweils an der tiefsten Seestelle sowie an der Grundwassermessstelle im Zustrom des Grundwassers durchzuführen. Die Wasserproben, die im 6-Jahres-Rhythmus entnommen werden, sind bis auf das Chlorophyll a auch an der Grundwassermessstelle zu entnehmen. Die Untersuchungen laufen 10 Jahre nach Beendigung der Auskiesung aus.

Was bleibt nach Einführung des Leitfadens zu tun

Praxistauglichkeit

Zunächst muss sich der Leitfaden in der Praxis bewähren. Allerdings haben einige Behörden schon vielfältige Erfahrungen sammeln können; für andere werden die sicher aufwändigen Untersuchungen im Vorfeld der Antragstellung zur Erweiterung von Baggerseen oder auch die kostenintensiven Begleituntersuchungen (Eigenkontrollen) noch zu kontroversen Diskussionen, insbesondere mit den Kiesunternehmern führen. Für einige Aspekte, wie die „Tiefenbaggerung“ werden sich die Folgen erst in einigen Jahren nach Ende der Ausbaggerungen zeigen.

Offene Fragen

Zu einigen wichtigen Aspekten kennen wir auch heute noch keine bzw. keine ausreichende Antworten.

Dies sind:

- Auswirkungen von Flachwasserzonen auf die Seenphysik
- Auswirkung von Düngestoffen (N, P) im Zustrom zum Baggersee
- Probleme bei Abbaggerungen in Wasserschutzgebieten
- Restaurierung stillgelegter Baggerseen
- Zusammenarbeit von verschiedenen Nutzergruppen.

Anpassung - Fortschreibung

Nach der Beantwortung der offenen Fragen wären die Folgerungen in den Leitfaden zu integrieren. Zur Zeit ist die LfU mit einer kleinen Arbeitsgruppe dabei, einen als Ergänzung gedachten Leitfaden „Baggerseen und Naturschutz“ zu erstellen. Darin soll für bestimmte Seentypen jeweils ein limnologisches-ökologisches Leitbild erstellt werden. Darüber hinaus sollen Maßnahmen zum Erreichen dieses Leitbildes vorgeschlagen werden.

- HOEHN, E. & TWORECK, A.: Auswahl geeigneter Restaurierungsmaßnahmen für einen Baggersee (Flückiger See, Freiburg) mit Hilfe des Entscheidungsunterstützungssystems SIMPL (IGB)
- WAUER, G., CASPER, P., GONSIORCZYK, T. & KOSCHEL, R.: Restaurierung des Tiefwarenses, Mecklenburg-Vorpommern, von 2001-2005 mit der Fällmittelkombination $\text{NaAl}(\text{OH})_4/\text{Ca}(\text{OH})_2$: Auswirkungen auf die Sedimentbeschaffenheit und interne P-Retention
- KRECH, M., BIELE, S., SCHABELON, H. & SCHROEDER, A.: Untersuchungen zur Landschaftsökologie, Flächennutzung und nutzungsbedingten Belastungssituation im Einzugsgebiet eines Flachsees im Warnowsystem (Mecklenburg-Vorpommern) als Grundlage für die Konzeption und Umsetzung nachhaltiger Landnutzungssysteme

Auswahl geeigneter Restaurierungsmaßnahmen für einen Baggersee (Flückiger See, Freiburg) mit Hilfe des Entscheidungsunterstützungssystems SIMPL (IGB)

Eberhard Hoehn & Annette Tworeck

Limnologie-Büro Hoehn LBH GmbH, Glümerstr. 2a, 79115 Freiburg, lbh@gewaesserfragen.de

Keywords: Eutrophierung, Baggersee, Restaurierung, Phosphoreliminierung, Tiefenwasserableitung, Simulation

Einleitung

Der Flückiger Baggersee wurde mit Ende der Auskiesung im Jahr 1983 zu einem zentralen Stadtgewässer Freiburgs, das vielfältiger Freizeitnutzung (Baden, Angeln, Tauchen, Tretboote) unterliegt. Gleichzeitig verschlechterte sich mit dem Ende der Auskiesung die Wasserqualität zunehmend. Von der Stadt Freiburg/Umweltschutzamt wurde daher ein Gutachten in Auftrag gegeben, welches herausfinden sollte, inwieweit die Möglichkeit einer Restaurierung des Sees durch geeignete Verfahren bestehen. Die dafür erforderliche limnologische Gesamtuntersuchung wurde von der Arbeitsgemeinschaft LBH-GmbH & Limnofisch in den Jahren 2002/2003 durchgeführt (LBH & Limnofisch 2004). Sie umfasste alle erforderlichen Teilbereiche, welche für eine fachgerechte Sanierungsplanung zu untersuchen sind (u.a. Limnochemie und Nährstoffe im See und Grundwasser, Sedimentuntersuchungen, Plankton- und Makrozoobenthosuntersuchungen sowie fischereibiologische Untersuchungen). Dabei ermöglichte das vorhandene Datenmaterial die Anwendung der dreiteiligen Entscheidungshilfe SIMPL (Schauser et al. 2003), welche die Auswahl geeigneter Restaurierungsmaßnahmen unterstützen soll.

Die Untersuchungsergebnisse legten nahe, dass hohe Nährstoffeinträge aus einer ehemaligen Trümmerschuttdeponie im Zustrombereich auf den ehemaligen Baggersee einwirken (AHK 2004). Dieser Einfluss besteht wahrscheinlich bereits seit Entstehung des Sees (1950-er Jahre) und dauert nunmehr seit mehr als 40 Jahren an. Das Ende der Kiesförderung (1983) hatte dann die zunehmende Eutrophierung des Gewässers zur Folge. Mit dieser Erkenntnis wurde offensichtlich, dass eine echte Sanierung dieser Eutrophierungsursachen mit großen Schwierigkeiten verbunden sein wird, da die Trümmerschuttdeponie inzwischen teilweise überbaut ist und ein Aushub dieser Deponie darüber hinaus enorme Kosten verursachen würde.

Material und Methoden

Das vom IGB (Schauser et al. 2003) entwickelte dreiteilige Modellierungsprogramm SIMPL (SeeInterne Maßnahmen zur Phosphor-Limitierung) soll die Auswahl eines geeigneten Verfahrens zur Seesanieung unterstützen. Der erste Teil, das Expertenmodell, ermöglicht es auf der Grundlage seespezifischer Parameter eine geeignete Maßnahme zu finden. Im Inbox-Modell können verschiedene Parameter, welche den P-Haushalt beeinflussen, simuliert werden und das PIEL-Modell ermöglicht die Simulation konkreter Restaurierungsmaßnahmen. Bei der Anwendung der verschiedenen SIMPL-Programme auf den Flückiger See liegen im wesentlichen die im Jahr

2002/03 gewonnen Daten zugrunde (Tabellen 1-3). Für Werte, die nicht direkt gemessen wurden, wurden nach Rücksprache mit dem IGB typische Werte für eutrophierte Seen angenommen.

Tab. 1: Datengrundlage für das Expertensystem.

Kriterium	Wert im Flückiger See	Kriterium	Wert im Flückiger See
Seellänge [m]	620	Anpassungszeit [a]	1,4
Seebreite [m]	225	Wirkungsdauer [a]	1,1
Seefläche [m ²]	125.872	P-Konz. im See [g P/m ³]	0,05
Windlauflänge [m]	225	Gesamte externe P-Last [g P/m ² /a]	0,89
Resuspensionstiefe [m]	0,5	P-Konz. im Ausfluss [g P/m ³]	0,05
theoretische Epilimniontiefe [m]	4,6	Abflussfaktor	1,10
Mischungsverhalten	monomiktisch	Nettosedimentationskoeffizient [a]	1,14
mittlere Seetiefe [m]	8,9	P-Rücklösungsrate [g P/m ² /a]	0,92
Hypolimnionfläche [m ²]	60.500	P-Rücklösungspotential [g P/m ²]	0,43
mittlere Zuflussmenge [m ³ /d]	2.856	P-Schwellenwert [g P/m ³]	0,03
Verweilzeit [a]	1,08	kritische externe Last [g P/m ² /a]	0,28

Tab. 2: Datengrundlage für das Einbox-Modell.

Kriterium	Wert im Flückiger See	Kriterium	Wert im Flückiger See
zuflussunabhängige P-Last [g P/m ² /a]	0,0096		
P-Konz. im Zufluss [g P/m ³]	0,112		
Parametervariation Tiefenwasserableitung (TWA)		Parametervariation Phosphoreliminierungsanlage (PEA)	
Verweilzeit [a]	1,08	Mittlerer Zufluss [m ³ /d]	5712
Ges. externe P-Last [g P/m ² * a]	0,94	Verweilzeit [a]	0,54
Abflussfaktor [-]	4,35	P im Zufluss [g P/m ³]	0,06
Start der Maßnahme [a]	1	Ges. externe P-Last [g P/m ² * a]	1,02
P im See (im Gleichgewicht) [g P/m ³]	0,02	Abflussfaktor [-]	4,35
Anpassungszeit [a]	0,58	Start der Maßnahme [a]	1
		P im See (im Gleichgewicht) [g P/m ³]	0,012
		Anpassungszeit [a]	0,33

Tab. 3: Datengrundlage für das PIEL-Modell.

Kriterium	Wert im Flückiger See	Kriterium	Wert im Flückiger See
1. Prozessparameter im Wasserkörper		pH-Wert	6,6
tatsächliche Epilimniontiefe [m]	5,84	Temperatur über Grund [°C]	5,4
Anteil partikulärer P im Epilimnion	0,45	labiler organischer P [g P/kg]	0,13
Anteil partikulärer P im Hypolimnion	0,1	austauschbarer gebundener P [g P/kg]	0,1
Eddy-Diffusionskoeffizient [1m ² /d]	1	stabiler gebundener anorganischer P [g P/kg]	0,59
Umsatzkoeffizient im Hypolimnion [1/d]	0	gelöster P [g P/m ³]	1,89
2. Sedimentationsprozesse		gelöster P (tief) [g P/m ³]	1,8
Anteil organischer P	0,16	Mineralisationskoeffizient [1/d]	0,01
Anteil stabil gebundener anorganischer P	0,77	Bioirrigationsfaktor	0
Anteil refraktärer organischer P	0,11	4. Sorptionsthermen nach Langmuir	
P-Anteil an der natürlichen		maximale aerobe P-Sorptionskapazität [g P/kg]	9,56
Sedimentationsrate	0,000981	Konstante der aeroben P-Sorption [g P/m ³]	0,52
3. Prozessparameter im Sediment		max. anaerobe P-Sorptionskapazität [g P/kg]	4,48
Mächtigkeit der diffusen Grenzschicht [m]	0,001	Konstante der anaeroben P-Sorption [g P/m ³]	0,96
trockene Dichte des Sediments [kg/m ³]	2256,2		
Wassergehalt	0,89		

Für die Parametervariationen im Einbox-Modell wurde die Annahme getroffen, dass bei einer Tiefenwasserableitung (TWA) die entnommene Wassermenge und der natürlicher Abstrom gleich groß sind, also jeweils dem halben Zustrom entsprechen. Hingegen sollten bei einer Phosphoreliminierung mit anschließender Rückleitung des entnommenen Tiefenwassers die natürliche und die entnommene Wassermenge jeweils dem gesamten Zustrom entsprechen.

Ergebnisse

Trophielage des Flückiger Sees

Nach Auswertung verschiedener biotischer (Chl-a, Phytoplanktonbiomasse) und abiotischer Parameter (P-Konzentration) befindet sich der Flückiger See nach OECD (1982) sowie nach unterschiedlichen Verfahren, welche die Entwicklung der Phytoplanktonbiomasse berücksichtigen (Brettum 1989, Heinonen 1980, Vollenweider 1968) in einem stark eutrophierten Zustand (Tabelle 4). Nach LAWA (2001) ist der Flückiger noch mesotroph (Tabelle 5), hierbei wird jedoch die hohe Phosphorkonzentration im Hypolimnion nicht berücksichtigt.

Tab. 4: Konzentration des Gesamtphosphats und der Phytoplanktonbiomasse im Flückiger See in den Jahren 2002-2004.

Parameter	Wert
Ges.P im Frühjahr [µg/L]	18-27 (2002) 25-38 (2003); 40-48 (2004)
Ges.P im Jahresmittel (SVM) [µg/L]	49 (2002)
Ges.-P im Zustrom [µg/L]	109 (2002)
Ges.-P im Abstrom [µg/L]	53 (2002)
Chlorophyll-a [µg/L] euphot. Zone	13,7 (2002)
Jahresmittel [µg/L] Epilimnion	13,4 (2004)
Phytoplanktonbiomasse Jahresmittelwert [µg/L]	4.900 (2002); 6.157 (2004)
Phytoplanktonbiomasse Spitzenwert [µg/L]	15.036 (2002); 17.568 (2004)

Tab. 5: Trophiebewertung nach LAWA (2001) für den Flückiger See (2002).

Chl-a (Mai-September), Sichttiefe (Mai-September) Gesamtphosphorkonzentration im Epilimnion im Frühjahr (Januar und Februar) und Sommer (Mai-September).

Jahr	Trophie	Trophie-Index	Chl-a [µg/L] Sommer	Sichttiefe [m]	Pges. Frühjahr (P _F) [µg/L (P)]	Pges. Sommer (P _S) [µg/L (P)]
2002	mesotroph	1,73	3,97	5,07	17,45	16,83

Phosphoreinträge

Die größte Menge an Phosphor (80%, Tabelle 6) gelangt mit dem Grundwasserzustrom in den Flückiger See. Mit jeweils 8% am gesamten Phosphoreintrag haben noch die Nettofreisetzung von Phosphaten aus den Sedimenten und die Einträge über Wasservögel eine gewisse Bedeutung. Der P-Eintrag über Niederschlag, Runoff und Badegäste ist hingegen gering.

Tab. 6: Gesamter Phosphoreintrag aller internen und externen Eintragswege und deren relativer Anteil am Gesamteintrag für den Flückiger See im Jahr 2002.

Eintragsquelle/ Parameter	Grundwasser	Sediment	Runoff	Niederschlag	Wasservögel	Badegäste
Ges.-P [kg/a]	109,19	11,2	2,8	0,19	10,6	1,2
ortho-P [gk/a]	37,67	10,0	2,1	0,19	-	-
Anteil aller P-Einträge[%]	80,8	8,3	2,1	0,1	7,8	0,9
Anteil der externen P-Einträge [%]	88,1	-	2,3	0,2	8,6	1,0

Ergebnisse SIMPL

Expertensystem

Als entscheidend bei der Auswahl geeigneter Restaurierungsverfahren stellten sich für den Flückiger See die relative kurze Wasseraufenthaltszeit von etwa einem Jahr, die hohe externe P-Belastung und das relativ niedrige Rücklösungspotential aus den Sedimenten heraus. Einmalige Maßnahmen wie Sedimentoxidation, Fällung, Sedimentabdeckung, Entschlammung sind daher nur von kurzer Wirkungsdauer. Hingegen erscheinen kontinuierliche Maßnahmen wie Tiefenwasserableitung oder kontinuierliche Fällung als bedingt geeignet.

Einbox-Modell

Die Simulation mit dem Einbox-Modell zeigte, dass selbst bei vollständiger Einschränkung der zuflussunabhängigen Last (Wasservögel, Badegäste) es zu keiner merklichen Abnahme der Ges-P-Konzentration im See kommen würde. Bei einer Variation der Parameter, wie sie einer TWA bzw. dem Einsatz einer PEA entsprechen würden, ließe sich die P-Konzentration auf etwa 10-20 $\mu\text{g/L}$ verringern (Abbildung 1). Allerdings wird bei dem Einbox-Modell prinzipiell die P-Mobilisierung und die P-Sedimentation unterschätzt.

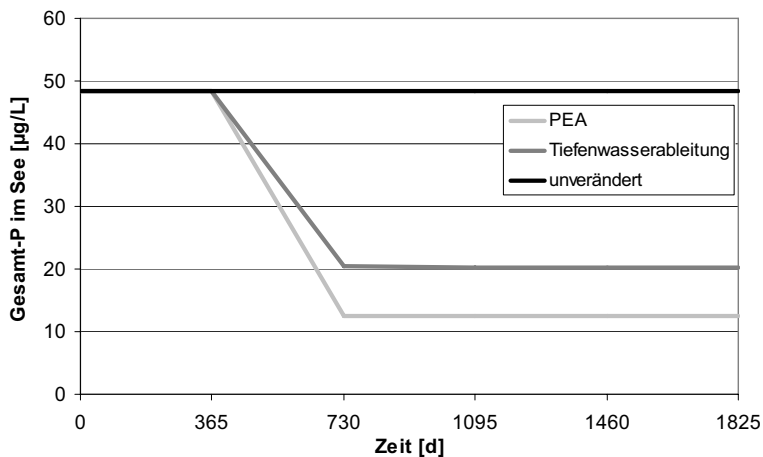


Abb. 1: Simulation zweier Restaurierungsmaßnahmen im Flückiger See nach dem Einbox-Modell (Tiefenwasserableitung, Phosphoreliminierungsanlage).

PIEL-Modell

Die Simulation mit dem PIEL-Modell zeigt, dass die Wirkung einer einmaligen Fällung kaum länger als ein Jahr an hält (Abbildung 2). Mit einer TWA wird der TP-Zielwert von 30 $\mu\text{g/L}$ nicht erreicht (42 $\mu\text{g/L}$), während mit einer PEA die Konzentration an Gesamtphosphat minimal bis auf 37 $\mu\text{g/L}$ zurückgehen würde.

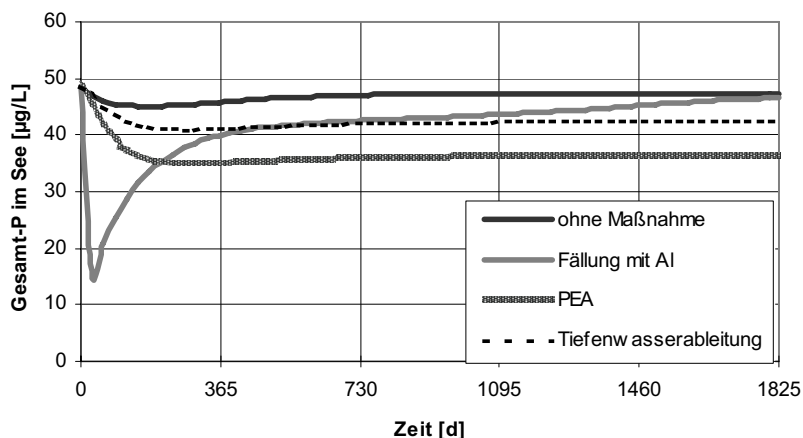


Abb. 2: Simulation von drei Restaurierungsmaßnahmen im Flückiger See nach dem PIEL-Modell.

Diskussion

Die hohe Phosphorbelastung des Flückiger Sees mit einer Konzentration von 50 µg/L sollte durch mögliche Restaurierungsmaßnahmen auf etwa 30 µg/L verringert werden. Dies entspricht einem mesotrophen bis leicht eutrophen Zustand, welcher für Badegewässer als anstrebenswert erscheint (Bernhardt & Clasen 1982, Boos 2004). Zur Vermeidung der zeitweise auftretenden Massentwicklungen von *Planktothrix rubescens* (in den Jahren 1998 und 2004) müsste der Gesamt-P im See jedoch auf ein Jahresmittel < 15 µg/L gesenkt werden (Steinberg & Hartmann 1987).

Bei der Anwendung von SIMPL auf den Flückiger See war zu bedenken, dass das Programm nicht die spezielle Hydrologie von Baggerseen (Grundwasserdurchstrom ohne Zu- und Ablauf) berücksichtigt. Als am besten geeignete Maßnahme wurde daher eine TWA vorgeschlagen, welche sich jedoch kaum realisieren lässt, da sich kein geeigneter Vorfluter im Umfeld des Sees befindet. Eine TWA mit anschließender Phosphoreliminierung und Rückleitung des Wassers (mittels einer PEA) erscheint hingegen nur bei Seen mit langer Aufenthaltszeit angemessen. Eine PEA wäre jedoch am Flückiger See die einzige Möglichkeit eine Restaurierung mittels Tiefenwasserableitung durchzuführen. Das Ziel, einen tatsächlich deutlichen Rückgang der TP-Konzentration im See zu erreichen, ist dadurch jedoch mit einem großen technischen Aufwand und sehr hohen Kosten verbunden. Eine Aluminiumfällung würde zwar kurzfristig einen deutlichen Rückgang der P-Konzentration herbeiführen, aufgrund der kurzen Wasseraufenthaltszeit wären aber kontinuierliche Fällung erforderlich, so dass mit einer Versauerung des Gewässers zu rechnen wäre. Im Falle des Flückiger Sees (hohe externe Last, kurze Wasseraufenthaltszeit, kein Vorfluter für eine TWA) wäre demzufolge eine P-Immobilisierung auf der Zustromseite (Trümmerschuttdeponie) wahrscheinlich die am besten geeignete Maßnahme.

Danksagung

Wir danken der Stadt Freiburg - Umweltschutzamt, der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, dem Bürgerforum Flückiger See, Kai-Uwe Ulrich, Inke Schauser & Michael Hupfer (IGB), E. Binder (Hydroisotop Emmendingen), Michael Nolden.

Literatur

- AHK (Gesellschaft für angewandte Hydrologie und Kartographie m.b.H) (2004): Orientierende Untersuchung der Flückiger Kiesgrube. Stadt Freiburg, Umweltschutzamt, unveröff.
- Bernhardt, H. & Clasen, J. (1982): Gedanken zur Übertragung der Ergebnisse des OECD-Untersuchungsprogramms in die Praxis des Seenschutzes. Z. Wasser Abwasser Forsch. 15: 96-103.
- Boos, K.-J. (2004): Arbeitshilfe Baggerseerestaurierung. Restaurierungsrelevante Typologie von Baggerseen und Ermittlung von Restaurierungsbedarf und Restaurierungsziel. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) Karlsruhe, 67 S.
- LBH & Limnofisch (2004): Sanierung und Restaurierung Seeparksee (Flückigersee). Abschlussbericht. Stadt Freiburg – Umweltschutzamt, 72 S., unveröff.
- Schauser, I., Lewandowski, J., Hupfer, J. (2003): Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphor-Haushaltes eutrophierter Seen. Leitfaden zur Auswahl eines geeigneten Verfahrens. Berichte des IGB 16, 106 S..
- Steinberg, C. & Hartmann, H. (1988): Planktische blütenbildende Cyanobakterien (Blaualgen) und die Eutrophierung von Seen und Flüssen. Vom Wasser 70: 1-10.

Restaurierung des Tiefwarenses, Mecklenburg-Vorpommern, von 2001-2005 mit der Fällmittelkombination $\text{NaAl}(\text{OH})_4/\text{Ca}(\text{OH})_2$: Auswirkungen auf die Sedimentbeschaffenheit und interne P- Retention.

Gerlinde Wauer¹, Peter Casper, Thomas Gonsiorczyk & Rainer Koschel

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin – Neuglobsow, ¹gerlinde@igb-berlin.de

Keywords: Aluminium, Calcitfällung, P-Fällung, Seenrestaurierung, Sediment, Tiefwareensee

Einleitung

Der Tiefwareensee (Waren/Müritz), ein dimiktischer Hartwassersee in Mecklenburg-Vorpommern, wurde aufgrund übermäßiger Nährstoffeinträge in den 1970er Jahren sehr stark eutrophiert. Algenmassenentwicklungen, starker hypolimnischer O_2 -Schwund und Fischsterben waren die Folge. Verschiedene Sanierungsmaßnahmen konnten die Nährstoffeinträge und den P-Gehalt des Sees senken, führten jedoch noch nicht zur Veränderung des hocheutrophen Zustandes, da die P-Konzentrationen während der Zirkulationsperioden immer noch $> 170 \mu\text{g L}^{-1}$ (Gesamtphosphor TP) und die interne Mobilisierung von gelöstem P (SRP) aus dem Sediment etwa $10 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ waren (Abarchaline et al. 2000, Gonsiorczyk et al. 2000).

Um diese fortdauernde interne Düngung einzudämmen, wurde der Tiefwareensee in den Jahren 2001 bis 2005 mittels einer internen Nährstofffällung restauriert (Koschel et al. 2005, Wauer et al. 2005).

Im folgenden sollen wesentliche, durch die Fällmittelzugabe bewirkte, Veränderungen in den Profundalsedimenten des Tiefwarenses diskutiert und ihre Auswirkungen auf die P-Bilanz des Sees dargestellt werden.

Restaurierungstechnologie und Untersuchungsmethoden

Am Tiefwareensee wurde eine neuartige Fällmittel-Kombination von $\text{NaAl}(\text{OH})_4$ -Lösung (HTFIX alkalisch 10 % der Fa. Brenntag) und $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (Rüdersdorfer Zement GmbH) angewandt. Die Fällmittelzugabe erfolgte mit Hilfe einer an der tiefsten Stelle des Sees installierten Tiefenwasserbelüftungsanlage (TIBEAN) direkt ins Hypolimnion (Gonsiorczyk et al. 2003, Koschel et al. 2005). Die Gesamtmengen der applizierten Chemikalien sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Sie wurden in alternierenden Zyklen ausschließlich während der Sommerstagnation zugegeben.

Tab. 1: Insgesamt zwischen 2001 und 2005 zugegebene Fällmittelmengen im Tiefwareensee

	Al^{3+}	Ca^{2+}
g m^{-2} (Sedimentfläche unterhalb 10 m)	137	154
g m^{-3} (See)	6	7
g m^{-3} (Hypolimnion)	27	30

Im Rahmen des limnologischen Monitorings wurden dreimal jährlich an der Probenahmestelle P1 (50 m entfernt von der TIBEAN) mit einem Jenkin-Sedimentstecher Sedimentkerne entnommen und in 1- bzw. 2-cm-Schichten geschnitten. In den einzelnen Schichten erfolgte die Bestimmung des Wassergehaltes (Trocknung bei 105 °C), der Anteile organischer Substanzen (Glühverlust bei 550 °C) und CaCO_3 (Glühverlust bei 900 °C), sowie der P-Bindungsformen (Psenner-Extraktionsverfahren analog zu Hupfer et al. 1995). Das Porenwasser wurde durch Zentrifugation (5 min, 13'000 g, 4 °C) und anschließende Filtration (Cellulosenitratfilter, 0,45 µm) gewonnen.

Die SRP-Konzentrationen wurden photometrisch nach der Molybdänblau-Methode (Nanocolor, Macherey-Nagel) analysiert. TP in Porenwasser, Extrakten bzw. geglühtem Sediment (550 °C) wurde nach Aufschluss mit $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ (Autoklav, 0,5 h, 134 °C) als SRP gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Entwicklung der Sedimentbeschaffenheit

Bei der Zugabe von Al-haltigen Fällmitteln bilden sich Hydroxidflocken mit hohem Wassergehalt, die als Auflage auf den Sedimenten eine Verringerung der relativen Trockenmasse in den oberen Sedimentschichten erwarten lassen (Cooke et al. 1993). Durch die Zugabe von Kalkmilch wird die Sedimentauflage hingegen verfestigt (Dittrich et al. 2000).

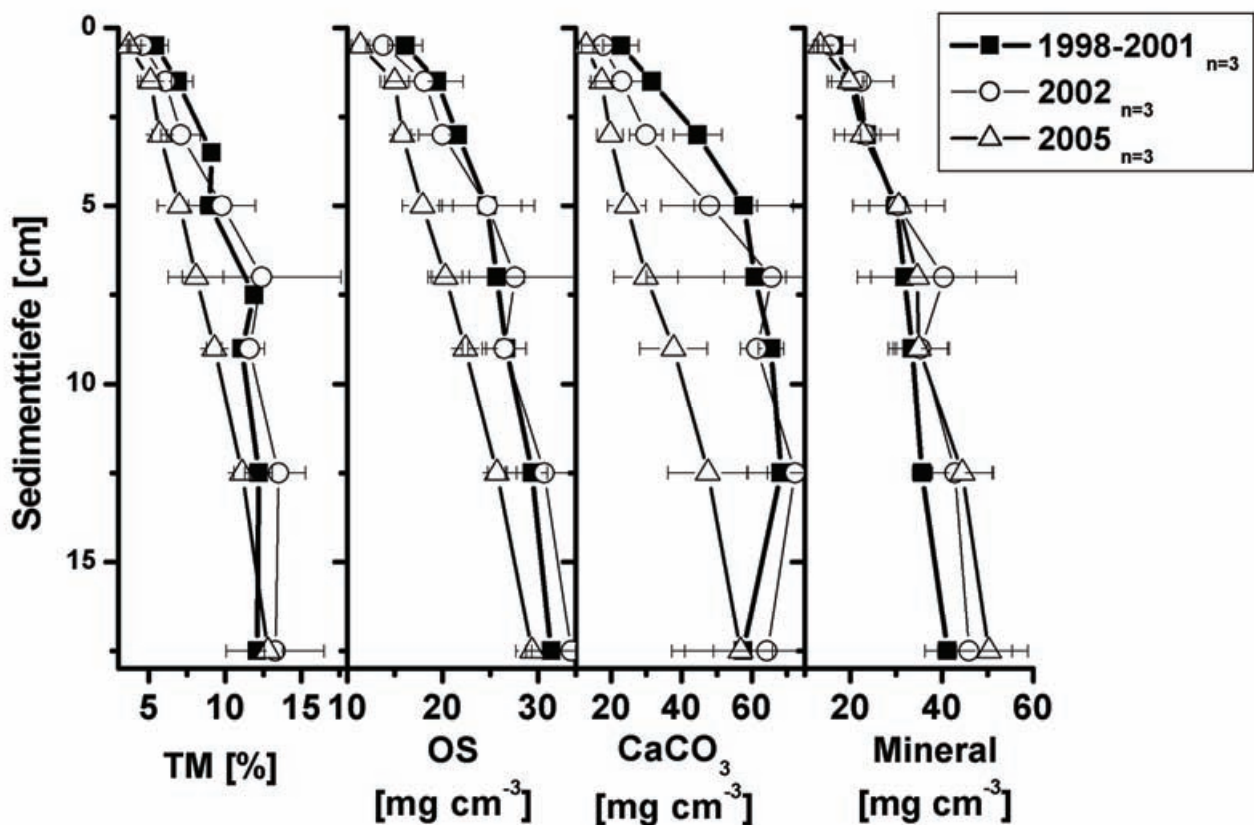


Abb. 1: Relative Anteile an Trockenmasse (TM), organischer Substanz (OS), Calciumcarbonat (CaCO_3) und mineralischen Restbestandteilen im Profundalsediment des Tiefwareensees, Mittelwerte ausgewählter Jahre.

Als Resultat der Kombination beider Fällmittel am Tiefwareensee wurde in den oberen Sedimentschichten eine schwache Tendenz zu verringerten Trockenmasseanteilen registriert, also eine geringfügige Zunahme des Wassergehaltes (Abbildung 1).

Die Gehalte an organischer Substanz sowie an CaCO_3 zeigten in den oberen Sedimentschichten einen leicht abnehmenden Trend infolge der Fällmittelzugabe, während der Anteil an mineralischen Bestandteilen unverändert blieb.

Phosphor im Sediment

Im P-Gehalt der Profundalsedimente zeigten sich gravierende Unterschiede (Abbildung 2).

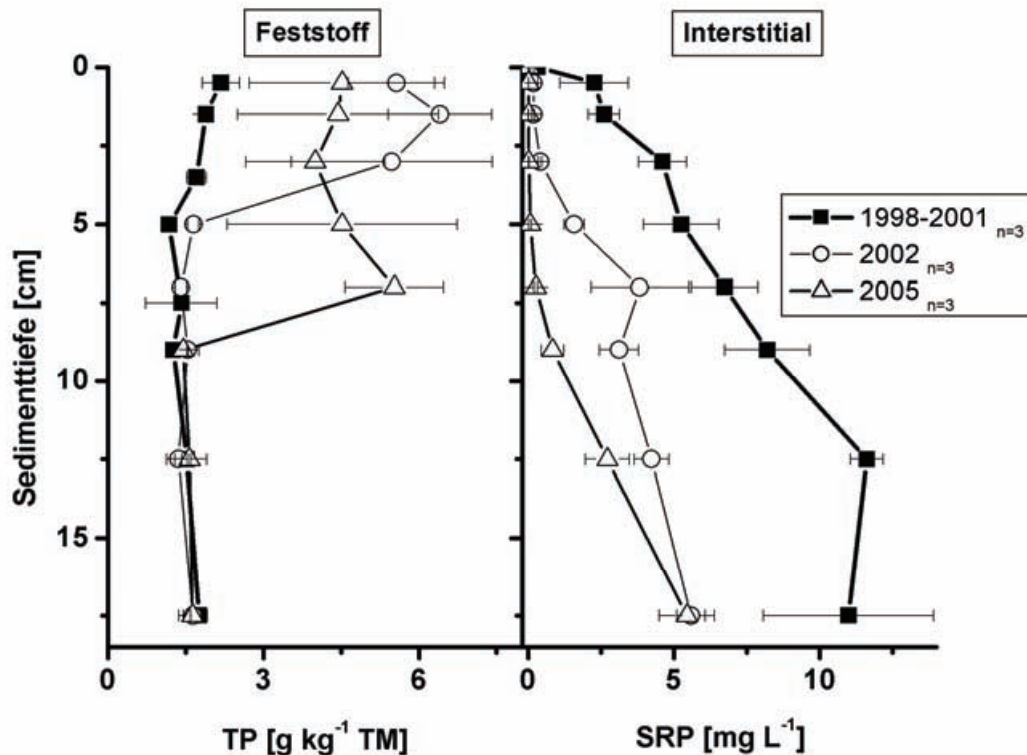


Abb. 2: Mittlere Konzentrationen an TP im Trockensediment und an SRP im Interstitialwasser des Tiefwarenses vor (1998-2001) und während der Fällmittelzugabe.

Die TP-Konzentration in der Trockenmasse stieg in den oberen Sedimentschichten von 2 auf 6 g kg^{-1} an. Dabei lag der Horizont mit der Maximalkonzentration zunächst unmittelbar an der Sedimentoberfläche (Abbildung 2, 2002) und verschob sich im Verlauf der Restaurierung in den Bereich zwischen 6 und 8 cm Tiefe (2005).

Parallel dazu sanken die SRP-Konzentrationen im Interstitialwasser. Wurde vor der Restaurierung ein starker Konzentrationsgradient an der Sediment-Wasser-Grenzschicht beobachtet, der zu mittleren P-Diffusionsraten von $9,0 \pm 9,9 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($n=11$) führte, so bildeten die Fällmittel eine Sediment-Deckschicht mit SRP-Konzentrationen unter $100 \mu\text{g L}^{-1}$ aus. Im Jahr 2005 erreichte diese Schicht eine Mächtigkeit von ca. 8 cm, die mittlere P-Diffusion sank auf $0,01 \pm 0,05 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($n=3$).

Es ist anzunehmen, dass die P-Sorptionskapazität der Fällmittel noch nicht erschöpft ist und die Auflage auch SRP bindet, der diffusiv aus tieferen Sedimentschichten kommt. Indiz dafür ist der hohe TP-Gehalt der genannten Deckschicht, der den aus dem Wasserkörper ausgefällten P-Anteil weit überschreitet. Der Schlüssel zum Verständnis der P-Retention im Sediment sind die P-Bindungsformen (Hupfer & Steinberg 1997).

P-Bindungsformen im Sediment

Anhand der P-Bindungsverhältnisse kann die Stabilität der festgelegten P-Verbindungen ermittelt werden. Generell wird zwischen temporären und permanenten P-Formen unterschieden (Hupfer 1995). Die permanenten P-Formen sind dauerhaft partikulär im Sediment gebunden, während die temporären P-Formen biogeochemischen Umsetzungen unterliegen und zur Freisetzung von gelöstem P beitragen.

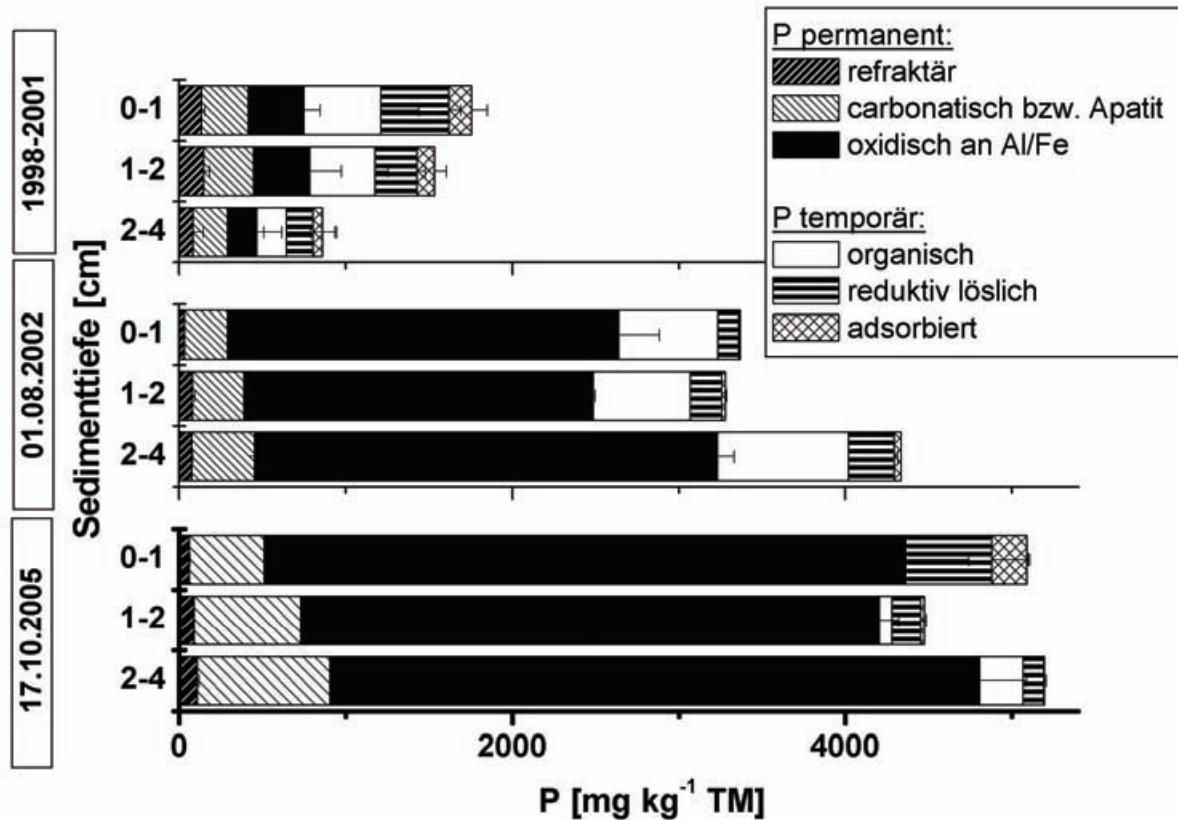


Abb. 3: Entwicklung der P-Bindungsformen in den oberen Schichten der Profundalsedimente des Tiefwareensees.

Abbildung 3 verdeutlicht, dass die TP-Erhöhung im Sediment eindeutig zugunsten permanenter P-Bindungsformen erfolgte. Dabei ist Al offensichtlich der bevorzugte P-Bindungspartner, während der Anteil an Ca-gebundenem (an Carbonat bzw. als Apatit) nahezu konstant blieb.

P-Bilanz des Tiefwareensees

Die oben beschriebene erfolgreiche Erhöhung der P-Retention der Sedimente infolge der Fällmittelzugabe beeinflusste die P-Bilanz des Sees entscheidend (Tabelle 2).

Tab. 2: Kenndaten zur P-Bilanz und Sichttiefen des Tiefwareensees

	1981/83	1998	2004
Externe P-Fracht [t a^{-1}]	9	0,8	0,5
Interne P-Fracht [t a^{-1}]	1,4	1,4	0,1
P-Inhalt See [t]	10,3	2,2	0,14
TP [mg L^{-1}] (Frühjahrszirkulation)	0,8	0,2	0,01
Mittlere Sommersichttiefe [m]	≤ 1	$3,6 \pm 1,9$	$5,3 \pm 1,6$

Durch die Verminderung der internen P-Fracht um mehr als eine Zehnerpotenz verminderte sich der P-Inhalt des Wasserkörpers von 2,2 t auf 0,14 t. TP-Konzentrationen von ganzjährig unter 0,03 mg L⁻¹ führten zu einer starken P-Limitation des Phytoplanktons, das sich in einer erhöhten Transparenz widerspiegelt.

Zusammenfassung

Die Behandlung des Tiefwareensees mit der Fällmittelkombination NaAl(OH)₄ und Ca(OH)₂ bewirkte eine Erhöhung der P-Retention der Sedimente. Dadurch wurde der P-Inhalt des Sees soweit abgesenkt, dass sowohl bezüglich des TP wie auch der Sichttiefen ein Übergang vom ehemals hocheutrophen zum mesotrophen Zustand erfolgte.

Danksagung

Die Arbeiten wurden durch die EU, das Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern und die Stadt Waren gefördert.

Literatur

- Abarchaline, M., Gonsiorczyk, T., Casper, P., Beliakova, G. (2000): Studies of phosphorus precipitation and lake restoration techniques in Globosowsee and Tiefwareensee. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1999 (Rostock), Tutzing: 609-614.
- Cooke, G. D., Welch E. B., Peterson, S. A., Newroth, P. R. (1993): Phosphorus inactivation and sediment oxidation. In: Restoration and management of lakes and reservoirs, Lewis publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo: 161-209.
- Dittrich, M., Casper, P., Koschel, R. (2000): Changes in the porewater chemistry of profundal sediments in response to artificial hypolimnetic calcite precipitation. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 55: 421-432.
- Gonsiorczyk, T., Casper, P., Koschel, R. (2000): Untersuchungen des Nährstoffhaushaltes zur Sanierung und Restaurierung eines polymiktischen und eines dimiktischen Sees. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1999 (Rostock), Tutzing: 615-620.
- Gonsiorczyk, T., Wauer, G., Casper, P., Koschel, R. (2003): Restaurierung des Tiefwareensees (Mecklenburg-Vorpommern), Erste Ergebnisse einer hypolimnischen Al- und CaCO₃-Fällung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Werder: 723-728.
- Hupfer, M. (1995): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: Steinberg, C., Bernhardt, H., Klapper, H. (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie. Landsberg: ecomed, Kap. IV-3.2: 22 S.
- Hupfer, M., Gächter, R., Giovanoli, R. (1995): Transformation of phosphorus species in settling seston and during early diagenesis. Aquat. Sci. 57: 305-324.
- Hupfer, M., Steinberg, C. (1997): Auswirkungen von Restaurierungsverfahren auf den Phosphat-Rückhalt in Seesedimenten. Dt. Gewkd. Mitt. 41, 4: 238-244.
- Koschel, R., Casper, P., Gonsiorczyk, T., Rossberg, R., Wauer, G. (2005): Hypolimnetic Al- and CaCO₃-treatments and aeration for restoration of a stratified eutrophic hardwater lake (Lake Tiefwareensee, Mecklenburg-Vorpommern, Germany). Verh. Internat. Verein. Limnol. 29 (in press).
- Wauer, G., Casper, P., Gonsiorczyk, T., Koschel, R. (2005): Einsatz von Aluminiumverbindungen in der Seenrestaurierung am Beispiel des Tiefwareensees. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004, Berlin: 535-539.

Untersuchungen zur Landschaftsökologie, Flächennutzung und nutzungsbedingten Belastungssituation im Einzugsgebiet eines Flachsees im Warnowsystem (Mecklenburg-Vorpommern) als Grundlage für die Konzeption und Umsetzung nachhaltiger Landnutzungssysteme

Mathias Krech, Steffen Biele, Holger Schabelon & Anne Schroeder

UmweltPlan GmbH Stralsund, Tribseer Damm 2, 18437 Stralsund, up@umweltplan.de

Keywords: Gewässerschutz, Seensanierung, Landnutzungskonzeption, Nährstoffemission, Diffuse Quellen

Einleitung

Das Land Mecklenburg-Vorpommern gehört mit seinen ca. 600 Seen mit einer Wasserfläche > 10 ha zu den seenreichsten Bundesländern Deutschlands. Seen und ihre Einzugsgebiete sind naturraumprägende Landschaftselemente des nordostdeutschen Flachlandes, besitzen eine hohe biozönotische Lebensraumfunktion und unterliegen komplexen Nutzungsansprüchen. Aufgrund des kontinuierlichen Ausbaus der öffentlichen Abwasserentsorgung in kleinen Gemeinden, der fortgeschrittenen Sanierung und Erweiterung von Kanalisationsnetzen und der Verbesserung der Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum spielen punktuelle Stoffeinträge durch Kommunalabwässer als Belastungsgröße in der Nährstoffbilanz von Gewässereinzugsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern gegenwärtig nur noch eine untergeordnete Rolle. Dagegen stellen Stoffeinträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen (diffusen Quellen) nach wie vor einen Belastungsschwerpunkt für Gewässer dar.

Aufgrund der gestiegenen Anforderungen der nationalen und europäischen Umwelt- und Gewässerschutzgesetzgebung an die Umweltqualität in Gewässereinzugsgebieten rücken Strategien zur standortgerechten, emissionsverminderten Landnutzung verstärkt in den Mittelpunkt des Gewässerschutzes. Ziel des hier dargestellten Projektes ist die Überprüfung der Ergebnisse des bisherigen Forschungsstandes zur Reduzierung diffuser Stoffemissionen und ihrer Anwendbarkeit bzw. Umsetzung in nordostdeutschen Seeeinzugsgebieten. Am Beispiel eines naturräumlich und landschaftsökologisch repräsentativen Seeeinzugsgebietes im Warnowsystem (Sumpfsee bei Güstrow) werden die potenziell natürliche und anthropogene Nährstoffemissionsbelastung bewertet, Maßnahmen zur Reduzierung diffuser Stoffeinträge zusammengestellt und deren Anwendbarkeit bzw. Umsetzung im Rahmen der landwirtschaftlichen Praxis diskutiert.

Untersuchungsgebiet

Der Sumpfsee entstand als glazialerosives Rinnenbecken während des pommerschen Stadiums der Weichselkaltzeit. Der polymiktische Flachsee weist eine Wasserfläche von ca. 1,3 km² und eine mittlere Tiefe von 1,6 m auf. Mit einem Flächenquotienten von 13 und einem Volumenquotienten von 8 können die potenziell natürlichen Beschaffenheitsverhältnisse hydromorphometrisch als

mesotroph bis schwach eutroph eingestuft werden. Aufgrund des pedogenen Vorherrschens kalkreicher Geschiebemergel im Einzugsgebiet unterliegt das Gewässer hohen Einträgen kalkreichen Wassers und verfügt damit über ein gutes Puffervermögen. Im Frühsommer werden regelmäßig pH-Werte > 9,0 ermittelt, die bei hoher Wasserhärte zu Kalzitfällungen im Wasserkörper führen.

Die wechselvolle Nutzungshistorie des Sumpfsees während der letzten 50 Jahre führte zum gegenwärtig polytrophen Gewässerzustand mit Phytoplanktondominanz, mittleren Sichttiefen von 0,2 m, ganzjährig hohen Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen und einer hohen Schlickakkumulationsrate in strömungsberuhigten Gewässersenkten (Höbelt & Siegemund 1996; Seenprojekt M-V 1996). Dabei war das Gewässer noch bis zum Anfang der 60er Jahre von flächendeckenden Armleuchteralgen- und Laichkrautbeständen und einer hohen Transparenz des Wasserkörpers gekennzeichnet (Schmidt 1981). Für die negative Entwicklung des ökologischen Zustandes werden primär die langjährige fischereiwirtschaftliche Nutzung als Karpfenzuchtgewässer, die Absenkung des Seespiegels, die Entwässerung der vermoorten Niederung zur verbesserten Grünlandbewirtschaftung und die Intensivierung des Ackerbaus auf Mineralstandorten verantwortlich gemacht.

Tab. 1: Geomorphogenese, Hydromorphometrie und Bioproduktionsverhältnisse des Sumpfsees

Geographische Lage und Entstehung	
Lage	Landkreis Güstrow, nördlich Gutow
Entstehung	glazialerosiv
Seetyp	Rinnensee der Grundmoräne
Mixis	polymiktisch
Hydrographie und Morphometrie	
Oberfläche	1,28 km ²
Volumen	2,04 10 ⁶ m ³
Uferlänge	7,13 km
eff. Länge	2.500 m
eff. Breite	650 m
Einzugsgebiet	16,5 km ²
mittlere Tiefe	1,6 m
maximale Tiefe	2,9 m
Flächenquotient	13
Volumenquotient	8
eff. Länge	2.500 m
eff. Breite	650 m
Trophie und Bioproduktion	
Schwankung des SSI	97-122 %
mittlere Sichttiefe	0,2 m
Chlorophyll a	28,83 mg/m ³
Phytoplanktonvolumen	25,44 cm ³ /m ³
potenziell natürlicher Zustand	mesotroph – schwach eutroph
Trophieindex (LAWA 1998)	3,92
Trophieklasse (LAWA 1998)	polytroph 1
Flächennutzung im Einzugsgebiet	
Wald/Gehölze	5,5 %
Landwirtschaftliche Nutzfläche / davon Acker	85,5 % / 77,6 %
Urbane Flächen (ohne Verkehrsflächen)	4,4 %
Standgewässer	5,1 %
Sonstige	0,8 %

Standortverhältnisse und potenziell natürliche Nährstoff-Emissionspotenziale

Die Bodenverhältnisse im Einzugsgebiet des Sumpfsees sind standorttypisch heterogen. Neben den sicker- und grundwasserbestimmten, sandigen Lehm Böden der Moränenplatten dominieren in der Seenniederung grundwassernahe Moorböden (s. Abbildung 1). Die starke Hangneigung im Übergangsbereich zwischen den Moränenplatten und der vermoorten Niederung verursacht ein hohes natürliches Erosions- und Abschwemmungspotenzial. Das Emissionspotenzial aus dem Oberboden wird durch die Kenngrößen: Nitratauswaschung, potenzielle Wasser- und Winderosionsgefährdung sowie die potenziell natürliche Abflussmenge über Dränagen gekennzeichnet.

Eine Bewertung dieser Kenngrößen ergab, dass z.B. das Wassererosionspotenzial aufgrund der relativ homogenen Substratverhältnisse im Einzugsgebiet primär von den Reliefverhältnissen bestimmt wird. Insgesamt weisen aber nur ca. 10 % der Fläche aufgrund stärkerer Hangneigung erhöhte potenziell natürliche Wassererosionsgefährdungen auf. Die potenziell natürliche Nitratauswaschung aus dem Oberboden wurde auf Basis der Bodenform einschließlich Hydromorphie (Bodenschätzung) und der nutzbaren Feldkapazität bei einer klimatischen Wasserbilanz < 100 mm bewertet. Da im Einzugsgebiet sandige bis lehmige Braunerden vorherrschen, ist das natürliche Stickstoffemissionspotenzial gering. Erhöhte Nitratauswaschung tritt nur lokal an sicker- und grundwasserbestimmten Sandstandorten auf. Vergleichbare Ansätze zur Bewertung der potenziell natürlichen Winderosionsgefährdung, des potenziellen Oberflächenwasserabflusses über Dränagen und des natürlichen Wasserrückhaltepotenzials liegen ebenfalls vor.

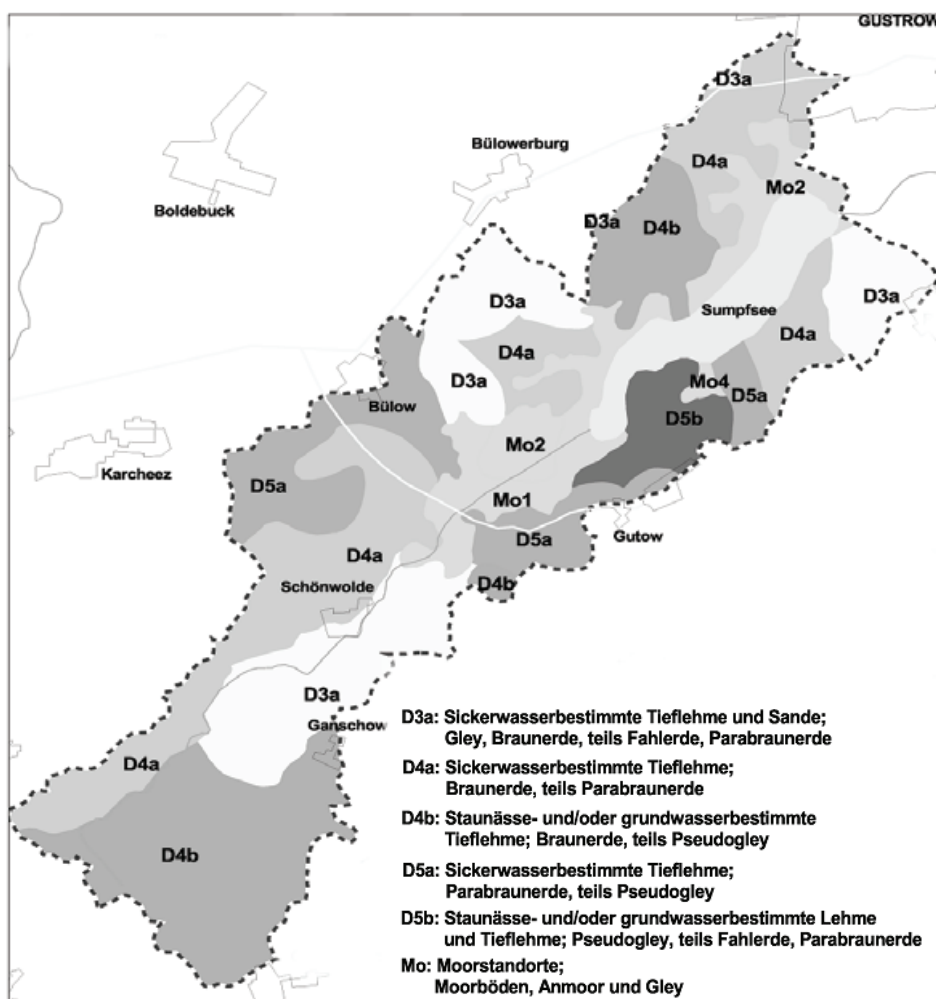


Abb. 1: Standorttypen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Kartierung (MMK)

Anthropogene Emissionsbelastungen

Bei der Bewertung der anthropogenen Stoffeinträge wurde zwischen Nährstoffemissionen aus punktuellen und diffusen Quellen unterschieden. Analog zu Behrendt (1996) wurden die diffusen Quellen differenziert nach emissionsspezifischen Einzelpfaden betrachtet. Auf der Grundlage des Datenpools des Wasserwirtschaftlichen Informationssystems Warnow (WINWA 2001) wurden die Emissionseinzelpfade für Stickstoff und Phosphor im ca. 17 km² Einzugsgebiet des Sumpfsees quantifiziert. Die Nährstoffbilanzierung der Tabelle 2 macht deutlich, dass ca. 90 % der jährlichen Phosphor- und Stickstoffemissionen aus diffusen Quellen stammen. In diesem Zusammenhang stellen Einträge durch Wind- und Wassererosion und das oberflächennahe Grundwasser die diffusen Hauptbelastungspfade für Phosphor dar (Abbildung 2). Stickstoffeinträge erfolgen primär durch Dränagen und das oberflächennahe Grundwasser.

Die Ermittlung der pfadspezifischen Jahresemissionen für Phosphor und Stickstoff aus Punktquellen erfolgte nach einer Methodik von Behrendt et al. (1999). Gegenüber den diffusen Nährstoffausträgen von landwirtschaftlichen Nutzflächen (u.a. Dränagen, Erosion) und entwässerten Niedermoorstandorten sind die Einträge von Stickstoff und Phosphor aus kommunalen Punktquellen für die Nährstoffbilanz des Sumpfsees von untergeordneter Bedeutung (Tabelle 2). Die Siedlungsabwässer der im Einzugsgebiet liegenden Gemeinden werden zu 70 % zentral in der Kläranlage Parum-Güstrow (mechanisch-biologische Reinigungsstufe mit weitergehender Nährstoffelimination) und zu 20 % dezentral über Kleinkläranlagen mit lokaler Versickerung (i.d.R. Dreikammerkläranlagen mit Sickersträngen) oder abflusslose Sammelgruben entsorgt.

Tab. 2: Bilanzierung der anthropogenen Emissionsbelastungen

Haupteintragspfade	Phosphor		Stickstoff	
	t a ⁻¹ P	[%]	t a ⁻¹ N	[%]
Gesamteinträge	1,03	100	19,60	100
punktueller Einträge	0,10	13	2,40	12
diffuse Einträge	0,90	87	17,20	88

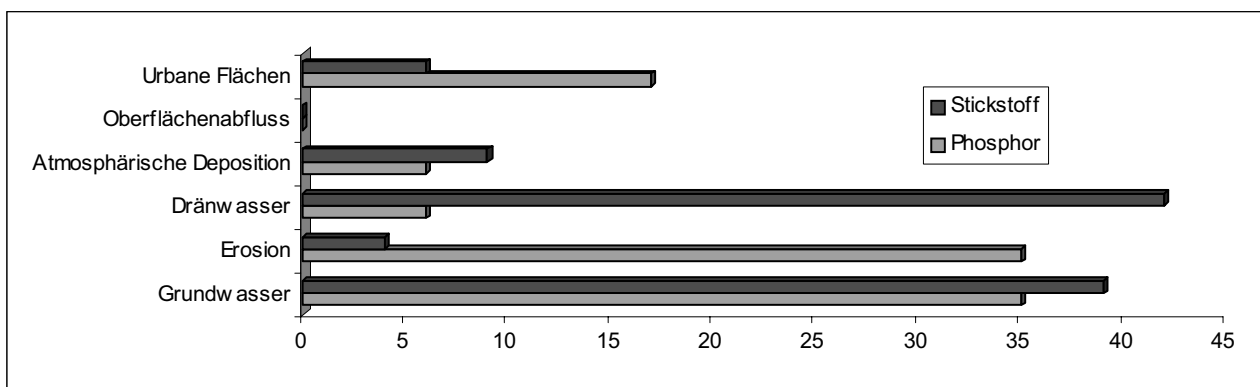


Abb. 2: Prozentuale Anteile der Emissionseinzelpfade an der jährlichen Stickstoff- und Phosphor-gesamtemission im Einzugsgebiet des Sumpfsees

Landnutzungsszenarien/Maßnahmen

Am wirkungsvollsten kann der diffusen Emissionsbelastung von Gewässern durch eine austragsminimierte Landnutzung im Einzugsgebiet entgegnet werden (Prinzip des verursacherbezogenen Gewässerschutzes). In Anlehnung an die Bewertung von Standorttypen nach der MMK-Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Kartierung (Typisierung der Boden-, Bodenwasser- und Reliefverhältnisse) und an die Bodennutzungskonzeption nach Köppen et al. (1995) wurden für die landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet des Sumpfsees Bodennutzungszonen (BNZ) im kleinen- bis mittleren Maßstab entwickelt.

Diese auf BNZ beruhende Landnutzungskonzeption für das Einzugsgebiet des Sumpfsees umfasst schlag- bzw. auf landwirtschaftliche Bewirtschaftungseinheiten bezogene Bodennutzungs-Maßnahme-Komplexe (BMK), denen jeweils verschiedene Maßnahmen zur emissionsverminderten Bewirtschaftung zugeordnet sind. Dabei werden bezogen auf die Priorität der Gefährdungspotenziale der Bewirtschaftungseinheiten entsprechende Maßnahmen einem BMK vom Haupt- oder Nebentyp zugeordnet. Liegen in einer Bewirtschaftungseinheit mehrere maßgebende Gefährdungsrisiken vor (z.B. Flächen-Dränung und erhöhte Wassererosionsgefährdung), sind neben dem dominierenden BMK-Haupttyp weitere BMK-Nebentypen zu berücksichtigen, so dass sich aus der Kombination von Haupt- und Nebentypen Haupt-Maßnahmen und ergänzende Maßnahmen ergeben.

Der Landwirt kann sich aus diesen Maßnahmenvorschlägen die Maßnahmen auswählen, die seinen individuellen Bewirtschaftungsanforderungen nicht entgegenstehen, aber dennoch eine ökologische Wirksamkeit zur Verbesserung des Stoff- und Wasserhaushaltes versprechen. In Abhängigkeit vom Gefährdungspotenzial zeigen Maßnahmen wie die N-austragsminimierte Düngepraxis, N-verlustminimierte Fruchtfolgegestaltung und Bodenbewirtschaftung, Polderrenaturierung und die Anlage funktionaler Gewässerrandstreifen die höchste ökologische Effizienz.

Danksagung

Die Durchführung des Projektes wurde vom Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern finanziell gefördert. Dem Landwirtschaftsministerium und der Umweltallianz Mecklenburg-Vorpommern wird für die konstruktiven und engagierten Hinweise zur Erarbeitung der Landnutzungskonzeption gedankt.

Literatur

- Behrendt, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flussgebieten in Mecklenburg-Vorpommern. Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.). Mat. z. Umwelt in M-V, Bd 2.
- Behrendt, H., Huber, P., Opitz, D., Scholz, G., Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99.
- Höbelt, D., Siegemund, A. (1996): Ökologische und sedimentologische Untersuchungen am Sumpfsee bei Güstrow; Diplomarbeit, Universität Rostock, FB Landeskultur und Umweltschutz; 90 S.
- Köppen, D., U. Keitlinghaus, H. Schulz, A. Grüner, W. Bartolomaeus (1995): Analyse und Konzeption zur Verringerung der diffusen Stickstoff- und Phosphoreinträge aus Bodennutzungssystemen in die Warnow auf der Grundlage von Bodenfruchtbarkeitskennziffern und Nährstoffbilanzen. Manuskript. Rostock.
- Schmidt, D. (1981): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen der Gewässer um Güstrow. Natur und Naturschutz in Mecklenburg, 17: 3-130.
- Seenprojekt Mecklenburg-Vorpommern (1996): Kurzgutachten: Sumpfsee, Staatliches Amt für Umwelt und Natur Rostock.
- WINWA (2001): Wasserwirtschaftliches Informationssystem Warnow. Staatliches Amt für Umwelt und Natur Rostock. - Version November 2001.

- SANDROCK, S., SCHARF, E-M. & DOLGNER, W.: Auswirkungen von Nährstofffällen mit Aluminiumpräparaten auf das Makrophytenwachstum in Standgewässern
- HASSAN, S., SCHMIEDER, K. & BÖCKER, R.: Submerged macrophytes as bioindicators of a shallow, contaminated lake – Assessment of the ecological status of Lake Qattienah / Syria
- MORSCHIED, H., MÄHLMANN, J., HILT, S. & DGL-AK FLACHSEEN: Wiederbesiedelung von Flachseen mit submersen Makrophyten – Entwicklung einer Handlungsempfehlung
- MÄHLMANN, J., ARNOLD, R., HERRMANN, L., MORSCHIED, H. & MATTUKAT, F.: Künstliche Wiederbesiedlung von submersen Makrophyten in Standgewässern mit Hilfe eines textilen Vegetationstragsystems
- RÖNICKE, H., ANGELSTEIN, S., SCHULTZE, M. & GELLER, W.: Invasion submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche
- STEEGE, V., BRÜNING, F., KÖHLER-LOUM, U., RINGOT, J.L. & SCHIKORE, T.: Die Ausdehnung der Ufervegetation an Unter- und Außenweser vor dem Hintergrund steigender Tidehochwasserstände – Luftbildinterpretationen über den Zeitraum 1950 – 2002
- JÄGER, D. & KOHLER, A.: Vorkommen und Gefährdung von Wasser- und Sumpfpflanzen in den Fließgewässern Vorarlbergs
- WEYER, K. VAN DE, RAABE, U. & SCHNEIDER, S.: Die Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands
- WEYER, K. VAN DE & RAABE, U.: Die floristische Erfassung der Armeleuchteralgen-Gewächse (Characeae) in Nordrhein-Westfalen
- SCHNEIDER, S., MANNSCHRECK, B., BÖGLE, M. & MELZER, A.: Genetische Analysen als Hilfsmittel für die Bestimmung von Characeen

Auswirkungen von Nährstofffällungen mit Aluminiumpräparaten auf das Makrophytenwachstum in Standgewässern

Stefan Sandrock¹, Eva-Maria Scharf¹ & Wolfgang Dolgner²

¹ bioplan – Inst. f. angew. Biol. u. Landschaftsplanung, Strandstraße 30, 18211 Nienhagen, info@bioplan-online.de

² Staatliches Amt für Umwelt und Natur Neubrandenburg, Neustrelitzer Str. 120, 17033 Neubrandenburg

Keywords: Makrophyten, Aluminiumsulfat, Nährstofffällung

Einleitung

Nährstofffällungen mit Aluminiumverbindungen gehören seit etwa 30 Jahren zum verfügbaren Methodenspektrum bei der Restaurierung von eutrophierten Standgewässern. Am häufigsten eingesetzt wird Aluminiumsulfat, aber auch –chloride und Natriumaluminate finden zunehmend Verwendung. Die deeutrophierende Wirkung dieser Methode beruht auf der stabilen Anlagerung von Phosphationen an die sich im Wasser nach Applikation bildenden Aluminiumhydroxidflocken. Es gibt inzwischen zahlreiche gut dokumentierte Einzelfallbeispiele wie beispielsweise die Sanierung des Barleber Sees (RÖNICKE et al. 1995) oder des Tiefwarenses (WAUER et al. 2005) aber auch zusammenfassende und vergleichende Veröffentlichungen zur Anwendung von Fällmitteln in Seen (WELCH & COOKE, 1999; HUPFER & SCHARF, 2002). Bezogen auf die Senkung der Phosphorgehalte im Freiwasser handelt es sich bei fast allen beschriebenen Fallbeispielen um „Erfolgsgeschichten“. Für die Entwicklung der Makrophytenvegetation ist dies nicht unbedingt so klar voraussehbar (WELCH & COOKE, 1999). Neben der zu erwartenden Förderung des Wachstums, die auf dem kausalen Zusammenhang Senkung P-Gehalt – Verringerung des Phytoplanktonbiomasse – Erhöhung der Transparenz – bessere Bedingungen am Grund für das Aufkommen von Makrophyten – beruht, sind theoretisch auch hemmende Effekte möglich. Als Auslöser hierfür kommt die auch für Makrophyten nach einer Fällung geringere P-Verfügbarkeit im Wasserkörper und auch im Sediment, direkte toxische Effekte (MOSS et al. 1996) oder auch die direkt bei der Fällung auftretende pH-Absenkung (PENZ und DOLGNER, 1983) in Frage. In den Jahren 2002/2003 wurden im Rahmen von Seerestaurierungen in 3 kleinen bis mittelgroßen Seen Fällungen mit Aluminiumsulfat vorgenommen. Initiiert durch das Staatliche Amt für Umwelt und Natur Neubrandenburg konnte die Entwicklung in den Folgejahren dokumentiert werden, wobei die Schwerpunkte in der Dokumentation der Trophie (entsprechend LAWA, 1998), der Benthosentwicklung und der hier zu dokumentierenden Beschreibung der submersen Makrophyten in den auf die Maßnahme folgenden 3 bzw. 4 Jahren lagen (SCHARF & SANDROCK, 2002, 2003, 2004, 2005 in Vorbereitung).

Untersuchungsgebiet

Die 3 Seen, der Weiße See, der Pragsdorfer See und der Schwandter See befinden sich in der süd-östlichen Mecklenburger Seenplatte. Lage ist aus Abb. 1 ersichtlich. Der zur Gemeinde Wesenberg gehörende Große Weiße See besitzt ein 2 km² großes, überwiegend bewaldetes Einzugsgebiet. Bei einer maximalen Tiefe von 12,2 m (mittlere Tiefe 6,1 m) weist der 27,4 ha große See im Sommer eine stabile Schichtung auf (Seenkataster M-V). Im Jahr vor der Fällung wurde der Weiße See als

eutroph e1 klassifiziert und war damit um 1 Stufe schlechter als sein berechneter Referenzzustand (m). Geringe sommerliche Sichttiefen und damit verbundene Einschränkungen in der Badenutzung des traditionell sehr intensiv als Badegewässer genutzten Gewässers gaben den Ausschlag für die Entscheidung, eine Nährstofffällung vorzunehmen.

Der direkt in der dörflichen Gemeinde Pragsdorf liegende Pragsdorfer See weist eine deutliche Teilung in einen größeren, tiefen, dimiktische Hauptsee mit einer Tiefe von maximal 14,8 m und einem kleineren, über eine Durchfahrt zu erreichenden, ganzjährig durchmischten Seeteil von nur 1,3 ha Größe und einer mittleren Tiefe von 2,1 m auf. Der Auslöser für eine Restaurierung, die neben der Fällung auch andere Maßnahmen im See und im Einzugsgebiet beinhaltete (SCHARF & SANDROCK, 2000), lag auch hier im drohenden Verlust eines Badegewässers, hinzu kamen im Sommer häufig auftretende aufräumende Blaualgenblüten (*Aphanotece stagnina*, *Anabaena spiroides*), die zusätzlich zu hygienischen Problemen für die Anwohner führten. Zwischen vorhandener Trophiesituation (p2) und potentiell erreichbarem Zustand (m) lagen 2002 4 Klassenstufen.

Auch im Schwandter See gab die gefährdete Nutzung als Badesee den Anstoß für die Planung von Restaurierungsmaßnahmen. Die Besonderheit liegt darin, dass es sich um einen 18,6 ha großen Flachsee (max. Tiefe 2,6 m, mittlere Tiefe 1,6 m) handelt und in sofern nach einer Fällung besonders deutliche Effekte in Bezug auf die Makrophyten zu erwarten waren. Tab.1 fasst die wichtigsten Angaben zum Ausgangszustand, Referenzzustand und zur Aufwandsmenge an Fällmittel zusammen. In allen 3 Seen wurde als Fällmittel im Winter auf dem Eis ausgebrachtes kristallines Aluminiumsulfat verwendet, wobei als Besonderheit anzumerken ist, dass am Wesenberger See die Ausbringung per Flugzeug erfolgte.

Tab.1: Übersichtstabelle zum Ausgangszustand und zur Behandlung der untersuchten Seen

Gewässer	Ausgangszust.	Referenzzustand	Therapie	Wirksubstanz
Großer Weißer See	eutroph e1	mesotroph m	45 t $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ auf Eis Jan.2002	3,1 g $\text{Al}^{3+}/\text{m}^3$
Schwandter See	polytroph p2	eutroph e2	33 t $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ auf Eis Jan. 2002	12,8 g $\text{Al}^{3+}/\text{m}^3$
Pragsdorfer See	polytroph p2	mesotroph m	33 t $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ auf Eis Feb. 2003	8,0 g $\text{Al}^{3+}/\text{m}^3$

Material/Methoden

Zur Beschreibung der Makrophytenentwicklung wurden die Seen jeweils Mitte Juli kartiert, wobei 2 Methoden Verwendung fanden. Zum einen wurde entlang der Ufer flächendeckend per Teleskopharke, Echolot und dGPS (Positionsbestimmung) die Makrophytenflora vom Boot aus aufgenommen, zum anderen wurden in den beiden tiefen Seen per Leine Schnitte ausgelegt (Wesenberger See 3 Schnitte, Pragsdorfer See 1 Schnitt) und von einem Taucher abgeschwommen. Letztere Methode ermöglicht genauere Einschätzung der Bedeckungsgrade und zudem auch per Tiefenmesser im Tauchcomputer eine exakte Bestimmung der unteren Verbreitungsgrenze der Makrophyten. Bei der Festlegung der unteren Verbreitungsgrenze wurde nochmals zwischen der Grenze des dichten Bewuchses (Bedeckungsgrad > 50 %) und dem Vorkommen der letzten Einzelpflanzen unterschieden.

Ergebnisse

Weißer See

Im Jahr vor der Fällung dominierten im See Mischbestände aus Ährigem und Quirlblättrigem Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum* und *M. verticillatum*). Als 3. Art wurde im Nordteil das Schwimmende Laichkraut (*Potamogeton natans*) gefunden. Die untere Verbreitungsgrenze des

dichten Bewuchses lag bei 1,8 m. Im Sommer nach der Fällung änderte sich zunächst nichts an der Artenzusammensetzung, es kam allerdings zu einer Verlagerung der unteren Verbreitungsgrenze von ursprünglich 1,8 m auf 2,5 m. Im folgenden Sommer (2003) wurden neben den genannten Arten mit *Potamogeton crispus* und *P. pectinatus* 2 weitere Laichkräuter gefunden. Die untere Verbreitungsgrenze fiel auf 4 m was insgesamt zu deutlichen Flächenausdehnungen des Makrophytenbestandes führte. In 2004 und 2005 änderte sich an der unteren Verbreitungsgrenze wenig, das Artenspektrum erweiterte sich allerdings um das Kleine Nixkraut (*Najas minor*) und 4 Armleuchteralgen (*Chara contraria*, *C. globularis*, *C. tomentosa* und *Nitella spec.*). Tab.2 enthält eine Zusammenstellung der wichtigsten Kenngrößen.

Tab.2: Entwicklung im Weißen See nach der Nährstofffällung im Winter 2002

nach Fällung	Trophie (Klassifizierung)	Arten-anzahl	Verbreitungsgrenze dichter Bewuchs (über 50 % Bed.)	untere Verbreitungsgrenze
1. Jahr (2002)	Referenzzustand erreicht (m) mittl. somm. ST 3,8 m, Chl a, 6,6 µg/l, TP 0,025 mg/l	3	von 1,8 m auf 2,5 m	von 2,5 m auf 2,8 m
2. Jahr (2003)	Referenzzustand erhalten (m) mittl. somm. ST 3,8 m, Chl a, 6,6 µg/l, TP 0,020 mg/l	4	4,0 m	6,0 m
3. Jahr (2004)	Referenzzustand erhalten (m) mittl. somm. ST 4,0 m, Chl a, 6,6 µg/l, TP 0,030 mg/l	7	4,0 m	5,7 m
4. Jahr (2005)	Daten liegen noch nicht vor (behördliche Überwachung)	10	4,1 m	5,7 m

Pragsdorfer See

Im Pragsdorfer See kam, bedingt durch die äußerst geringen sommerlichen Sichttiefen in den Jahren vor der Fällung mit Ausnahme von *Potamogeton crispus*, das im Großen Seeteil in einem aus wenigen Pflanzen bestehenden Rest noch vorhanden war, keine submersen Makrophyten vor. Die spärlich vorhandene Schwimmblattvegetation setzte sich aus Gelber Teichrose (*Nuphar lutea*) und Wasserknöterich (*Polygonum amphibium*) zusammen. Im Sommer nach der Fällung, in dem bezogen auf die Trophie der Referenzzustand erreicht wurde, war sofort eine Ausbreitung der Laichkräuter zu beobachten, wobei neben *Potamogeton crispus* an den sandigen Ufern auch *Potamogeton pectinatus* zu finden war. Die untere Verbreitungsgrenze lag bereits bei 2,5 bzw. 3,1 m (siehe Tab.3). In den Folgejahren vollzog sich eine Artenverschiebung hin zu einer Dominanz des spreizenden Hahnenfußes *Ranunculus circinatus*. Die untere Verbreitungsgrenze lag 2005 bei 2,5 bzw. 3,6 m. Im flachen, kleineren Seeteil gab es während der ersten beiden Jahren zunächst keine auffallenden Veränderungen. Im Sommer 2005 lag die Sichttiefe dann aber doch zeitweise über 3,0 m und am Grund hatten sich dichte Matten fädiger Jochalgen (Gattung *Spirogyra*) etabliert. Ansonsten war dieser Seeteil bis 2005 nach wie vor frei von submersen Makrophyten.

Tab.3: Entwicklung im Pragsdorfer See nach der Nährstofffällung im Winter 2003

nach Fällung	Trophie (Klassifizierung)	Arten-anzahl	Verbreitungsgrenze dichter Bewuchs (über 50 % Bed.)	Untere Verbreitungsgrenze
1. Jahr (2003)	Referenzzustand erreicht (m) mittl. somm. ST 2,13 m, Chl a 10,65 µg/l, TP 0,048 mg/l	2	von 0 auf 2,5 m	von 0 auf 3,1 m

Fortsetzung Tab.3

2. Jahr (2004)	Referenzzustand erhalten (m) mittl. somm. ST 2,03 m, Chla 9,3 µg/l, TP 0,034 mg/l	3	2,5 m	4,3 m
3. Jahr (2005)	Daten liegen noch nicht vor (behördliche Überwachung)	4	2,5 m	3,6 m

Schwandter See

Der Schwandter See war vor der Fällung durch breite Seerosenfelder (*Nuphea alba*) gekennzeichnet. Im nordwestlichen Seeteil, in der Nähe des Zulaufes, wuchs in spärlichem Bestand Rauhes Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*), im südlichen Teil wurden abgestorbene Reste des Quellmooses *Fontinalis antipyretica* gefunden. Ansonsten war der See im Jahr vor der Restaurierungsmassnahme frei von submersen Makrophyten. Im Winter 2002 fand die Fällung statt, im Sommer des gleichen Jahres breitete sich der spärliche *Ceratophyllum* –Bestand vor allem in der Nord- und Südbucht deutlich aus, neue Arten kamen allerdings nicht hinzu. Die Ausbreitungstendenz des Rauhen Hornblattes verstärkte sich im Folgejahr dahingehend, dass nahezu alle ufernahen Bereiche des Sees, wenn auch nicht flächendeckend, in Anspruch genommen wurden. 2004, im 3. Sommer nach der Fällung, kam es dann zu einem Rückgang des Rauhen Hornblattes und 2005 entsprach der Makrophytenbestand in etwa wieder dem im Jahr 2003, wobei allerdings unerwartet an 2 Stellen uferfern, annähernd in Seemitte als neue Art das Krause Laichkraut (*Potamogeton crispus*) gefunden wurde. Tab.4 enthält eine Übersicht zur Entwicklung am Schwandter See.

Tab.4: Entwicklung im Schwandter See nach der Nährstofffällung im Winter 2003

	Trophie (Klassifizierung)	Makrophyten
1. Jahr (2002)	keine gezielte Klassifizierung aber sehr gute Verhältnisse, Grundsicht während der Sommermonate	<i>Ceratophyllum demersum</i> beginnt am Süd- und Nordufer nennenswerte Bestände zu bilden, Seerosenbestand hat etwas zugenommen
2. Jahr (2003)	Referenzzustand erreicht (e2) mittl. somm. ST 0,68 m, Chla 32,08 µg/l, TP 0,067 mg/l	<i>Ceratophyllum demersum</i> hat sich im gesamten Uferbereich ausgebreitet
3. Jahr (2004)	See muss wieder als polytroph (p1) eingestuft werden, mittl. somm. ST 0,51 m, Chla 35,20 µg/l, TP 0,066 mg/l	Leichter Rückgang der Makrophytenbestände vor allem im Südteil wieder weitgehend verschwunden
4. Jahr (2005)	nicht untersucht	weiterer Rückzug der Makrophyten im Südteil, im Nordteil etwa Erhaltung der Bestände von 2004 aber aufgelockertes Wachstum, es hat sich zusätzlich Krauses Laichkraut angesiedelt

Diskussion

Obwohl sich die 3 Seen im trophischen Ausgangszustand und auch in der Morphologie erheblich voneinander unterscheiden, bewirkte die winterliche Fällung mit Aluminiumsulfat, bezogen auf die submersen Makrophyten zunächst ähnliche Entwicklungsmuster. Es kam noch im gleichen Jahr zu einer Erhöhung der Vegetationsdichte, die durch die bereits vorhandenen Arten getragen wurde. Die höhere Transparenz bewirkte zudem ein Absinken der unteren Verbreitungsgrenze. In den beiden tieferen, im Sommer stabil geschichteten Seen (Weißer See, Pragsdorfer See) kam es in den Folgejahren bei Beibehaltung der unteren Verbreitungsgrenze zu einer Ansiedlung weiterer Arten. Ob es sich hierbei um Arten handelt, die auch schon vor der Eutrophierung im See waren, muss aufgrund fehlender Informationen zunächst offen bleiben, wird aber Gegenstand weiterer Untersuchungen

sein. In einem Fall – am Pragsdorfer See – kann man von einer „Massenentwicklung“ sprechen. Der bis an die Oberfläche wachsende Spreizende Hahnenfuß hat sich in dem vormals nahezu makrophytenfreien See unerwartet stark etabliert. Da der See aber auf dem Großteil der Fläche ausreichend tief ist und die Badestelle im Sommerhalbjahr so stark frequentiert ist, dass Wasserpflanzen dort keine Chance haben, ist die Situation relativ konfliktfrei – im Gegenteil, die neue Situation wird von den Anwohner dankend akzeptiert. Auch in dem sehr flachen Schwandter See kam es zunächst zu einer deutlichen Zunahme des Makrophytenwachstums, die allerdings im 3. und 4. Jahr nach der Maßnahme wieder einen rückläufigen Trend zeigte. Die Ursachen liegen allerdings mit großer Wahrscheinlichkeit in der fortgesetzten Nährstoffbelastung aus dem Einzugsgebiet (intensive Landwirtschaft im EZG, bis vor 2 Jahren „abfußlose“ Gruben in Gartensiedlung am Seeufer) und fehlenden begleitenden Maßnahmen wie z. B. Biomanipulation des Fischbestandes. Der Gesamtzustand des Sees hat sich aber auch hier gebessert.

Zusammenfassung

In 3 mit Aluminiumsulfat gefällten Seen Mecklenburgs wurde die Entwicklung der submersen Makrophytenbestände in den darauf folgenden 3 bzw. 4 Jahren beschrieben. Insgesamt hat sich die Vermutung einer fördernden Wirkung auf die Makrophytenentwicklung bestätigt. An keinem der 3 Seen wurden hemmenden Effekte in Bezug auf die Makrophyten beobachtet. Die Entwicklung ähnelt der bereits für andere Reoligophierungsprozesse beschriebenen Abfolge:

1. Erhöhung der Vegetationsdichte
2. Absinken der unteren Verbreitungsgrenze
3. Wiederbesiedlung mit gewässertypspezifischen Arten
4. Etablierung der Referenzartengemeinschaft.

Literatur

- Hupfer, M. und B.W. SCHARF (2002): Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration. In: Handbuch Angewandte Limnologie, Hrsg. Steinberg, Calmano, Klapper, Wilken, Verlag ecomed,
- LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Gewässerbewertung stehende Gewässer, vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien
- Moss, B.; J. Madgwick and G. PHILLIPS (1996) A Guide to the Restoration of Nutrient-Enriched Shallow Lakes. Broads Authority. Norwich, Norfolk, England
- Penz, E & W. Dolgner (1983): Eine neue Technologie zur Nährstofffällung in Seen. Wasserwirtschaft Wassertechnik 5: 158-159
- Rönicke, H.; Beyer, M; Tittel, J.; Mätzold, D: & Ruschak, E. (1995): Eutrophierung eines Magdeburger Kiesbaggersees – Möglichkeiten zur Steuerung des Nährstoffhaushaltes und der Blaualgenabundanz durch Maßnahmen zur Seenrestaurierung. In: GELLER, W. & PACKROFF, G. (Hrsg.): Abgrabungsseen – Risiken und Chancen. Limnologie Aktuell 7, Gustav Fischer, Stuttgart Jena New York, 139-154
- Scharf, E.-M & S. Sandroock (2000): Limnologisches Gutachten in Vorbereitung einer Sanierung/ Restaurierung des Pragsdorfer Sees, unveröffentl. Gutachten für StAUN Neubrandenburg
- Scharf, E.-M & S. Sandroock (2002, 2003, 2004, 2005 in Vorbereitung): Untersuchungen zum Effekt und zur Nachhaltigkeit einer Nährstofffällung im Pragsdorfer See, Weißen See und Schwandter See, unveröffentliche Jahresberichte an StAUN Neubrandenburg
- Wauer, G, P. Casper, T. Gonsiorczyk, R. Koschel, R. (2005): Vier Jahre Sedimentbehandlung eines eutrophen Sees (Tiefwareensee, Mecklenburg-Vorpommern) mit der Fällmittelkombination $\text{NaAl}(\text{OH})_4/\text{Ca}(\text{OH})_2$, Vortrag Jahrestagung DGL, Karlsruhe
- Welch, E.B., Cooke, D. (1999): Effectiveness and Longevity of phosphorus inactivation with Alum, J. Lake Reserv. Managem. 15: 5-27

Submerged macrophytes as bioindicators of a shallow, contaminated lake – Assessment of the ecological status of Lake Qattienh / Syria

Siba Hassan¹, Klaus Schmieder², Reinhard Böcker³

Hohenheim University, Institute of Landscape and Plant Ecology (320), 70599 Stuttgart, Germany.

hassansi@uni-hohenheim.de, schmied@uni-hohenheim.de, boeckerr@uni-hohenheim.de

Keywords: Lake Qattienh, hypertrophy, heavy metals, macrophytes, sediments.

Introduction

Submerged macrophytes have been very useful in indicating the nutrient load of lakes and rivers for many years. Furthermore they have been successfully used as bioindicators for heavy metal contamination (Greger and Kautsky 1993; Heisey and Damman 1982). In shallow lakes the absence of macrophytes may indicate water quality problems as a result of excessive turbidity or herbicides (Crowder and Painter 1991). As well oligotrophication exerts marked influence on species composition and distribution of submerged macrophytes (Schmieder 1997).

Lake Qattienh which is one of the largest lake in Syria receives different kind of pollutants that affect water quality due to human activities, which add excessive amount of plant nutrient primarily phosphorus and nitrogen (Anonymus, 2001) to the lake. This research focuses on distribution of macrophytes of Lake Qattienh in relation to limnological and sedimentological factors as indicators of water quality. From the distribution patterns in relation to the patterns of site and pollution factors it was tried to find out indicative species for nutrient load and heavy metal, and if these species have the ability to accumulate such elements with relation to the aquatic environment of Lake Qattienh.

Materials and Methods

Study area

Lake Qattienh is a large, shallow, calcareous lake located in northwestern Syria with a mean surface area of 57.3 km² (Fig. 1). Major anions include chloride and bicarbonate, with relatively low amounts of sulfate; major cations include Calcium and Magnesium with a relatively low concentration of sodium and potassium. The total water amount in Lake Qattienh is estimated 200 million m³, with a maximum depth of 10 m in winter and 7 m in summer. The geological formation in the west and northwest of the lake reservoir is mainly metamorphic (basaltic), with many large blocks spreaded on the land mostly used as pastures. In the east, northeast and south of the reservoir limestone rocks and marl-like deposits dominate. Consequently, land at margins of the reservoir here is mostly under irrigated farming. Al-Ase river, which is the main supplier of the Lake Qattienh, enter the reservoir from the south between 38°-39°5' longitude and 38°40'-38°30' latitude. Al-Ase basin and Lake Qattienh receive high nutrient input from the surrounding catchment area in particular in the northern part of the lake due to the human impacts, i.e. disposal of a factory of phosphate fertilizer and a paintings factory. Furthermore the untreated sewage water from the villages on the lakeshore as point sources and agricultural leaching from irrigation as nonpoint sources enter the lake. Sometimes, soil erosion in the watershed of Lake Qattienh is extensive due

to a few severe rainstorms of the hot Mediterranean climate, which mobilize uncovered soil in the barely vegetated catchment.

Sampling and Identification of Macrophytes

Plants were sampled and mapped in September 2003 and April 2004 (Fig. 1) in respect to the proposed sources of pollution and site factors in the study area. Simultaneously, water and sediments samples were taken from the lake sediments and the shoreline marshes and wetlands by using an Ekman grab for the sediment samples. Field water sampling and measurements of some physical parameters of the lake's water followed the Standard Methods (APA 1985). Data were recorded in a field protocol including additional data on site factors, in particular those that affect aquatic species (e.g. turbidity, depth, dissolved oxygen DO, temperature, and land use type).

Cartographic representation and distribution mapping of most important macrophyte species were done during the field surveys on a georeferenced Ikonos image (2001) of the study area by using a field notebook (ITRONIX, Eschborn, Germany) with Arc-Pad software (ESRI, Redlands, USA) combined with a GPS (Garmin, Olathe, USA). GIS techniques (Arc GIS software, ESRI, Redlands, USA) were used to setup a lake specific GIS from the field mappings (Arc-Pad data) and to display spatial distribution maps of the nutrients contents and macrophyte species of Lake Qattieneh

Statistical Analysis

Pearson correlation coefficients were calculated to examine the relationships between the concentrations of elements in water, sediments and in plants. Also General Linear Models (GLM) procedure of SAS for unbalanced data sets was used to find out, if there is a significant difference in heavy metals accumulation within different species.

Results and Discussion

The range of values for all the nutrients in Lake Qattieneh is large as is clearly seen by the values for standard deviations (Fig. 2) in particular PO_4^{-3} with a mean of 1.61 mg/l and they confirm that Lake Qattieneh is hypertrophic lake (Wetzel 1983). Normal level of PO_4^{-3} in fresh water typically ranges from 0.01 to 0.1 mg/l (Wetzel 1983). The highest concentration were found in the eastern part of the lake (Fig. 1) and were ascribed to the discharge of untreated and partially treated industrial waste water from disposal of the phosphate fertilizer manufactory which sometimes exceeded 100 mg/l in the effluents of this manufactory as recorded in 1998 (Anonymus 2001). Origin of high NH_4^+ values was ascribed to the input of untreated domestic sewage from the villages around the lake shore in these sites. The lake contains two opposite gradients of basic nutrients, an east-west gradient of PO_4^{-3} and a west east-gradient of NO_3^- according to the location of the respective sources.

Submerged vegetation of Lake Qattieneh reveals low species richness mainly restricted to rather few tolerant species *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* and *Potamogeton lucens*. All species can grow in a high trophy (Melzer et al. 1986). These communities mostly rooted in richer sediment from which they derive most of their phosphorus (Barko et al. 1980; Denny 1980). However, high phosphorus concentration in open water of Lake Qattieneh does not require such behavior. The spatial distribution of aquatic plants reflects the spatial patterns in site conditions. Offshore regions in the western part of the lake are dominated by *P. lucens* and *M. spicatum*, whereas eastern part patches of *P. pectinatus* dominate. Shore regions of the western part are dominated by amphibious plants such as *Polygonum amphibium*, *Butomus umbellatus* and *Alisma plantago-lanceolata*, well adapted to the water level fluctuations by forming terrestrial growth

forms in case of water level drop down (Partridge 2001). All plants seem to be well adapted to high turbid conditions caused by phytoplankton blooms and sediment relocation by wave action. The water pondweed is adapted to low light intensities (Blindow 1992) and can survive adverse conditions due to underground tubers.

In particular the wind induced wave action seems to maintain the system by physical oxygen input and prevent it from anaerobic metabolism. Fish kills were observed occasionally, when wind calmed down for some days (Anonymus 2001). However, coexistence of submersed plants with high densities of phytoplankton in a shallow lake is inconsistent with the theory of alternative stable states (Scheffer et al. 1993; Scheffer, 1998).

Analysis of heavy metals of the lake water reveals that the lake is contaminated by certain heavy metals according to the criteria of US-EPA (1986). Cr and Ni were not within acceptable water quality limits, whereas the highest values of Cr and Ni were registered in the eastern part of the lake due to the input of the batteries manufacture. Sediment samples taken in the littoral zone as well as the wetlands of most studied location were relatively characterized by high concentrations of Cr, Cu, and Ni partly exceeding the criteria of NY-SDEC (1998). The investigated aquatic macrophytes of Lake Qattienah contained increased levels of Cr, Co, Cu, Ni, Fe but Pb and Zn for parts of them comparing with the available background values in plants growing in uncontaminated environments (Kabata-Pendias & Pendias 1984).

A significant difference in heavy metal bioaccumulation occurred within different species of Lake Qattienah, i.e. *P. amphibium* demonstrated significantly the higher concentration of Cd, Zn than all investigated species and significantly higher Pb concentration than *Potamogeton spp.*. Thus the statistical analysis suggested that a significant portion of these elements Cu, and Ni in the plants was probably derived from the sediments, whereas the Pb content of the plant originated also from the water column (Atri, R. 1983).

Conclusion

In general, the different distribution of heavy metals in the different sites is due to the differences of the environmental factors which characterize every studied site. The highest values were found in the eastern part of the lake, which also correspond to high concentration of some heavy metals in submerged plants.

Furthermore the strong positive significant correlation between Co, Ni, and Cu in sediments and Co, Ni, and Cu in the existent submerged plants indicate that these species may be used in the chemical qualification of the environment of Lake Qattienah and seem to be a better biomonitors for these elements than other investigated species. Whereas *P. amphibium* seems to be better bio-monitor for Pb and Cd of Lake Qattienah. Macrophytes heavy metal contents reflect clearly the environmental conditions such as nutrient load and heavy metal contents in water and sediment, thus confirm their applicability as bioindicators in this context.

Acknowledgement:

We would like to thank Dr. M. Rukieh (general manager of GORS, Damascus/ Syria). Also Dr. Joern Breuer, laboratory of Landesanstalt für Landwirtschaftliche Chemie, University of Hohenheim for help in doing chemical analysis of the samples. This work is a Ph. D. research financed by Deutscher Akademischer Austausch Dienst (DAAD).

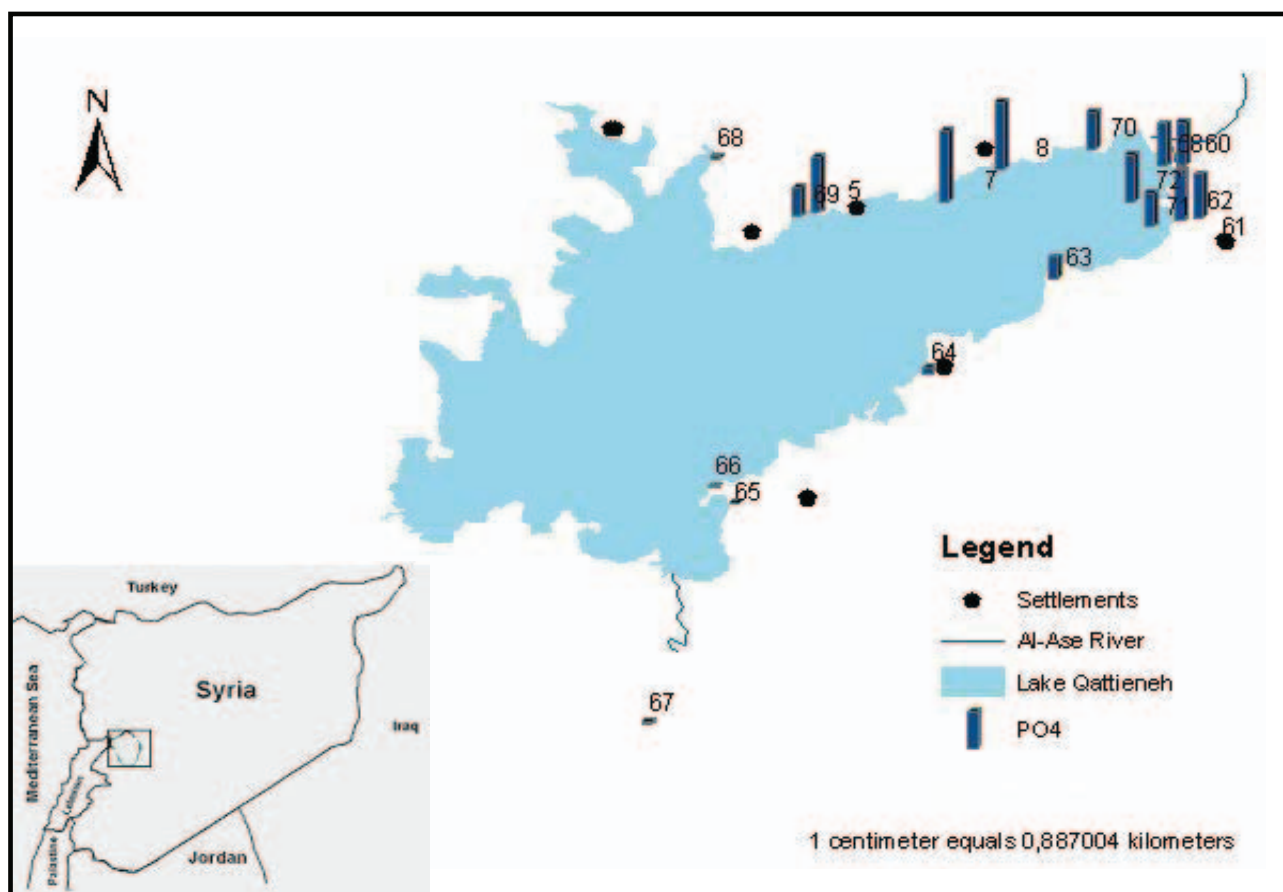


Fig. 1: Study area of Lake Quattieneh with location of the sampling sites and concentrations of PO_4^{-3} Sep. 2003.

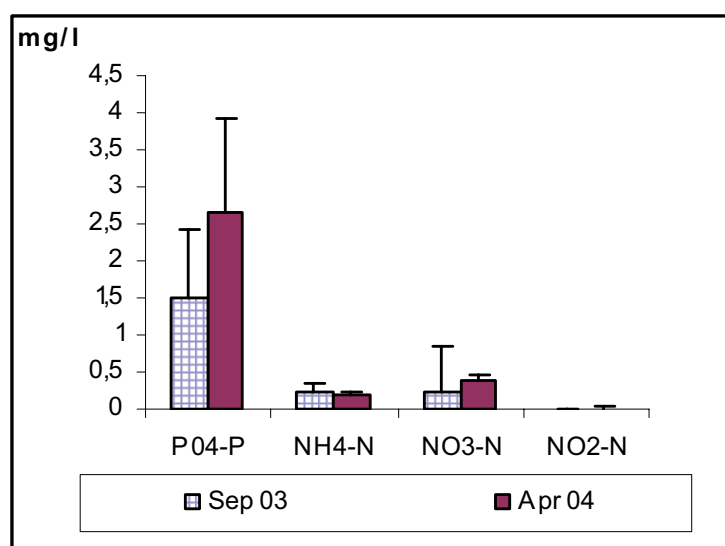


Fig. 2: Seasonal changes in nutrients level of Lake Qattieneh.

Table 1: Correlation coefficient (Pearson) between heavy metal contents in sediments and plants of Lake Qattienh.

Relations	R	P -Value
Ni in <i>Myriophyllum spicatum</i> and Ni in sediments	0.9996	0.0181
Cu in <i>Myriophyllum spicatum</i> and Cu in sediments	0.9509	0.0491
Co in <i>Myriophyllum spicatum</i> and Co in sediments	0.901	0.036
Cu in <i>Myriophyllum spicatum</i> and Co in sediments	0.888	0.044
Ni in <i>Potamogeton pectinatus</i> and Ni in sediments	0.950	0.0495
Cu in <i>Potamogeton pectinatus</i> and Cu in sediments	0.999	0.0163

References

- Anonymus, (2001): Scientific report about Lake Qattienh 2001. Directorate of Alase basin/ Homs, Syria.
- Atri, F.R., (1983): Schwermetalle und Wasserpflanzen. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, Germany.
- APA, (1985): Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.16th ed., American Public Association, Washington, DC.
- Barko, J. W. & Smart, R. M., (1980): Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. Freshwat. Biol.10: 229-238.
- Blindow, I., (1992): Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. Freshwater Biol. 28: 9–14.
- Denny, P., (1980): Solute movement in submerged angiosperms. Biol. Rev., 50: 65-92.
- Greger, M. & Kautsky, L. (1993): Use of macrophytes for mapping bioavailable heavy metals in shallow coastal areas, Stockholm, Sweden. Appl. Geochem. Suppl. 2: 37-43.
- Crowder, A.A., Painter, D.S. (1991): Submerged macrophytes in Lake Ontario: current knowledge, importance, threats to stability, and needed studies. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48:1539-1545.
- Heisey, R.M. & Damman, A.W.H., (1982): Copper and lead uptake by aquatic macrophytes in eastern Connecticut, U.S.A. Aquat. Bot. 14: 213-229.
- Kabata- Pendias, A. & Pendias, H., (1984) : Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Melzer, A., Harlacher, R., Held, K., Sirch, R. & Vogt, S., (1986): Die Macrophytenvegetation des Chiemsees. Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 4/86: 204.
- NY-SDEC (New York State Department of Environmental Conservation), (1998): Technical Guidance for Screening Contaminated Sediments. Division of Fish, Wildlife and Marine Resources. March.
- Partridge, J. W., (2001): *Persicaria amphibia* (L.) Gray (*Polygonum amphibium* L.). Journal of Ecology 89: 487-501.
- Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M. L., Moss, B. & Jeppesen, E., (1993): Alternative Equilibria in Shallow Lakes. TREE 8: 275–279.
- Scheffer, M., (1998): Ecology of Shallow Lakes. Chapman and Hall, London.
- Schmieder, K., (1997): Littoral Zone-GIS of Lake Constance a useful tool in lake monitoring and autecological studies with submersed macrophytes. Aquatic Botany 58: 333-346.
- US-EPA, 1986. Quality Criteria for water EPA 440/5-8-001 U.S. environmental Protection Agency, Office of water, Regulations and Standards. Washington, D.C.
- Wetzel, R. G., (1983): Limnology. Second edition, Michigan State University.

Wiederbesiedelung von Flachseen mit submersen Makrophyten – Entwicklung einer Handlungsempfehlung

Harald Morscheid¹, Jens Mählmann², Sabine Hilt³, DGL-AK Flachseen

¹ Bayerisches Landesamt für Umwelt, Demollstr. 31, 82407 Wielenbach, harald.morscheid@lfu.bayern.de,

² Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V., PF 1325, 09072 Chemnitz, jens.machlmann@stfi.de; ³ Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm 301, D-12587 Berlin, hilt@igb-berlin.de

Keywords: Characeen, Eutrophierung, Flachseen, Gewässersanierung, invasive Arten, Makrophyten-Wiederbesiedlung, submerse Makrophyten, Vermehrungseinheiten

Einleitung

Als Folge der Eutrophierung sind submerse Makrophyten in Deutschland in flachen, stehenden Gewässern deutlich zurückgegangen (Körner, 2002). Dies beeinflusst u.a. die Biodiversität der Gewässer und führt zu Habitatverlusten und Änderungen im Nahrungsnetz, Kohlenstoff- sowie Nährstoffkreislauf (Carpenter & Lodge, 1986; De Nie, 1987). Bei einer Reduktion der externen Nährstofffracht ist ein Rückübergang vom trüben, Phytoplankton-dominierten zum Makrophyten-dominierten Zustand durch gewässerinterne Stabilisierungsmechanismen verzögert (Scheffer et al., 1993).

In den letzten Jahren wurde eine Vielzahl an externen und internen Maßnahmen zur Sanierung und Restaurierung von flachen Gewässern durchgeführt. Eine Besiedlung mit submersen Makrophyten wird als Grundvoraussetzung für einen langfristigen Erfolg solcher Maßnahmen angesehen, eine natürliche Wiederbesiedlung bleibt jedoch oft aus. Andererseits treten bei spontanen Wiederbesiedlungen oft Massenentwicklungen von hochwüchsigen Makrophyten auf, die zu erheblichen Konflikten mit den Nutzern der Gewässer führen können. Beide Fälle werden in der Planung von Restaurierungsmaßnahmen an Flachseen in der Regel nicht berücksichtigt, da übersichtliche Planungsgrundlagen und Entscheidungshilfen zur Entwicklung von submersen Makrophyten in Deutschland weitgehend fehlen.

Der DGL-AK Flachseen hat daher auf der Grundlage eines Workshops und Literaturstudien eine Entscheidungshilfe erarbeitet, die eine Abschätzung der Wahrscheinlichkeit und Menge von Makrophyten-Wiederbesiedlungen in Flachseen ermöglicht, Methoden und Möglichkeiten der künstlichen Wiederbesiedlung aufzeigt und aktuelle Fallbeispiele aus dem deutschen Raum vorstellt (Hilt et al., eingereicht). Der Focus lag auf

- (1) dem Einfluss unterschiedlicher interner Gewässersanierungsmethoden auf die Entwicklung submerser Makrophyten,
- (2) Methoden zur Abschätzung einer natürlichen Wiederbesiedlung,
- (3) Voraussetzungen und Methoden für eine künstliche Unterstützung der Entwicklung submerser Makrophyten und
- (4) Steuerungsoptionen für Artenzusammensetzung und -dichte in Flachseen Deutschlands.

Inhalt der Handlungsanleitung

Die Handlungsanleitung soll Hilfestellung bei der Restaurierung von Flachseen in Deutschland leisten. Zentrales Thema sind die Möglichkeiten zur Vorhersage und Förderung der Entwicklung submerser Vegetation unter Berücksichtigung komplexer Faktoren, die das Auftreten, die Dichte und die Artenzusammensetzung bestimmen. Die erarbeitete Handlungsanleitung behandelt folgende Punkte (s. auch Abb. 1):

- (1) Auswirkungen häufiger Restaurationsmethoden zur Verringerung der Trübung in degradierten Flachseen auf die Entwicklung submerser Vegetation**
- (2) Abschätzung der durch submerse Makrophyten besiedelten Fläche nach Reduktion der Trübung**
- (3) Natürliche Entwicklung von submersen Makrophyten**
- (4) Methoden zur gezielten Unterstützung der Makrophytenentwicklung**
- (5) Förderung von gewünschten Arten** (Besonders berücksichtigt werden hier Characeen, weiterhin wird auf invasive Arten eingegangen, sowie Arten mit einer Tendenz zur Massenausbreitung vorgestellt und bewertet)
- (7) Konflikte mit Nutzern**
- (8) Management-Möglichkeiten bei Massenentwicklungen**

Ein Ablaufschema (Abb.1) zeigt die Reihenfolge der Entscheidungen, die getroffen werden müssen, um die potentielle Entwicklung submerser Makrophyten in trüben Flachseen nach Restaurierungsmaßnahmen abzuschätzen.

Die ersten und wichtigsten Schritte bei der Gewässerrestaurierung sind die Festlegung des gewünschten Zielzustandes und die Identifikation der wesentlichen beeinträchtigenden Faktoren. Voruntersuchungen müssen klären, ob primär externe Maßnahmen zur Nährstoffreduktion erforderlich sind, oder ob interne Maßnahmen einen wesentlichen Beitrag leisten können. An dieser Stelle setzt der Themenbereich der Veröffentlichung an, beginnend mit einer bisher unüblichen Bewertung möglicher interner Verfahren **(1)** hinsichtlich ihrer Konsequenzen für die Entwicklung von submersen Makrophyten. Es wurden die wenigen bisher bekannten Wechselwirkungen und Fallbeispiele zusammengetragen, aus denen ein großer Forschungsbedarf auf diesem Gebiet deutlich wird.

Hauptziel der Restaurierungsverfahren im Hinblick auf eine Etablierung submerser Makrophyten ist zunächst meist eine zumindest temporäre Erhöhung der Sichttiefe im Gewässer, da die geringe Lichtverfügbarkeit meist die Hauptursache fehlender Unterwasservegetation ist. Die grundlegende Frage ist hierbei, wie weit die Sichttiefe im Gewässer erhöht werden muss, damit sich eine für die langfristige Stabilisierung des Klarwasserzustandes ausreichende Besiedlung mit submersen Makrophyten einstellt. Hierzu werden konkrete Angaben zur Abschätzung der potentiell bewachsenen Fläche **(2)** mit Hilfe der Sichttiefe gegeben, ebenso wie Literaturangaben zur Einbeziehung der Resuspension und des Windeinflusses. Letztendlich können solche Abschätzungen nur grobe Anhaltswerte liefern, da die tatsächliche Entwicklung von vielen Faktoren abhängt.

Lässt sich abschätzen, dass die geplanten Maßnahmen zu einer ausreichenden Erhöhung der Sichttiefe führen, muss anschließend eine Abschätzung des natürlichen Entwicklungspotentials der Unterwasserpflanzen vorgenommen werden **(3)**. Dieses hängt z.B. von der Zeitspanne ab, in der das Gewässer unbesiedelt geblieben ist. Notwendig ist dafür eine Begutachtung der vorhandenen Samenbank im Sediment. Lässt sich abschätzen, dass eine natürliche Wiederbesiedlung aufgrund fehlender keimungsfähiger Samen bzw. fehlender Besiedlung von benachbarten Gewässern nicht in-

nerhalb der durch die Restaurierungsmaßnahmen geschaffenen Zeitspanne mit günstigen Lichtbedingungen erfolgen wird, ist eine Entscheidung darüber notwendig, ob ein Initialbesatz eine sinnvolle Maßnahme für eine beschleunigte oder gezielte Makrophytenansiedlung sein kann.

Bei Überlegungen zu einer künstlichen Wiederansiedlung von submersen Makrophyten (4) steht die Prüfung der prinzipiellen Eignung des Gewässers an erster Stelle. Hierzu gibt es in Deutschland bisher nur wenig Erfahrung, so dass weitgehend auf die internationale Literatur verwiesen wird. Neben der direkten Pflanzung kommen je nach Pflanzenart verschiedene Verfahren wie Sediment-, Samen- oder Sprosseinbringung in Frage. Diese wurden mit Hilfe von Literaturangaben und einer Tabelle zusammengefasst und bewertet. Zusätzlich gibt eine Tabelle von in Deutschland geeigneten Pflanzenarten und eine Sammlung von Fallbeispielen aus Deutschland ergänzende Informationen. Die Tabelle ersetzt auf keinen Fall die Expertise vor Ort, da in Frage kommende Pflanzenarten mit großem Sachverstand individuell und regional angepasst ausgewählt werden müssen.

Bei Verbesserung der Lichtbedingungen in trüben Flachseen durch Verringerung der Nährstoffeinträge oder gezielte Restaurierungsmaßnahmen kommt es oft zu unerwünschten Massenentwicklungen submerser Makrophyten. Die häufigsten beteiligten Arten und ausgewählte Fallbeispiele aus Deutschland wurden in einer Tabelle zusammengetragen. Es wird deutlich, dass in Deutschland sowohl einheimische Arten (z.T. Rote-Liste-Arten) als auch nichteinheimische Arten zu Massenentwicklungen führen können. Neben Möglichkeiten zur Abschätzung des sich entwickelnden Artenspektrums (5) wird auf die gezielte Einflussnahme eingegangen (6). Erwünschte Zielarten für Gewässer, die einer starken Freizeitnutzung unterliegen, sind niedrigwüchsige Arten, wie z.B. viele Characeen-Arten. Über die Möglichkeit der Einflussnahme bei Neubesiedlung bzw. Verdrängung vorhandener Bestände liegen nur wenige Erfahrungen vor, hier besteht ein großer Forschungsbedarf. Diskussionsbedarf besteht z.B. bei den Kriterien für eine künstliche Einflussnahme auf einen natürlichen Makrophytenbestand und den Folgen einer künstlichen Makrophytenbesiedlung für die Bewertung eines Gewässers im Hinblick auf die EU-WRRL.

Da nicht alle Massenentwicklungen submerser Makrophyten automatisch Nutzungskonflikte zur Folge haben, muss letztendlich die Frage nach potentiellen Konflikten (7) sowie Management-Optionen (8) beantwortet werden. Besonders wichtig beim Management ist, dass eine ausreichende Besiedlung für die Stabilisierung des Klarwasserzustandes erhalten bleibt, um einen Rückumschlag in den trüben, Phytoplankton-dominierten Zustand zu verhindern. Es bedarf insbesondere großer Anstrengungen bei der Aufklärung der Nutzer über die Tatsache, dass innerhalb des Bereichs an Nährstoffkonzentrationen, in dem sich die meisten unserer Flachseen befinden, ein klarer Zustand ohne Unterwasservegetation nicht möglich ist bzw. deren Anwesenheit notwendig für den Erhalt des klaren Zustandes ist. Mit Verringerung der Nährstoffeinträge wird die Anzahl von Gewässern mit Massenentwicklungen submerser Makrophyten in Zukunft möglicherweise noch ansteigen.

Danksagung

Wir danken den Teilnehmern des Workshops des DGL-AK Flachseen im März 2005 in Iffeldorf sowie den DGL-Tagungsteilnehmern in Karlsruhe im September 2005 für wertvolle Diskussionen zu Makrophyten in Flachseen. Unser besonderer Dank gilt Fritz Bauer, Ernst Nusch, Walter Geller, Elisabeth M. Gross, Martin Huber, Andreas Hussner, Alexandra Hoesch, Arnulf Melzer, Petra Podraza, Jens Poltz, Uta Reader, Helmut Rönicke, Stefan Sandrock, Eva-Maria Scharf, Susanne Schneider und Klaus van de Weyer für die intensive Mitarbeit an der Handlungsempfehlung.

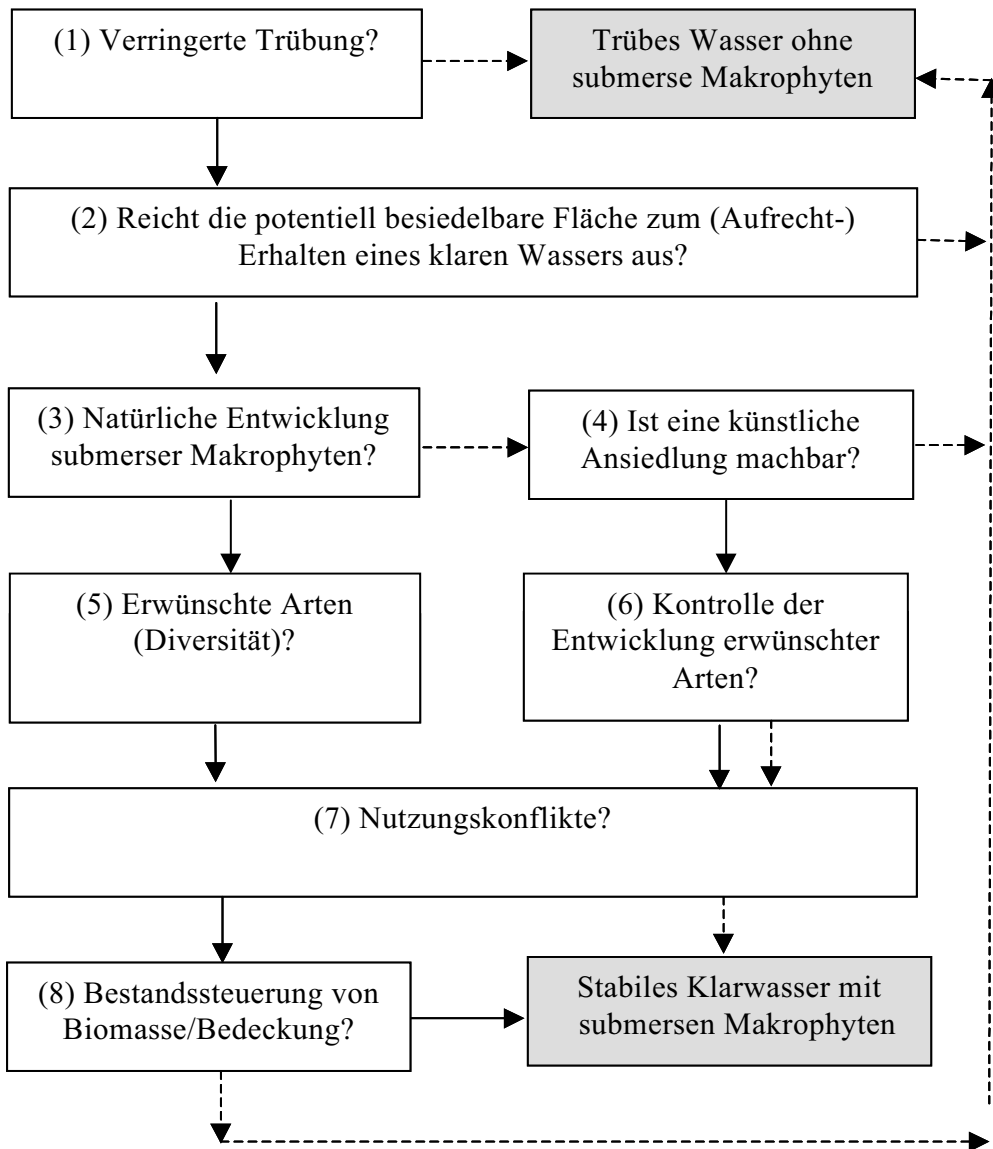


Abb. 1: Schema der Handlungsanleitung. Die Ziffern in den Textkästen entsprechen der Kapitelnummerierung des Textes. Schwarze Pfeile bedeuten „ja“, gestrichelte Pfeile „nein“

Literatur

- Carpenter, S.R. & Lodge, D.M. 1986: Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 16, 341-370.
- De Nie, H.W. 1987: The decrease in aquatic vegetation in Europe and its consequences for fish populations. *EIFAC/CECPI occasional paper no. 19*.
- Hilt, S., Gross, E.M., Hupfer, M., Morscheid, H., Möhlmann, J., Melzer, A., Sandrock, S., Scharf, E.-M., Schneider, S., van de Weyer, K. (eingereicht): Restoration of a submerged vegetation in eutrophied shallow lakes– a guideline and state of the art in Germany. *Limnologica*
- Körner, S. 2002: Loss of Submerged Macrophytes in Shallow Lakes in North-Eastern Germany. *International Revue of Hydrobiology*, 87, 375-384.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.-L., Moss, B., & Jeppesen, E. 1993: Alternative Equilibria in Shallow Lakes. *Trends in Evolution and Ecology*, 8, 275-279.

Künstliche Wiederbesiedlung von submersen Makrophyten in Standgewässern mit Hilfe eines textilen Vegetationstragsystems

Jens Mählmann¹, Rolf Arnold¹, Lutz Herrmann², Harald Morscheid³ & Frank Mattukat³

¹ Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V., PF 1325, 09072 Chemnitz, jens.maehlmann@stfi.de,

² Ökon Vegetationstechnik GmbH, Mützdorf 10d, 14827 Wiesenburg, oecon-muetzdorf@t-online.de

³ Bayerisches Landesamt für Umwelt, Demollstr. 31, 82407 Wielenbach, harald.morscheid@lfu.bayern.de

Keywords: Flachseen, Gewässersanierung, submerse Makrophyten, textile Aufwuchsträger, biologische Beständigkeit

Einleitung

Teiche und flache Seen sind nach einer Phase der Eutrophierung trotz inzwischen durchgeführter Sanierungsmaßnahmen und einer moderaten Nährstoffbelastung häufig trüb und/oder weisen eine starke Produktion planktischer Algenbiomasse bei fehlenden Beständen submerser Makrophyten auf. Der Grund für das Verharren in einem algentrüben Zustand sind seeinterne Stabilisierungsmechanismen, die dazu führen, dass innerhalb eines bestimmten Trophiebereiches sowohl ein algentrüber als auch ein makrophytendominierter klarer Zustand auftreten kann (Scheffer, 1998). Einer der wichtigsten Stabilisierungsmechanismen ist die hohe Trübung der algendominierten Gewässer, die ein Anwachsen von submerse Makrophyten, die auf einen belichteten Grund angewiesen sind, verhindert. Externen Maßnahmen, die im Wesentlichen auf eine Reduktion der Nährstoffzufuhr (Phosphat) ins Gewässer abzielen, zeigen auf Grund der hohen Phosphor-Speicherkapazität von Sedimenten bei Flachseen häufig keine oder nur über einen sehr langen Zeitraum (>9 Jahre) sichtbare Effekte (Chorus, 1996; Petterson, 1998). Eine Besiedelung mit submerse Makrophyten wird jedoch als Grundvoraussetzung für einen langfristigen Erfolg von Sanierungsmaßnahmen angesehen (Hilt et al., eingereicht). In langjährig algendominierten Gewässern sind oft keine Vermehrungseinheiten von Makrophyten mehr vorhanden. Die Setzung einer Initialpflanzung kann das Wachstum von Makrophyten (schneller) ermöglichen, da bereits entwickelte Bestände die Sichttiefe im Umfeld erhöhen. Andererseits treten bei Wiederbesiedelungen oft Massenentwicklungen von hochwüchsigen Makrophyten auf, die zu erheblichen Nutzungskonflikten führen (Hilt et al., eingereicht). Auf der Grundlage eines verrottbaren (Ziel ca. 5 Jahre) textilen Vegetationstragsystems wurden Möglichkeiten untersucht (vorkultivierte) submerse Makrophyten (wieder) anzusiedeln. In einem weiteren Schritt wurde versucht, mit Hilfe vorkultivierter Matten eine gezielte Veränderung eines vorhandenen hochwüchsigen Makrophytenbestandes herbeizuführen.

Material und Methoden

Als verrottbarer Vegetationsträger wurde ein grobes Kettengewirke mit Holzwolle-Seil (Fichte, Durchmesser ca. 20 mm) als Schussmaterial eingesetzt. Für das Grundfadensystem wurde Papierfaden (2 mm, 3.111 tex = g km⁻¹), verstärkt durch Hanfgarn (Nm 0,45 = m g⁻¹) verwendet. Der Vegetationsträger wurde als gitterartige Variante mit Rechteckmaschen von etwa 20x50 mm (aussetzen-

der Umkehrschuss, 38 Schuss/m; Flächenmasse: 3.300 g m^{-2}), die eine Belüftung des Bodens zulässt und als lichtdichte Matte (Vollschuss; 55 Schuss/m; Flächenmasse: 4.500 g m^{-2}) zur Bestandssteuerung hergestellt (Abb. 1). Die Aufmachung war $5 \times 1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ (gitterartig) bzw. $2 \times 1 \text{ m} \times 3 \text{ m}$ (lichtdicht). Die Wirkversuche fanden auf einer Rechts-Rechts Kettenwirkmaschine (GWM1200, Fa. Müller, Frick/CH) mit extrem groben Nadeln statt.



Abb. 1: Problemuster der textilen Vegetationsträger aus Holzwolle (Grundfadensystem Papier- und Hanffaden). Links die gitterartige, rechts die lichtdichte Variante.

Als Experimentalgewässer wurden der Bachtelweiher bei Kempten sowie ein Vorstreckteich auf dem Gelände des Bayerischen Landesamts für Umwelt (LFU) in Wielenbach ausgewählt. Beim „**Bachtelweiher**“ handelt es sich um ein Gewässer im Stadtgebiet Kempten mit einer mittleren Tiefe von 2,5 m, das nach einer erfolgreichen Biomanipulation mit lang anhaltender Klarwasserphase (bei weiterhin eutrophen Bedingungen) mit einer starken Makrophytenentwicklung dominiert von hochwachsenden Laichkräutern reagierte. In Flachwasserbereichen wurden Grünalgen, ab 1,5-2 m benthische Cyanobakterien beobachtet. Durch seine Nutzung als Bade- und Angelgewässer bestand hier die Forderung nach einer Steuerung des Makrophytenbestandes. Zur Bestandssteuerung wurden Vegetationsträger-Module ausgebracht. Die Bepflanzung erfolgte in Wielenbach im Mai 2004 mit *Chara contraria* und *C. fragilis* ab. Die Pflanzdichte betrug zwischen 4 bis 40 l m^{-2} . Zur Überführung ins Zielgewässer wurden die Matten zusammengerollt und abgedeckt auf Pritschenwagen über ca. 2 h transportiert. Die Matten wurden im knietiefen Wasser entrollt und mit Sisal-Garn zu zwei etwa 30 m^2 großen Modulen zusammengeheftet. Im Vorstreckteich des LFU in **Wielenbach**, wurde ab Mai 2004 die Pflanzenentwicklung von *Chara contraria* auf 12 lichtdichten und 10 gitterartigen Vegetationsträgern beobachtet. In dem Teich waren im vorangegangenen Jahr vor einer Winterung Charabestände nachgewiesen worden, während zum Versuchsbeginn der ca. 80 cm tiefe, klare Teich von *Potamogeton pusillus* L., *P. lucens* und *P. pectinatus* L. sowie *Polygonum amphibium* L. dominiert wurde. In unregelmäßigen Abständen wurden während des Versuchszeitraums die Gewässerparameter Ammonium-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff, gelöster reaktiver Phosphat-Phosphor und Gesamt Phosphor analysiert sowie pH-Wert und Leitfähigkeit mittels einer Kombisonde (Hydrolab H-20, Fa. eco-Tech Umweltmeßsysteme GmbH) erfasst.

Für Beständigkeitsuntersuchungen wurden Streifen (Breite 50 mm, Länge 360 mm) aus Baumwollgewebe (112 g/m^2), einer biologisch abbaubaren Folie auf Maisstärkebasis mit synthetischen Stabilisatoren (Mater-Bi, 33 g/m^2 , Novamont GmbH/I), eines aliphatisch-aromatischen Copolyester-

Vliesstoff (PTAT-Vlies, Eastar Bio(R) GP; 120g/m², Eastman Chemical B.V./USA) sowie Abschnitte von Papierfaden (Durchmesser 2 mm, 3.111 tex, extra Nassfest; Fa. Ecofil, Fernitz/A) und Sisal (2.263 tex) in Taschen aus Putzgittergewebe (Maschenweite 10 mm) im Vorstreckteich des LFU bodennah exponiert. Als Kriterien zur Beurteilung der (biologischen) Beständigkeit wurden die visuelle Beurteilung, die Änderung der Reißkraft nach DIN EN 29073-3 und DIN EN ISO 2062 (unter Normklima 20°C, 65 % relative Luftfeuchtigkeit sowie als Nasszugversuch nach 24 h Lagerung in Leitungswasser) herangezogen.

Ergebnisse

Die für den **Bachtelweiher** durchgeführte Bepflanzung (*C. fragilis* und *C. contraria*) von jeweils 30 m² gitterartiger und lichtdichter Vegetationstragmatte lies sich mit 6 Personen innerhalb von 2 Tagen gut durchführen. Das Einschwimmen der im knietiefen Wasser zusammengefügtten Mattenmodule sowie die Lagefixierung an den Steckstangen und das Versenken mittels einiger faustgroßer Steine erwies sich als unproblematisch. Die eingesetzten Characeen wuchsen auf den Matten an, wurden jedoch wie auch die Matten und das umgebende Sediment von fädigen Algen überwuchert. Characeen wurden anschließend noch sehr vereinzelt entdeckt (Deckungsgrad, DG ca. < 5 %). Bei einer Kontrolle Mitte September konnten jedoch keine Characeen in den Versuchsarealen nachgewiesen werden. Im Gegensatz zum vorangehenden Jahr entwickelten sich bis zum Herbst im Versuchsjahr im gesamten Seeabschnitt, in dem das Versuchsareal lag, nur vereinzelt submerse Makrophyten. Für eine Bergung der Matten nach drei Monaten Expositionsdauer reichte die Nassfestigkeit des eingesetzten maschenbildenden Grundfadensystems (Papier- und Hanffaden) nicht mehr aus. Bei den eingesetzten Holzwollefäden konnte keine Veränderung festgestellt werden. Auf den im Vorstreckteich in **Wielenbach** im Mai bepflanzten Matten (Deckungsgrad 10-15 %) war nach anfänglich deutlichem Rückgang bereits nach 2 Monaten ein guter bis sehr guter Anwuchserfolg der Characeen zu beobachten (DG 1-5 % gitterartige; 5-15 % lichtdichte). Alle Matten wurden nach Aufnahme der Bonitur von höherwüchsigen Blütenpflanzen (DG 80 % gitterartige; <1 % lichtdichte) befreit. Die lichtdichten Matten ermöglichten den Characeen einen Konkurrenzvorteil gegenüber im Teich wachsenden Potamogeton-Arten. Insbesondere an den Mattenrändern zeigte sich eine scharfe Abgrenzung der gut entwickelten Characeen von den höherwüchsigen Potamogeton-Arten. Weiterhin konnte ein Ausbreiten der Characeen auf den Matten beobachtet werden. Ein Überwuchern mit fädigen Algen wurde im gesamten Versuchszeitraum nicht beobachtet. Ende Juni entsprach die Gesamtdeckung und Artenverteilung der Makrophyten auf den gitterartigen Matten weitgehend der Vegetation außerhalb der Matten. Hier wurden die Characeen von den durch die Matten wachsenden Blütenpflanzen überwachsen. Auf den lichtdichten Matten blühten die niederwüchsigen (5 -10 cm) Characeen größtenteils. Die lichtdichten Matten unterdrückten die vorherrschende Vegetation zu fast 100 %. Im September lag der Deckungsgrad für Characeen auf den gitterartigen Matten bei 50 % (Blühpflanzen 50 %) und auf den lichtdichten bei 60-80 % (*Elodea* 5-20 %).

Beständigkeit ausgewählter Werkstoffe unter aquatischen Bedingungen

Nach einer anfänglich vierfachen feinheitsbezogenen Reißfestigkeit des Sisalfadens mit 26 cN tex⁻¹ im Vergleich zum Papierfaden mit 7 cN tex⁻¹ wurde bereits nach 56 Tagen Exposition ein hoher Reißkraftverlust auf unter 60 % der Ausgangsreißkraft beobachtet. Im weiteren Versuchsverlauf nahm die Reißfestigkeit beider Fäden schnell auf Festigkeiten von unter 5 cN tex⁻¹ ab. Nach 168 Tagen Exposition war kaum mehr ein Unterschied feststellbar. Der in Wielenbach parallel exponierte Polypropylenfaden (26 cN tex⁻¹) wies nach 168 Tagen noch immer eine Reißfestigkeit von

19 cN tex⁻¹ auf, was einer Abnahme der Reißfestigkeit um 28 % entsprach. Nach 120 Tagen Expositionsdauer wurde bei dem eingesetzten PTAT-Vliesstoff eine Zunahme der Reißkraft bis auf 150 % festgestellt. Nach 168 Tagen wurde immer noch eine auf die Ausgangsreißkraft bezogene unveränderte Festigkeit ermittelt. Bodennah exponierte Proben aus dem Unteren Inselfsee wiesen nach 365 Tagen Expositionsdauer immer noch eine Restfestigkeit von über 60 % auf. Bei den Steifen aus Baumwollgewebe zeigte sich nach etwa 46 Tagen ein erheblicher Festigkeitsverlust bis auf 50 % Restfestigkeit. Nach 91 Tagen wies die biologisch abbaubare Folie eine Restfestigkeit von 40 % gegenüber dem Baumwollgewebe mit 20 % auf. Nach 168 Tagen lagen von der biologisch abbaubaren Folie nur noch Fragmente vor, während bei dem Baumwollgewebe eine leichte Zunahme auf 30 % Restfestigkeit beobachtbar war. Die Nährstoffsituation stellte sich im Versuchszeitraum wie folgt dar (Angaben als Minimum, Median, Maximum) NO₃-N <0,05-(0,12)-0,14 mg l⁻¹; NH₄-N <25-(<25)-30 µg l⁻¹; gelöster reaktiver Phosphor unter der Nachweisgrenze von 5 µg l⁻¹; Gesamtphosphor (filtriert) <5-(<5)-7 µg l⁻¹; (unfiltriert) <5-(5)-8 µg l⁻¹; pH 8,9-(9,9)-10,2; Leitfähigkeit 188-(238,5)-265 µS cm⁻¹; Sauerstoff 11,1-(11,85)-15 mg l⁻¹ bei einer Sättigung von 120-(127,5)-190 %. Die Wassertemperatur betrug im Mittel 18,3°C (Standardabweichung: 3,96°C).

Diskussion

Während der Bepflanzung erwies sich die dichte, steife Struktur der lichtdichten Holzwollematten als sehr hinderlich, um die filigranen Pflanzenabschnitte der Characeen einzusetzen. Hier mussten mittels Pflanzhölzern zuvor Löcher vorgebohrt werden oder es wurden die Pflanzen mittels der Pflanzhölzer in die Maschenstruktur der Matten eingesteckt. Bei den brüchigen und fragilen Characeen ist bei einer solch rauen Behandlungsweise eine starke Schädigung der Pflanze zu befürchten. Die guten Wuchserfolge unter offenbar optimalen Bedingungen, mit einer geringen Pflanztiefe und hoher Transparenz des Wasserkörpers in Wielenbach, deuten jedoch darauf hin, dass genügend ungeschädigtes Material zur Verfügung stand, so dass sich die Pflanzen etablieren konnten. Somit wird die eingeschränkte Vitalität der Characeen im Bachtelweiher auf den Überzug mit Grünalgen und die insgesamt verringerte Sichttiefe zurückgeführt, da auch die wenig geschädigten Characeen auf den dort eingesetzten gitterartigen Matten nicht überlebt haben. Die Versuche in der Wielenbacher Anlage gaben deutliche Hinweise darauf, dass zumindest frisch „eingepflanzte“ Characeen ähnlich den Landpflanzen einen „Pflanzchock“ erleiden und sich erst wieder an die neuen Bedingungen anpassen müssen. Dies führt in der Zeit von etwa einem Monat zu einem anfänglichen Verlust an Pflanzen. Hier scheinen optimale Bedingungen für das Anwachsen und weitere Aufkommen entscheidend zu sein. Eine Trübungssteuerung über das Einbringen von submersen Makrophyten kann nur erfolgreich sein, wenn das Gewässer einen für die Entwicklung von submersen Wasserpflanzen geeigneten Trophiegrad aufweist, wühlende benthische Fische weitgehend reduziert sind und zumindest nach Einbringen der Pflanzen in deren Umfeld geeignete Aufwuchsbedingungen herrschen. Daher kann die Maßnahme oft erst nach einer vorhergehenden weitgehenden Senkung der externen und u. U. internen Belastungsquellen erfolgreich sein. In Verbindung mit der Biomaniipulation (Nahrungsnetzsteuerung) hat die Ansiedlung von nutzungskonformen, makrophytenreichen Bereichen im Gewässer insbesondere aus fischereiwirtschaftlicher Sicht eine hohe Bedeutung, da die Pflanzengürtel wertvolle Habitate sind und eine wichtige Aufzuchtstätte für Fischbrut darstellen. Darüber hinaus stellt sich (bei natürlichen Gewässern) die Frage, in wie weit für Sanierungszwecke das Einbringen von (standorttypischen aber kultivierten) Pflanzen zulässig ist. Hier könnte man auch an eine gezielte, fragwürdige Einflussnahme denken, um durch eine Auswahl von ggf. sogar nicht standorttypischen Pflanzen die aber einen „guten Index“ aufweisen den ökologischen Wert eines Gewässers zu steigern. Der als maschenbildendes Grundfadensystem eingesetzte Papierfaden erwies sich als ungeeignet über längere Zeitdauer eine hinreichende Festigkeit für die

textile Trägerstruktur bei einem Einsatz unter Wasser zu garantieren, zumal die Nassfestigkeit des unbehandelten Materials ebenfalls sehr gering ist. Sisalfaden stellt hier jedoch keine Alternative dar. Nicht zu erklären ist die beobachtete leichte Zunahme der Reißfestigkeit des Baumwollgewebes nach 168 Tagen. Eine anfängliche Zunahme der Reißfestigkeit, insbesondere bei Vliesstoffen, wird auch bei Geotextilien beobachtet. Möglicherweise führen mineralische Ein- oder Ablagerungen, wie z.B. Diatomeenschalen, durch eine Klemmwirkung der Einzelfasern zu einer Zunahme der Festigkeit des Faserverbunds, bis schließlich die Schädigung der Fasern selber zu einem raschen Festigkeitsverlust der Gesamtstruktur führt. Der Festigkeitsverlust im aquatischen System vollzieht sich jedoch langsamer als im terrestrischen System. Für Baumwollgewebe wird im Erdeingrabungstest eine Verrottungsdauer von 8 bis 13 Tagen angegeben (Mägel & Fuchs 1994). Für den PTAT-Vliesstoff geben Blechschmidt et al. (2004) 28 Tage (Kompost, 26°C) bis zur vollständigen Strukturauflösung durch Verrottung an. Die niedrigeren Abbaugeschwindigkeiten in Oberflächengewässern sind durch die im Vergleich zum Kompost geringere Bakteriendichten bei i.d.R. weitaus niedrigeren Temperaturen, soweit es sich hier um einen biologischen Prozess handelt, erklärbar. Bei pelagisch exponierten Proben überwiegen vermutlich oxidative Prozesse sowie photochemischer Abbau durch UV-Strahlung und überdecken einen langsameren biologischen Abbau. Ein erheblicher Forschungsbedarf besteht noch in der Beständigkeit der eingesetzten Materialien. Zum einen müssen die Vegetationsträger nach 1 bis 2 Jahren Vorkultur hinreichende Stabilität für Transport und Ausbringung aufweisen und sollen bis zur Etablierung des Makrophytenbestandes noch weitere 2 Jahre eine (Sediment-)stabilisierende und strukturbildende Funktion übernehmen. Zum anderen sollen die Materialien nach etwa 5 Jahren vollständig verrotten.

Danksagung

Wir danken der Euronorm Gesellschaft für Qualitätssicherung und Innovationsmanagement mbH für die finanzielle Förderung des Forschungsvorhabens (BMWA-Reg-Nr. 165/04), die aus Haushaltsmitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Arbeit (BMWA) innerhalb des Förderprogramms „Förderung von Forschung, Entwicklung und Innovation in kleinen und mittleren Unternehmen und externen Industrieforschungseinrichtungen in den neuen Bundesländern“ erfolgte. Weiterhin danken wir dem Bayerischen Landesamt für Umwelt für die Einbindung in das Vorhaben „Seenrestaurierung durch Nahrungskettensteuerung“ (Biomaniipulation). Unser Dank für wertvolle Diskussionen und Anregungen gilt Alexandra Hoesch, Fa. Aquarius und dem Arbeitskreis Flachseen der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL).

Literatur

- Blechschmidt, D., Fuchs, H., Geus, HG., Kunze, B. (2004): Biologisch abbaubare Spinnvliesstoffe für technische Anwendungen. avr - Allgemeiner Vliesstoff-Report 5: 21-23
- DIN EN 29073-3 (1992): Textilien; Prüfverfahren für Vliesstoffe; Teil 3: Bestimmung der Höchstzugkraft und der Höchstzugkraftdehnung, Deutsche und Europäische Normen
- DIN EN ISO 2062 (1995): Textilien - Garne von Aufmachungseinheiten - Bestimmung der Höchstzugkraft und Höchstzugkraftdehnung von Garnabschnitten, Deutsche Normen
- Chorus, I. (1996): Seensanierung in Berlin - Beispiele. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsband 1995 (Berlin), Krefeld: 177-181
- Hilt, S., Gross, E.M., Hupfer, M., Morscheid, H., Mählmann, J., Melzer, A., Sandrock, S., Scharf, E.-M., Schneider, S., van de Weyer, K. (submitted): Restoration of a submerged vegetation in eutrophied shallow lakes— a guideline and state of the art in Germany
- Mägel, M., Fuchs, H. (1994): Grundlegende Untersuchungen zum Einfluß der makroskopischen Struktur von technischen Textilien auf das Verrottungsverhalten. (BMW/Projekt-Nr. 188/93). Forschungsbericht STFI e.V., Chemnitz: 11
- Petterson, K. (1998): Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes. *Hydrobiologia*. 373/374: 21-25
- Scheffer, M. (1998): *Ecology of Shallow Lakes*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 357p

Invasion submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche

Helmut Rönicke, Susanne Angelstein, Martin Schultze, Walter Geller

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Department Seenforschung Magdeburg, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, E-Mail: helmut.roenicke@ufz.de, susanne.angelstein@ufz.de, martin.schultze@ufz.de, walter.geller@ufz.de

Keywords: Makrophyten, *Elodea nuttallii*, Massenentwicklung, Eutrophierung

Einführung

Der Goitschensee entstand im Zuge von Restaurierungsmaßnahmen ehemaliger Tagebaue im Mitteldeutschen Bergbaurevier durch die Einleitung von Flusswasser aus der Mulde von Mai 1999 bis April 2002. Mit einer Fläche von über 13,3 km², einem Volumen von 216 Mio m³ und einer Maximaltiefe von fast 50 m gehört er zu den größten Seen Deutschlands. Die stabilen, oligo- bis mesotrophen, chemisch-neutralen Gewässerverhältnisse bieten optimale Voraussetzungen für eine zügige Etablierung komplexer Biozönosen (Duffek & Schultze 2002; Rönicke et al. 2001, 2002).

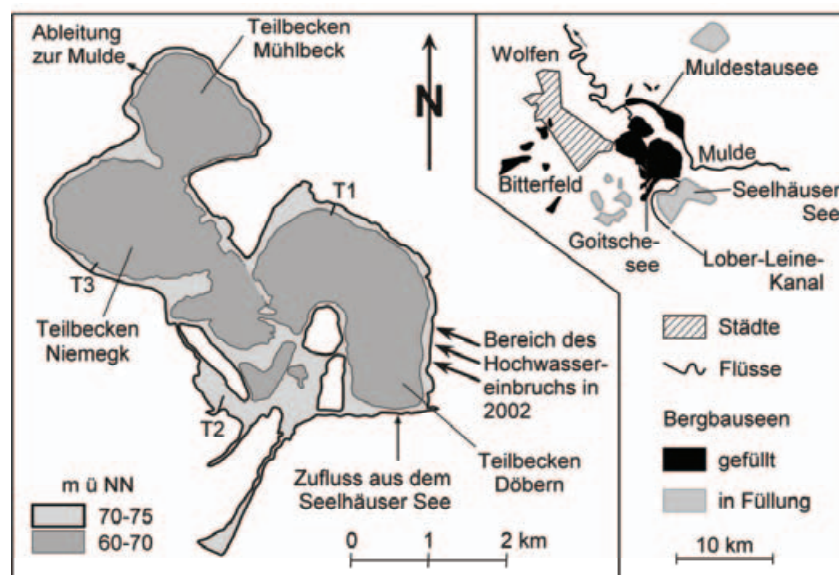


Abb. 1: Lage des Goitschesees und der Transekte Pouch (T1), Bärenhof (T2) und Niemegk (T3) in dem von *E. nuttallii* besiedelten Litoralbereich (Fläche 70 – 75 m ü NN).

So konnten bereits 2003 die ersten submersen Makrophyten beobachtet werden. 2004 eroberte die bereits im Vorjahr dominante Art *Elodea nuttallii* (Planchon) H. St. Johns den gesamten Litoralbereich des Goitschesees. Die dichten Einartenbestände im Uferbereich führten zu erheblichen Einschränkungen in der fischereilichen und touristischen Nutzung. Auf längere Sicht muss durch das Massenaufkommen auch mit einer nachhaltigen Verschlechterung der bis dato sehr guten Wasserqualität gerechnet werden. Vor allem durch die Remineralisierung der abgestorbenen *Elodea*-Fragmente kann es bei den anfallenden Biomassen zur Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen im

Freiwasser kommen, was eine zunehmende Eutrophierung begünstigen würde (Nino et al. 2005; Ozimek et al. 1993; Thiébaud et al. 1997).

Deshalb wurde bereits 2004, als Grundlage für weitere Untersuchungen, die *Elodea*-Biomasse an 3 ausgewählten Transekten im besiedelten Litoralbereich erfasst und auf ihren internen P-Gehalt untersucht. Darauf aufbauend wurde 2005 ab dem Beginn der Makrophytenentwicklung ein monatliches Messprogramm durchgeführt, das von ersten Laborversuchen zur Sedimentabhängigkeit des Neophyten und Untersuchungen zu möglichen Auswirkungen von Schnitt (Mahd) begleitet wurde.

Erfassung des *Elodea*-Bestandes 2004

Im November 2004 wurden im Rahmen eines Sondermessprogrammes in den Teilbecken des Goit-schesees (Abb. 1) entlang von 3 Transekten der gesamte *Elodea*-Bestand pro m² aus Wassertiefen von 1, 2, 3, 4 und 5 m durch Tauchbeprobungen entnommen und die jeweiligen Biomassefrischgewichte bestimmt. Die geernteten Biomassen schwankten am Transekt Pouch zwischen 0,8 und 7,1 kg/m², am Transekt Bärenhof zwischen 3,1 und 5,7 kg/m² sowie am Transekt Niemegk zwischen 2,2 und 17,6 kg/m² (Abb. 2).

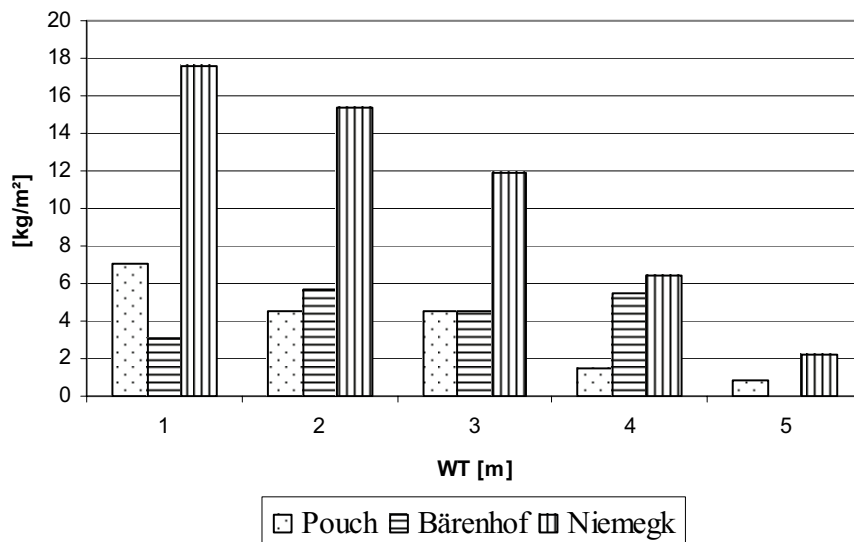


Abb. 2: Biomassefrischgewichte von *E. nuttallii* pro m² Litoralfläche aus verschiedenen Wassertiefen an den Transekten Pouch, Bärenhof und Niemegk (November 2004); WT = Wassertiefe.

Die Entwicklung von *E. nuttallii* 2005

Um eine erneute Massenentwicklung der *E. nuttallii* 2005 rechtzeitig erkennen zu können, wurde ab dem Beginn der Makrophytenentwicklung im Juni 2005 eine monatliche Makrophytenbeprobung entlang eines festen Transekts im Teilbecken Pouch vorgenommen (vgl. Abb. 1). Analog zur Entnahmetechnik im Vorjahr wurde die gesamte Biomasse pro m² aus den gleichen Wassertiefen geerntet. In allen 4 Untersuchungsmonaten wurden die höchsten Biomassen in 3 m erfasst (Abb. 3). Bis September konnte ein beständiges Wachstum von *E. nuttallii* beobachtet werden. Die höchste Biomasse wurde am 13.09.2005 mit fast 2 kg Frischmasse in 3 m ermittelt. Insgesamt gesehen blieb die Entwicklung 2005 deutlich hinter der des Vorjahres zurück. Diese Beobachtung kann auf die Baggerarbeiten zurückgeführt werden, die vom Spätsommer 2004 bis zum Frühjahr 2005 im Ufer-

bereich des Goitschesees durchgeführt wurden und durch die Verspülung des Baggergutes im See zu einer erheblichen Verringerung der Secchitiefe beitrugen.

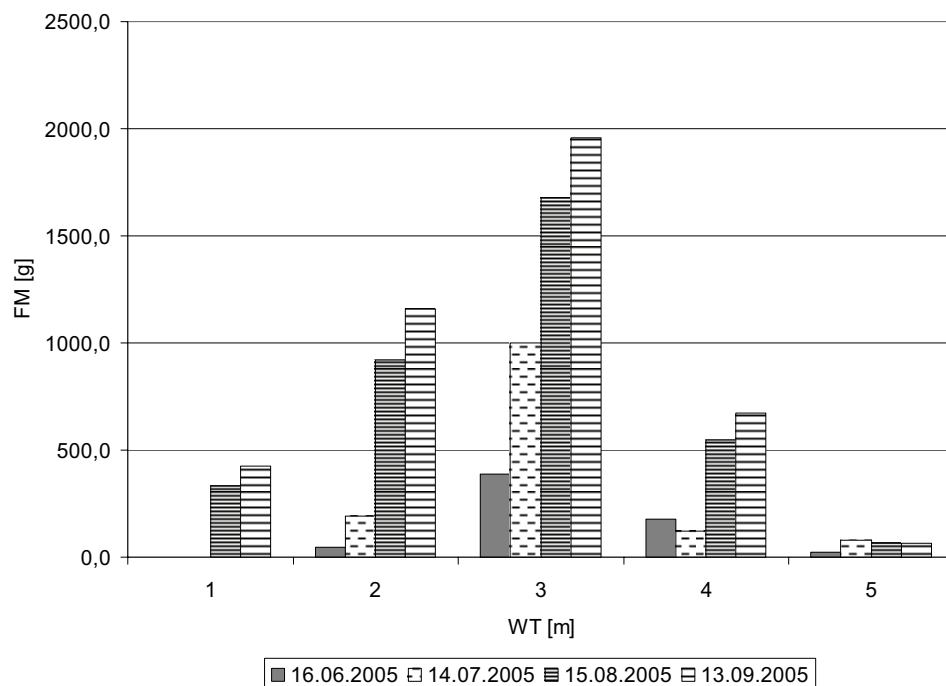


Abb. 3: Entwicklung der Biomasse von *E. nuttallii* am Transekt Pouch im Jahresverlauf 2005.

Bilanzierung des *Elodea*-Bestandes 2004

Eine erste Bilanzierung des Bestandes an *E. nuttallii* wurde anhand der Ergebnisse vom November 2004 vorgenommen:

Tab.1: Eckdaten zur Bilanzierung des *Elodea*-Aufkommens im Goitschensee

Fläche des bewachsenen Litoralbereiches (0-5 m):	3,99 km ²
Mittlerer Bewuchs im See pro m ² :	6,5 kg
Mittlere Trockenmasse im See pro m ² :	8,23 %
Mittlere Trockenmasse im See pro m ² :	0,535 kg
<i>Elodea</i> -Biomasse (FM) im See:	26.000 t
<i>Elodea</i> -Trockenmasse (TM) im See:	2.100 t
Interner P-Gehalt in dem <i>Elodea</i> -Bestand:	4,8 t

Da der interne P-Gehalt der *Elodea*-Biomasse von ca. 4,8 t im Goitschensee 2004 bei weitem den im Pelagial vorhandenen P-Gehalt von ca. 1,3 t übersteigt, muss angenommen werden, dass *Elodea* die benötigten Nährstoffe zu einem großen Teil aus dem Sediment bezieht (Carignan & Kalff 1980).

Wachstumsexperimente

Die für die Laborexperimente benötigten Spermatophyten wurden aus dem Goitschensee entnommen, in das Labor überführt und entsprechend der experimentellen Anforderungen vorbereitet. Nach einer Inkubationszeit von 0, 5, 10, 15, 20, 25 und 30 Tagen wurden je 5 Pflanzen geerntet und Feuchtmasse, Trockenmasse sowie die Länge der Pflanzen bestimmt.

Versuche zur Sedimentabhängigkeit

Um die Sedimentabhängigkeit von *E. nuttallii* zu untersuchen, wurden im Frühjahr, Sommer und Herbst 2005 je 3 parallel laufende Experimentalansätze durchgeführt:

1. *E. nuttallii* flottierend ohne Sedimentangebot,
2. *E. nuttallii* flottierend mit Sedimentangebot,
3. *E. nuttallii* im Sediment eingepflanzt.

Dadurch konnte eine Sedimentabhängigkeit der *E. nuttallii* unter Standortbedingungen nachgewiesen werden (vgl. Abb. 4).

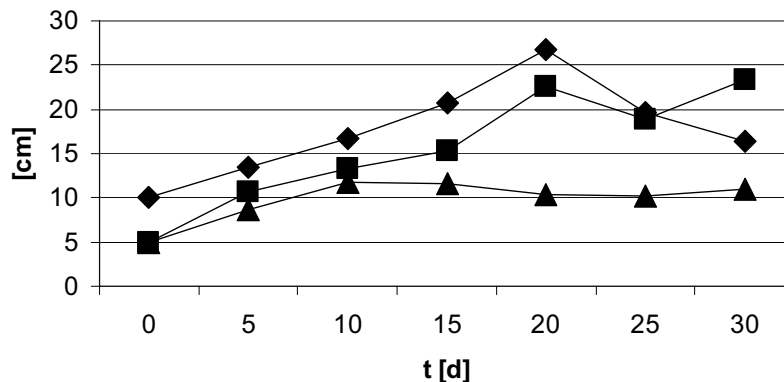


Abb. 4: Sedimentabhängigkeit von *E. nuttallii*. Vergleich des Sprosslängenwachstums von flottierenden Fragmenten mit (■) und ohne Sedimentangebot (▲) sowie im Sediment eingepflanzten Fragmenten (◆).

Im Gegensatz zu den flottierenden *Elodea*-Fragmenten ohne Sedimentangebot konnten sowohl die eingepflanzten, als auch die flottierenden Fragmente mit Sedimentangebot eine Verdopplung der Sprosslänge in durchschnittlich 10 bis 15 Tagen erreichen. Ferner wiesen die flottierenden Fragmente mit Sedimentangebot nach Sedimentkontakt einen gleichen Wachstumsverlauf wie die eingepflanzten Fragmente auf. Die flottierenden Fragmente stagnierten nach etwa 10 Tagen in ihrem Wachstum und starben ab oder zeigten Mangelerscheinungen.

Versuche zur Wirkung von Schnitt

Anhand erster Untersuchungen mit Hauptsprossen von *E. nuttallii*, deren apikale Spitzen künstlich entfernt wurden, konnte beobachtet werden, dass die beschnittenen Hauptsprosse zwar teilweise abstarben, gleichzeitig war jedoch eine erhöhte Verzweigung zu beobachten. So konnte im Vergleich mit den nicht beschnittenen Sprossen kein deutlicher Nettoeffekt bezüglich der Biomassebildung festgestellt werden (vgl. Abb. 5).

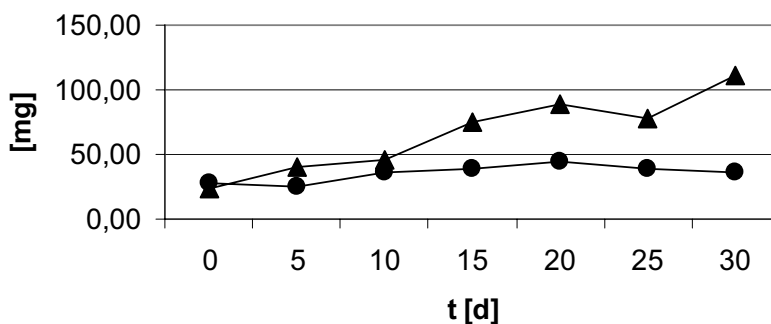


Abb. 5: Vergleich der Biomassezuwächse (TM) von *Elodea*-Sprossen mit intakten apikalen Spitzen (▲) vs. künstlich entfernten apikalen Spitzen (●).

Es muss angenommen werden, dass nach einer anfänglichen Stagnation des Längenwachstums bei den beschnittenen *Elodea*-Sprossen, durch die zunehmende Verzweigung, eine positive Wachstumsbilanz zu beobachten ist.

Zusammenfassung

Seit 2003 konnte im gefluteten Goitschensee die Invasion des gesamten Litoralbereiches durch *Elodea nuttallii* beobachtet werden. Eine erste Bestandserfassung im Herbst 2004 ergab eine Biomasse von 26.000 t mit einem internen Phosphorgehalt von 4,8 t. Da der interne P-Gehalt der *Elodea*-Biomasse bei weitem den im Pelagial vorhandenen P-Gehalt übersteigt, kann angenommen werden, dass *E. nuttallii* die Phosphorversorgung zu einem großen Teil aus dem Litoralsediment deckt. Die Sedimentabhängigkeit der *E. nuttallii* im Goitschensee konnte durch Laboruntersuchungen bereits nachgewiesen werden. Damit kann die Massenentwicklung des Makrophyten möglicherweise zu einer Remobilisierung der im Sediment festgelegten Nährstoffe beitragen, was eine zunehmende Eutrophierung des Gewässers begünstigen würde ((Nino et al. 2005; Ozimek et al. 1993; Thiébaud et al. 1997). Erste Laboruntersuchungen zu den Auswirkungen von Mahd als einer möglichen Gegenmaßnahme konnten noch keine belastbaren Ergebnisse liefern.

In Zukunft wird der Trophieentwicklung im Goitschensee, den Mechanismen der Massenentwicklung und der sich anschließenden Reaktion der Planktongemeinschaften besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden. Außerdem soll eine genauere Charakterisierung der *E. nuttallii* erfolgen, um mögliche Fehlschläge kostenintensiver Gegenmaßnahmen vermeiden zu können.

Danksagung

Das dieser Veröffentlichung zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des BMBF (FKZ 02 WB 9983/3) und der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) gefördert. Unser besonderer Dank gilt den Forschungstauchern der Arbeitsgruppe Prof. Melzer, Limnologische Station Iffeldorf (TU München), sowie den Forschungstauchern des UFZ Halle-Leipzig GmbH, Department Seenforschung Magdeburg, die uns bei den Makrophytenuntersuchungen tatkräftig unterstützt haben.

Literatur

- Carignan, R., and Kalff, J. (1980) Phosphorus source for aquatic weeds: water or sediments? Science 207, 987-989.
- Duffek, A., Schultze, M. (2002) Chemische Veränderungen eines sauren Tagebaurestsees während der Flutung mit Flusswasser. DGL-Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing: 406-410.
- Nino, F.D., Thiébaud, G., and Muller, S. (2005) Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John to manual harvesting in the North-East of France. Hydrobiologia 551, 147-157.
- Ozimek, T., Van Donk, E., and Gulati, R.D. (1993) Growth and nutrient uptake by two species of *Elodea* in experimental conditions and their role in nutrient accumulation in a macrophyte-dominated lake. Hydrobiologia 251, 13-18.
- Rönicke, H., Beyer, M., Schultze, M. (2001) Phytoplanktonaufkommen in den Restseen des Tagebaues Goitsche. DGL-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing: 488-492.
- Rönicke, H., Beyer, M., Schultze, M. (2002) Einfluss der Flusswasserflutung des Tagebaues Goitsche auf seine Phytoplanktodynamik. DGL-Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing: 359-363.
- Thiébaud, G., Rolland, T., Robach, F., Tremolieres, M., and Muller, S. (1997) Some consequences of the introduction of two macrophyte species, *Elodea canadensis* Michaux and *Elodea nuttallii* St. John, in continental aquatic ecosystems: example of two areas in the north-east of france: alsace plain and northern vosges.. Bull. Fr. Peche Piscic. 344/345, 441-452.

Die Ausdehnung der Ufervegetation an Unter- und Außenweser vor dem Hintergrund steigender Tidehochwasserstände – Luftbildinterpretationen über den Zeitraum 1950 – 2002

Volker Steege¹, Frank Brüning², Ursula Köhler-Loum³, Jean Loup Ringot⁴ & Tasso Schikore⁵

¹ Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, Am Alten Vorhafen 1, 27568 Bremerhaven, steege@bhv.wsdnw.de

² PROTEA, Rablinghauser Landstraße 23, 28197 Bremen, info@protea-bremen.de

³ KÜFOG GmbH, Alte Deichstraße 39, 27612 Loxstedt-Ueterlande, info@kuefog.de

⁴ Alte Schulstraße 15, 27729 Hambergen, ringot@web.de

⁵ BIOS, Lindenstraße 40, 27711 Osterholz-Scharmbeck, info@bios-ohz.de

Keywords: Weser-Ästuar, Ufer-Röhrichte, Wasserstände, Weserausbau

Einleitung

Die Tidehochwasserstände im Weser-Ästuar sind seit den 1950er Jahren angestiegen, die MThw-Jahresmittelwerte haben sich je nach Örtlichkeit in diesem Zeitraum um etwa 15 bis 30 cm erhöht (Daten des WSA Bremerhaven). Der Anstieg ist zum Teil auf den säkularen Meeresspiegelanstieg zurückzuführen, zum Teil Folge von Wasserbaumaßnahmen wie Fahrrinnenvertiefungen und Eindeichungen. Mit Hilfe einer GIS-gestützten Luftbildinterpretation wurde der Frage nachgegangen, ob parallel zu den steigenden Tidehochwasserständen in den letzten Jahrzehnten ein Zurückweichen der Ufervegetation festzustellen ist. Dies war im Zuge einer Umweltverträglichkeitsuntersuchung als Folge steigender Tidehochwasserstände prognostiziert worden.

Material und Methoden

Aus den Archiven der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung sowie von Landesbehörden wurden geeignete Luftbilder, Stromkarten und Vermessungsunterlagen, mit denen große Teile des Bearbeitungsgebietes zu mehreren Zeitpunkten von etwa 1950 bis 2002 abgebildet werden konnten, zusammengestellt. Aus dem Jahr 2002 lag eine digitale Biotoptypenkartierung auf Basis einer HRSC-AX-Befliegung vor (**H**igh **R**esolution **S**tereo **C**amera) (Janowsky & Gähler 2004).

Folgende Arbeitsschritte wurden vorgenommen:

- Digitalisierung der Unterlagen (Einscannen)
- Georeferenzierung von Karten und Luftbildern (Vorlagen Maßstab 1:5.000 bis 1:12.000)
- digitale Abgrenzung der Vegetationstypen (höchstmögliche Auflösung, > 1:1.000)
- Verifizierung durch Vermessungsunterlagen (Feldbücher, Uferprofile)
- Bilanzierung der Flächenverteilung der Vegetationstypen in den einzelnen Bearbeitungsjahren

Weiterhin wurden vorhandene Arbeiten zu ähnlichen Fragestellungen ausgewertet (Heinrich & Mühlner 1979, Grotjahn 1982, Bunje & Ringot 2003, Meyer & Stephan 2003).

Untersuchungsgebiet

Bei der Bilanzierung wurden Deichvorland und Ufer in diverse Teilgebiete untergliedert, um eine differenzierte Analyse zu ermöglichen, bei der Flächenveränderungen infolge von Baumaßnahmen wie z.B. Hafenanlagen oder Sielverlegungen ausgeblendet werden konnten.

Es wurden mehrere Teilgebiete an Unter- und Außenweser bearbeitet mit einer Gesamtfläche von deutlich über 50 km² (Abb. 1). Damit sind alle größeren Vegetationsflächen im Tidegebiet der Weser mit ihren unterschiedlichen Charakteristiken (Außenweser Ost- und Westufer, Ufer Hauptstrom Unterweser, Nebenarme der Unterweser, Nebenfluss Wümmen) umfassend abgebildet. Die unbearbeiteten Bereiche sind weitgehend Siedlungsgebiete, Hafenanlagen oder mit Deckwerken befestigt, und somit für die Fragestellung nicht relevant.

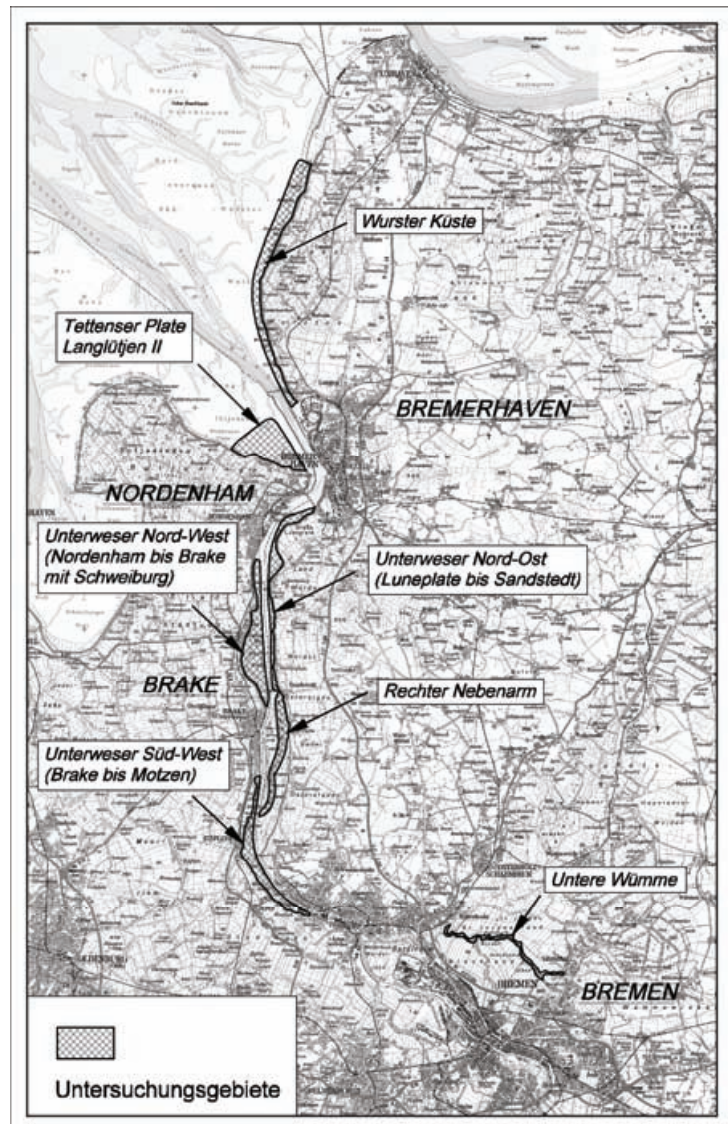


Abb. 1: Untersuchungsgebiete

Ergebnisse

Die Analyse zeigt, dass je nach örtlicher Lage unterschiedliche Entwicklungen eingetreten sind.

Außenweser

Während an der windexponierten Wurster Küste sowie bei der Insel Langlütjen II außerhalb von Lahnungsfeldern ein stetiger Verlust an Ufervegetation festzustellen war (KÜFOG 2005a, 2005b), dem durch zunehmende Uferbefestigung begegnet wird, haben sich die Röhrichte im Bereich der Tettenser Plate bis Mitte der 1990er Jahre stetig in die Wattflächen hinein ausgedehnt. Im letztgenannten Gebiet wurden die dem Schilf-Röhricht (*Scirpo-Phragmitetum*) vorgelagerten Bestände der Gewöhnlichen Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*) durch Vorwachsen des Schilfs verdrängt.

Ab Mitte der 1990er Jahre hat an der Tettenser Plate seeseitig eine Trendumkehr eingesetzt, seitdem ist auch dort ein seeseitiges Zurückweichen der Ufervegetation zu bilanzieren (KÜFOG 2005b).

Unterweser mit Nebenarmen

Entlang der Unterweser und ihrer Nebenarme haben sich die Uferröhrichte stabil verhalten und insbesondere in den Nebenarmen bereichsweise auch deutlich ausgedehnt (Abb. 2 u. 3). Diese Zuwächse sind durch parallel zum Anstieg der Tidehochwasserstände abgelaufene Sedimentation in Bühnenfeldern und Nebenarmen zu erklären, was durch Vermessungsprofile belegt wurde. Am Ufer der Unterweser wurden zudem durch Buschlahnungen längs der Uferlinie und Ufervorspülungen Vegetationsflächen regeneriert (BIOS 2005a, 2005b, 2005c, KÜFOG 2005c).

Die Gesamtfläche von Röhrichten im Deichvorland der Unterweser hat sich seit 1950 deutlich vergrößert (Abb. 4). Neben den uferseitigen Zuwächsen ist diese Entwicklung vor allem durch Nutzungsänderungen und Kompensationsmaßnahmen bedingt.

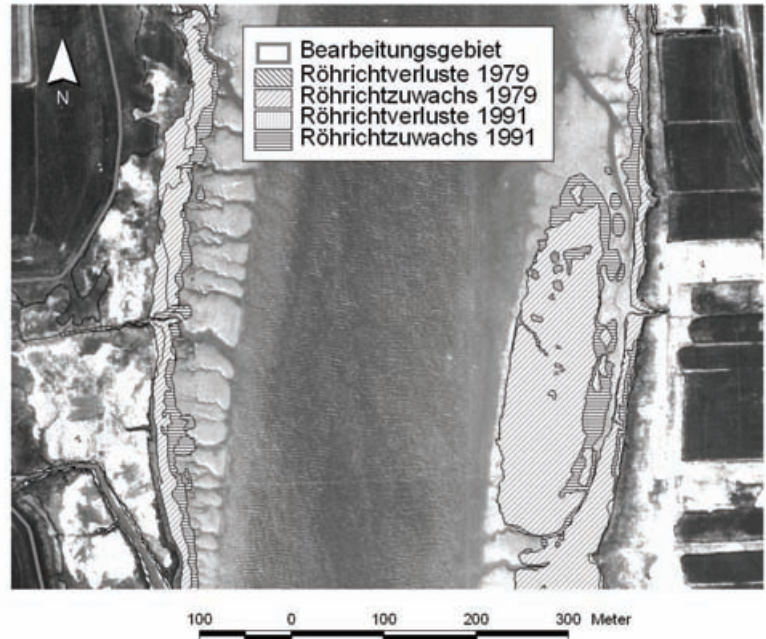


Abb. 2: Ausschnitt aus dem Rechten Nebenarm der Weser

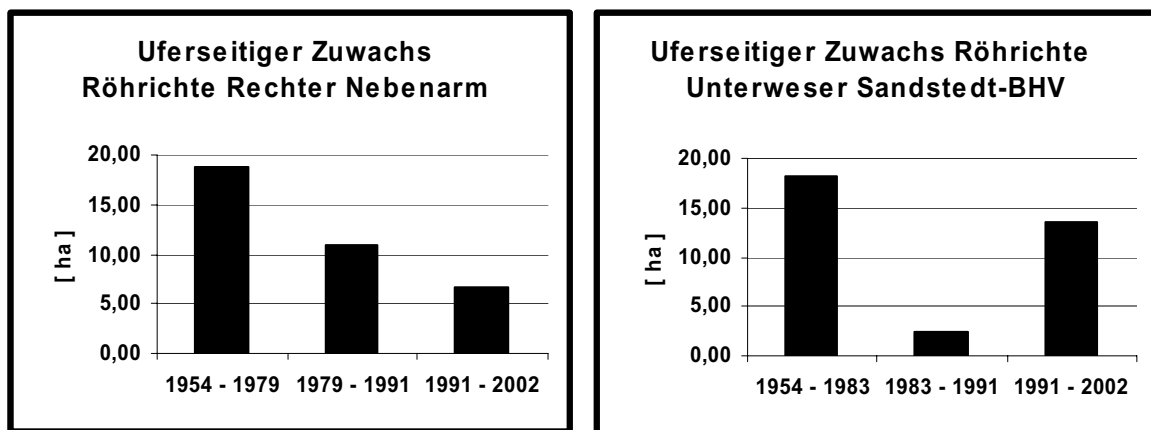


Abb. 3: Röhricht-Zuwächse Rechter Nebenarm und Ostufer Unterweser zwischen Sandstedt und Bremerhaven

Nebenfluss Untere Wümme

An der Unteren Wümme sind im Deichvorland keine wasserstandsbedingten Verluste an Röhrichten festzustellen. Im Zuge der Sukzession hat sich in den Röhrichtflächen der Anteil an Auengehölzen vergrößert. Im direkten Uferbereich gab es kleinflächig Erosionstendenzen, die mit großer Wahrscheinlichkeit auf die Zunahme der Tidewassermengen und die damit verbundene Erhöhung der Uferbelastung zurückzuführen sind. Der mittlere Tidenhub im Mündungsbereich beträgt ca. 3 m, er nimmt stromauf auf 16 km Flusslänge auf ca. 1,1 m ab (BIOS 2005d).

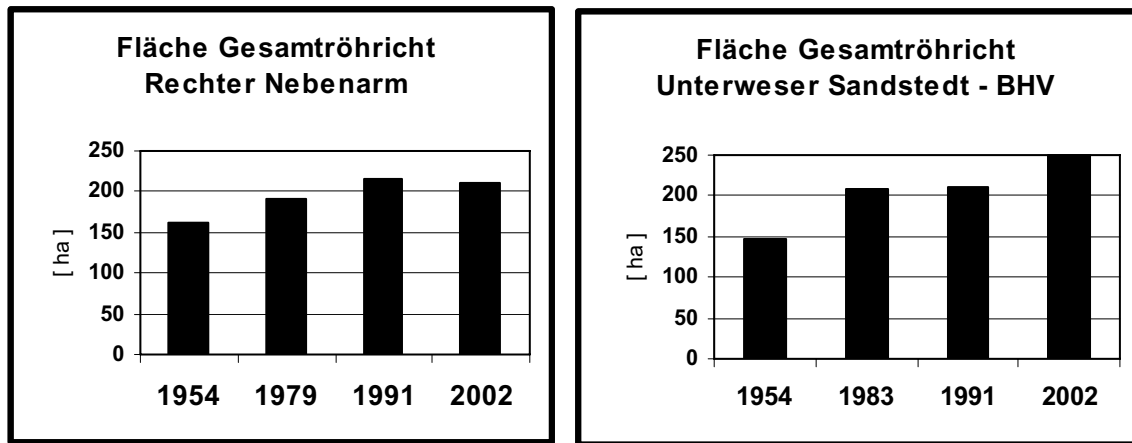


Abb. 4: Gesamtflächen Röhrichte im Deichvorland, Teilgebiete Rechter Nebenarm und Ostufer Unterweser zwischen Sandstedt und Bremerhaven

Diskussion/Schlussfolgerungen

Die durchgeführten Untersuchungen erlauben Rückschlüsse hinsichtlich der Auswirkungen zukünftig geplanter Wasserbaumaßnahmen und des weiter ansteigenden Meeresspiegels. Es ergeben sich zu den einzelnen Teilgebieten folgende Einschätzungen:

Am Ostufer der Außenweser (Wurster Küste) wachsen Watt und Vorländer nicht gleichlaufend mit den steigenden Tidehochwasserständen auf. Die bestehenden Tendenzen zu Uferabbrüchen werden durch höher auflaufende Tidehochwässer graduell verstärkt. Der ausbaubedingte Anteil am Anstieg der Tidehochwasserstände ist in der Außenweser aber vergleichsweise gering anzusetzen, es dominiert die Wirkung des Meeresspiegelanstiegs. Langfristig wird der Anteil der verbauten Uferbereiche weiter zunehmen – unabhängig davon, ob weitere Fahrrinnenausbauten erfolgen.

Das am Westufer der Außenweser (Tettenser Plate) festgestellte Vorwachsen der Uferröhrichte ist vermutlich auf die in diesem Gebiet im Vergleich zum Ostufer windgeschütztere Lage sowie vorhandene Buhnen, Gruppenarbeiten und ein Dammbauwerk zurückzuführen. Ob die ab Mitte der 1990er Jahre festgestellte Trendumkehr zum Zurückweichen der Uferröhrichte längerfristig Bestand hat, und worin diese begründet ist, kann nur durch weitergehende Untersuchungen geklärt werden.

Am Ufer der Unterweser ist zu erwarten, dass der Umfang der Röhrichtbestände weiterhin überwiegend stabil bleiben wird, da aus dem vorhandenen Schwebstoffpotenzial ein hoher Sedimentationsdruck im Uferbereich besteht, der im Zusammenwirken mit der wasserbaulichen Uferunterhaltung zu einem Mithochwachsen der Ufersedimente parallel zu steigenden Tidehochwasserständen führt. In den Nebenarmen, in denen der Sedimentationsdruck besonders hoch ist, werden sich die Röhrichte weiterhin in die Watten hinein ausdehnen.

In der Unteren Wümme ist bei weiterer Vergrößerung der Tidewassermengen mit einer Zunahme der Uferbelastung und damit einhergehenden Verlusten von Ufervegetation zu rechnen.

Zusammenfassung

Die Tidehochwasserstände im Weser-Ästuar sind seit den 1950er Jahren angestiegen, die MThw-Jahresmittelwerte haben sich je nach Örtlichkeit in diesem Zeitraum um etwa 15 bis 30 cm erhöht. Der Anstieg ist zum Teil auf den säkularen Meeresspiegelanstieg zurückzuführen, zum Teil Folge von Wasserbaumaßnahmen. Mit Hilfe einer GIS-gestützten Luftbildinterpretation wurde der Frage

nachgegangen, ob parallel zu den steigenden Tidehochwasserständen in den letzten Jahrzehnten ein Zurückweichen der Ufervegetation festzustellen ist. Dies war im Zuge einer Umweltverträglichkeitsuntersuchung als Folge steigender Tidehochwasserstände prognostiziert worden.

Die Analyse zeigt, dass je nach örtlicher Lage unterschiedliche Entwicklungen eingetreten sind. Während an der windexponierten Wurster Küste der Außenweser ein stetiger Verlust an Ufervegetation festzustellen war, haben sich die Röhrichte entlang der Unterweser und ihrer Nebenarme stabil verhalten und bereichsweise auch deutlich ausgedehnt. Die Zuwächse sind durch parallel zum Anstieg der Tidehochwasserstände abgelaufene Sedimentationsprozesse in Bühnenfeldern und Nebenarmen zu erklären, was durch Vermessungsprofile belegt werden konnte. In anderen Bereichen wurden durch Ufervorspülungen Vegetationsflächen regeneriert. Am Nebenfluss „Untere Wümme“ wurden kleinflächig Erosionstendenzen festgestellt, die mit großer Wahrscheinlichkeit auf die Zunahme der Tidewassermengen und die damit verbundene Erhöhung der Uferbelastung zurückzuführen sind.

Die durchgeführten Untersuchungen erlauben Rückschlüsse hinsichtlich der Auswirkungen zukünftig geplanter Wasserbaumaßnahmen und des weiter ansteigenden Meeresspiegels.

Literatur

- Bunje, J. & Ringot, J.L. (2003): Lebensräume im Wandel. Flächenbilanzierung von Salzwiesen und Dünen im niedersächsischen Wattenmeer zwischen den Jahren 1966 und 1997 – eine Luftbilanzauswertung. Schriftenreihe Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer, Bd. 7, 1-48, Wilhelmshaven.
- BIOS (2005a): Digitale Aufbereitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichten an der Unter- und Außenweser seit ca. 1950 – Teil 1: Untersuchungen am Rechten Nebenarm der Weser. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven.
- BIOS (2005b): Digitale Aufbereitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichten an der Unter- und Außenweser seit ca. 1950 – Teil 2: Untersuchungen am Ostufer der Unterweser von Sandstedt bis zur Großen Luneplate. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven.
- BIOS (2005c): Digitale Aufbereitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichten an der Unter- und Außenweser seit ca. 1950 – Teil 4: Untersuchungen am Westufer der Unterweser von der Schweiburg bis Nordenham. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven.
- BIOS (2005d): Digitale Aufbereitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichten an der Unter- und Außenweser seit ca. 1950 – Teil 3: Untersuchungen an der Wümme zwischen Lesum und Bremen-Borgfeld. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven.
- Grothjahn, M. (1982): Die eulitorale Ufervegetation der Wesermündung. Forsch.-Stelle f. Insel und Küstenschutz. Jber. 1982, Bd. 34, Norderney.
- Heinrich, T. & G. Mühlner (1979): Beurteilung der Röhrichtbestände an der Unterweser im Bereich des Landkreises Wesermarsch im Hinblick auf ihre Schutzwürdigkeit. Landkreis Wesermarsch, Amt für Naturschutz, Brake.
- Janowsky, R. & M. Gähler (2004): Biotoptypen/Vegetationskartierung von Vordeichsflächen an Unter- und Außenweser auf Grundlage einer HRSC-AX-Befliegung. Hochschule Vechta im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, unveröffentl.
- KÜFOG GmbH (2005a): Digitale Aufarbeitung von Unterlagen zur Vegetationsentwicklung des Vorlandes an Unter- und Außenweser seit ca. 1950. Teilgebiet Wurster Küste (Weddewarden bis Spieka-Neufeld). Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, unveröffentl.
- KÜFOG GmbH (2005b): Digitale Aufarbeitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichtbeständen an Unter- und Außenweser seit ca. 1950. Teilgebiet Tettenser Plate / Langlütjen II. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, unveröffentl.
- KÜFOG GmbH (2005c): Digitale Aufarbeitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichtbeständen an Unter- und Außenweser seit ca. 1950. Teilgebiet Unterweser-Südwest. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven, unveröffentl.
- Meyer, C. & H.-J. Stephan (2003): Vorlanduntersuchungen Land Wursten (Stand Herbst 2002). – Dienstber. Forschungsstelle Küste 4/2003, unveröffentl., Norderney.

Vorkommen und Gefährdung von Wasser- und Sumpfpflanzen in den Fließgewässern Vorarlbergs

Dietmar Jäger¹ & Alexander Kohler²

¹ Herrenriedstr. 4, A-6845 Hohenems, dietmar.jaeger@vslrd.snv.at

² Universität Hohenheim, Inst. f. Landschafts- u. Pflanzenökologie, D-70593 Stuttgart, kohleral@uni-hohenheim.de

Keywords: Makrophyten, Fließgewässer, Gefährdung, Vorarlberg.

Einleitung und Ziel der Untersuchung

Intensive Raumnutzung und Hochwässer haben in Vorarlberg seit Jahrhunderten dazu geführt, dass die Morphologie der Fließgewässer durch Einengung, Begradigung und Verbauung oft stark verändert wurde. Gleichzeitig erfuhr die hydrochemische Beschaffenheit der Fließgewässer durch die Beauftragung mit Substanzen anthropogenen Ursprungs ein zusätzliches, oft gravierendes Abweichen vom natürlichen Zustand. Aufgrund dieses enormen Wandels der Habitatqualität stellt sich die Frage nach der Verbreitung und der Vorkommenshäufigkeit der einzelnen Makrophyten-Arten sowie nach der Gefährdung der Bestände.

Daher war das Ziel dieser Arbeit neben der Schaffung einer Datengrundlage zur Beurteilung des ökologischen Zustands auch die Einschätzung der lokalen Gefährdung der Wasser- und Sumpfpflanzenarten in den Fließgewässern Vorarlbergs. Zu diesem Zweck wurde in den Jahren 2002 bis 2005 in ausgesuchten Fließgewässern die Verbreitung sämtlicher im Wasser wurzelnden oder schwebenden Makrophyten erhoben. Der Umstand, dass Makrophyten-Biotope räumlich eindeutig umschrieben sind, ermöglicht bei der angewandten Methode nach KOHLER (1978), durch die die Fließgewässer im gesamten Verlauf erfasst werden können, eine vergleichsweise genaue Aussage über die Verbreitung der Arten in den Fließgewässern Vorarlbergs.

Untersuchungsgebiet

Die Erhebung der Wasserpflanzen-Vegetation erfolgte in 45 Fließgewässern der Vorarlberger Tal-schaften Rheintal, Bregenzer Wald, Walgau und Montafon mit einer Gesamtlänge von 124 km. Auswahlkriterien waren das Vorhandensein von Makrophytenbewuchs und eine Mindestbreite von einem Meter. Aufgrund der hohen Abfluss-Dynamik ist das Gedeihen von Wasserpflanzen in den Hauptflüssen Alpenrhein, Bregenzer Ach oder Ill sowie in den Bergbächen kaum möglich. Wasserpflanzen finden sich in den Gewässern der Talniederungen, wo neben wesentlich geringerem Gefälle auch ein vergleichsweise gemäßigt Abflussregime vorherrscht. Hier findet im relativ weiten Talboden sehr rasch ein Wechsel der Fließgewässereigenschaften über eine hyporhithrale Prägung im Bereich der Talränder hin zur epipotamalen Charakteristik im Nahbereich des Bodensees statt. Praktisch sämtliche Gewässer der Talniederungen sind heute stark anthropogen überformt und weisen kanalartige Trapezprofile auf. Obwohl es wie z. B. im Rheintal stellenweise Torfböden gibt, sind alle untersuchten Fließgewässer kalkgeprägt und daher hydrogencarbonatreich.

Methodik

Sowohl bei den Kartierungsarbeiten im Gelände als auch bei der quantitativen Auswertung kam die Methodik nach KOHLER & JANAUER (1995) zur Anwendung, wobei die Makrophyten-Vegetation nahezu lückenlos auf der Gesamtlänge der Fließgewässer erfasst wurde. Dazu erfolgte eine Einteilung der Gewässer nach ökologischen und floristischen Gesichtspunkten in Abschnitte von 20 bis mehrere hundert Meter Länge, in denen die Pflanzenmengen der einzelnen Makrophyten-Arten nach einer fünfstufigen Skala geschätzt wurden. Die Beziehung der Schätzstufen zueinander entspricht nach empirischen Untersuchungen ausreichend genau der Funktion $f(x) = x^3$ (s. Ordinate der Diagramme) (JANAUER & HEINDL 1998). Dies ermöglicht eine quantitative Auswertung und Darstellung der Kartierungsergebnisse (Abb. 1 und 2). Die Ermittlung der lokalen Vorkommenshäufigkeit als Grundlage zur Beurteilung des Gefährdungsgrades der Arten im Gebiet erfolgte anhand des „**Mittleren Mengenindex**“ (MMT), der für jede einzelne Art für die gesamten kartierten Fließgewässerstrecken berechnet wurde (siehe nebenstehende Formel). Der MMT gibt die durchschnittliche Schätzstufe einer Makrophyten-Art berechnet für die Gesamtlänge aller untersuchten Abschnitte an. Die MMT-Werte der

$$MMT = \sqrt[3]{\frac{\sum_{i=1}^n (M_i^3 \cdot L_i)}{L}}$$

MMT = Mittlerer Mengenindex einer Art über alle Abschnitte

M_i = Menge einer Art im Abschnitt i

L_i = Länge des Abschnitts i, in dem die Art auftritt

L = Länge d. gesamten untersuchten Fließgewässerbereichs

Arten – getrennt nach Hydrophyten (ständig untergetauchte Wasserpflanzen) und Amphiphyten (fakultativ untergetauchte Pflanzen) – dargestellt in Diagrammen, ergeben einen Überblick über die mengenmäßigen Vorkommen der Spezies im gesamten Untersuchungsgebiet (Abb. 1 und 2). Entsprechend dieser MMT-Werte und den Felderfahrungen im Gebiet erfolgte die Einteilung in vier „Vorkommensklassen“: beträchtlich – mäßig – gering – sehr gering (Tab. 1).

Die Angaben über die Gefährdungsgrade in Tabelle 1 stammen aus der „Roten Liste gefährdeter Pflanzen von Österreich“ (NIKL FELD 1999), der „Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs“ (BREUNIG & DEMUTH 1999), der „Roten Liste der gefährdeten Arten der Schweiz. Farn und Blütenpflanzen“ (MOSER et al. 2002) und „Lebensräume und Lebensgemeinschaften in Vorarlberg. Ökosysteme, Vegetation, Flora mit Roten Listen“ (GRABHERR & POLATSCHKE 1986).

Ergebnisse und Diskussion

In allen untersuchten Fließgewässern konnten insgesamt 31 Hydrophyten- und 17 Amphiphyten-Arten erfasst werden. Ihre MMT-Werte streuten von 0,1 bis 2,1 auf der fünfstufigen Skala nach KOHLER (1978). Die Grenzwerte der vier „Vorkommensklassen“ wurden empirisch wie folgt festgelegt: $MMT > 1,5$ gilt als „beträchtlich“, $MMT \leq 1,5$ und $> 1,0$ gilt als „mäßig“, $MMT \leq 1,0$ und $> 0,5$ gilt als „gering“ und $MMT \leq 0,5$ gilt als „sehr gering“. Nach dieser Einteilung sind die Vorkommen von 6 Hydrophyten-Arten als „beträchtlich“, von 5 Arten als „mäßig“, von 11 Arten als „gering“ und von 9 Arten als „sehr gering“ zu bezeichnen (Abb. 1). Bei den Amphiphyten-Arten erweisen sich die Vorkommen von je 5 Arten als „beträchtlich“ bzw. „mäßig“, von 6 Arten als „gering“ und von 2 Arten als „sehr gering“ (Abb. 2). Da Amphiphyten auch zahllose sehr kleine, oft ephemere Fließgewässer wie Feldgräben besiedeln, bedeutet der Umfang der Untersuchung in erster Linie nur für die Hydrophyten-Arten einen hohen Vollständigkeitsgrad der erfassten Vorkommen Vorarlbergs.

Zu den Hydrophyten-Arten mit „sehr geringen“ Vorkommen zählen *Myriophyllum verticillatum*, *Zannichellia palustris*, *Potamogeton gramineus*, *Ranunculus circinatus*, *Nymphaea alba*, *Utricularia minor*, *Utricularia intermedia*, *Chara rudis* und *Nitella batrachosperma* (Abb. 1). Außer *Myriophyllum verticillatum* und *Zannichellia palustris* sind diese Arten auch im übrigen Österreich, in

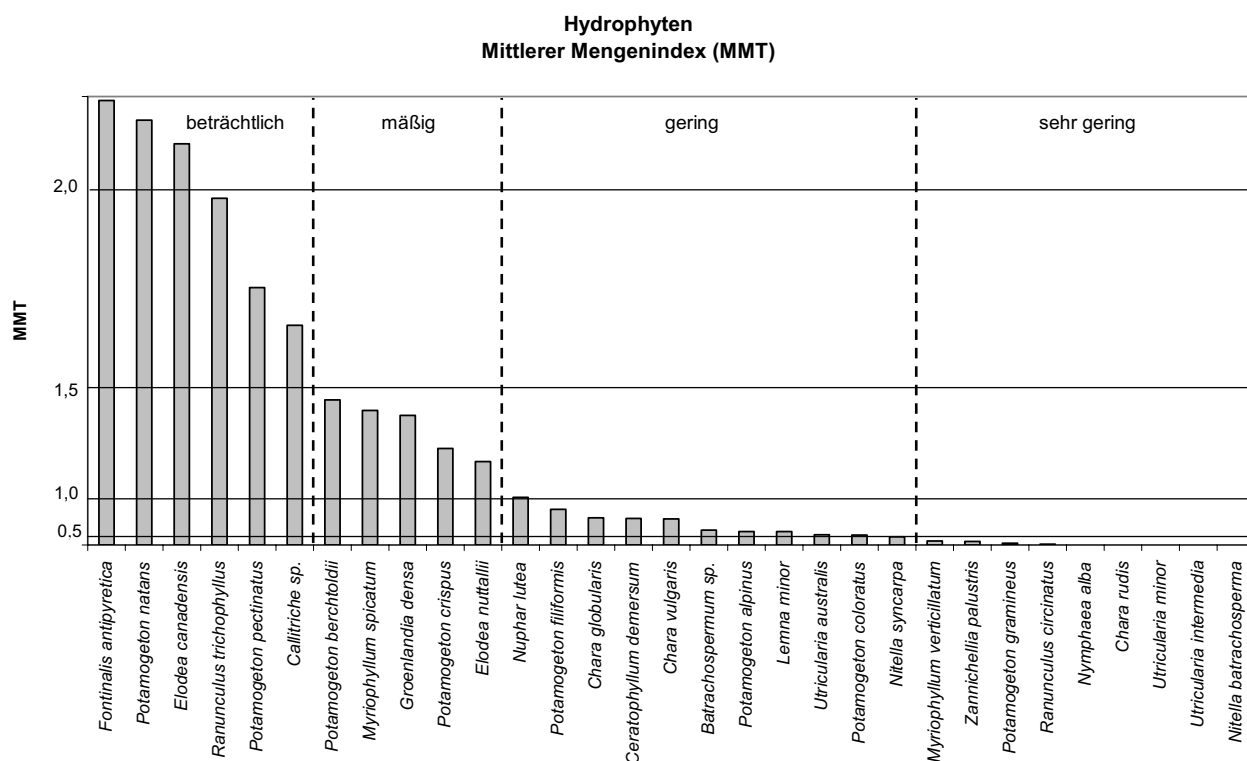


Abb. 1: Mittlerer Mengenindex (MMT) der Hydrophyten-Arten über die Gesamtlänge der untersuchten Gewässer. Erklärung der Kategorien im Text.

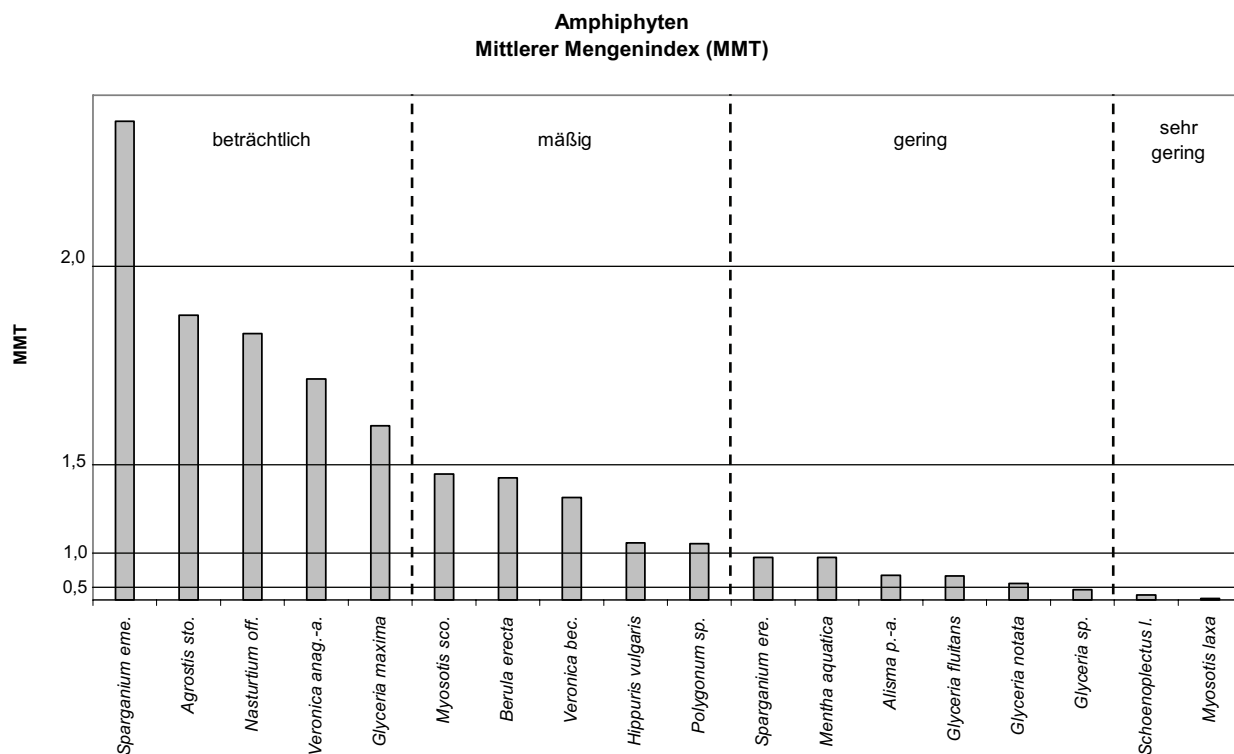


Abb. 2: Mittlerer Mengenindex (MMT) der Amphiphyten-Arten über die Gesamtlänge der untersuchten Gewässer. Erklärung der Kategorien im Text.

Tab. 1: „Vorkommensklassen“ und die Gefährdung gefundener Arten nach den Roten Listen von Vorarlberg = VO (GRABHERR & POLATSCHKE 1986), Österreich = A (NIKL FELD 1999), Baden-Württemberg = B-W (BREUNIG & DEMUTH 1999; SCHMIDT et al. 1996) und der Schweiz = CH (MOSER et al. 2002). Gefährdungsstufen: 0 = ausgerottet, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 4 = potentiell gefährdet, r = regional gefährdet, - = keine Gefährdung, Alp = Alpengebiet, wAlp = westliches Ostalpengebiet, d = Daten ungenügend, V = Sippe der Vorwarnliste (B-W), ? = keine Literaturangaben bekannt.

„sehr geringe“ Vorkommen	VO	A	B-W	CH	„mäßige“ Vorkommen	VO	A	B-W	CH
Hydrophytische Arten:					Hydrophytische Arten:				
<i>Chara rudis</i> (1 Fundort)	d	?	d	?	<i>Elodea nuttallii</i> *	d	-	-	-
<i>Myriophyllum verticillatum</i> (1 Fundort)*	4	3	V, r	4	<i>Groenlandia densa</i> *	2	3	2	4
<i>Nitella batrachosperma</i> (1 Fundort)	d	?	0	?	<i>Myriophyllum spicatum</i> *	3	rwAlp	-	4
<i>Nymphaea alba</i> (1 Fundort)*	3	3	3	4	<i>Potamogeton crispus</i> *	4	-	-	-
<i>Potamogeton gramineus</i> (1 Fundort)	2	2	2	2	<i>Potamogeton berchtoldii</i> *	2	3rwAlp	-	-
<i>Ranunculus circinatus</i> (1 Fundort)	3	3	d	2	Amphiphytische Arten:				
<i>Utricularia intermedia</i> (1 Fundort)	d	2	2	2	<i>Berula erecta</i>	2	3rwAlp	-	-
<i>Utricularia minor</i> (1 Fundort)	d	3	2	3	<i>Hippuris vulgaris</i> *	3	3	3	4
<i>Zannichellia palustris</i> (3 Fundorte)	d	r Alp	-	3	<i>Myosotis scorpioides</i>	-	-	-	-
Amphiphytische Arten:					<i>Sparganium erectum</i>	3	rwAlp	-	-
<i>Myosotis laxa</i> (1 Fundort)	-	-	-	-	<i>Veronica beccabunga</i>	-	-	-	-
<i>Schoenoplectus lacustris</i> *	3	rwAlp	-	-					
„geringe“ Vorkommen					„beträchtliche“ Vorkommen				
Hydrophytische Arten:					Hydrophytische Arten:				
<i>Batrachospermum</i> sp.	d	2	?	?	<i>Callitriche</i> sp.	-	-	-	-
<i>Ceratophyllum demersum</i> *	1	r Alp	-	3	<i>Elodea canadensis</i> *	d	-	-	-
<i>Chara globularis</i>	d	3	-	?	<i>Fontinalis antipyretica</i>	d	-	?	?
<i>Chara vulgaris</i> *	d	3	-	?	<i>Potamogeton natans</i> *	-	r	-	-
<i>Lemna minor</i>	-	-	-	-	<i>Potamogeton pectinatus</i> *	-	-	-	-
<i>Nitella syncarpa</i> *	d	3	2	?	<i>Ranunculus trichophyllus</i> *	3	rwAlp	-	-
<i>Nuphar lutea</i> *	3	3	-	-	Amphiphytische Arten:				
<i>Potamogeton alpinus</i>	3	3	2	4	<i>Agrostis stolonifera</i> agg.*	-	-	-	-
<i>Potamogeton coloratus</i> (5 Fundorte)*	1	1	0	2	<i>Glyceria maxima</i> *	3	r	-	3
<i>Potamogeton filiformis</i> (3 Fundorte)*	d	2	0	3	<i>Nasturtium officinale</i> agg.	3	3r	-	-
<i>Utricularia australis</i> *	d	3	-	4	<i>Sparganium emersum</i>	3	3	-	3
Amphiphytische Arten:					<i>Veronica anagallis-aquatica</i> *	4	-	-	-
<i>Alisma plantago-aquatica</i> *	3	rwAlp	-	-	* weitere Vorkommen in Stillgewässern Vorarlbergs bekannt				
<i>Glyceria notata</i>	d	-	-	-					
<i>Glyceria fluitans</i> (2 Fundorte)	2	r	-	-					
<i>Mentha aquatica</i> *	-	-	-	-					
<i>Sparganium erectum</i>	3	rwAlp	-	-					

Baden-Württemberg und in der Schweiz überwiegend „gefährdet“ oder „stark gefährdet“ (Tab. 1). *Nitella batrachosperma*, in Vorarlberg erstmals 2001 nachgewiesen (JÄGER 2005), gilt nicht nur in Baden-Württemberg sondern auch im übrigen Deutschland als „ausgestorben“, „fehlend“ bzw. es sind „keine Angaben vorhanden“ (SCHMIDT et al. 1996).

Unter den Hydrophyten-Arten mit „geringem“ Vorkommen sind besonders *Potamogeton coloratus* und *P. filiformis* erwähnenswert, da sie in Baden-Württemberg bereits als ausgestorben verzeichnet sind. Allerdings konnte im Untersuchungsgebiet in der Vegetationsperiode 2005 *P. coloratus* an zwei der fünf Fundstellen nicht mehr nachgewiesen werden.

Die weiteste Verbreitung nach *Fontinalis antipyretica* zeigte der Gefäßhydrophyt *Potamogeton natans* (Abb. 1). Eine gewisse Toleranz gegenüber Fließgeschwindigkeit, Nährstoffbelastung und Wassertrübung eröffnet ihm ein weites Spektrum an Lebensräumen. Ähnlich häufig und dieselben Lebensräume besiedelnd erwies sich der Amphiphyt *Sparganium emersum* (Abb. 2). Eine Vielzahl von rhithral geprägten Gewässer-Abschnitten bedingt das vergleichsweise beträchtliche Vorkommen der Artengruppe *Fontinalis antipyretica*, *Ranunculus trichophyllus* und *Groenlandia densa* in den untersuchten Fließgewässern (vgl. SCHÜTZ 1992).

Schlussfolgerung

Nach den vorliegenden Befunden sind die Arten *Nitella batrachosperma*, *Utricularia minor*, *Utricularia intermedia*, *Chara rudis*, *Ranunculus circinatus* und *Potamogeton gramineus* in den Fließgewässern Vorarlbergs als „vom Aussterben bedroht“ und *Potamogeton coloratus* und *P. alpinus* als „stark gefährdet“ zu klassifizieren, da sie kleine bzw. sehr kleine MMT-Werte aufweisen (Abb. 1). Von diesen Arten konnten nur Einzelvorkommen oder wenige, isolierte kleine bis sehr kleine Populationen vorgefunden werden. Ihr Bestehen hängt unmittelbar mit dem Fortbestand ihrer Lebensräume zusammen und kann durch unsachgemäße Gewässer-Pflegemaßnahmen schlagartig zum Erlöschen gebracht werden. Elf weitere Hydrophyten-Arten sind zumindest als „gefährdet“ zu bewerten. Eine weitere Verschlechterung der Gesamtsituation kann auch für sie rasch eine starke Gefährdung bedeuten.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand als Projekt der *inatura* – Vorarlberger Naturschau und wurde durch das Land Vorarlberg und die Stadt Dornbirn gefördert, wofür wir uns herzlich bedanken.

Literatur

- Breunig, T., Demuth, S. (1999): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Landesanstalt f. Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Karlsruhe, 246 S.
- Grabherr, G., Polatschek, A. (1986): Lebensräume und Lebensgemeinschaften in Vorarlberg. Ökosysteme, Vegetation, Flora mit Roten Listen. Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Bregenz, Landhaus, 263 S.
- Jäger, D. (2005): Die Makrophyten-Vegetation ausgesuchter Fließgewässer des Vorarlberger Rheintals als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustands. Diss. Univ. Hohenheim, 284 S.
- Janauer, G. A. & E. Heindl (1998): Die Schätzskaala nach Kohler: Zur Gültigkeit der Funktion $f_{(x)} = ax^3$ als Maß für die Pflanzenmenge von Makrophyten. Verh. Zool.-Bot. Ges. Österr., Wien 135: 117 – 128.
- Kohler, A., Janauer, G. A. (1995): Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: Steinberg, Ch., Bernhardt, H. & Klapper, H. (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie. VIII-1.1.3. Ecomed Verlag.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft und Stadt 10: 73 – 85.
- Moser, D. M., Gygax, A., Bäumler, B., Wyler, N., Palese, R. (2002): Rote Liste der gefährdeten Arten der Schweiz. Farn und Blütenpflanzen. BUWAL, Bern (Hrsg.), 120 S.
- Niklfeld, H. (1999): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. 2. Aufl. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 10, 292 S.
- Schmidt, D.; van de Weyer, K.; Krause, W.; Kies, L.; Garniel, A.; Geissler, U.; Gutowski, A.; Samietz, R.; Schütz, W.; Vahle, H.-Ch.; Vöge, M.; Wolff, P. & Melzer, A. (1996): Rote Liste der Armleuchteralgen (*Charophyceae*) Deutschlands. 2. Fassung, Stand: Februar 1995. Schr. –R. f. Vegetationskunde, 28: 547 – 576.
- Schütz, W. (1992): Struktur, Verbreitung und Ökologie der Fließgewässerflora Oberschwabens und der Schwäbischen Alb. Dissertationes Botanicae, 192, 195 S.

Die Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands

Klaus van de Weyer¹, Uwe Raabe² & Susanne Schneider³

¹ lanaplan, Lobbericher Str.5, D-41334 Nettetal, klaus.vdweyer@lanaplan.de, ² Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen, Postfach 101052, D-45610 Recklinghausen, uwe.raabe@loebf.nrw.de,

³ TU München, Limnologische Station, Iffeldorf, Germany, susi.schneider@wzw.tum.de

Keywords: Makrophyten, Characeae, Verbreitungsatlas, Oospore

Characeae (Armleuchteralgen) sind makrophytische grüne Algen, die in stehenden und fließenden Gewässern vorkommen. Sie sind die nächsten noch lebenden Verwandten der Landpflanzen (KAROL et al. 2001). Ihr Habitus zeigt ähnlich wie bei der Gattung *Equisetum* eine Gliederung in Nodien und Internodien. An den Nodien entspringen Quirläste, die ebenfalls wieder in Nodien und Internodien gegliedert sind. Diese Anordnung, die an einen Kronleuchter erinnert, gab Anlaß für die deutsche Bezeichnung „Armleuchteralgen“. Viele Characeae sind in der Ausprägung ihrer morphologischen Merkmale hoch variabel.

Characeae leben als Unterwasserpflanzen in süßen bis brackigen Gewässern. Sie kommen auch in ephemeren Gewässern vor, wie z.B. Tümpeln oder Wagenspuren. Sie bevorzugen jedoch in den meisten Fällen nährstoffarme Gewässer. Die mit der Industrialisierung einhergehenden Änderungen der Landnutzung wirkten sich auf die Characeae daher negativ aus. Ihre Empfindlichkeit gegenüber Belastungen führte in vielen Fällen zu einem Verbreitungsrückgang. Heute sind die meisten Arten der Characeae in Deutschland gefährdet (SCHMIDT et al. 1995).

Am 6. und 7. März 2004 wurde auf Einladung von Prof. Dr. Hendrik Schubert erstmals eine Tagung „Characeen in Deutschland – Verbreitung und Schutzmaßnahmen“ an der Universität in Rostock durchgeführt. Wichtigstes Ergebnis war die Gründung einer „Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands“. Sie ist ein lockerer Zusammenschluss von Personen mit dem gemeinsamen Interesse, Kenntnisse über die Characeen Deutschlands zu sammeln und auszutauschen. Die konkreten Ziele der Arbeitsgruppe sind:

- Untersuchung und Dokumentation der rezenten und historischen Verbreitung von Characeen in Deutschland
- Ableitung von Maßnahmen, die dem Schutz der Characeenflora und ihrer Habitate dienen
- Sammlung von ökophysiologischen Daten zur Abschätzung von potentiellen Verbreitungsgrenzen der Characeen
- Analyse von Oogonien- und Oosporenbanken bzw. Entwicklung der dafür notwendigen Wissensbasis
- Organisation von Workshops & Öffentlichkeitsarbeit in einem zur Erreichung der obigen Ziele erforderlichen Maß

Langfristiges Ziel ist die Erstellung eines Verbreitungsatlas der Characeen in Deutschland. Für die einzelnen Bundesländer wurden Ansprechpartner/innen benannt bzw. vorgeschlagen, die als Länderverantwortliche fungieren sollen. Von Christian Blümel wurde eine Homepage der

Arbeitsgruppe eingerichtet. Sie ist im Internet unter der Adresse <http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/agcd> abrufbar. Resultate der 1. Tagung wurden in Heft 13 der Rostocker Meeresbiologischen Beiträgen veröffentlicht (SCHUBERT & KARSTEN 2004). Der Band enthält die folgenden Beiträge:

- Christian Blümel & Uwe Raabe: Vorläufige Checkliste der Characeen Deutschlands
- Irmgard Blindow, Evelyn Rost, Stefanie Jachner, Simone Frey & Michael Dilger: Entwicklung eines Schlüssels zur Bestimmung von Characeen-Oosporen – eine Projektbeschreibung
- Michael Dilger: Möglichkeiten des Nachweises von Characeen durch rezente Oosporen aus Sedimenten
- Michael Dilger: Neufunde von Characeen im Dubringer Moor
- Franziska Vedder: Morphologie und Taxonomie rezenter und subfossiler Characeen-Oosporen aus der Ostsee
- Christian Blümel: Die Characeen in Mecklenburg-Vorpommern
- Hans-Jürgen Spieß: Ergebnisse der Untersuchungen submerser Makrophyten in mesotroph-eutrophen Seen Mecklenburg-Vorpommerns
- Rüdiger Mauersberger: Zum Vorkommen von Armleuchtergewächsen (Characeae) im Norden Brandenburgs
- Sabine Hilt & Michael Dilger: An- und Abwesenheit von Characeen in Brandenburger Flachseen während der letzten Jahrtausende – lässt sich ein anthropogener Einfluss nachweisen?
- Timm Kabus: Bewertung mesotroph-alkalischer Seen in Brandenburg vor dem Hintergrund der EU-FFH-Richtlinie anhand von Armleuchteralgen (Characeae)
- Wolf-Henning Kusber, Uwe Raabe, Christian Blümel, Ursula Geissler & Regine Jahn: Mittel- und langfristige Trends der Characeen-Vorkommen in Berlin
- Lothar Täuscher: Neubearbeitung der Armleuchteralgen (Charales) als Bestandteil der Roten Liste der Algen des Landes Sachsen-Anhalt (Deutschland)
- Thomas Gregor: Characeen-Floristik in Hessen
- Klaus van de Weyer & Uwe Raabe: Die Erfassung der Armleuchteralgen-Gewächse (Characeae) in Nordrhein-Westfalen
- Angela Doege: Neue Kenntnisse über die Armleuchteralgen (Charophyceae) Sachsens
- Heiko Korsch: Neue Kenntnisse zur Characeen-Flora Thüringens
- Klaus Schmieder: Die Characeen des Bodensees
- Thomas Franke, Susanne Schneider, Arnulf Melzer, Anton Mayer & Oliver Dürhammer: Planung und Struktur der Bayernkartierung sowie eine Zusammenstellung aller in Bayern nachgewiesener Characeen-Arten (Checkliste)

Das Heft ist mittlerweile leider bereits vergriffen. Wegen der starken Nachfrage ist aber eine 2. Auflage geplant. Weitere Informationen über die Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands finden sich auf der angegebenen Homepage im Internet. Hier ist auch die oben erwähnte „Vorläufige Checkliste der Characeen Deutschlands“ von Christian Blümel & Uwe Raabe abrufbar.

Die zweite Tagung der Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands, deren Organisation Annemarie Radkowitsch übernahm, fand vom 27.-29. Mai 2005 an der Pädagogischen Hochschule in Karlsruhe statt. Sie beinhaltete u.a. 12 Vorträge und eine Exkursion unter Leitung von Annemarie Radkowitsch und Frank Pätzold. Hierbei wurden zwei Baggerseen im Raum Karlsruhe aufgesucht, die sich durch einen außerordentlichen Reichtum an Characeen auszeichnen. So konnten z. B. *Nitella confervacea* (Brébisson 1849) A. Braun ex Leonhardi 1863, *Tolypella glomerata* und *Tolypella intricata* gefunden werden, die in Abgrabungsgewässern der Oberrheinischen Tiefebene gar nicht so selten sind.

Auch zu dieser Tagung ist ein Band geplant, der verschiedene Beiträge zum Thema Characeae in Deutschland enthalten soll. Er soll als Beiheft zu den Berichten der Botanischen Arbeitsgemeinschaft Südwestdeutschland erscheinen.

Literatur

- Karol, K. G., McCourt, R. M., Cimino, M. T. & Delwiche, C. F. (2001): The closest living relatives of land plants. *Science* 294: 2351-2353.
- Schmidt, D., van De Weyer, K., Krause, W., Kies, L., Garniel, A., Geissler, U., Gutowski, A., Samietz, R., Schütz, W., Vahle, H.-CH., Vöge, M., Wolff, P. & Melzer, A. (1995): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. *Schr.-R. f. Vegetationskde.* H. 28: 547-566.
- Schubert, H. & Karsten, U. (Hrsg.) 2004: Die Characeen Deutschlands & 25 Jahre Biologische Station Zingst. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 13: 275 S., Rostock; Bezug: Prof. Dr. Hendrik Schubert, e-mail: hendrik.schubert@biologie.uni-rostock.de.

Die floristische Erfassung der Armleuchteralgen-Gewächse (Characeae) in Nordrhein-Westfalen

Klaus van de Weyer¹ & Uwe Raabe²

¹ lanaplan, Lobbericher Str.5, D-41334 Nettetal, klaus.vdweyer@lanaplan.de, ² Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen, Postfach 101052, D-45610 Recklinghausen, uwe.raabe@loebf.nrw.de

Keywords: Characeae, macrophytes, grid maps, distribution, North Rhine-Westphalia

Anfang der 1990er Jahre wurde in Nordrhein-Westfalen mit der systematischen Erfassung der Armleuchteralgen-Gewächse (Characeae) begonnen. Die Rasterkartierung auf der Basis von Mess-tischblatt-Viertelquadranten gleicht bezüglich der Methodik derjenigen der höheren Pflanzen. Z. Zt. liegen ca. 1900 aktuelle und historische Angaben vor, die in einer Datenbank erfasst sind. Von den insgesamt 21 nachgewiesenen Arten (s. Tab. 1) ist eine Art, *Chara intermedia*, ausgestorben. Die häufigsten Characeen sind in Nordrhein-Westfalen *Chara vulgaris*, *Chara globularis*, *Chara virgata*, *Chara contraria* und *Nitella flexilis*. Zu den sehr seltenen Arten gehören *Tolypella intricata* und *Tolypella prolifera*, *Chara braunii*, *Nitella syncarpa* und *Tolypella glomerata* wurden erst in den letzten Jahren im Zuge der systematischen Erfassung der Characeen für Nordrhein-Westfalen neu aufgefunden (vgl. VAN DE WEYER et al. 2004). Erste Ergebnisse der floristischen Erfassung der Armleuchteralgen-Gewächse in Nordrhein-Westfalen wurden z. T. bereits an anderer Stelle veröffentlicht (RAABE & VAN DE WEYER 2002a, b, VAN DE WEYER & RAABE 2004, s.a. BLÜMEL & RAABE 2004).

Tab. 1: Liste der bisher in Nordrhein-Westfalen nachgewiesenen Armleuchteralgen-Gewächse

<i>Chara aspera</i>	<i>Chara polyacantha</i>	<i>Nitella mucronata</i>	<i>Tolypella glomerata</i>
<i>Chara braunii</i>	<i>Chara virgata</i>	<i>Nitella opaca</i>	<i>Tolypella intricata</i>
<i>Chara contraria</i>	<i>Chara vulgaris</i>	<i>Nitella syncarpa</i>	<i>Tolypella prolifera</i>
<i>Chara globularis</i>	<i>Nitella capillaris</i>	<i>Nitella tenuissima</i>	
<i>Chara hispida</i>	<i>Nitella flexilis</i>	<i>Nitella translucens</i>	
<i>Chara intermedia</i>	<i>Nitella gracilis</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i>	

Im Rahmen der Kartierung erhobene Daten flossen bereits insbesondere in die Erarbeitung der landesweiten und der bundesweiten Roten Liste der Characeen ein (SCHMIDT et al. 1996, VAN DE WEYER & RAABE 2000). In Nordrhein-Westfalen sind bis auf *Chara vulgaris* und *C. globularis* alle Arten landesweit mehr oder weniger stark gefährdet oder ausgestorben. Die Erfassung der Armleuchteralgen-Gewächse und die zugehörigen Roten Listen dienen als wichtiges Instrumentarium zur Bewertung von Kleingewässern aus botanischer Sicht (RAABE & VAN DE WEYER 1998). Für die Auswahl von Gebieten, die gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie als Lebensraumtyp „Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation mit Armleuchteralgenbeständen

(Characeae)“ gemeldet wurden (MUNLV NRW 2004, SSYMANK et al. 1998), bildete das Erfassungsprogramm, z.T. ergänzt durch Tauchuntersuchungen eine wesentliche Grundlage. Auch für die Bewertung von Fließ- und Stillgewässern mit Makrophyten gemäß EG-Wasser-Rahmenrichtlinie liefert die floristische Kartierung wichtige Erkenntnisse (VAN DE WEYER 2003, 2005).

Literatur

- Blümel, C. & Raabe, U. (2004): Vorläufige Checkliste der Characeen Deutschlands. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 13: 9-26. Rostock
- MUNLV NRW (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2004): Lebensräume und Arten der FFH-Richtlinie in Nordrhein-Westfalen. Beeinträchtigungen, Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen, Bewertung des Erhaltungszustandes: 170 S., Düsseldorf
- Raabe, U. & Weyer, K. van de (1998): Effizienzkontrolle von Artenschutzgewässern in Nordrhein-Westfalen. LÖBF-Mitteilungen 3/1998: 77-89. Recklinghausen
- Raabe, U. & Weyer, K. van de (2002a): Artenschutzprogramm Armleuchteralgen-Gewächse (Characeae) in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe für Vegetationskunde 36: 99-108. Bonn
- Raabe, U. & Weyer, K. van de (2002b): Armleuchteralgen (Characeae) in Nordrhein-Westfalen. LÖBF-Mitteilungen 4/2002: 31-38. Recklinghausen
- Schmidt, D., Weyer, K. van de, K., Krause, W., Kies, L., Gabriel, A., Geissler, U., Gutowski, A., Samietz, R., Schütz, W., Vahle, H.-C., Vöge, M., Wolff, P. & Melzer, A. (1996): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands, 2. Fassung, Stand: Februar 1995. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 547-576. Bonn
- Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C. & Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53: 560 S., Bonn
- Weyer, K. van de (2003): Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LUA NRW, Merkblätter 39: 60 S., Essen
- Weyer, K. van de (2005): Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LUA-Merkblätter, i. Vorb.
- Weyer, K. van de., Korte, T., Schulte-Bocholt, A. (2004): Der Erstfund von Braun's Armleuchteralge (*Chara braunii* GMEL.) in Nordrhein-Westfalen. Natur und Heimat 64: 69-76. Münster
- Weyer, K. van de & Raabe, U. (2000): Rote Liste der Armleuchteralgen-Gewächse (Charales) in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe der LÖBF 17: 295-306. Recklinghausen
- Weyer, K. van de & Raabe, U. (2004): Die Erfassung der Armleuchteralgen-Gewächse (Characeae) in Nordrhein-Westfalen. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 13: 153-162. Rostock

Genetische Analysen als Hilfsmittel für die Bestimmung von Characeen

Susanne Schneider, Beate Mannschreck, Michael Bögle und Arnulf Melzer

Limnologische Station der TU München, Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf; susi.schneider@wzw.tum.de

Keywords: Chara, Genetik, AFLP

Einleitung

Die Characeen (Armleuchteralgen) sind die einzige rezente Familie der phylogenetisch sehr alten Klasse der Charophyceae. Sie sind mit den heutigen Landpflanzen über einen gemeinsamen Vorfahren verbunden. Der Aufbau dieser makrophytischen Grünalgen ist hoch differenziert. Aufgrund der stark unterschiedlichen Ausprägung der morphologischen Merkmale wurden zahlreiche „Unterarten“, „Varietäten“ und „Formen“ abgegrenzt und in einer Reihe von älteren und modernen Arbeiten detailliert beschrieben (z.B. Migula 1897, Wood 1965, Krause 1997).

Gleichzeitig sind diese Merkmale jedoch einer hohen Variabilität unterworfen. Dementsprechend wird die Systematik der Characeen von Anwendern, die mit dieser ganzen Bandbreite von Merkmalsausprägungen im Freiland konfrontiert werden, als unzulänglich empfunden. Viele Individuen sind mit den nationalen Bestimmungsschlüsseln nicht eindeutig zuzuordnen. Diese Probleme potenzieren sich auf internationaler Ebene aufgrund unzureichend aufeinander abgestimmter Bestimmungsliteratur, so dass nicht davon ausgegangen werden kann, dass die Bestimmung von Characeen bei Verwendung von Bestimmungsschlüsseln verschiedener Länder zum selben Ergebnis führt.

Mit Hilfe genetischer Methoden lassen sich viele Bestimmungsprobleme lösen. Der Grad der Übereinstimmung des Erbmaterials zweier Individuen gibt Auskunft über ihre Verwandtschaft. Auf diese Weise kann z.B. herausgefunden werden, ob morphologisch ähnliche Individuen tatsächlich verwandt sind oder ob ihre morphologische Ähnlichkeit lediglich auf Umwelteinflüssen beruht. Genetische Analysen ermöglichen auch die Ermittlung derjenigen morphologischen Merkmale, die für die Determination der Arten relevant sind.

Unter den Characeen lassen sich z.B. *Chara baltica* und *Chara intermedia* nach den aktuellen Bestimmungsschlüsseln (Krause 1997) aufgrund morphologischer Kriterien nur unzureichend unterscheiden. Als wichtigstes Bestimmungskriterium dient hier der Salzgehalt des Habitates. Während *Chara intermedia* bevorzugt im Süßwasser vorkommt, wächst *Chara baltica* ausschließlich im Brackwasser.

Chara aspera und *Chara galioides* unterscheiden sich ausschließlich im Durchmesser der männlichen Fortpflanzungsorgane (Antheridien). Da die Art zweihäusig ist, kann ihre Determination in der Praxis erhebliche Schwierigkeiten bereiten.

Chara contraria unterscheidet sich von *Chara vulgaris* in erster Linie dadurch, dass sich bei ersterer die Stacheln auf den etwas erhaben erscheinenden Hauptrindenreihen befinden, während letztere

die Stacheln auf den eingesenkten Nebenreihen aufweist. Da bei manchen Exemplaren die Hauptreihen nicht von den Nebenreihen unterscheidbar sind, ist die Artdetermination auch hier nicht immer eindeutig möglich.

Material und Methoden

AFLP (amplified fragment length polymorphism) stellt eine bewährte Methode dar, um Unterschiede im Genom innerhalb und zwischen Arten von Characeen aufdecken zu können (Mannschreck et al. 2002). Die AFLP-Technik basiert auf der selektiven Vervielfältigung von spezifischen DNA-Fragmenten mittels PCR. Die Fragmente entstehen durch den vollständigen Verdau genomischer DNA mit zwei verschiedenen Enzymen. Adaptoren werden mit Hilfe des Enzyms Ligase mit den Fragmenten verbunden. Anschließend erfolgt die erste Vervielfältigung (Präamplifikation) mit Primern, deren Sequenz sich aus den Adaptoren, der Restriktionsschnittstelle und einer zusätzlichen selektiven Base zusammensetzt. In einem zweiten Vervielfältigungsschritt (Hauptamplifikation) findet unter Anwendung von Primern mit zwei weiteren selektiven Basen eine erneute Auswahl von Fragmenten statt. Die Primer werden mit Fluoreszenz-Farbstoffen markiert und die Fragmente ihrer Länge nach auf einem Polyacrylamidgel elektrophoretisch aufgetrennt. Die Unterschiede im Bandenmuster werden ausgewertet, die Ähnlichkeit zwischen den Proben berechnet und daraus ein Baum erstellt.

Ergebnisse und Diskussion

Mittlerweile liegen AFLP-Ergebnisse von mehreren hundert *Chara*-Proben aus zahlreichen europäischen Ländern vor. Exemplarisch vorgestellt werden an dieser Stelle die Ergebnisse zu den oben aufgeführten Determinationsproblemen. Die AFLP Ergebnisse wurden nach dem sog. Neighbor-Joining-Verfahren ausgewertet.

Trotz der Tatsache, dass sich *C. aspera* und *C. galioides* morphologisch ausschließlich im Durchmesser der Antheridien unterscheiden, sind die beiden Arten im Neighbor-Joining Baum getrennt (Abb. 1). Bislang konnte noch kein zusätzliches morphologisches Unterscheidungsmerkmal gefunden werden. Die beiden Arten müssen jedoch trotz der Bestimmungsschwierigkeiten weiterhin getrennt behandelt werden, da sie genetisch eindeutig voneinander unterscheidbar sind.

Auch *C. contraria* und *C. vulgaris* lassen sich mit Hilfe der AFLP eindeutig voneinander trennen (Abb. 1). Die Kombination der morphologischen Merkmale mit den AFLP-Ergebnisse zeigte, dass Individuen mit gleichförmigen Rindenzellen (isostich) als *C. vulgaris* bestimmt werden müssen.

C. baltica und *C. intermedia* sind sich nicht nur morphologisch, sondern auch genetisch sehr ähnlich (Abb. 1). Die zusätzliche Analyse von insgesamt 162 Exemplaren der beiden Arten zeigt jedoch, dass sie sich trotz ihrer Ähnlichkeit grundsätzlich voneinander abtrennen lassen (Abb. 2). Die Individuen von *C. baltica* werden auf der Grundlage der AFLP-Ergebnisse jedoch in zwei Untergruppen getrennt (Abb. 2). Eine Untergruppe wird von den Individuen aus der Ostsee gebildet, während die Exemplare aus dem Mittelmeerraum als zweite Untergruppe abgetrennt werden können. Mit einer einzigen Ausnahme spiegelt die Salinität des Habitates die genetische Auftrennung wider. Eine Verkomplizierung tritt jedoch dadurch ein, dass die Individuen von *C. intermedia* aus dem Salzigen See bei Halle, von wo der Typus dieser Art beschrieben wurde, zu *C. baltica* aus dem Mittelmeerraum sortiert werden. Dies würde bedeuten, dass die derzeitige Praxis der Determination von *C. intermedia* nicht mit der ursprünglichen Artbeschreibung übereinstimmt. Weitere Untersuchungen sollen klären, ob dies tatsächlich der Fall ist.

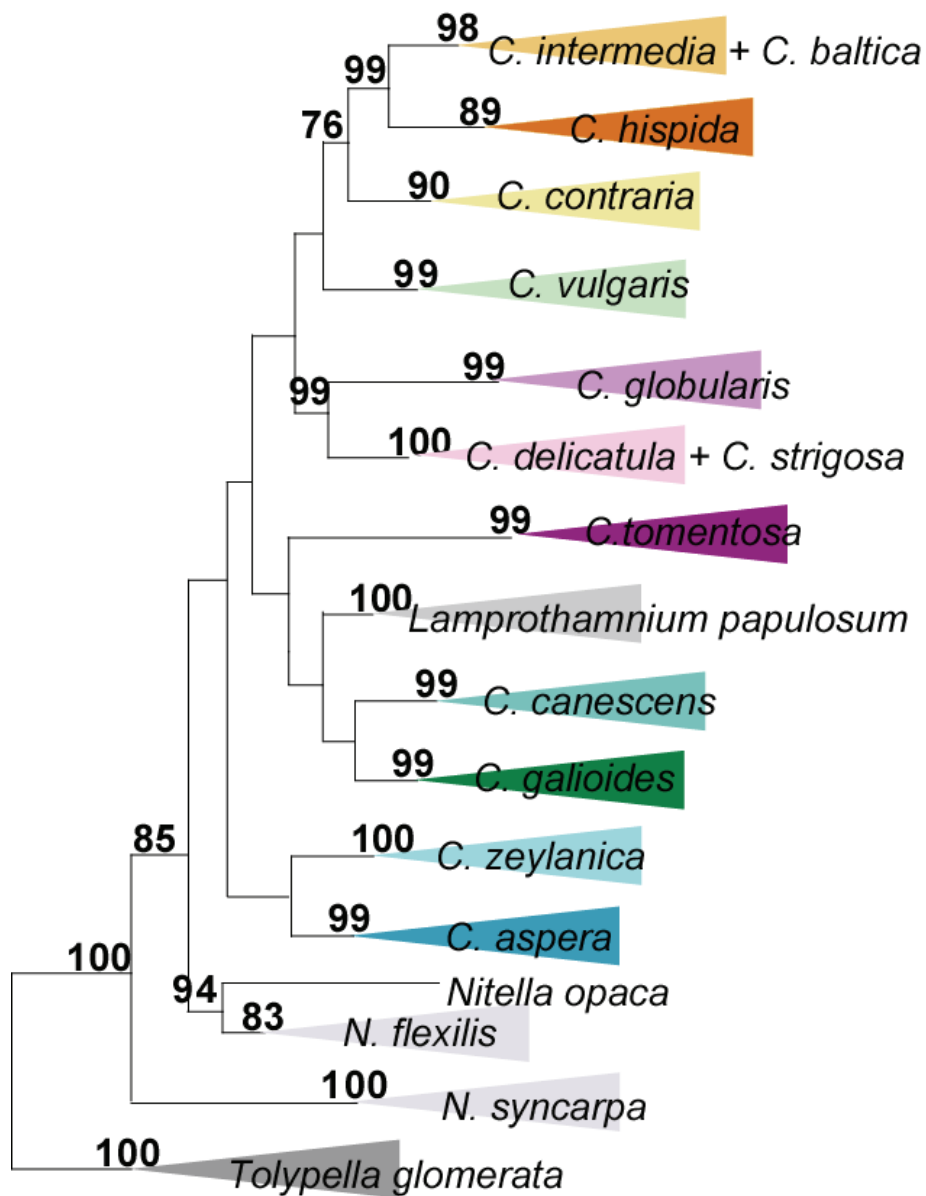


Abb. 1: Neighbor-Joining Baum von 226 Individuen der Familie der Characeae; bootstrap-Werte aus 1000 Wiederholungen

Mit Hilfe der AFLP ist es möglich, auch Individuen mit unvollständig ausgeprägten Merkmalen zuzuordnen. Dies soll jedoch nicht dazu führen, dass eine Bestimmung von Characeen in Zukunft nur mit Hilfe genetischer Analysen möglich sein wird. Genetische Analysen dienen uns als ein Werkzeug, mit dem umweltbedingte Modifikationen von genetisch fixierten Merkmalen getrennt werden können. Auf der Grundlage der genetischen Analysen werden dann die Bestimmungsmerkmale der Characeen ggf. angepasst.

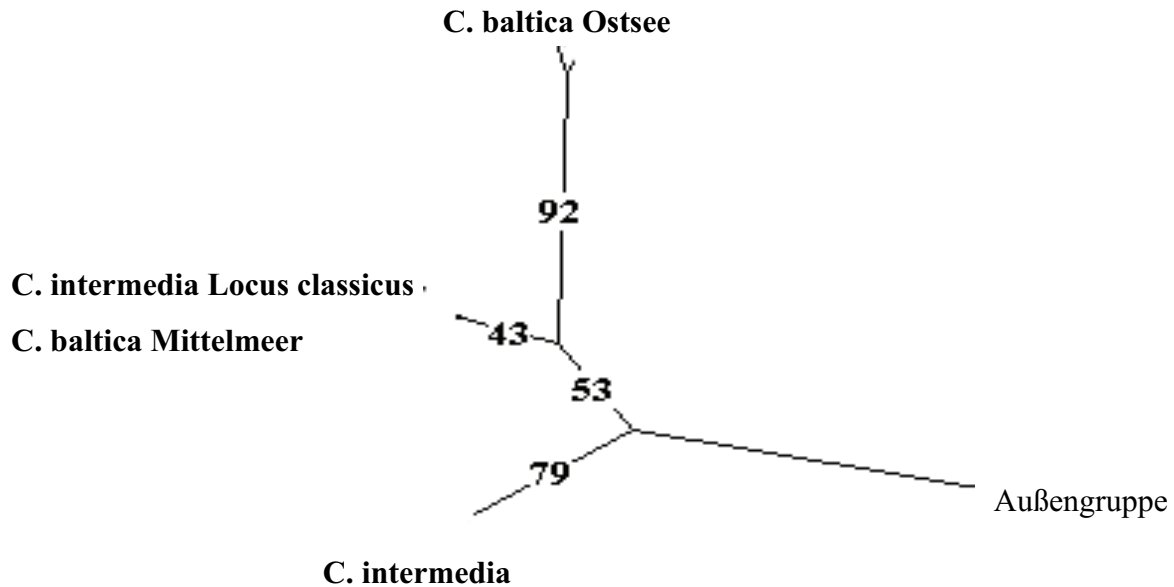


Abb. 2: Ungewurzelter Neighbor-Joining Baum von *Chara intermedia* und *Chara baltica*; bootstrap-Werte aus 2000 Wiederholungen

Danksagung

Die vorliegenden Ergebnisse entstanden (und entstehen immer noch) im Rahmen zweier Doktorarbeiten. Die Projekte werden von der DFG und der Margarete Ammon Stiftung finanziert. Ein besonders herzlicher Dank geht an zahlreiche Kollegen für die Übersendung von *Chara*-Material.

Literatur

- Mannschreck, B., Fink, T. & Melzer, A. (2002): Biosystematics of selected *Chara* species (Charophyta) using amplified fragment length polymorphism. *Phycologia* 41 (6): 657-666.
- Migula, W. (1897): Die Characeen. Rabenhorst's Kryptogamen Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Band 5. Schweitzerbarth, 765 pp.
- Krause, W. (1997): Charales (Charophyceae). In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (Ed. by H. Ettl, J. Gerloff, HZ. Hennig & D. Mollenhauer), Vol. 18. G. Fischer, Jena & Stuttgart, 202 pp.
- Wood, R.D. (1965): *Monograph of the Characeae*. Vol 1 of Wood, R.D., Imakori, K (eds.). A revision of the Characeae. J. Cramer, Weinheim, 904 pp.

- KUSBER, W-H. & JAHN, R.: Ergebnisse der BMBF-finanzierten Pilotphase des *AlgaTerra* Verbundprojektes
- HORN, H., HORN, W. & PAUL, L.: 10 Jahre Chlorophyll-Messungen in der Talsperre Saldenbach: Zusammenhänge und Trends
- GREISBERGER, S. & TEUBNER, K.: Abschätzung der saisonalen und vertikalen Verteilung des Phytoplanktons in einem tiefen Alpensee anhand von Pigmentmustern
- KAIBLINGER, C. & DOKULIL, M.T.: Saisonale Unterschiede der photosynthetischen Parameter des Phytoplanktons in Seen: Kurzzeitmessungen mit aktiver Fluoreszenz (FRRF-Technik)
- BECKER, A., SCHÖL, A. & GRINDA, J.: Zusammensetzung des Phytoplanktons in Rhein, Mosel und Havel – ein methodischer Vergleich

Ergebnisse der BMBF-finanzierten Pilotphase des *AlgaTerra* Verbundprojektes

Wolf-Henning Kusber & Regine Jahn

Botanischer Garten und Botanisches Museum, Freie Universität Berlin, Königin-Luise-Str. 6-8, D-14191 Berlin.

E-mail: w.h.kusber@bgbm.org, r.jahn@bgbm.org

Keywords: Biodiversitätsinformatik, Datenbank, Mikroalgen, Namensregister, Taxonkonzept, Typusinformation

Einleitung

AlgaTerra ist eine Datenbank, die Informationen über Mikroalgen im Internet bereitstellt (Jahn & Kusber 2005). Ein wesentliches Ziel des *AlgaTerra* Projekts ist es, den Gebrauch von Namen zu klären und referenzierte Faktendaten mit taxonomischen Konzepten zu verbinden.

Während der Pilotphase von *AlgaTerra* (bis Februar 2005) wurde eine Infrastruktur aufgebaut, die ganz explizit traditionelle Formen der Dokumentation (Fotografie, Zeichnung, Beschreibung), Sammlungsinformationen und moderne Daten (Sequenzdaten) verknüpft. Die Kooperation verschiedener Forscherteams und die Einbeziehung von Forschungssammlungen u.a. Hustedt-Sammlung Bremerhaven (BRM), Ehrenberg-Sammlung (BHUPM), Sammlung für Algenkulturen Göttingen (SAG) konnte breitgefächerte Datenbestände vereinen.

Ergebnisse und Diskussion

AlgaTerra [www.algaterro.org] ist eine Implementierung des konzeptorientierten "Berlin Taxonomic Information Model" (Berendsohn et al. 2003, Kusber et al. 2003), das am BGBM in Kooperation mit anderen BfN- und EU-Projekten entwickelt wurde.

Die *AlgaTerra*-Datenbank ist seit Dezember 2004 im Internet frei zugänglich und wird zunehmend national wie international nachgefragt. Bis August 2005 wurden, neben Zugriffen aus Deutschland und den U.S.A., Anfragen aus 52 weiteren Nationen registriert.

Neben der Bereitstellung von Referenzfotos ist eine wichtige Aufgabe des BGBM die Bearbeitung von Ehrenbergs Originalmaterial (siehe Bixby & Jahn 2005, Cocquyt & Jahn 2005, Hamilton & Jahn 2005, Jahn & Kusber 2004; Kusber et al. 2004). Illustrierte Typusbelege dienen dabei als Kalibrierungswerkzeug für taxonomische Konzepte, die mit Faktendaten verknüpft werden.

Beispiele für heterogene Faktendaten aus verschiedenen, meist originalen Datenquellen können beispielsweise über die Kieselalgen *Cyclotella meneghiniana* Kütz., *Gomphonema augur* Ehrenb. und *Gomphonema acuminatum* Ehrenb. abgefragt werden. Dabei ist die Referenzierung der Datenherkünfte wichtig, um eine ausreichende Datentransparenz zu garantieren.

Anzahlen der Datensätze im AlgaTerra Informationssystem

Als Gerüst des *AlgaTerra*-Informationssystems dienen 17929 Algennamen, die mit 26291 Taxon-Konzepten verknüpft sind, d.h. mit Referenzen, in deren Sinne die jeweiligen Namen gebraucht werden (Abb. 1). Als geographisches Rückgrat des Systems wurde ein Gazetteer der Taxonomic Database Working Group (TDWG) übernommen, der mit 2176 Einträgen aus neun Kontinenten eine hinreichend genaue Lokalisierung von Belegherkünften sowie Beobachtungsdaten ermöglicht (Brummitt 2001).

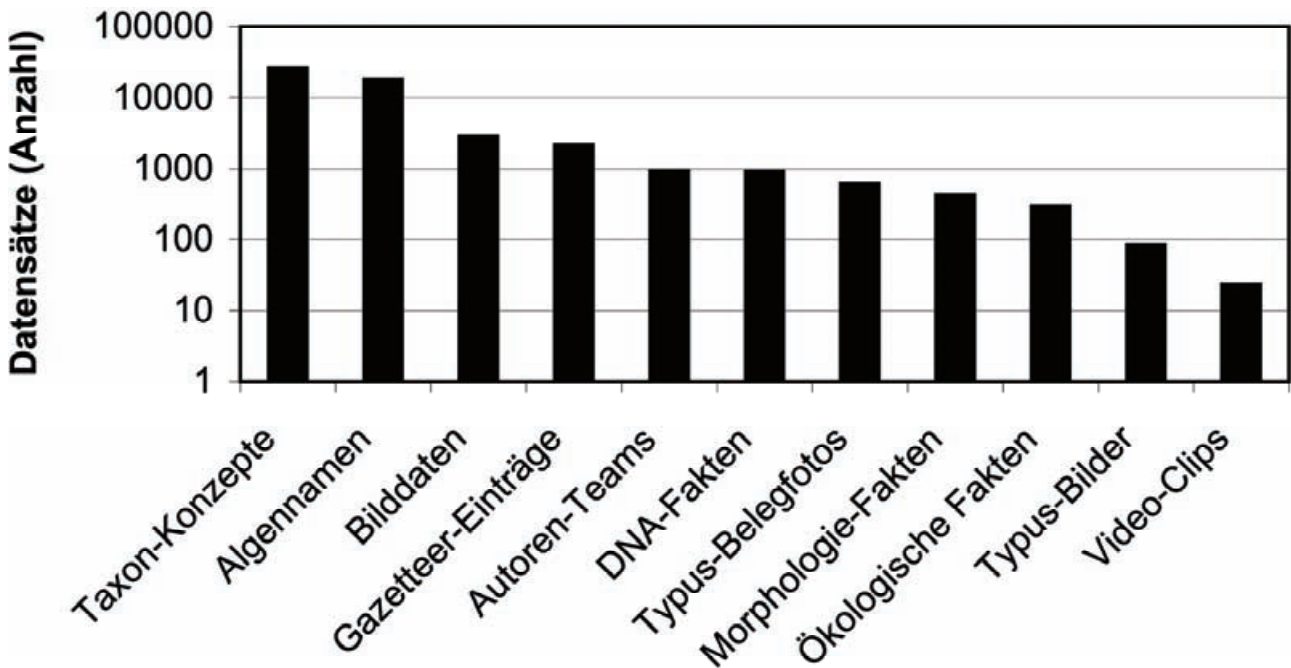


Abb. 1: Datensätze im *AlgaTerra*-Informationssystem (Stand: November 2005).

Morphologie und Bilddaten

436 morphologische Datensätze zu Diatomeen und Grünalgen bieten beschreibende Information zu Algentaxa an, die teils aus Typusmaterial, teils aus Merkmalen klonaler Lebendkulturen gewonnen wurden. Dadurch wurde ein Grundstock geschaffen, der sich für Nachbestimmungen und für die Klärung von Detailproblemen eignet, insbesondere dort, wo der Text mit Belegfotos verglichen werden kann. Die Belegfotos beziehen sich meist auf Aufnahmen von lebenden Zellen, bei Kieselalgen auch auf licht- und rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen von Kieselschalen.

Videos als Belege wurden überall dort gewählt, wo Lebendansichten meist beweglicher Mikroalgen dokumentiert werden sollten. Mit *Cryptomonas curvata* Ehrenb. liegt ein Video vor, das einerseits zelluläre Strukturen der Gattung darstellt (Trichocysten, pulsierende Vakuole, eines der beiden Flagellen), andererseits wird die Morphologie desselben Taxons gezeigt, das Ehrenberg in Berlin bei der Erstbeschreibung der Gattung vorlag (Kusber et al. 2004). Aufgrund der Unkenntnis der Ehrenbergschen Befunde wurde das Taxon in Forschung und Monitoring lange als *Cryptomonas rostratiformis* Skuja angesprochen. Zweites Beispiel ist die Darstellung der Schwimmbewegung des Dinoflagellaten *Kolkwitzella acuta* (Apstein) Elbr. (Syn.: *Diplosalis acuta* (Apstein) Entz). Im

Gegensatz zu fotografischen oder gezeichneten Einzelansichten kann das Video einen guten Eindruck der räumlichen Verhältnisse vermitteln.



Abb. 2: AlgaTerra-Ergebnisseite bei Anfrage nach "*Gomphonema acuminatum*".

Ökologie und Belegdaten

Die Bearbeitung und Erstellung der inzwischen 291 ökologischen Faktendaten wurden bereits dargestellt (vgl. Kusber et al. 2004, Möllgaard et al. 2004). Bei der Modellierung der ökologischen Faktendaten stellte sich heraus, dass sich diese ökologischen Daten zu Belegdaten komplementär verhalten. Ökologische Daten, meist autökologische Einzeldaten oder Habitatinformation, sind wichtige Zusatzinformation zu in öffentlichen Sammlungen hinterlegten Belegen. Auf der anderen Seite erhöht sich der Wert ökologischer Daten, wenn sie gut dokumentiert und Daten verfügbar sind, ob und wo ein Beleg existiert. Diese Überlegungen haben dazu geführt, das in Kusber et al. (2005b) zur Diskussion gestellte Voucher-Modul nicht als eigenständige Lösung zu implementieren sondern in das Modell ökologischer Faktendaten zu integrieren.

Suchbarkeit und Verfügbarkeit der Daten

Eine Besonderheit von AlgaTerra ist die Vielfalt der Suchfunktionen: ökologische Faktendaten können über die Geographie gesucht werden, morphologische Daten zu Kieselalgen über die Schalenmorphologie, Sequenzdaten können über eine Blast-Suche mit unpublizierten Sequenzen im System abgeglichen werden. Zentraler Zugang für alle Information ist der wissenschaftliche Name (Abb. 2).

Bis Sommer 2005 wurden die Datensätze ausschließlich über das *AlgaTerra*-Informationssystem bereitgestellt, seitdem konnten Videosequenzen als “AlgaTerra Movies” und Typus-Informationen unter “AlgaTerra Types” zusätzlich über das nationale [<http://www.gbif.de/botanik/datenabfrage>] und internationale Portal [<http://www.gbif.org/>] von GBIF (Global Biodiversity Information Facility) bereitgestellt werden, um dadurch den Vernetzungsgrad sammlungsspezifischer Daten zu verbessern.

Namensregistrierung und Datenbankerfassung

Unter Zoologen wurde im Jahr 2005 ein Anlauf unternommen, neue Taxonnamen zu registrieren (Polaszek et al. 2005). Die Idee Organismennamen zu indexieren bzw. zu registrieren und elektronisch verfügbar zu machen wurde in der Botanik bereits früher ausgearbeitet (Greuter 1986, Borge et al. 1997, 1998). Über die Fortschritte der Testphase, incl. Datenbankerfassung wurde mehrfach berichtet (Greuter & Raab-Straube 1998, Raab-Straube 1999) aber eine offizielle Registrierung konnte für die Botanik nicht durchgesetzt werden (Greuter et al. 2000). Während die Internet-Verfügbarkeit der Namen von Gefäßpflanzen inzwischen gut ist (u.a. IPNI 2004) ist die Namensregistrierung im Bereich Algen zur Zeit auf Einzelinitiativen beschränkt (Silva 1997-). Probleme entstehen immer wieder dadurch, dass es einerseits in Bezug auf ältere Namen Erfassungslücken gibt, die im Bereich der Algen bis zu einem Drittel beschriebener Taxa liegen könnten, es andererseits viel zu lange dauert, bis neue Information beim Praktiker ankommt, bzw. geprüft und in der Praxis umgesetzt werden kann.

In *AlgaTerra* wird daher ebenfalls an einer Registrierung von Mikroalgen gearbeitet, wobei einige neuere Bände von Algological Studies, Diatom Research, Diatom, Iconographia Diatomologica, Nova Hedwigia etc. indexiert und eine Reihe älterer Namen recherchiert wurden, die bei Silva (1997-) und Guiry & Nic Dhonncha (2005) fehlen.

Die gegenwärtige *AlgaTerra*-Version soll jetzt weiterentwickelt werden, um Grundlagenforschung und limnologische Praxis zu bedienen: als Werkzeug für Gewässermonitoring (im Zusammenhang mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie), als frei zugängliche Informationsquelle für Regionalfloren und als Forum zur Verbreitung von Originaldaten. Bei der weiteren Datenüberprüfung und Dateneingabe stehen Algennamen im Vordergrund, die in Deutschland und Mitteleuropa vorkommen und zu denen Sachdaten vorliegen, vor allem die Liste der Algen in Mauch et al. (2003), aber auch der Abgleich der Daten von Roten Listen (u.a. Gutowski & Mollenhauer 1996, Kusber et al. 2005a, Lange-Bertalot 1996) sowie der ersten Checklist der Algen Berlins (Geissler & Kies 2003).

Danksagung

Ohne die Kreativität, die Programmierarbeiten und die ständige Diskussionsbereitschaft von Karl Glück hätte das Gesamtprojekt nicht erfolgreich abgeschlossen werden können.

Das *AlgaTerra* Projekt (01 LC 0026) wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen des BIOLOG Programms (Unterprogramm Biodiversitätsinformatik) gefördert.

Literatur

Berendsohn, W.G., Döring, M., Geoffroy, M., Glück, K., Güntsch, A., Hahn, A., Kusber, W.-H., Li, J.-L., Röpert, D. & Specht, F. (2003): The Berlin Taxonomic Information Model. – Schriftenreihe Vegetationsk. **39**: 15-42.

- Bixby, R. J. & Jahn, R. (2005): *Hannaea arcus* (Ehrenb.) R.M. Patrick: Lectotypification and nomenclatural history. – *Diatom Research* **20**: 219-226.
- Borgen, L. Greuter, W., Hawksworth, D. L., Nicolson, D. H. & Zimmer, B. (1998): Proposals to implement mandatory registration of new names. – *Taxon* **47**: 899-904.
- Borgen, L. Greuter, W., Hawksworth, D. L., Nicolson, D. H. & Zimmer, B. (1997): Announcing a test and trial phase for the registration of new plant names (1998-1999). – *Taxon* **46**: 811-814.
- Brummitt, R. K. (2001): World Geographical Scheme for Recording Plant Distributions. – *Plant Taxonomic Database Standards 2* (Edition 2). Available from <<http://www.tdwg.org/geo2.htm>>.
- Cocquyt, C. & Jahn, R. (2005): *Surirella capensis* Ehrenberg ex Cocquyt et R. Jahn sp. nov., a rare and historical diatom species from South Africa. – *Cryptogamie Algologie* **26**: 149-153.
- Geissler, U. & Kies, L. (2003): Artendiversität und Veränderungen in der Algenflora zweier städtischer Ballungsgebiete Deutschlands: Berlin und Hamburg. – *Beih. Nova Hedwigia* **126**: 1-777.
- Greuter, W. (1986): (214)-(219) Proposals on registration of plant names, a new concept for the nomenclature of the future. – *Taxon* **35**: 816-819.
- Greuter, W. & Raab-Straube, E. v. (1998): Registration progress report, 1. – *Taxon* **47**: 497-502.
- Greuter, W., McNeill, J., Barrie, F. R., Burdet, H. M., Demoulin, V., Filgueiras, T. S., Nicolson, D. H., Silva, P. C., Skog, J. E., Trehane, P., Turland, N. J. & Hawksworth, D. L. (2000): International code of botanical nomenclature (Saint Louis Code) adopted by the Sixteenth International Botanical Congress, St Louis, Missouri, July-August 1999. – *Regnum Veg.* **138**.
- Guiry, M. D. & Nic Dhonncha, E. (2005): *AlgaeBase* version 3.0. [online]. – National University of Ireland, Galway. Available from <<http://www.algaebase.org>>.
- Gutowski, A. & Mollenhauer, D. (1996): Rote Liste der Zieralgen (Desmidiaceae) Deutschlands. – *Schriftenreihe Vegetationsk.* **28**: 679-708.
- Hamilton, P.B. & Jahn, R. (2005): Typification of *Navicula affine* Ehrenberg: Type for the name of the genus *Neidium* Pfitzer. – *Diatom Research* **20**: 281-294.
- IPNI (2004): The International Plant Names Index [online]. – The Royal Botanic Gardens, Kew, The Harvard University Herbaria, and the Australian National Herbarium [16 October 2005]. Available from <<http://www.ipni.org>>.
- Jahn, R. & Kusber, W.-H. (2005, eds): *AlgaTerra* Information System [online]. Botanic Garden and Botanical Museum, Berlin-Dahlem, FU-Berlin. [29 November 2005]. Available from <<http://www.algaterra.org>>.
- Jahn, R. & Kusber, W.-H. (2004): Algae of the Ehrenberg collection 1. Typification of 32 names of diatom taxa described by C.G. Ehrenberg. – *Willdenowia* **34**: 577-595.
- Kusber, W.-H., Geissler, U. & Jahn, R. (2005a): Rote Liste und Gesamtartenliste der Rotalgen (Rhodophyceae), Armleuchteralgen (Charophyceae) und Braunalgen (Phaeophyceae) von Berlin. – 18 pp. in: Landesbeauftragter für Naturschutz und Landschaftspflege & Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (eds): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin. CD-ROM, Version 1.2 - 07/2005. Berlin.
- Kusber, W.-H., Glück, K. & Jahn, R. (2005b): Das *AlgaTerra* Informationssystem, Stand und Perspektiven der Internet-Datenbank für Mikroalgen. – Pp. 442-446 in: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (ed.): Tagungsbericht 2004 (Potsdam), Berlin.
- Kusber, W.-H., Glück, K. & Jahn, R. (2004): *AlgaTerra* Informationssystem für Mikroalgen: Inhalte und Stand der Modellierung. – P. 394-399 in: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (ed.): Jahrestagung 2003 (Köln), Berlin.
- Kusber, W.-H., Glück, K., Geoffroy, M. & Jahn, R. (2003): Typification - an extension of the Berlin Model. – *Schriftenreihe Vegetationsk.* **39**: 57-70.
- Lange-Bertalot, H. (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. – *Schriftenreihe Vegetationsk.* **28**: 633-677.
- Mauch, E., Schmedje, U., Maetze, A. & Fischer, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. – *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* **01/03**: 1-367.
- Möllgaard, M., Kasten, J. & Kusber, W.-H. (2004): Phytoflagellaten im Unteren Odertal: Biodiversität und ökologische Aspekte. – Pp. 364-369 in: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (ed.): Jahrestagung 2003 (Köln), Berlin.
- Polaszek, A. et al. (2005): A universal register for animal names. – *Nature* **437** (22): 477.
- Raab-Straube, E. v. (1999): Registration progress report 2, with a comment on censorship. – *Taxon* **48**: 407-412.
- Silva, P. C. (1997-): *Index Nominum Algarum* [online]. – University Herbarium, University of California, Berkeley [16 October 2005]. Available from <<http://ucjeps.berkeley.edu/INA.html>>.

10 Jahre Chlorophyll-Messungen in der Talsperre Saidenbach: Zusammenhänge und Trends

Heidemarie Horn¹, Wolfgang Horn¹ & Lothar Paul²

¹ Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Arbeitsgruppe „Biotische Struktur von Stauseen“, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld, e-mail: horn.hw@t-online.de

² Technische Universität Dresden, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld, e-mail: nzh.paul@t-online.de

Keywords: Talsperre Saidenbach, Chlorophyllfluoreszenz, Phytoplanktonzählung, Langzeitmessung

Einleitung

Die Erfassung der Chlorophyll(**Chlo**)-Konzentrationen im Freiwasser wird oft als Ersatz für die zeitaufwendige, mikroskopische Phytoplanktonzählung genutzt. Dabei werden die früher angewendeten spektroskopischen Methoden heute zunehmend durch in situ-Messungen mittels Fluoreszenzsonden ersetzt, die es ermöglichen, innerhalb kurzer Zeit eine große Menge an Daten über die vertikale und horizontale Verteilung der Primärproduzenten zu erhalten und so ein schnelles Biomonitoring erlauben. Doch welche Phytoplanktonabundanzen verbergen sich tatsächlich hinter den gemessenen Chlorophyll-Konzentrationen und wie genau sind diese Messungen?

Für die Beantwortung dieser Frage wurden die seit 1993 erstellten 249 Vertikalprofile der Chlorophyll-Fluoreszenz den parallel dazu erfaßten Phytoplanktonbiovolumina (**Phy-Biov**) gegenübergestellt und ausgewertet.

Gewässer und Methoden

Die Talsperre Saidenbach (**TS SB**), ein (seit 1991) mesotropher Rinnenstausee mit einem vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet, liegt im Mittleren Erzgebirge und wird seit 1975 regelmäßig untersucht (s. DGL-Berichte 1997–2001, 2003, 2004). Hauptschwerpunkte sind die Phyto- und Zooplanktondynamik, die Nährstoffe und die hydrophysikalischen Bedingungen. Seit 1993 werden zusätzlich die Chlorophyll-Konzentrationen mit einer Sonde („BackScat“ Fluorometer der Fa. Dr. Haardt/Kleinbarkau; Messung der prompten Fluoreszenz nach einem sättigenden Blitz; s. Gerhardt & Bodemer 1999) im Abstand von 14 Tagen erfaßt. Die Messungen erfolgen in 1 m Schritten zwischen Oberfläche und Grund. Für die Nährstoffe und das Phytoplankton wurden die Proben mittels Ruttner-Schöpfer je nach Jahreszeit aus 6 bis 10 Tiefen entnommen. Zur Ermittlung des Phytoplanktongehaltes wurden die im Umgekehrten Mikroskop ermittelten Zellkonzentrationen mit den spezifischen Biovolumina multipliziert.

Ergebnisse

1. In der Mehrzahl der Untersuchungstage wurde eine sehr gute Beziehung zwischen der Chlo-Konzentration und dem Phy-Biov festgestellt (Abb. 1). Weniger gute Korrelationskoeffizienten ergaben sich vor allem in Zeiten geringer und/oder gleichmäßig über die ganze Wassersäule verteilter Algendichten.

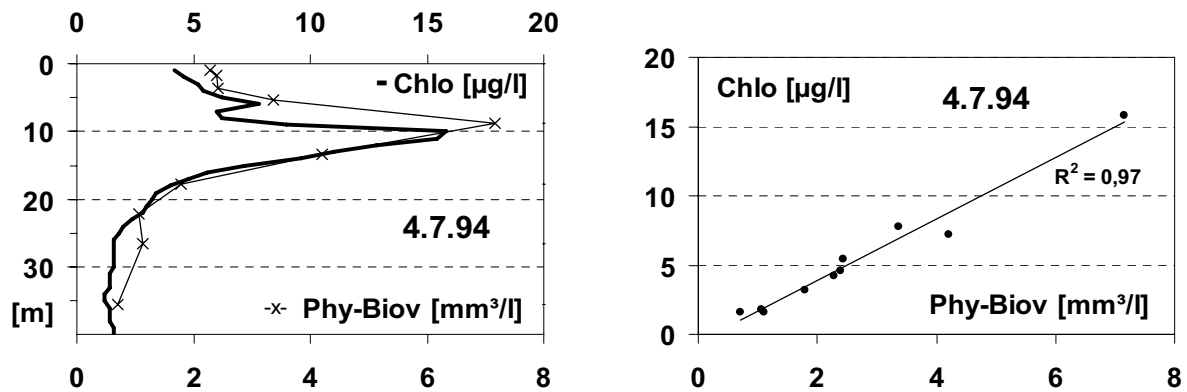


Abb. 1: Chlorophyll-Gehalt und Phytoplankton-Biovolumen am 4.7. 94 in der TS Saidenbach

2. Im Frühjahr und Frühsommer wurden häufig an der Oberfläche zu niedrige Chlo-Werte gemessen (Abb. 2). Grund war die Photoinhibition des Photosyntheseapparates: Durch langanhaltende überschüssige Lichtenergie werden die PSII Zentren, die ausschließlich für die Entstehung der Fluoreszenz verantwortlich sind, direkt geschädigt (z.B. Schreiber et al. 1994, Uehlinger 1985). Dies wirkte sich vor allem bei hohen Algendichten aus, so daß die Null- bis 2 m-Werte für die Berechnung der mittleren Chlorophyll-Konzentration unberücksichtigt bleiben mußten. Ab Juli traten solche Effekte jedoch nur noch selten und im Herbst überhaupt nicht mehr auf, da die Algen dann offensichtlich an hohe Einstrahlungen adaptiert waren.

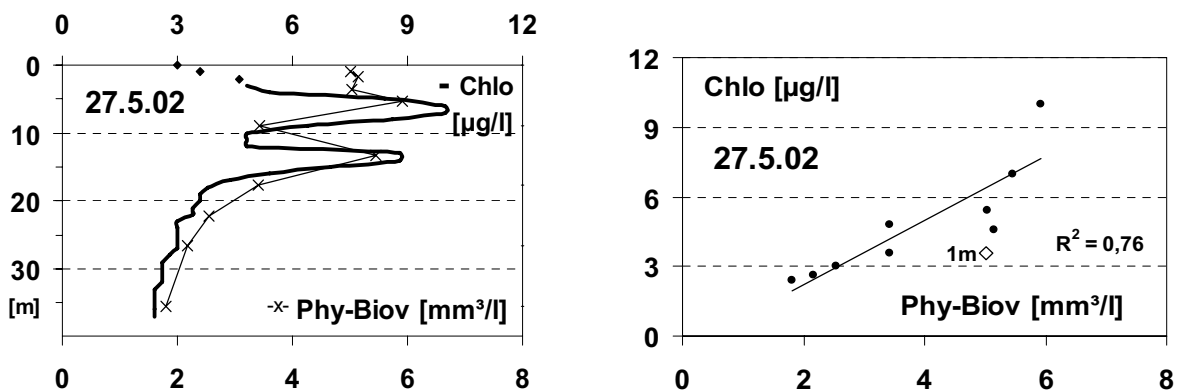


Abb. 2: Chlorophyll-Gehalt und Phytoplankton-Biovolumen am 27.5. 02 in der TS Saidenbach

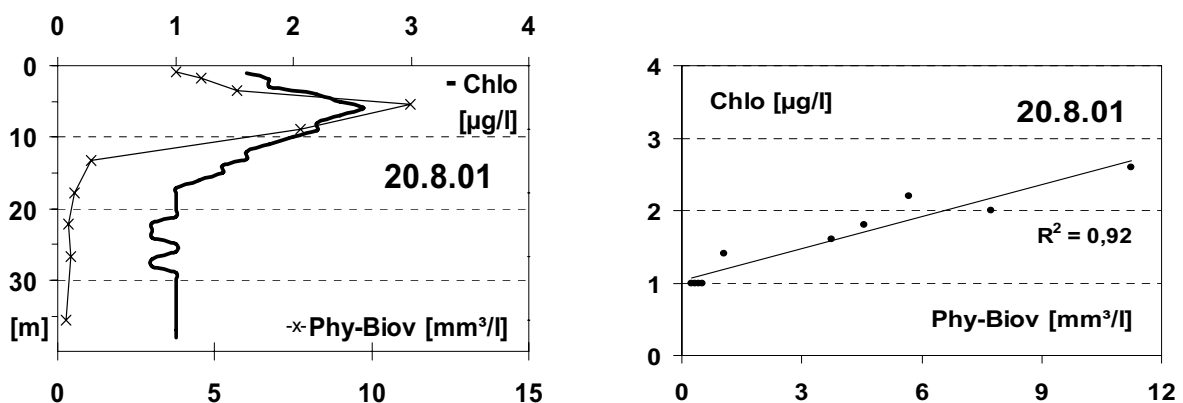
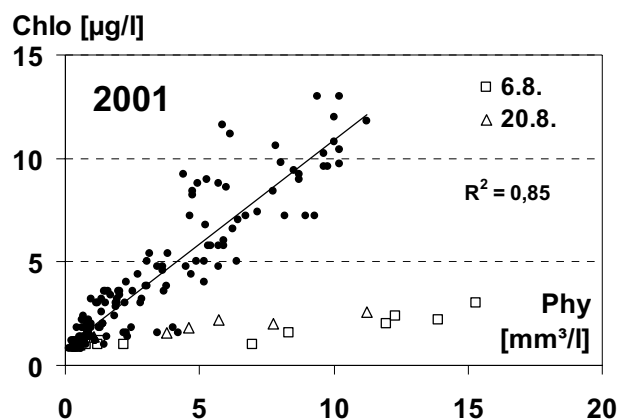


Abb. 3: Chlorophyll-Gehalt und Phytoplankton-Biovolumen am 20.8. 01 während der Massenentwicklung von *Cyanodictyon planktonicum*

3. Während stärkerer Cyanophyceen-Massenentwicklungen wurden (im Vergleich zu anderen Zeiten) zu geringe Chlorophyll-Werte gemessen (Abb. 3, 4). In der TS SB dominieren die Diatomeen mit fast 80 % Biovolumenanteil im Jahresmittel, die Cyanophyceen folgen mit ca. 12 % (s. DGL-Beitrag 2004). Bei den meist 2 – 4 Wochen im Hochsommer andauernden Cyanophyceen-Massenentwicklungen handelt es sich fast ausschließlich um große, gallertige Kolonien bildende Arten, wie *Aphanothece bachmannii*, *Cyanodictyon planctonicum* und *Snowella lacustris*. Bei der Zählung im Umgekehrten Mikroskop wird deren Biovolumen erfaßt, indem jede Kolonie vermessen wird. Das Verhältnis Chlorophyll-Gehalt zu Biovolumen ist bei diesen mit 1 : 9150 sehr viel geringer als bei den Diatomeen und anderen Phytoplanktongruppen mit 1 : 755. An solchen “Blaualgentagen” ergibt sich zwar immer eine gute Korrelation zwischen den Einzelwerten der Tiefenserie, in der Gesamt-Jahreskorrelation liegen diese Punkte jedoch stets deutlich unterhalb der Punkteschar (Abb. 4).

Abb. 4: Chlorophyll-Gehalt und Phytoplankton-Biovolumen im Jahre 2001. Am 6. und 20. August dominierte *Cyanodictyon planktonicum* im Phytoplankton.



4. Bleiben die durch Cyanophyceen dominierten Tage unberücksichtigt (1 – 2 Probenahmen im Jahr), ergaben sich für alle Messungen im Jahr sehr gute Beziehungen zwischen Chlo-Gehalt und Phy-Biov mit Korrelationskoeffizienten zwischen 0,7 und 0,92 (Abb. 5). Noch besser wurde die Korrelation (mit r^2 bis 0,97), wenn je Tag nur ein (tiefengewichteteter) Mittelwert benutzt wurde.

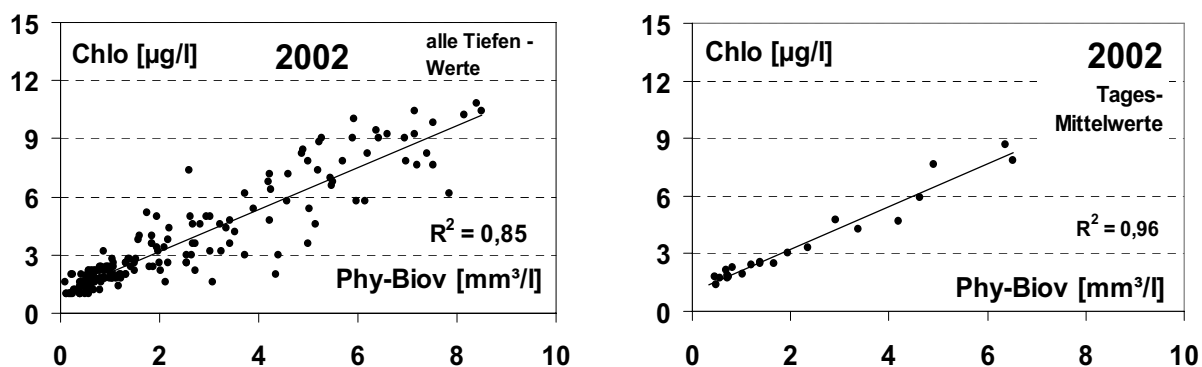


Abb. 5: Chlorophyll – Phytoplankton Beziehung in der TS Saldenbach im Jahr 2002 bei Nutzung aller Wertepaare und bei Verwendung der Tagesmittelwerte

5. Die Auswertung aller Jahre (ohne “Blaualgentage”) ergab, daß im Mittel 1 µg Chlorophyll einem Phy – Biov von 0,755 mm³ entspricht, das sind 1,32 µg Chlo/mm³ Phy-Biov (Abb. 6). Das liegt im unteren Bereich der von anderen Autoren ermittelten Relationen (z.B. Übersicht in Nicholls & Dillon (1978) und Bailey-Watts (1978)). Weiterhin errechnete sich ein mittlerer Chlorophyll-“Grundwert“ von 0,62 µg/l. Ursache dafür ist das Chlorophyll, das nicht über die Zählung erfaßt wird. Dazu gehören z.B. das APP, das im Jahresmittel in der TS SB ca. 1 – 2 % des Phy-Biovolumens ausmacht (s. DGL 2001), die durch Cilien oder andere Grazer inkorporierten Phytoplankter oder die nicht mehr identifizierbaren Zellen. Zwischen den (zeitlich gewichteten) Jahresmittelwerten von Chlo und Phy-Biov existiert ebenfalls eine sehr gute Beziehung. Korrelations-

koeffizient und -gleichung sind nahezu die gleichen wie unter Nutzung der Tagesmittel (Abb. 6). Auch hier entsprechen 1 µg Chlorophyll einem Phy-Biov von 0,751 mm³.

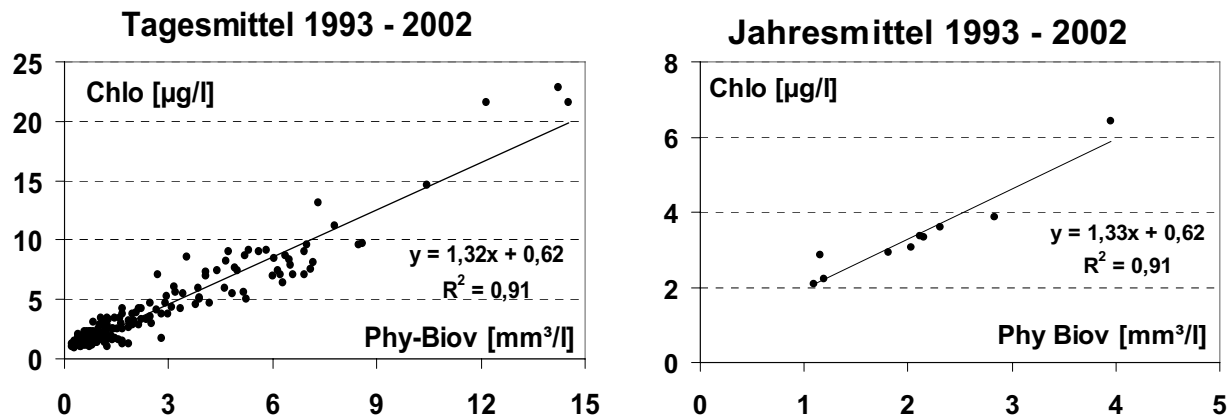


Abb. 6: Beziehung zwischen Chlorophyll und Phy-Biov in der TS Saidenbach für 1993 – 2002.

6. Die Sichttiefen zeigten eine potentielle Abhängigkeit vom Chlorophyllgehalt, und die epilimnischen Sommerwerte bestätigten die Beziehung, wie sie im LAWA-Bericht für die tiefen, stabil geschichteten Talsperren dargestellt wird (Abb. 7). Allerdings wurden in der TS SB nur selten Chlorophyllwerte > 20 µg/l gemessen. Unberücksichtigt blieben die Tage nach dem Hochwasser 2002 mit ihren durchweg zu niedrigen Sichttiefen.

Abb. 7: Beziehung zwischen den Sichttiefen und den epilimnischen Chlorophyll-Konzentrationen im Sommer für die Jahre 1993 bis 2002 in der TS Saidenbach

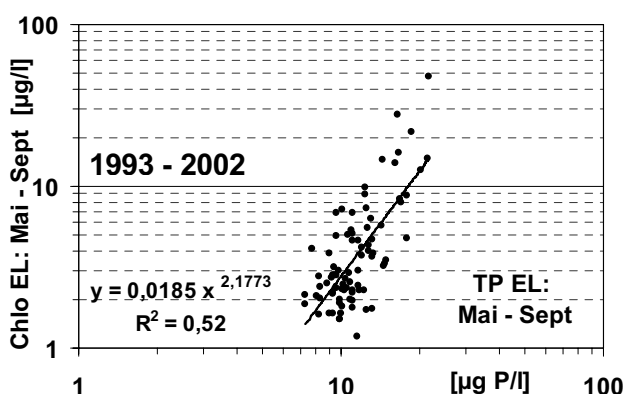
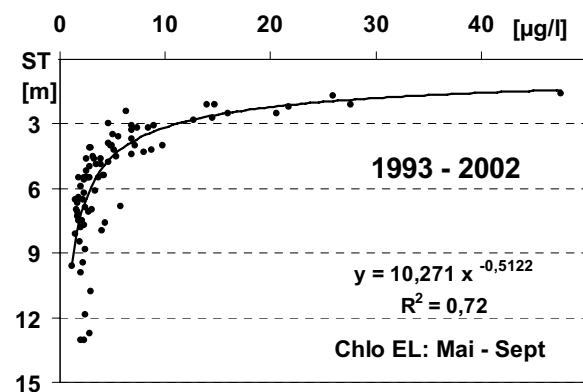
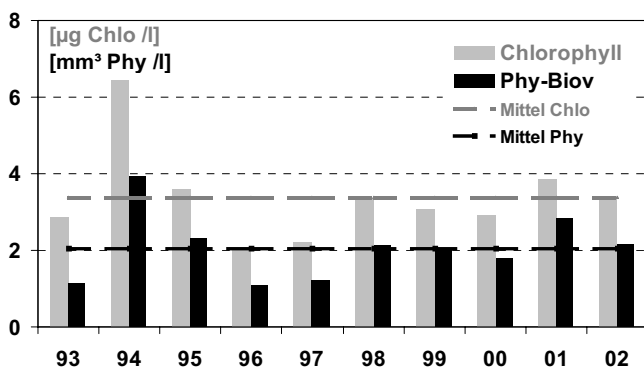


Abb. 8: Beziehung zwischen den epilimnischen Gesamtphosphor- und Chlorophyll-Konzentrationen im Sommer für die Jahre 1993 bis 2002 in der TS Saidenbach

7. Trotz der geringen Spannbreite der TP-Konzentrationen, die in der TS SB seit 1990 auftraten, war auch vom TP-Gehalt eine deutliche Abhängigkeit erkennbar (Abb. 8). Werden entsprechend der LAWA-Klassifikation die epilimnischen Sommerwerte betrachtet, ergibt sich aus der Gleichung bei einem TP-Gehalt von 10 µg P/l ein "Ertragswert" von ca. 2,8 µg Chlo/l (die mittlere TP-Konzentration im Epilimnion lag in diesen Jahren bei 12 µgP/l).

Zusammenfassung

- Es besteht eine gleichbleibende, sehr gute lineare Beziehung zwischen dem über die in situ-Fluoreszenz gemessenen Chlorophyll-Gehalt und dem mikroskopisch ermittelten Phy-Biovolumen.
- Im Frühjahr und Frühsommer, wenn die Algen noch nicht lichtadaptiert sind, kann es bei zu hoher Sonneneinstrahlung zur Photoinhibition kommen. Dann werden (meist bis in 2 m Tiefe) zu niedrige Chlorophyll-Konzentrationen gemessen.
- Modifiziert wird die Beziehung vor allem durch den aktuellen physiologischen Zustand und die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons. In der Mehrzahl der Tage und bei fast allen Phytoplanktonarten lagen die dadurch verursachten Abweichungen aber im Rahmen der durch die Methodik bedingten Fehler. Nur beim Auftreten großer gallertiger Cyanophyceen-Kolonien wurde eine signifikant andere Chlorophyll : Biovolumen – Relation festgestellt.
- 1 mm³ Phytoplankton-Biovolumen (ohne große gallertige Cyanophyceen) enthalten im Mittel 1,32 µg Chlorophyll, d.h. das Verhältnis von Chlorophyll zu Phytoplanktonbiomasse beträgt 1 : 755. Das bedeutet, daß 0,13 % des Frischgewichtes (bzw. ca. 1,3 % des Trockengewichtes) der Algenzellen aus Chlorophyll bestehen (Nicholls & Dillon (1978) geben 0,1 - 9,7 % des Frischgewichtes an, Bailey-Watts (1978) 0,3 - 1,96 % des Trockengewichtes).
- Auch zu den Sichttiefen und den epilimnischen TP-Gehalten zwischen Mai und September wurden signifikante Beziehungen festgestellt.



➤ Seit 1993, dem Beginn der Chlorophyll-Messungen, konnte in Übereinstimmung mit den Phytoplanktonzählungen kein signifikanter Trend einer Veränderung beobachtet werden (Abb. 9). Der langjährige Mittelwert der Freiwasserkonzentration beträgt 3,4 µg Chlo /l, der des Epilimnions zwischen Mai und September 5,6 µg/l. Nach LAWA-Klassifikation liegt die TS Saldenbach damit im unteren mesotrophen Bereich.

Abb. 9: Langzeitentwicklung der Chlorophyll-und Phytoplanktonkonzentrationen in der TS Saldenbach seit 1993.

Danksagung:

Für die ständige Unterstützung bei der Probenahme, Zählung und Dateneingabe danken wir besonders Herrn R. Medler, A. Schwalbe und Frau A. Börner.

Literatur

- Bailey-Watts, A. E. (1978): A nine-year study of the phytoplankton of the eutrophic and non-stratifying Loch Leven (Kinross, Scotland). J. Ecol. 66: 741-771.
- Gerhardt, V., Bodemer, U. (1999): Chlorophyllbestimmung durch in-vivo-Fluoreszenz. In: Tümpling, W.V. und G. Friedrich (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Gustav Fischer, 375-398.
- LAWA (2001): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren. Kulturbuch-Verlag GmbH, 35 S.
- Nicholls, K., H., Dillon, P. J., (1978): An evaluation of phosphorus-chlorophyll-phytoplankton relationships for lakes. Int. Revue ges. Hydrobiol. 68: 141-154.
- Schreiber, U., Bilger, W., Neubauer, C. (1994): Chlorophyll Fluorescence as a Nonintrusive Indicator for Rapid Assessment of In Vivo Photosynthesis. Ecological Studies 100: 49-70.
- Uehlinger, U. (1985): An in situ pulse light fluorometer for chlorophyll determination as a monitor for vertical and horizontal phytoplankton distribution in lakes. Journal of Plankton Res. 7(5): 605-615.

Abschätzung der saisonalen und vertikalen Verteilung des Phytoplanktons in einem tiefen Alpensee anhand von Pigmentmustern

Sonja Greisberger & Katrin Teubner

Institut für Limnologie Mondsee, Österreichische Akademie der Wissenschaften
Mondseestraße 9, A-5310 Mondsee

Sonja.Greisberger@assoc.oeaw.ac.at, Katrin.Teubner@oeaw.ac.at

Keywords: Verzögerte Fluoreszenz, CHEMTAX, HPLC Pigmentanalyse

Einleitung

Seit jeher war es ein großes Anliegen innerhalb der Limnologie, die Primärproduzenten sowohl quantitativ als auch qualitativ sowie unter Berücksichtigung ökophysiologischer Aspekte zu erfassen. Die Techniken, die hierfür genutzt werden, sind mannigfaltig. Neben mikroskopischen Methoden zur Erfassung des Phytoplanktons wie etwa die der Umkehr-Mikroskopie oder modernen Techniken wie die Flowcytometrie (Crosbie et al. 2003) haben sich Pigmentanalysen basierend auf HPLC etabliert (Wright et al. 1991, Jeffrey et al. 1997). Um von den mittels HPLC analysierten Pigmentkonzentrationen auf die Anteile der einzelnen Phytoplanktongruppen zu schließen, bedient man sich sogenannter Chl*a*/Markerpigment-Verhältnisse. Unter Markerpigmenten versteht man solche Pigmente, die nur in einer Phytoplanktongruppe oder in einigen wenigen vorkommen. Eine gängige Methode hierfür war die der multiplen linearen Regressions-Analyse (z.B. Descy et al. 2000). Diese Versuche haben aber gezeigt, dass sich die Abschätzung des Anteils solcher Algengruppen als schwierig gestaltet, die nicht über ein spezifisches Markerpigment verfügen (z.B. kommt das Pigment Fucoxanthin sowohl in den Bacillariophyceen als auch in den Chrysophyceen vor). Darüber hinaus basiert die multiple Regressions-Analyse auf der Annahme, dass die Verhältnisse der Markerpigmente zum Chl*a* konstant sind, also unabhängig von der Artenzusammensetzung und physiologischen Bedingungen. Dies ist aber nicht immer der Fall. Wie in zahlreichen Studien nachgewiesen werden konnte, haben vor allem sehr variable Umweltbedingungen wie etwa Lichtklima oder Nährstoffversorgung einen starken Einfluss (Schlüter et al. 2000, Henriksen et al. 2002). Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass der Chl*a* Gehalt selbst sowie die Chl*a*/Markerpigment-Verhältnisse keine statischen Größen sind, sondern sogar zwischen Arten einer Phytoplanktongruppe variieren können (Woitke et al. 1996). Um diese Variabilität zu berücksichtigen, wurde das CHEMTAX Programm entwickelt (Mackey et al. 1996). Neben den bereits besprochenen Techniken, die auf der Extraktion der vorhandenen Pigmente in einem organischen Lösungsmittel beruhen, kommen auch einige *in-vivo* Methoden zur Anwendung. Überwiegend beruhen diese auf Fluoreszenzeigenschaften der Algenzellen, wobei man hier zwischen der Autofluoreszenz und der Verzögerten Fluoreszenz („delayed fluorescence“, DF) unterscheidet. Aufgrund der charakteristischen Anregungsspektren der einzelnen Phytoplanktongruppen kann die DF zur Ermittlung der Phytoplanktonzusammensetzung herangezogen werden (Bodemer 2002). Der Vorteil dieser Technik liegt in der Schnelligkeit der Erfassung, die sie besonders zum kontinuierlichen Monitoring geeignet macht. Ziel unserer Untersuchung war es, herauszufinden, welche der beiden Methoden

(DF oder CHEMTAX), im Vergleich zur mikroskopischen Biovolumsbestimmung, besser geeignet ist, sowohl die saisonale als auch die vertikale Entwicklung des Phytoplanktons im Mondsee darzustellen.

Material und Methoden

Die Resultate dieser Arbeit basieren auf zwei Datensätzen von einem tiefen oligotrophen Alpensee (Mondsee, Österreich). Zum einen wurden 14tägig integrierte Proben (0-20 m) über einen Zeitraum von Februar bis Mitte Dezember 2000 genommen. Der zweite, äußerst umfangreiche Datensatz zur Erfassung der Vertikalverteilung der Phytoplanktongruppen wurde an 2 Tagen während der Stratifikationsperiode Mitte Juli 2002 erhoben. Die Probenentnahme erfolgte hier alle drei Stunden in den Tiefen 0/ 0,5/ 1/ 2/ 3,5/ 5,5/ 7,5/ 9,5/ 12,5/ und 14,5 m. Die Chl a Bestimmung erfolgte nach der Ethanol-Methode (ISO 10260, 1992). Zusätzlich wurde der Chl a Gehalt durch HPLC sowie mittels DF erfasst. Die übrigen lipophilen Pigmente wurden mit Hilfe der HPLC nach der Methode von Wright et al. (1991) analysiert. Die Kalibrierung erfolgte mit Hilfe eines Pigment-Standards, der ein definiertes Verhältnis von Carotenoiden zu Chl a aufweist (Wilhelm et al. 1991). Um von den auf diese Weise ermittelten Pigmentkonzentrationen auf die Zusammensetzung des Phytoplanktons zu schließen, wurde das CHEMTAX Programm angewandt (Mackey et al. 1996). Folgende Phytoplanktongruppen wurden in die Berechnung miteingezogen: Cyanobakterien, Bacillariophyceen, Dinophyceen, Cryptophyceen, Chrysophyceen und Grünalgen *sensu lato*. Die für die Analyse benötigten Chl a /Markerpigment-Verhältnisse wurden mit Hilfe multipler Regressions-Analyse errechnet, wobei die ermittelten Regressions-Koeffizienten (k-Werte) als Schätzwerte hierfür dienen. Als alternative Methode wurde die DF, eine *in-vivo* Methode, herangezogen. Sie ist ein Maßstab für die photosynthetische Aktivität und kommt nur in lebenden Zellen vor. Über die DF kann auch auf die Zusammensetzung des Phytoplanktons geschlossen werden, da die einzelnen Algengruppen unterschiedliche photosynthetisch aktive Chlorophylle und akzessorische Pigmente enthalten und diese bei Anregung durch monochromatisches Licht in den Wellenlängen von 400 bis 730 nm charakteristische Spektren zeigen. Die Abschätzung der Zusammensetzung einer natürlichen Algengemeinschaft erfolgt über den Vergleich sogenannter Kalibrationsspektren - das sind Spektren bekannter Algengruppen - mit dem gemessenen DF-Spektrum einer Algengemeinschaft in einer Wasserprobe (Bodemer 2002). Zusätzlich zu DF und CHEMTAX wurde das Phytoplankton nach der Methode von Utermöhl (1958) erfasst. Um einen direkten Vergleich der ermittelten Biovolumina mit den Resultaten von DF und CHEMTAX zu ermöglichen, wurde das Biovolumen in Chl a Äquivalente umgerechnet. Da der Chl a Gehalt zwischen den einzelnen Phytoplanktongruppen variiert, wurden folgende Umrechnungsfaktoren verwendet: Cyanobakterien – 0,44, Bacillariophyceae – 0,53, Dinophyceae – 0,99, Chryptophyceae – 1, Chrysophyceae – 0,54 und 1,2 für die Grünalgen (Donabaum 1992). Detaillierte Informationen zur Methodik in Greisberger & Teubner (2005).

Ergebnisse und Diskussion

Die Rekonstruktion der saisonalen Entwicklung des Phytoplanktons im Mondsee wird in Abb.1 für die drei Methoden gezeigt. Mit Hilfe der CHEMTAX Methode ließ sich der Jahresverlauf aller Phytoplanktongruppen sehr gut modellieren (Greisberger & Teubner 2005).

Insbesondere die dominanten Gruppen, wie etwa die Bacillariophyceen (bis zu 85% Gesamtbiovolumenanteil), oder die Cryptophyceen (bis zu 33% Anteil) zeigten die beste Übereinstimmung mit den aus dem Biovolumen errechneten Chl *a* Äquivalenten, wie durch signifikante Korrelationen bestätigt wird (z.B. Kieselalgen: $r = 0,89$, $p < 0,001$). Diese Methode ermöglichte auch die getrennte Erfassung der Bacillariophyceen und Chrysophyceen. Sie teilen sich zwar das Markerpigment Fucoxanthin, aber durch zusätzliche Einbeziehung des Pigments Violaxanthin, welches nicht in den Bacillariophyceen vorkommt, ließen sie sich aufschlüsseln. Darüber hinaus konnte auch die Vertikalverteilung des Phytoplanktons (nicht graphisch gezeigt) mit Hilfe dieser Technik sehr gut dargestellt werden, was wiederum durch signifikant positive Korrelationen untermauert wurde (z.B. Cyanobakterien: $r = 0,89$, $p < 0,001$; Chryptophyceen: $r = 0,59$, $p < 0,001$). Im Gegensatz zur CHEMTAX Methode zeigten sich bei der Modellierung mit Hilfe der DF einige Abweichungen. Obwohl die saisonale Entwicklung als auch die Vertikalverteilung der dominanten Phytoplanktongruppen sehr gut rekonstruiert werden konnte (z.B. Jahresverlauf Bacillariophyceen: $r = 0,90$, $p < 0,001$; Vertikalverteilung Cyanobakterien: $r = 0,90$, $p < 0,001$; Vertikalverteilung Cryptophyceen: $r = 0,61$, $p < 0,001$), zeigte sich, dass der Anteil bestimmter Gruppen, vor allem jener der Grünalgen, durch diese Technik stark überschätzt wurde. Eine derartige Überschätzung der Grünalgen konnte auch in anderen Studien festgestellt werden (Bodemer et al. 2002, Friedrich et al. 1998). Die Autoren sehen den Hauptgrund hierfür in der unterschiedlichen photosynthetischen Effizienz der einzelnen Phytoplanktongruppen. Diese sei vor allem bei den Grünalgen sehr hoch. Ein wohl ebenso gewichtiger Faktor dürfte jedoch die Auswahl repräsentativer Kalibrationsspektren sein. Für möglichst exakte Ergebnisse müssten diese an die im Gewässer Mondsee vorherrschenden Grünalgenarten angepasst werden, was allerdings, zumindest zu Beginn der Untersuchung, mit einigem Zeitaufwand verbunden wäre.

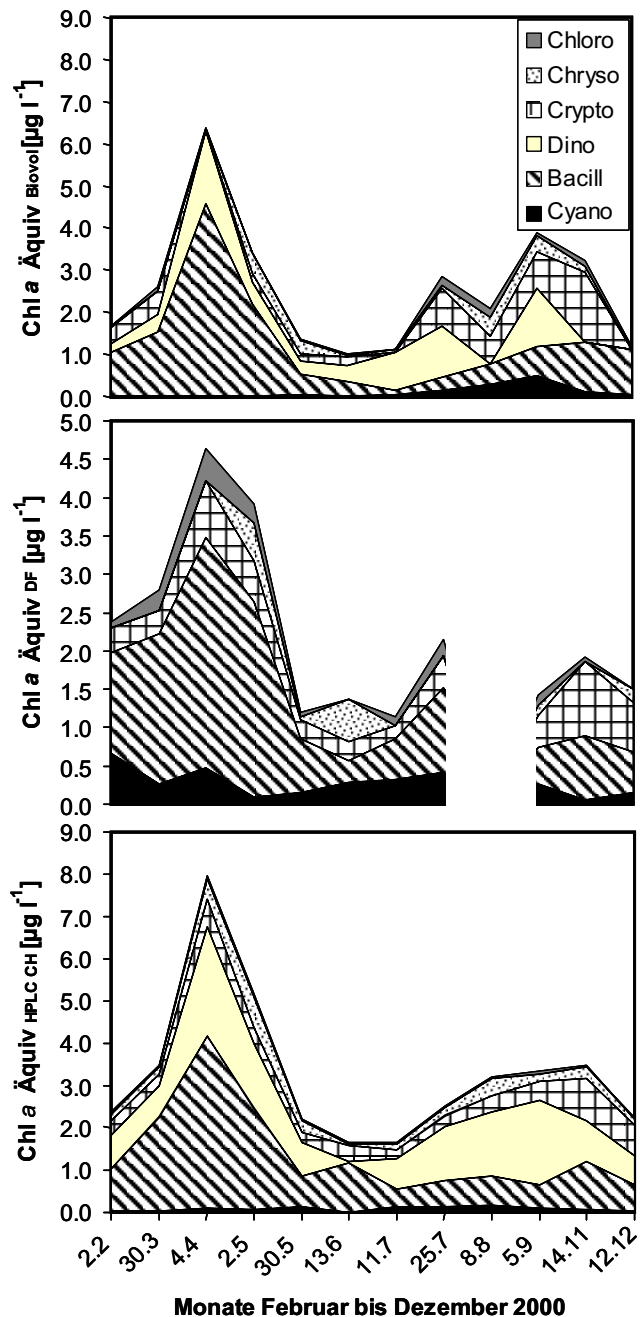


Abbildung 1: Summative Darstellung der saisonalen Entwicklung des Phytoplanktons im Mondsee, dargestellt als Chl *a* Äquivalente aus dem Biovolumen (Chl *a* Äquiv_{BIOVOL}), aus der DF (Chl *a* Äquiv_{DF}) und basierend auf HPLC/CHEMTAX (Chl *a* Äquiv_{HPLC CH}). Die fehlende August-Probe bei der DF wird durch den weißen Balken dargestellt.

Weitere Schwierigkeiten ergaben sich bei der Erfassung der Chrysophyceen (bis zu 35% Anteil am Gesamtbiovolumen), welche sich auf Ähnlichkeiten ihres Pigmentspektrums mit jenem der Bacillariophyceen zurückführen lassen. Aus dem selben Grund, vor allem aufgrund der Ähnlichkeit der Pigmente Peridinin und Fucoxanthin, war es weiters nicht möglich, die Dinophyceen zu erfassen.

Zusammenfassung

In dieser Arbeit konnte gezeigt werden, dass beide auf Pigmentmustern basierende Methoden sowohl zur Rekonstruktion der saisonalen wie auch der vertikalen Phytoplanktonzusammensetzung geeignet sind. Unterschiede, die sich in der Güte der Bewertung der einzelnen Algengruppen ergeben, sind vor allem auf Ähnlichkeiten im Pigmentmuster mancher Gruppen zurückzuführen. Während sich die DF auf die Erfassung der photosynthetisch aktiven Pigmente konzentriert und zudem die Erfassung von Phycobilinen ermöglicht, wird mit Hilfe der HPLC das gesamte Spektrum an lipophilen Pigmenten erfasst und somit können hier auch Aussagen über Photoakklimations-Effekte getroffen werden. Darüber hinaus ist in Verbindung mit der CHEMTAX Methode auch die Abschätzung der Größenstruktur des Phytoplanktons möglich. Da beide Methoden ihren Schwerpunkt in verschiedenen Bereichen haben, sind sie als eine sinnvolle Ergänzung zueinander zu sehen.

Danksagung

Die umfangreichen Daten zur Vertikalverteilung, die aus dem „Workshop on **High** Resolution Measurements in Space and Time in **Mondsee on** Plankton Communities“ (*High Moon*) stammen, wurden dankenswerter Weise von Frau Doz. Dr. Teubner zur Verfügung gestellt. Wir möchten uns weiters bei Prof. Dr. Michael Schagerl für seine Hilfe bei den CHEMTAX Analysen sowie bei Dr. Jacqueline Rücker und Dr. Ute Bodemer für ihre wertvollen Anregungen zur Datenauswertung bedanken. Diese Arbeit entstand im Rahmen meiner Dissertation.

Literatur

- Bodemer, U. (2002): Verzögerte Fluoreszenz – In vivo Analyse von Algenpigmenten und ihre Anwendung in der Limnologie. PhD-thesis, University of Vienna.
- Crosbie, D.N., Teubner, K., Weisse, T. (2003): Flow – cytometric mapping provides novel insights into the seasonal and vertical distributions of freshwater autotrophic picoplankton. *Aquat. Microb. Ecol.* 33:53-66.
- Descy, J.P., Higgins, H.W., Mackey, D.J., Hurley J.P., Frost, T.M. (2000): Pigment ratios and phytoplankton assessment in Northern Wisconsin lakes. *J. Phycol.* 36: 274-286.
- Donabaum, K. (1992): Der Chlorophyll-a Gehalt von Planktonalgen: Untersuchungen in statischer und kontinuierlicher Kultur. PhD-thesis, University of Vienna.
- Friedrich, G., Gerhard, V., Bodemer, U. & Pohlmann, M. 1998. Phytoplankton composition and chlorophyll concentration in freshwaters: Comparison of delayed fluorescence excitation spectroscopy, extractive spectrophotometric method and Utermöhl method. *Limnologica*, 28: 323-328.
- Greisberger, S. & Teubner, K. (2005): Assessment of phytoplankton structure based on HPLC pigment analysis (CHEMTAX) and delayed fluorescence (DF): relationship of phytoplankton pigment pattern to environmental parameters. *In prep.*
- Henriksen, P., Riemann, B.O., Kaas, H., Sorensen, H.M., Sorensen, H.L. (2002): Effects of nutrient – limitation and irradiance on marine phytoplankton pigments. *J. Plankton Res.* 24: 835-858.
- ISO 10260. (1992): Water quality – Measurement of biochemical parameters – Spectrometric determination of the chlorophyll-a concentration.
- Jeffrey, S.W. (1997): Applications of pigment methods to oceanography. In Jeffrey, S.W., Mantoura, R.F.C., Wright, S.W. [Ed.] *Phytoplankton Pigments in Oceanography: A Guide to Advanced Methods*. SCOR – UNESCO, Paris, pp. 127 – 166.

- Mackey, M.D., Mackey, D.J., Higgins, H.W., Wright, S.W. (1996): CHEMTAX – a program for estimating class abundances from chemical markers: application to HPLC measurements of phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 144: 265-283.
- Schlüter, L., Mohlenberg, F., Havskum, H., Larsen, S. (2000): The use of phytoplankton pigments for identifying and quantifying phytoplankton counts in coastal areas: testing the influence of light and nutrients on pigment/chlorophyll a ratios. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 192: 49-63.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der Quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 9. Stuttgart.
- Wilhelm, C., Rudolf, I., Renner, W. (1991): A quantitative method based on HPLC – aided pigment analysis to monitor structure and dynamics of the phytoplankton assemblage – a study from Lake Meerfelder Mar (Eifel, Germany). *Arch. Hydrobiol.* 123: 21-35.
- Woitke, P., Schiwietz, T., Teubner, K., Kohl, J.G. (1996): Annual profiles of photosynthetic lipophilic pigments in four freshwater lakes in relation to phytoplankton counts as well as to nutrient data. *Arch. Hydrobiol.* 137: 363-384.
- Wright, S.W., Jeffrey, S.W., Mantoura, R.F.C, Llewellyn, C.A., Bjornland, T., Repeta, D., Welschmeyer, N. (1991): Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 77: 183-196.

Saisonale Unterschiede der photosynthetischen Parameter des Phytoplanktons in Seen: Kurzzeitmessungen mit aktiver Fluoreszenz (FRRF-Technik).

Christina Kaiblinger & Martin T. Dokulil

Institut für Limnologie, Österreichische Akademie der Wissenschaften

Mondseestrasse 9, 5310 Mondsee

christina.kaiblinger@oeaw.ac.at, martin.dokulil@oeaw.ac.at

Keywords: Primärproduktion, variable Fluoreszenz, FRRF

Einleitung

Primärproduzenten bilden die Grundlage der Nahrungsnetze in marinen und limnischen Ökosystemen. Im Süßwasser greift man zur Erfassung der Primärproduktion auf etablierte Methoden zurück, in denen entweder über die Freisetzung von Sauerstoff, oder über die Inkorporation von Kohlenstoff auf die Primärproduktion geschlossen wird. Beide Methoden bergen Unsicherheiten in Bezug auf Netto- und Bruttoprimärproduktion, die Isolation von Planktongesellschaften in Flaschen und die Expositionszeit (Eppley 1980). Im marinen Bereich wird mit aktiven Fluoreszenzmethoden (z.B. FRRF, Kolber et al. 1998) gearbeitet, welche den Vorteil haben, dass die Messungen im Nano- bis Mikrosekunden Bereich erfolgen, *in situ* angewendet werden, und dadurch Momentanwerte der Primärproduktion liefern (Falkowski 1995, Behrenfeld et al. 1996).

In der vorliegenden Arbeit wurde die Eignung von FRRF (Fast Repetition Rate Fluorometry) für limnische Systeme anhand eines oligotrophen, holomiktischen Alpensees getestet. Hauptaugenmerk wurde auf Unterschiede der Photosyntheseparameter während der Durchmischung und der stabilen Schichtung gelegt. Während der vollständigen Durchmischung der Wassersäule sind auch die Phytoplanktongesellschaften homogen verteilt, wogegen sich unter geschichteten Verhältnissen ein Tiefenchlorophyllmaximum ausbildet, welches hauptsächlich aus dem fädigen Cyanobakterium *Planktothrix rubescens* besteht (Dokulil & Skolaut 1986). Wir gehen davon aus, dass unmittelbar über Fluoreszenz gemessene Photosyntheseraten in Abhängigkeit von Mischung, thermischer Schichtung und saisonal mit der Artenzusammensetzung variieren. Außerdem wird erwartet, dass die auf FRRF basierenden Photosyntheseraten methodisch bedingt von konventionellen ¹⁴C-Daten abweichen, wie es auch aus dem marinen Bereich bekannt ist (Raateoja et al. 2004).

Methoden

Die Datenaufnahme fand zwischen April 2003 und Dezember 2004 in 14-tägigen Intervallen im Mondsee, Österreich, statt (Details zum untersuchten See siehe Dokulil & Skolaut 1986). Während der 20-monatigen Beprobungszeit wurden Daten bei unterschiedlicher thermischer Schichtung, variierenden Lichtverhältnissen und mit unterschiedlicher Phytoplankton-Zusammensetzung aufge-

nommen. Durchmischte und geschichtete Perioden wurden anhand von Temperaturprofilen und einhergehenden Dichteunterschieden definiert.

In situ Photosyntheseraten wurden mittels der ^{14}C - Inkorporationsmethode nach Steeman-Nielsen (1952) ermittelt. Jeweils eine Hell- und eine Dunkelflasche wurde mit radioaktiver Bicarbonatlösung ($149 \text{ kBq} = 4\mu\text{C}$) versetzt, horizontal in Originaltiefe *in situ* ausgebracht und für 3 Stunden inkubiert. Während dieser 3 Stunden wurden aktive Fluoreszenzprofile mit einem kommerziell erhältlichen **Fast Repetition Rate Fluorometer** (Fast^{track}, Chelsea Instruments UK) erfasst. Die geräteinterne Kalibrierung wurde gemäß dem Benutzerhandbuch durchgeführt. Die Hintergrundfluoreszenz in der Hell- und Dunkelkammer wurde mit GF/C-filtrierte Seewasser kalibriert. Pro Probennahme wurden 3 Fluoreszenzprofile aufgenommen. Minimale (F_0) und maximale Fluoreszenz (F_m) sowie der funktionelle Absorptionsquerschnitt von Photosystem II (σ_{PSII}) wurden anhand des biophysikalischen Modells nach Kolber et al. (1998) abgeleitet. Die auf Fluoreszenz basierende Produktivität wurde gemäß dem Modell nach Kolber & Falkowski (1993) errechnet, wobei Photosyntheseraten qualitativ durch Änderungen der Quanteneffizienz bestimmt werden:

$$P_{\text{FRRF}} = E \sigma_{\text{PSII}} \phi_p \phi_e \eta_{\text{PSII}} (3600 / 4) M_C / M_{\text{Chla}}$$

Abkürzungen und Notation siehe Tabelle.1.

Lichtprofile wurden einerseits mit einem optischen LiCor 4π -Sensor, andererseits mit einem 3 nm intervallgenauen Spectroradiometer (RAMSES-SCC-VIS, TriOS) gemessen. Aufgrund der Empfindlichkeit des Photomultipliers am FRR- Fluorometer wurden ausschließlich Messungen $< 200 \mu\text{mol}$ Photonenflussdichte für die weiteren Berechnungen verwendet.

Abundanz und Biovolumen wurden anhand von Logol-fixierten Phytoplanktonproben nach Utermöhl (1958) bestimmt.

Tab. 1. Notation zu Fluoreszenzparametern.

F_0	Minimale in vivo Fluoreszenz, gemessen in Dunkeladaptation, alle Reaktionszentren offen
F_m	Maximale in vivo Fluoreszenz nach Sättigungsblitzen, alle Reaktionszentren geschlossen
F_v	Variable Fluoreszenz ($F_v = F_m - F_0$)
PSII	Photosystem II
P_{FRRF}	Auf Fluoreszenz basierende Produktivität [$\text{mgC}(\text{mgChl-a})^{-1}\text{h}^{-1}$]
E	Photonenflussdichte [$\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$]
σ_{PSII}	Funktioneller Absorptionsquerschnitt von PSII [$\text{m}^2 \text{Quanten}^{-1}$]
Φ_e	Aktuelle Quantenausbeute des Elektronentransportes [dimensionslos zw. 0 – 1]
Φ_p	Quantenausbeute der Photosynthese [$\text{mol O}_2(\text{mol quanta})^{-1}$]
η_{PSII}	Verhältnis der PSII Reaktionszentren zu Chl-a ($=4n_{\text{O}_2}$) [$\text{mol Elektronen}(\text{mol Chl-a})^{-1}$]
M_C/M_{Chla}	Verhältnis der Molekulargewichte von Kohlenstoff und Chl-a

Ergebnisse und Diskussion

Der Mondsee ist ein tiefer oligo-mesotropher Alpensee, dessen Phytoplanktongesellschaft während der durchmischten Phase im Winter und Frühjahr von Diatomeen dominiert wird, und im Sommer ein Massenaufreten des Cyanobakteriums *P. rubescens* im Metalimnion aufweist (Dokulil & Skolaut 1986). Mit bis zu 95% der Frischgewichts-Biomasse bereitet *P. rubescens* bei aktiven Fluoreszenzmessungen Schwierigkeiten in der Messgenauigkeit, da das Absorptionsmaximum von Cyanobakterien zum Großteil nicht mit dem Absorptionsspektrum des FRR-Fluorometers übereinstimmt (Raateoja et al. 2004). Klammert man diese Messwerte aus und vergleicht die auf Fluoreszenzmessungen basierende Primärproduktion mit konventionellen, auf ^{14}C -Inkorporation basierenden Primärproduktionsdaten, wird eine Korrelation mit einem $r^2 = 0.88$ erreicht (Abbildung 1). Dieses Ergebnis ist beachtenswert, da die beiden Messmethoden auf unterschiedlichen Zeitskalen arbeiten.

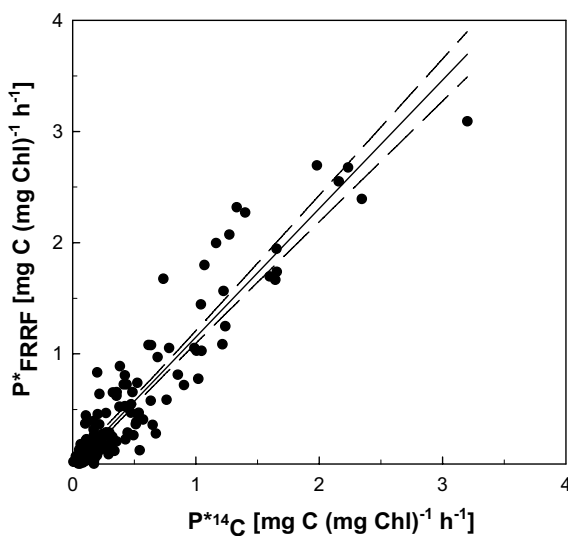
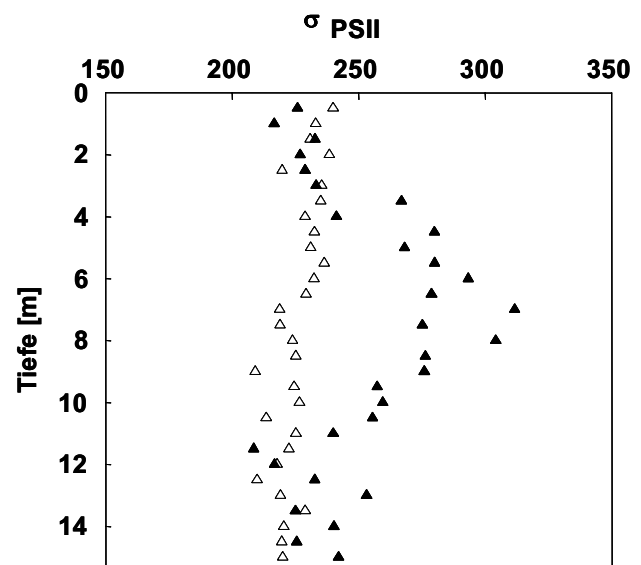


Abb. 1. Korrelation zwischen auf Fluoreszenz basierenden (P^*_{FRRF}) und auf ^{14}C -basierenden ($P^*_{^{14}\text{C}}$) Chlorophyll-spezifischen Photosyntheseraten $< 200 \mu\text{mol}$ ($r^2 = 0.88$, $n = 140$, $p < 0.001$, Steigung = 1.15). Die strichlierten Linien stellen den 95% Vertrauensbereich dar.

Neben dem Abgleich der beiden Methoden stand die Analyse physiologischer Parameter im Vordergrund. Da das FRR-Fluorometer direkt das PSII anregt, können sehr kleinräumige Messungen durchgeführt werden und physiologische Parameter der unterschiedlichen Phytoplanktongemeinschaften, z.B. während der Durchmischung und der stabilen Schichtung, erfasst werden. Am Beispiel des funktionellen Absorptionsquerschnittes von PSII (σ_{PSII}) wird dies veranschaulicht (Abbildung 2).

Abb. 2. σ_{PSII} in Abhängigkeit von den Mischungsverhältnissen. Beispiele von August (▲) und Dezember (Δ) 2004.



Während der stabilen Schichtung ist σ_{PSII} höher und folgt einem vertikalen Gradienten. Im Winter und Frühjahr wird das Phytoplankton schneller durch die Wassersäule transportiert, als eine Akklimation erfolgen kann, und σ_{PSII} ist in der gesamten Wassersäule gleich hoch (Moore et al. 2003). σ_{PSII} hängt von den Lichtverhältnissen ab und ist unter hoher Einstrahlung niedriger (im Sommer Maximum bei ca. 6m). Außerdem sind die Werte auch Algengruppen-spezifisch: Diatomeen weisen geringere funktionelle Absorptionsquerschnitte auf (Moore et al. 2003), was durch niedrigere σ_{PSII} Werte während der Durchmischung ausgedrückt wird.

Schlussfolgerungen

FRR-Fluorometrie ist im Süßwasser erst seit relativ kurzer Zeit im Einsatz. Durch den Messbereich des Gerätes sind Messungen in Gewässern mit einer Dominanz von Cyanobakterien nicht zu empfehlen (Kaiblinger et al. 2005, Raateoja et al. 2004). Zusätzlich zu konventionellen Methoden zur Bestimmung der Primärproduktion ist der Einsatz des Fluorometers sehr sinnvoll, da durch die hochauflösenden Messungen mit aktiver Fluoreszenz qualitativ hochwertige physiologische Informationen über die bestehenden Phytoplanktongesellschaften geliefert werden.

Danksagung

Wir möchten uns bei Dr. Katrin Teubner (Institut für Limnologie, Mondsee) und Dr. Rüdiger Röttgers (GKSS) für fachliche Diskussionen und Ratschläge bedanken. Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Dissertation.

Literatur

- Behrenfeld, M.J., Bale, A.J., Kolber, Z.S., Aiken, J. and Falkowski, P.G. (1996): Confirmation of iron limitation of phytoplankton photosynthesis in the equatorial pacific ocean. *Nature* 383: 508-511.
- Dokulil, M. and Skolaut, C. (1986): Succession of phytoplankton in a deep stratifying lake: Mondsee, Austria. *Hydrobiologia* 138: 9 - 24.
- Eppley, R.W. (1980): Estimating phytoplankton growth rates in the central oligotrophic oceans. In: *Primary Production in the Sea*. Brookhaven Symp Biol 31: 231-242. Plenum Press.
- Falkowski, P.G. (1995): Variations in chlorophyll fluorescence yields in phytoplankton in the world oceans. *Aust J Plant Physiol* 22: 341-355.
- Kaiblinger, C., Teubner, K. and Dokulil M.T. (2005): Comparative assessment of Phytoplankton photosynthesis using conventional ^{14}C -determination and **Fast Repetition Rate Fluorometry** in freshwaters. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 29: 254-256.
- Kolber, Z.S., Prasil, O. and Falkowski, P.G. (1998): Measurements of variable chlorophyll fluorescence using fast repetition rate techniques: defining methodology and experimental protocols. *Biochem Biophys Acta* 1367: 88-106.
- Moore, C.M., Suggett, D., Holligan, P.M., Sharples, J., Abraham, E.R., Lucas, M.I., Rippeth, T.P., Fisher, N.R., Simpson, J.H. and Hydes, D.J. (2003): Physical controls on phytoplankton physiology and production at a shelf sea front: a fast repetition-rate fluorometer based field study. *Mar Ecol Prog Ser* 259: 29-45.
- Raateoja, M., Seppälä, J., and Ylöstalo, P. (2004): Fast repetition rate fluorometry is not applicable to studies of filamentous cyanobacteria from the Baltic Sea. *Limnol Oceanogr* 49: 1006-1012.
- Steemann-Nielsen, E., (1952): The use of radioactive carbon (C^{14}) for measuring organic production in the sea. – *J. Cons.* 18: 117-140.
- Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommnung der Quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Verh Internat Verein Limnol* 9: Stuttgart.

Zusammensetzung des Phytoplanktons in Rhein, Mosel und Havel – ein methodischer Vergleich

Annette Becker¹, Andreas Schöl¹ & Julian Grinda

¹ Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, Postfach 200253, 56002 Koblenz, becker@bafg.de

Keywords: Phytoplankton, Flüsse, Methodenvergleich, HPLC, Chlorophyllsonde, Mikroskopie

Einleitung

Das Phytoplankton spielt in großen Flüssen eine umso bedeutendere Rolle im Stoffhaushalt, je stärker Verweilzeit und Durchlichtung ein Wachstum erlauben. Mit ihrem Gewässergütemodell QSim modelliert die BfG seit Jahrzehnten erfolgreich die Gewässergüte von Bundeswasserstraßen (vgl. <http://www.bafg.de/servlet/is/7455/>). Im Modell wird das Phytoplankton in Form von drei Gruppen abgebildet, in der Regel sind dies Kieselalgen, Grünalgen und Blaualgen, als Summen-Biomasseparameter wird Chlorophyll a verwendet.

Methoden

Zur Bestimmung des Chlorophyll a Gehaltes und des Anteiles der Phytoplankton-Gruppen können verschiedenen Verfahren angewandt werden: als klassische Methoden können die mikroskopische Biovolumenbestimmung (Utermöhl, 1958) und die nasschemische Chlorophyll a Analyse (DIN 381412 L 16) gelten. Die HPLC-gestützte Phytoplanktonanalyse (Wilhelm et al, 1995, Jeffrey et al, 1997) ist ein chromatographisches Verfahren zur Auftrennung lipophiler Pigmente, während die Chlorophyllsonden von bbe-Moldaenke (Beutler et al, 2002) auf *in vivo* Fluoreszenz des Chlorophyll a bei verschiedenen Anregungswellenlängen beruhen. Unterschiedliche Analyseverfahren führen nicht immer zu vergleichbaren Ergebnissen, weshalb im Folgenden genauer auf die Grundlagen der Verfahren eingegangen wird.

Ergebnisse und Diskussion

Klassische Verfahren

Das mikroskopische Verfahren bietet für jede Probe detaillierte Informationen bezüglich der Artenzusammensetzung, die nicht nur im Sinne von Gruppenanteilen ausgewertet werden können, sondern auch zur weitergehenden Bewertung des Gewässers nach WRRL dienen können (Mischke et al., 2005). Bei der Chlorophyllbestimmung nach DIN wird durch photometrische Untersuchung eines ethanolschen Extraktes lediglich ein Chlorophyll a-Wert bestimmt.

Ein augenscheinlicher Nachteil der mikroskopischen Phytoplanktonanalyse ist der vergleichsweise hohe Zeitaufwand, die Notwendigkeit hoher Fachkompetenz bei der Bearbeitung und eine vergleichsweise geringe Reproduzierbarkeit von Ergebnissen (Rott, 1981). Das quantitative Ergebnis besteht in dem Biovolumen bzw. der Zellzahl und nicht im Chlorophyll a, so dass Umrechnungen notwendig sind. Die Abbildung 1 zeigt exemplarisch das Verhältnis von Biovolumen und Chlorophyll a in Rhein, Mosel und Havelproben.

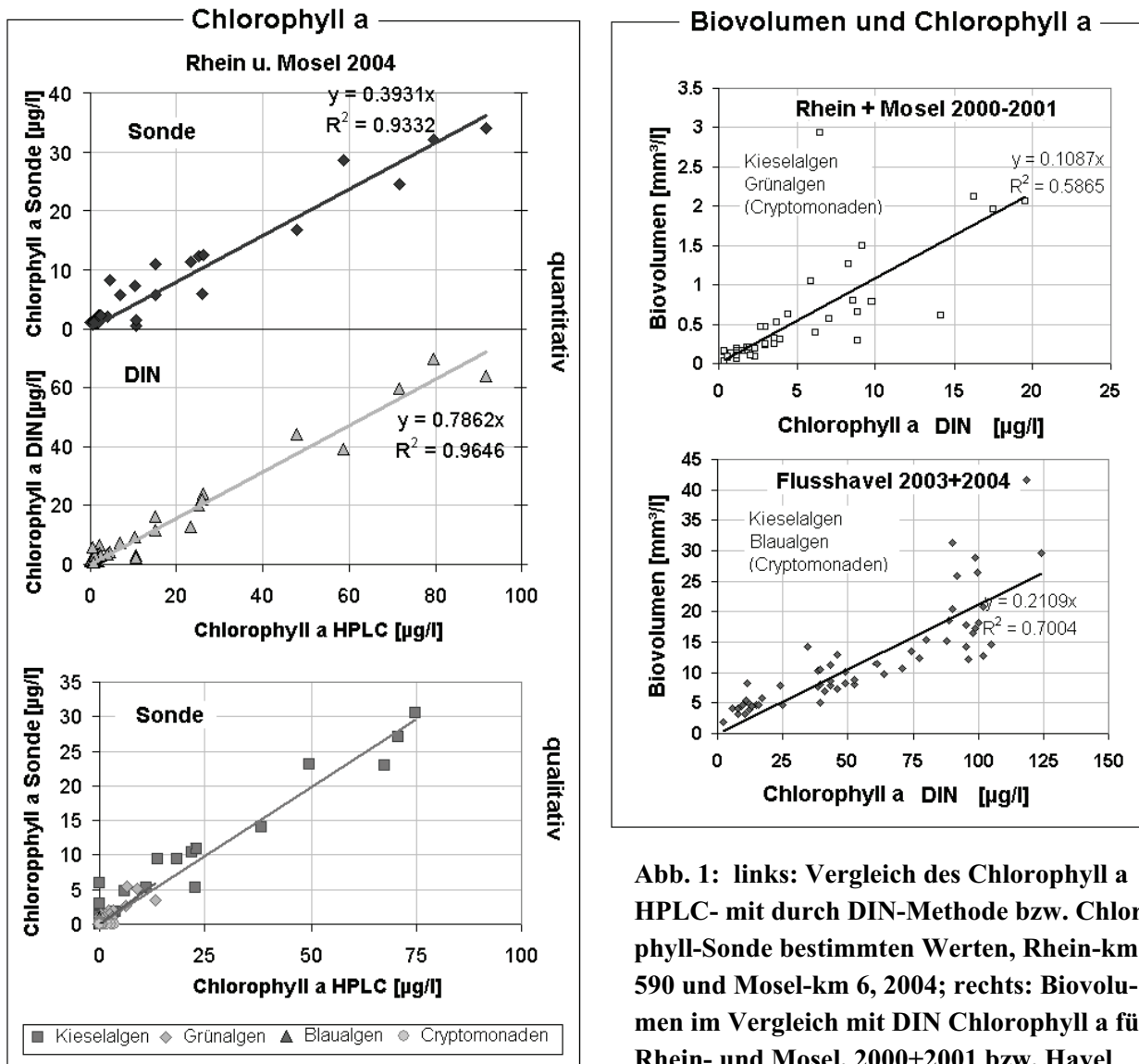


Abb. 1: links: Vergleich des Chlorophyll a HPLC- mit durch DIN-Methode bzw. Chlorophyll-Sonde bestimmten Werten, Rhein-km 590 und Mosel-km 6, 2004; rechts: Biovolumen im Vergleich mit DIN Chlorophyll a für Rhein- und Mosel, 2000+2001 bzw. Havel (UHW-km 34), 2003+2004

HPLC-Pigmentanalyse

Bei der HPLC-gestützten Phytoplanktonanalyse werden lipophile Pigmente (Chlorophylle und Carotinoide) quantifiziert. Unterschiede der Ausstattung verschiedener Phytoplanktonklassen werden genutzt, um Aussagen über die Gruppen-Zusammensetzung der Algen abzuleiten (Mackey et al, 1997, Becker, 2001). Dabei werden vor allem solche Pigmente als Marker verwendet, die eine zentrale Rolle bei der Photosynthese spielen und deshalb in relativ konstanten Anteilen im Verhältnis zum Chl a vorkommen. In Freilandproben werden regelmäßig über 20 Pigmente gefunden, die nicht nur zur Unterscheidung von Gruppen (mind. 5), sondern auch zur weitergehenden Beurteilung des Zustandes des Phytoplanktons (Lichthemmung, Abbauprodukte) herangezogen werden können. Der Vergleich von Chl-Ergebnissen von HPLC und DIN-Methode zeigt eine gute Übereinstimmung (Abb. 1 links).

bbe-Moldaenke Chlorophyllsonde

Bei den Chl-Sonden von bbe-Moldaenke werden die unterschiedlichen *in vivo* Absorptionseigenschaften von 4 Gruppen des Phytoplanktons genutzt. So zeigen Kieselalgen im Bereich zwischen 520 und 540 nm deutlich höhere Absorptionen als Grünalgen, was auf die Eigenschaften ihres akzessorischen Pigmentes Fucoxanthin (im Gegensatz zum Grünalgen-Lutein) zurückzuführen ist. Im Gegensatz zur HPLC-Methode spielen bei der *in vivo* Absorption auch die hydrophilen, protein-gebundenen Phycobiline (PB), wie sie in Cyanobakterien, Cryptomonaden und Rhodophyceen (eher

marin) auftreten, eine Rolle. Bei Cyanobakterien kommt regelmäßig Phycocyanin (PC, blau, um 620 nm), daneben unregelmäßig je nach Spezies Phycoerythrin (PE, rot, um 560 nm) vor. In Cryptomonaden sind mindestens 7 verschiedene PB-Formen bekannt, die aufgrund ihrer Färbung entweder den PE oder den PC zugerechnet werden (Wedemayer et al, 1996).

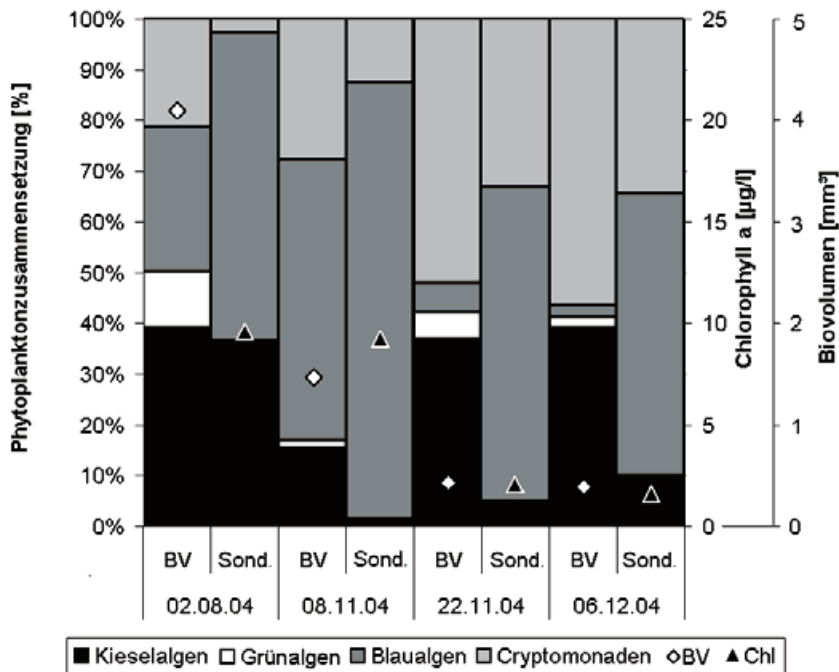


Abb. 2: Exemplarischer Vergleich von Algengruppenanteilen: Biovolumen und Chlorophyll-Sonde, Havel-Proben (UHW-km 34, 2004)

Die Verhältnisse der proteingebundenen PB zum Chl a hängen stark vom physiologischen Zustand der Organismen, insbesondere ihrer Versorgung mit Stickstoff ab (Becker, 2001). Auch das Verhältnis von Chl a-Gehalt zu *in vivo*-Fluoreszenz wird von den Licht- und Nährstoffbedingungen beeinflusst. An der Wasseroberfläche ist oft ein deutlicher Fluoreszenz-Abfall zu beobachten. Bei physiologisch inaktiven Algen kann die Chl a-Fluoreszenz im Verhältnis zum Chl-Gehalt stark sinken.

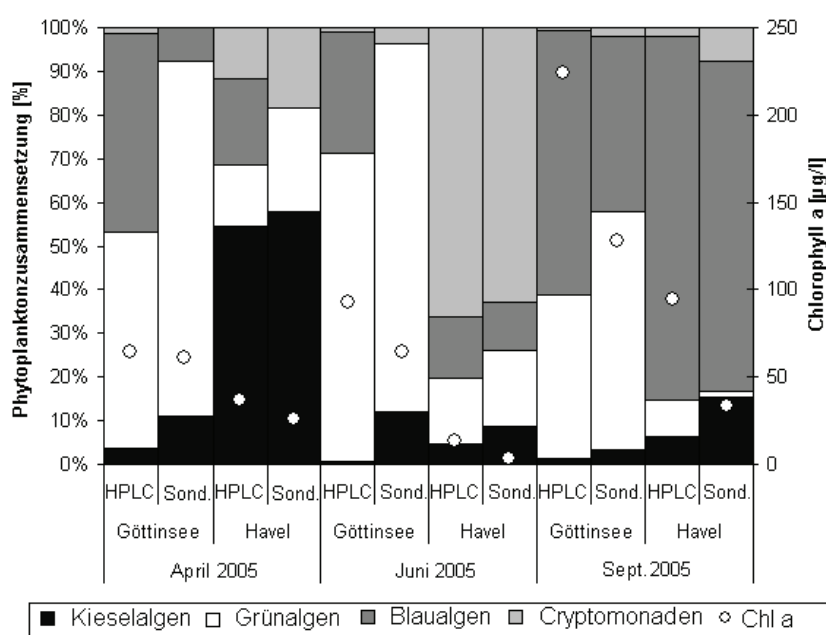


Abb. 3: Exemplarischer Vergleich von Algengruppenanteilen: HPLC Methode und Chlorophyll-Sonde (PHv-km 0,5 und Göttingsee, 2005), deutlichste Abweichungen zwischen den Meth. treten bei hohen Anteilen von Blaualgen und Cryptomonaden auf

Aufgrund der prinzipiell hohen Variabilität der Verhältnisse von PB zu Chl a und des Vorkommens verschiedener Pigmentausrüstungen bei PB-haltigen Algen kommt es bei den Chl-Sonden wesentlich auf eine adäquate Eichung an. In der Regel wird davon ausgegangen, dass PC-Absorption Cyanobakterien und PE-Absorption Cryptomonaden zugeschrieben werden kann.

Schlussfolgerungen

Aufgrund der verschiedenen Bezugsgrößen und der extremen Unterschiede im Informationsgewinn können die verschiedenen Verfahren je nach Fragestellung angewandt bzw. strategisch kombiniert werden. Ein systematischer Vergleich mit größeren Datensätzen ist bei der BfG geplant. Für die Anwendung bei der Gütemodellierung bietet sich an, kontinuierliche Chlorophyll-Sonden Messungen durch HPLC-Analysen zu ergänzen.

Die methodischen Probleme (vgl. Abb. 2+3) mit bbe-Moldaenke-Chlorophyllsonden werden aufgewogen durch den Vorteil, mit ihnen schnell und einfach große Datenmengen erheben zu können. Insbesondere sind die Aufnahme von Längs- und Tiefenprofilen sowie kontinuierliche Messungen über lange Zeiträume nur mit dieser Methode effektiv möglich. Bei der Interpretation der Daten sollten jedoch regelmäßig Vergleiche mit anderen Verfahren erfolgen, um Fehlinterpretationen auszuschließen.

Literatur

- Becker A.: Methoden und Modelle zur Phytoplankton-Analyse am Beispiel einer Restaurierungsmaßnahme an der Bleilochalsperre. Dissertation Universität Mainz, 2001
(<http://archimed.uni-mainz.de/pub/2001/0046>)
- Becker, A., Meister A. & Wilhelm, C.: Flow Cytometric Discrimination of Various Phycobilin-Containing Phytoplankton Groups in a Hypertrophic Reservoir. *Cytometry* 48, 45-57, 2002
- Beutler, M., Wiltshire, K.H., Moldaenke, C., Lüring, C., Meyerhöfer, M., Hansen, U.P. & Dau, H. A.: Fluorometric method for the differentiation of algal populations *in vivo* and *in situ*. *Photosynthesis Research* 72, 39-53, 2002
- Jeffrey, S.W., Mantoura, R.F.C. & Wright, S.W.: Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods. UNESCO, Paris, 1997
- Mackey, M.D., Mackey, D.J., Higgins, H.W. & Wright, S.W.: CHEMTAX – a program for estimating class abundances from chemical markers: Application to chemical measurements of phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 144, 265-283, 1996
- Mischke, U., Behrendt, H., Köhler, J. & Opitz, D.: Überarbeiteter Endbericht zum LAWA-Vorhaben: Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. 20.05.2005, IGB. Berlin-Friedrichshagen. 1-99, 2005
(http://unio.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke/Bewertung_Phytoplankton_Fluesse_korr_5_05.pdf, 9.5.06)
- Rott, E.: Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.* 43 (1): 34 – 62, 1981
- Utermöhl, H.: Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Mitt. int. Ver. Limnol.* 9, 1 – 39, 1958
- Wedemayer, G.J., Kidd, D.G. & Glazer, A.N.: Cryptomonad biliproteins: Bilin types and locations. *Photosynth. Res.* 48, 163-170, 1996
- Wilhelm, C., Volkmar, P., Lohmann, C., Becker, A. & Meyer, M.: The HPLC-aided pigment analysis of phytoplankton cells as a powerful tool in water quality control. *Aqua (Oxf)*, 44: 132-141, 1995

- WOLF, T., STICH, H-B. & LORKE, A.: Determination of spatial distribution patterns and diurnal vertical migration of Zooplankton in Lake Constance by acoustic backscatter
- HORN, W.: Verteilungsmuster des Crustaceenplanktons in der Talsperre Saidenbach – Beispiele aus dem Sommer
- ROHDEN, C. VON, ILMBERGER, J. & WUNDERLE, K.: Vertikale Wanderung von Zooplankton in kleinen Seen
- BIERSCHENK, B., BIERCHENK, A., BIERWIRTH, J. & SCHIRMER, M.: Zooplankton-dynamik im Tidebiotop „Vor- und Hinterwerder“
- RINKE, K., HÜBNER, I., PETZOLDT, T., ROLINSKI, S., KÖNIG, M. BENNDORF, J., LORKE, A. & POST, J.: Wie interne Wellen die Verteilungsmuster von Zooplankton beeinflussen: Untersuchungen mit klassischen und hydroakustischen Methoden
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., RIEL, P. & RUMPF, M.: Habitat- und Raumnutzung von *Mysis relicta* (Decapoda, Mysidacea)
- HAMMERS-WIRTZ, M., COORS, A. & RATTE, H. T.: Störung der chemischen Kommunikation von Planktonorganismen durch Xenobiotika

Determination of spatial distribution patterns and diurnal vertical migration of Zooplankton in Lake Constance by acoustic backscatter

Thomas Wolf¹, Hans-Bernd Stich¹ & Andreas Lorke²

¹ Institute for Lake Research, Argenweg 50, 88085 Langenargen, Germany, thomas.wolf@lfula.lfu.bwl.de

² Institute for Limnology, University of Konstanz, Mainaustraße 252, 78464 Konstanz, andreas.lorke@uni-konstanz.de

Keywords: Zooplankton, patchiness, hydroacoustic, diurnal vertical migration, Lake Constance

Abstract

The development of ecosystems as a whole as well as the development of fish populations within lakes are strongly dependent on the supply and the stocks of zooplankton available within a lake. Amount, spatial distribution and temporal variations of zooplankton biomass affect the fish-zooplankton-interactions as well as the grazing pressure exerted by the zooplankton on organisms of the lower trophic levels. Measurements with an acoustic doppler current profiler (ADCP) verified distinct spatial structures of zooplankton within Lake Constance, a large, deep lake in southern Germany, covering an area of about 531 km². Furthermore, spatial structures changed temporarily during the diurnal cycle. Results gathered so far, seem to indicate, that the patchiness and behaviour of the Zooplankton aggregations may be observed and quantified by means of ADCP measurements. Several features governing the diurnal migration of Zooplankton could be manifested in-situ and determined for large areas of the lake, resulting in a more reliable picture about Zooplankton dynamics and its interactions for the whole lake.

Introduction

Due to the convention of the International Commission for the Protection of Lake Constance (IGKB) zooplankton in Lake Constance is monitored for several decades starting with an extensive monitoring program in the 60-ies of the last century. These classical records of zooplankton show the annual development and the partitioning of the total zooplankton biomass into species. Up to now, only few is known about the patchiness e.g. the spatial distribution and the homogeneity of the spatial distribution of zooplankton within Lake Constance. Therefore we started a zooplankton monitoring campaign which was based on the usage of an acoustic doppler current profiler (ADCP - RDI "workhorse") which is operating on a frequency of 614 KHz.

Net hauls and calibration

For calibrational purposes we carried out net hauls using quantitative closing nets (Hydro-Bios), with a mesh size of 100 µm. After the net hauls the samples were fixated using a 4% sugar-formol solution (Haney & Hall 1975). The zooplankton samples were split into sub samples and counted under a binocular microscope with a magnification of 20 x.

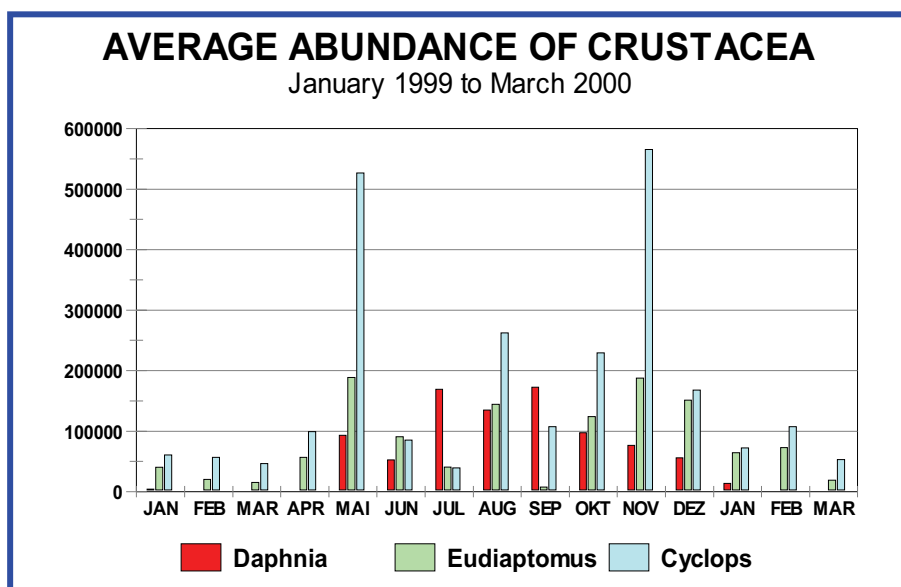


Fig.1 Abundances of the main zooplankton groups within Lake Constance.

Methodology of hydroacoustical zooplankton detection

In order to test for zooplankton the detection ability of the hydroacoustical method within Lake Constance we had chosen several transects within the lake. The ADCP was mounted aside the RV „Komoran“ (fig.2). We deployed a so called „Workhorse“ acoustic doppler current profiler (ADCP) from RDI. The instrument is using a fixed monochromatic frequency of 614 kHz. The device was set up in such a way, that the effective profiling range was about 50 m with a vertical resolution of 0.5 m and 128 depth cells giving altogether a total profiling range of about 64 m. The ADCP was deployed along the transects using a ping repeating rate of 1 second. This means hat the ADCP was transmitting each second one acoustical ping.



Fig.2 Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) mounted aside the RV „Komoran“.

Data processing

The data received by the ADCP were processed using a procedure described in Lorke et al. (2004). In a first step the backscatter data were retrieved from the WinRiver-software using the export facility of this software. Thereafter the calibration procedure was carried out as second step. During the post processing of the data we revised the recorded backscatter signals visually for distortions, which could be caused e.g. by the marine propeller or by resuspended sediment, which occurred often in shallow areas of transects. Another strong source of erroneous calibration results are fish echoes which can be detected with the ADCP as well. As the swim bladder gives very strong acoustical backscatter fish echoes are a strong and always present source of error while deploying an ADCP in deep water. Single pings were revised for the appearance of fish echoes which were given extreme strong reflectivity and thus backscatter signals which would lead to erroneous calibration results. These fish signals were detected and ruled out by comparing the backscatter signal of the four single beams. This is easily done, as fish echoes normally are present only in one single beam and show a peak like structure along the vertical as well as along the horizontal axis. The backscatter variations due to the appearance of zooplankton show a smooth signal development without strong differences between the single beams of the ADCP. These differences are used to identify and to „rule out“ the erroneous fish echoes.

For the calibration of the acoustical back scatter signal the exact time and depth limits of the accompanied net hauls is needed. Using these data characterising the net hauls we can apply a program which cuts out the adequate part of the backscatter recording. The quality of the calibration procedure between acoustical backscatter signal and the zooplankton abundance strongly depends on the exact correspondence between the zooplankton net hauls and the appropriate segment in the ADCP recording. Since the zooplankton distributions often show distinct and sharp gradients even errors of the net haul depth, e.g. by drifting of the ship, may cause a significant bias in the calibration results, since the acoustical backscatter strength may vary by 5 .. 10 dB within a few meters.

The success of the calibration also depends on the consideration and exact determination of the time period needed for the net hauls. The mesoscale patchiness of the zooplankton seems to be organised on scales in the order of $O(10\text{ m}) \dots O(100\text{ m})$. Covering the strata between 0 m and 100m by 6 net hauls (catches in between 0..5..10..20..30..60..100 m) takes approximately 30 minutes. During this time course, the vertical distribution of the zooplankton in the investigated column may vary already. Another source of error might be the horizontal displacement of the ship. It becomes easily clear, that there is taking place a significant transversal movement of the water body and thus also between the ship and the ADCP on one side and the zooplankton patches beneath the water surface on the other side.

Vertical diurnal migration

The vertical diurnal migration of zooplankton is a well known phenomenon and for many lakes proven (e.g. Lampert et al 1988). In Lake Constance especially Cladocera exhibit a pronounced migration (Geller 1986, Stich 1989). In both studies DVM could be proven by “classical” means, periodically repeated zooplankton hauls along one vertical profile in the middle of the lake. Using the ADCP we could verify the DVM for the whole lake, with presumably changing environmental conditions e.g. the locally changing distribution of whitefish (Appenzeller 1998).

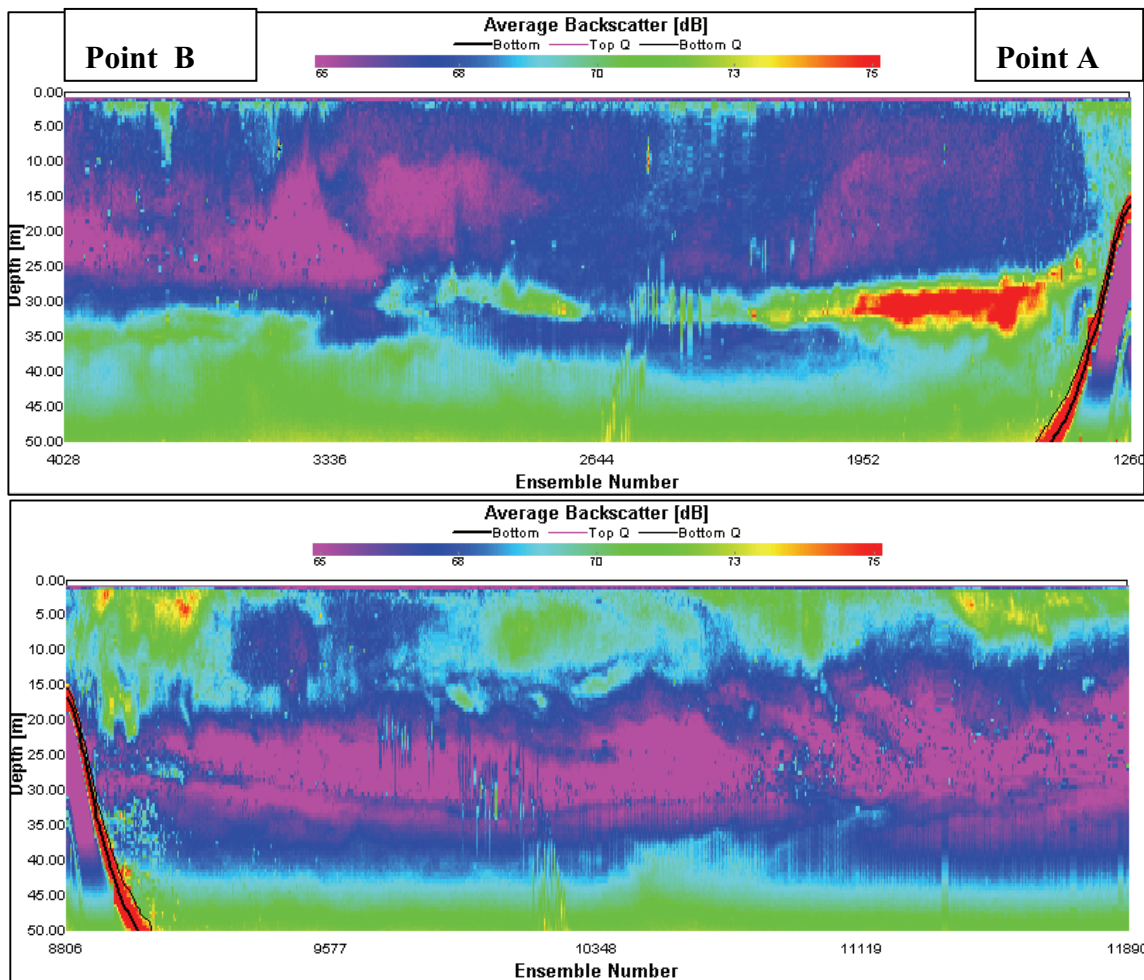


Fig. 3 Acoustic backscatter measured along a transect from Langenargen (point A) until the middle of Lake Constance (point B) over a distance of 6 km during day time (upper picture) and night time (lower picture, reverse direction of the transect). The structures of the spatial distribution of the Zooplankton are clearly visible.

In fig.3 we can see the recording of the acoustic backscatter along the transect AB which starts at **Point A** at Langenargen and ends in the middle of the Lake at **Point B**. There can easily be detected three areas of increased backscatter strength. One upper layer ranging from 0 to 3 m water depth, a layer between 30 and 40 m water depth approximately and increased backscatter intensity from 50 m to 70 m. The latter one indicates the limits of applicability of the ADCP-device, which is confined in its profiling range by the worsening of the signal - noise ratio. The two other layers correspond with an increased density of scattering particles in the water column – in this case zooplankton.

Ambiguity

Since hydroacoustic signals are scattered by different classes of particles there is no way to distinguish a-priori between the scattering of the acoustical signal by suspended sediment, high concentrations of algae or zooplankton agglomerations. As a consequence it is necessary to accompany the hydroacoustical backscatter information by some calibration net hauls which are used to link the measured backscatter intensities with biomass or abundances of zooplankton species. Moreover it has to be ensured that the measured backscatter signal is not distorted by other sinks of

hydroacoustical energy – e.g. due to sediment loads carried within the river plumes intruding the lake. This can only be accomplished by taking a number of calibration samples and by introduction of expertise with respect to the temporal and spatial variations of river plumes in the lake.

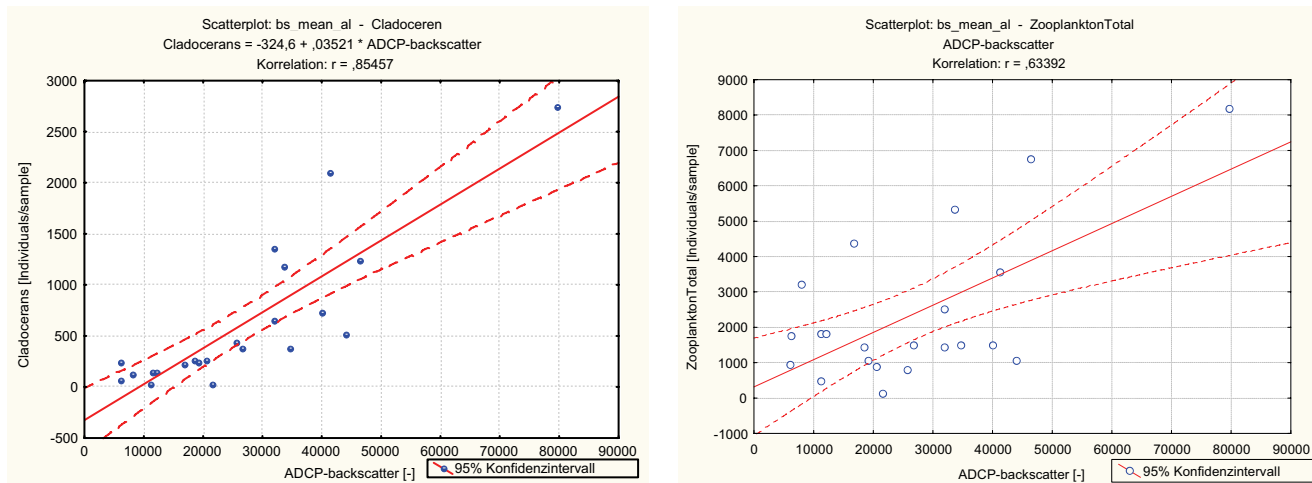


Fig. 4 Calibration of backscatter strength against number of Cladocerans (left hand side) and total zooplankton (right hand side).

Conclusions

It could be shown that the ADCP-surveys deliver a quasi-synoptical method for the determination of temporal and spatial distribution of Zooplankton in Lake Constance. Thus this hydroacoustical method allows for a more exact determination of the zooplankton “stock” enabling a better clarification of the zooplankton-fish interactions in a lake. At present the ADCP-backscatter data can not replace totally classical net hauls which are still necessary for calibrational purposes. Nevertheless the hydroacoustical backscatter data allow to “close the gap” between spatially rarely sampled classical net haul sample points. Thus they can deliver a more complete picture about the three-dimensional distribution pattern of zooplankton for the whole lake. We observed the diurnal vertical migration of zooplankton along lake wide surveys. At the same time surveys show that zooplankton shows some distinct patchiness within the lake.

Literatur

- Appenzeller, A.R. 1998 Persistent large scale heterogeneity of pelagic fish in Upper Lake Constance and its possible causes. *Archiv. Hydrobiol. Spec. Issues* 53:303-316
- Haney, J.F. & Hall, D.J. 1975: Sugar coated Daphnia: a preservation technique for cladocera. *Limnol. Oceanogr.* 18:331-333
- Lampert, W.; Schmitt, R.-D. & Muck, P. 1988: Vertical migration of freshwater zooplankton: Test of some hypothesis predicting a metabolic advantage. *Bull. Mar. Sci.* 43:620-640
- Lorke, A.; McGinnis, D.F.; Spaak, P. & Wüest A. 2004 : Acoustic observations of zooplankton in lakes using a Doppler current profiler; *Freshwater Biology*,
- Geller, W. 1986: Diurnal vertical migration of zooplankton in a temperate great lake (L. Constance): A starvation avoidance mechanism. *Arch. hydrobiol. Suppl.* 74:11-63
- H. B. Stich, 1989, Seasonal changes of diel vertical migration of crustacean plankton in Lake Constance. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 83 :355-405

Verteilungsmuster des Crustaceenplanktons in der Talsperre Saidenbach – Beispiele aus dem Sommer

Wolfgang Horn

Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Arbeitsgruppe „Biotische Struktur von Stauseen“ an der Ökologischen Station Neunzehnhain der TU Dresden, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld; e-mail: horn@t-online.de

Keywords: Talsperre Saidenbach, Plankton, Crustaceen, Vertikalverteilung, Halbwertstiefe, Tagesgang

Einleitung

Die Talsperre Saidenbach wird seit den 70er Jahren regelmäßig umfassend untersucht (s. DGL, z.B. Horn, H. 2000 und Horn, W. 2001). Schwerpunkte der Untersuchungen sind die Phyto- und Zooplanktodynamik, die Nährstoffe und die hydrophysikalischen Bedingungen.

Ziel der Zooplankton-Erforschung ist es, die Dynamik der wichtigsten planktischen Crustaceengruppen längerfristig zu beschreiben, die kausalen Zusammenhänge der Veränderungen zu erkennen und ihren Einfluß auf den Stoffhaushalt abzuschätzen. Hintergrund ist, daß die planktischen Crustaceen eine zentrale Rolle im Stoff- und Energiehaushalt der Standgewässer einnehmen. Die wechselnden Verhältnisse von Temperatur, Schichtung (Phytoplankton, Sauerstoff usw.) sowie Nahrungssituation und Räubern, um nur die wichtigsten Einflußgrößen zu nennen, steuern ihre vertikale (und horizontale) Verteilung im Jahresverlauf und favorisieren oft ein tagesperiodisches vertikales Wanderungsverhalten (z.B. Stich & Lampert 1981, Gliwicz 2003, Winder et al. 2003). Von großem Interesse ist dabei vor allem auch der Fischbestand als eine der Haupteinflußgrößen, zu dem umfangreiche neuere Informationen von Kahl et al. (2002) vorliegen. Während die saisonale Tiefenverteilung der Crustaceen in der Talsperre Saidenbach gut bekannt ist (Horn 2005), fehlen aktuelle Untersuchungen zum diurnalen Verhalten. Um dieses aufzuklären wurden zu verschiedenen Tageszeiten mit Hilfe von Schließnetzfangen unterschiedliche Tiefenschichten beprobt, wobei die gesamte Wassersäule erfaßt wurde.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Talsperre Saidenbach befindet sich im Mittleren Erzgebirge im Flußgebiet der Flöha. Das relativ dicht besiedelte Einzugsgebiet wird landwirtschaftlich genutzt, die Wasserbeschaffenheit im vorgestellten Untersuchungszeitraum ist als mesotroph zu charakterisieren. Das Einzugsgebiet reicht bis in Höhen von 700 m, der Wasserspiegel des vollen Rinnenstausees liegt bei 439 m üNN.

Methoden

Das Crustaceenplankton der mesotrophen Talsperre Saidenbach wird in der eisfreien Zeit alle 2 Wochen mittels Schließnetzfangen am tiefsten Gewässerpunkt in der gesamten Wassersäule untersucht. Es werden die Tiefenbereiche 0 - 5 Meter, 5 - 10 m, 10 - 15 m, 15 - 25 m und 25 m bis Grund

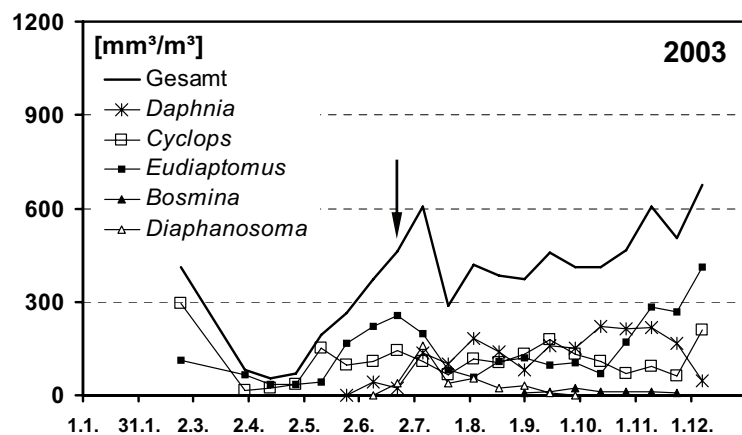
(meist ca. 40 m) beprobt. Die Maschenweite des Netzes beträgt 175 μm , der Öffnungsdurchmesser 30 cm. Die routinemäßige Probenentnahme erfolgt immer vormittags zwischen 8 und 9 Uhr. Als Maßstab für den Tiefenschwerpunkt der Population dient die Halbwertstiefe. Sie gibt die Tiefe an, in der sich die aufsummierten Tiermengen oberhalb und unterhalb gleichen. Die Lage der Sprungschicht wird durch Temperaturmessungen im Meter-Abstand bestimmt.

Um eine eventuelle vertikale Migration des Crustaceenplanktons zu erfassen, wurden am 23.06. 2003 die Tiefenverteilungen der Crustaceen einen ganzen Tag lang, beginnend um 8 Uhr bis zum nächsten Morgen, im Abstand von 6 Stunden untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

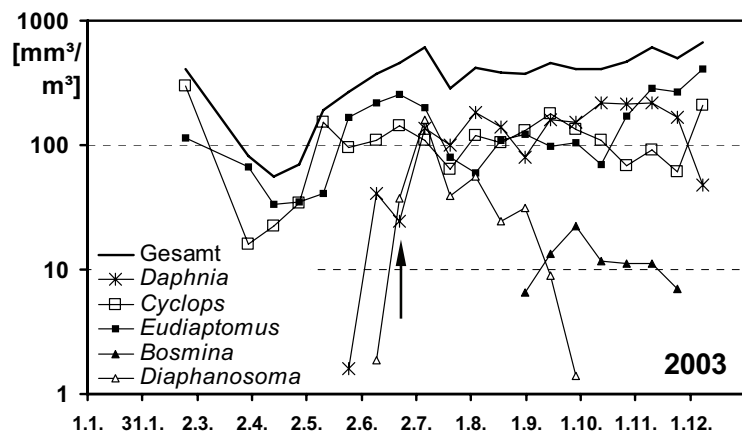
Die Abbildung 1 zeigt den Jahresgang der in der Talsperre Saldenbach dominanten Crustaceen. Am 23. Juni, dem Untersuchungstag, waren vor allem *Eudiaptomus gracilis* und *Cyclops abyssorum* in größeren Abundanzen vorhanden.

Abb. 1: Jahresgang der Biomasse der Crustaceen.



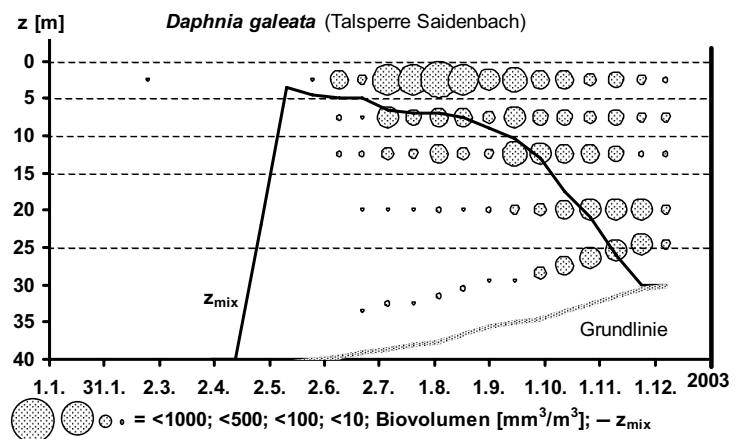
Die exponentielle Darstellung in Abbildung 2 zeigt aber deutlich, daß sich die Cladoceren (*Daphnia galeata* und *Diaphanosoma brachyurum*) schon in der logarithmischen Wachstumsphase befinden.

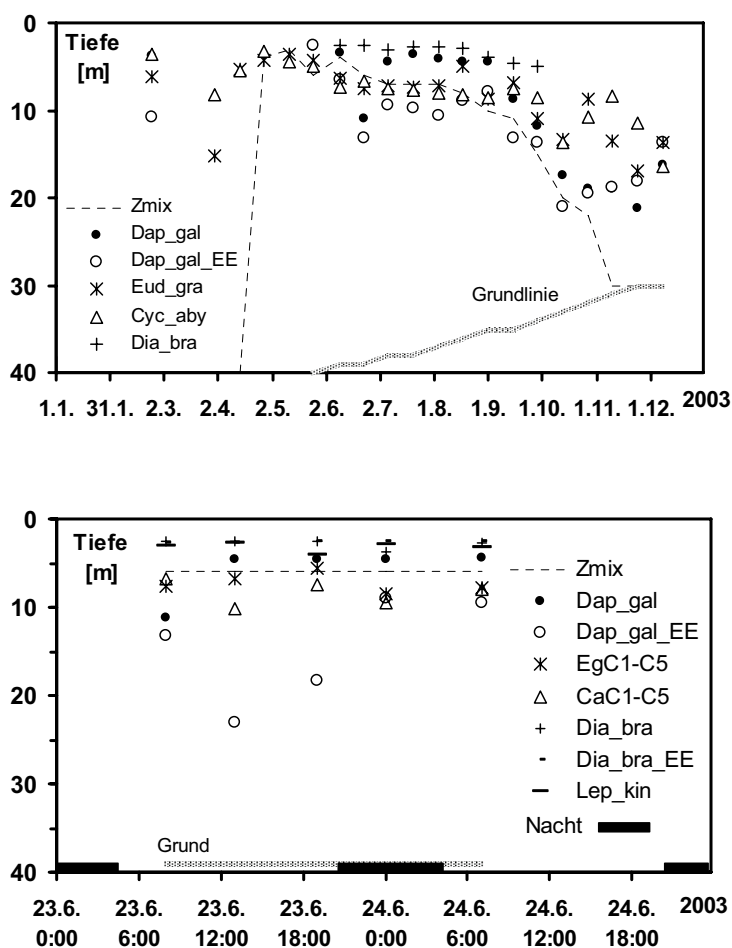
Abb. 2: Logarithmische Darstellung des Jahresganges der Biomasse der Crustaceen.



Die vertikale Verteilung im Jahresverlauf verweist auf hohe Tierdichten im Bereich des Epi- und Metalimnions, nicht nur für die hier in der Abbildung 3 dargestellten Daphnien, sondern auch für alle anderen Arten.

Abb. 3: Die vertikale Verteilung des Biovolumens von *Daphnia galeata* im Verlauf des Jahres 2003.





Die Halbwertstiefen (Abb. 4) der Crustaceen ergeben, daß sich etwa 50 % der Tiere aller Arten im Epilimnion aufhalten. Lediglich die Werte der Daphnien sind am Untersuchungstag etwas tiefer als üblich.

Abb. 4: Die Halbwertstiefen wichtiger Crustaceen im Jahresverlauf.

Bei der Tag-Nacht-Untersuchung bleiben die Halbwertstiefen bei allen Arten annähernd gleich (Abb. 5). Auch für *Daphnia galeata* ist in der Nacht keine Migration nach oben feststellbar. Am Tage bevorzugen die Daphnien mit Eiern jedoch offensichtlich tiefere Bereiche (relativ geringe Tierzahlen und ein nächtlicher Anstieg der Eiabundanz pro Fläche lassen jedoch keine eindeutige Interpretation zu (s. unten).

Abb. 5: Die Halbwertstiefen wichtiger Crustaceen vom 23. zum 24. Juni 2003.

Dap_gal = *Daphnia galeata*, EE = Eier/Embryonen, Eg = *Eudiaptomus gracilis*, Ca = *Cyclops abyssorum*, C1-C5 = Copepodide Stadien 1-5, Dia_bra = *Diaphanosoma brachyurum*, Lep_kin = *Leptodora kindti*.

Bei einer Untersuchung der vertikalen Migration darf man die einzelnen Tiefenstufen nicht allein betrachten. Es müssen immer auch die zeitlichen Veränderungen in ihnen mit der gesamten Tierzahl in der Wassersäule verglichen werden. Diese muß konstant bleiben, um eindeutige Aussagen über vertikale Bewegungen treffen zu können, denn ansonsten liegen seitliche Verschiebungen vor. Deshalb wurden neben den tageszeitlichen Veränderungen in der 0 - 5 m Schicht (die bei allen Arten die meisten Tiere enthielt) auch die in der gesamten Wassersäule dargestellt. Dabei ergab sich für die Individuendichten, also die absoluten Tierdichten (bei den Halbwertstiefen handelt es sich um relative Änderungen), der Arten bzw. Kategorien folgendes:

- Am deutlichsten zeigte sich bei *Daphnia galeata*, daß die scheinbare nächtliche vertikale Wanderung an die Oberfläche (Zunahme der Individuendichten in der 0 bis 5 m Schicht; Abb. 6, links) offensichtlich nur auf seitlicher Zuwanderung beruht (Abb. 6, rechts).

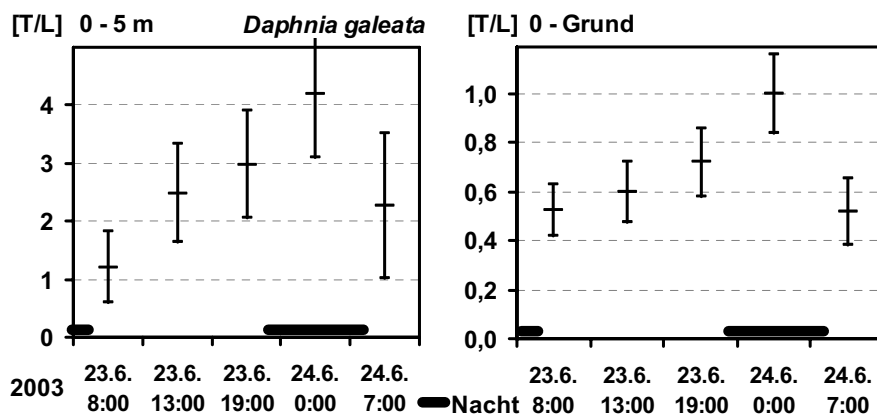


Abb. 6: Die Individuendichten von *Daphnia galeata* vom 23. zum 24. Juni 2003.

Wären die Veränderungen von 0 bis 5 m lediglich auf eine vertikale Migration zurückzuführen, müßten die Tierdichten von der Oberfläche bis zum Grund die ganze Zeit über konstant bleiben.

Hinweise gibt es jedoch darauf, daß Daphnien mit Eiern/Embryonen tagsüber tiefere Bereiche bevorzugen. Dies wird als Anpassung an den Fischfraßdruck verstanden, denn die besser sichtbaren nachwuchstragenden Muttertiere sind durch die zooplanktivoren Fische besonders starken Verlusten ausgesetzt (z.B. Janßen et al. 2000). Auch die vertikalen Verteilungen der Fischdichte belegen das, die am höchsten in den oberen 10 m sind. Dabei bevorzugt die Plötze mehr oberflächennahe Bereiche, der Barsch eher die Zone bis 10 m (Radke et al. 2003a).

- Auch bei *Leptodora kindti* scheint die nächtliche Zunahme in den oberen 5 m hauptsächlich auf seitliche Zuwanderung zurückzuführen sein (Abb. 7). Allerdings sind hier die Tierzahlen sehr viel geringer.

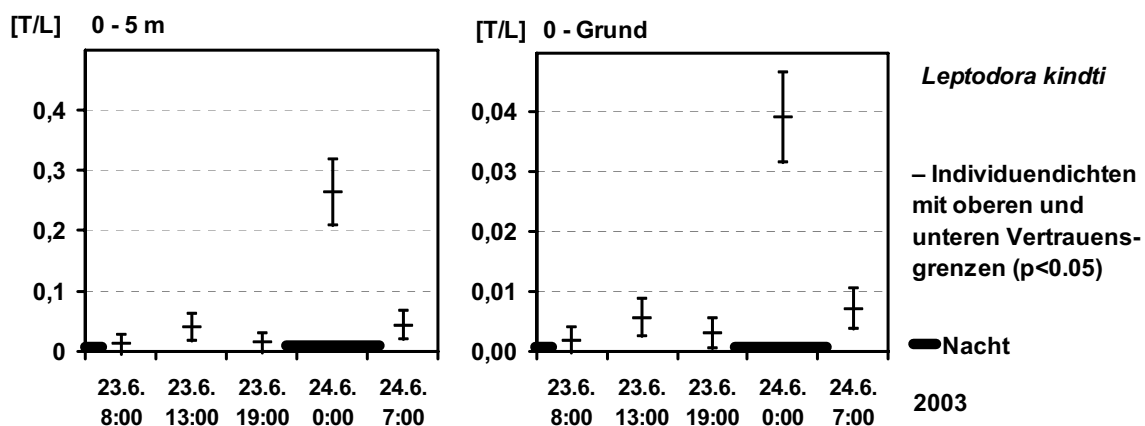


Abb. 7: Die Individuendichten von *Leptodora kindti* vom 23. zum 24. Juni 2003.

- Die Unterschiede bei den Abundanzen von *Diaphanosoma brachyurum* sind dagegen vergleichsweise klein und auch bei den cyclopoiden Copepoden (*Cyclops abyssorum*) gibt es wenig Unterschiede. Am geringsten sind die Schwankungen über die gesamte Tiefe jedoch bei den calanoiden Copepoden (nur durch *Eudiaptomus gracilis* vertreten).

Die vorgestellten Arten bevorzugen alle das warme, nahrungsreiche Epi- und Metalimnion. In diesen wachstumsförderlichen Bereichen leben aber auch viele der Fraßfeinde. Es handelt sich dabei vorrangig um zooplanktivore Fische (Plötze, Barsch: 2001 ca. 200 bzw. 60 kg/ha; Radke et al. 2003b). In den oberen 5 Meter befinden sich im Sommer ca. 70 % des Plötzen- und in 5 bis 10 m Wassertiefe 69 % des Barsch-Bestandes (Radke et al. 2003a). Direkt unter der Oberfläche sind oft auch die zahlreichen alten Silberkarpfen zu beobachten. Ihre Bedeutung dürfte ebenso groß sein (geschätzt ca. 350 kg/ha). Eine Folge des starken Fischfraßdruckes ist die vergleichsweise geringe Besiedlung der obersten 5 Meterschicht mit nachwuchstragenden und damit besser sichtbaren *Daphnia*-Muttertieren (Horn, W. 2005). Ihre mittlere sommerliche Halbwertstiefe liegt bei 9,50 m, also 3,60 m unter der der Daphnien, das Hypolimnion wird jedoch gemieden. Der Aufenthalt der Muttertiere in diesen mittleren Tiefen ist sicherlich Ergebnis sowohl eines aktiven Ausweichverhaltens als auch Resultat von Elimination (Fischfraß, z.B. Janßen et al. 2000).

Zusammenfassung

Die saisonalen Vertikalverteilungsbilder der Crustaceen weisen bei Schichtung deutlich auf eine Bevorzugung der Oberflächenbereiche hin. Das wird auch durch die Halbwertstiefen (Populations-schwerpunkt) angezeigt. Sie nehmen im Jahresverlauf ähnlich wie das Epilimnion zu.

Eine ausgeprägte (über mehr als 5 Meter reichende) vertikale tägliche Migration ist bei keiner der Arten nachweisbar, denn die berechneten Halbwertstiefen verändern sich im Tagesverlauf wenig. Lediglich die nachwuchstragenden Daphnien scheinen tagsüber deutlich tiefere Bereiche zu bevorzugen. Für die Prüfung auf tagesperiodische Wanderungen mit schwacher Amplitude (< 5 m) ist eine andere Entnahmemethode nötig.

Deutliche Hinweise gibt es dagegen auf eine horizontale Einwanderung in den Nachtstunden sowohl bei *Daphnia* als auch bei *Leptodora* (dabei bleibt die absolute Dichte letzterer mit maximal 0,3 Tieren pro Liter allerdings sehr gering).

Einzelne signifikante Unterschiede im Tagesverlauf bei den übrigen Arten lassen sich nur durch horizontale Verschiebungen von Wassermassen oder „Wolken“ (patchiness, Seiches) erklären, denn sie verlaufen nicht parallel mit den Veränderungen von *Daphnia* und erreichen auch nicht das Ausmaß deren nächtlicher Akkumulation.

Somit ergeben diese Tag-Nacht-Untersuchungen keinen Nachweis für tagesperiodische Wanderungen. Eine vertikal, horizontal und zeitlich noch dichtere synchrone Probenahme wäre erforderlich, was im Rahmen üblicher Untersuchungen aber nicht realisierbar ist.

Danksagung

Der Autor dankt R. Medler und A. Schwalbe für die Mithilfe bei der Probenahme sowie A. Börner und H. Horn für die Unterstützung bei der Auswertung.

Literatur

- Gliwicz, Z.M. (2003): Between Hazards of Starvation and Risk of Predation: The Ecology of Offshore Animals. In: Excellence of Ecology (Editor: O. Kinne), Published 2003 by International Ecology Institute Oldendorf/Luhe, Germany: 379 pp.
- Horn, H. (2000): Langzeitentwicklung des Phytoplanktons der Talsperre Saidenbach: Welche Auswirkungen hatte die politische Wende? Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1999 (Rostock), Eigenverlag der DGL, Tutzing: 286-290.
- Horn, W. (2001): Die Entwicklung planktischer Crustaceen in der Talsperre Saidenbach über 25 Jahre – Trends und ihre Hintergründe. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Eigenverlag der DGL, Tutzing 2001: 603-607.
- Horn, W. (2005): Die vertikale Schichtung des Crustaceenplanktons in der Talsperre Saidenbach - Verteilungsmuster und Hintergründe. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004 (Potsdam), Weißensee Verlag, Berlin: 419-423.
- Janßen, M., Hülsmann, S., Wagner, A. (2000): Fische sind findiger: Extreme Nahrungsselektivität bei 0+Barschen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1999 (Rostock), Eigenverlag der DGL, Tutzing: 676-680.
- Kahl, U., Radke, R.J., Benndorf, J. (2002): Ausgangszustand einer Fischartengemeinschaft vor der Biomanipulation: Spezifische Bedingungen in einer tiefen, mesotrophen Talsperre mit geringem Litoralanteil. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001 (Kiel), Eigenverlag der DGL, Tutzing: 324-329.
- Radke, R.J., Kahl, U., Benndorf, J. (2003a): Food-web manipulation of drinking water reservoirs with salmonids: vertical distribution of prey and predators. *Limnologica* 33: 92-98.
- Radke, R.J., Kahl, U., Wieland, F., Benndorf, J. (2003b): Steigerung der Biofiltration durch Optimierung der Fischbesiedlung mit dem Ziel der Verbesserung der Rohwassergüte in Trinkwassertalsperren. Abschlußbericht F & E Vorhaben W 02/00, DVGW. TU Dresden, Inst. Hydrobiol. 22 S.
- Stich, H.-B., Lampert, W. (1981): Predator evasion as an explanation of diurnal vertical migration by zooplankton. *Nature* 293, No. 5831: 369-398.
- Winder, M., Buergi, H.R., Spaak, P. (2003): Seasonal vertical distribution of phytoplankton and copepod species in a high mountain lake. *Arch. Hydrobiol.* 158: 197-213.

Vertikale Wanderung von Zooplankton in kleinen Seen

Christoph von Rohden, Johann Ilmberger & Karl Wunderle

Institut für Umweltphysik, Im Neuenheimer Feld 229, 69120 Heidelberg,

Christoph.vonRohden@iup.uni-heidelberg.de

Keywords: Zooplankton in Seen, ADCP, Echo-Intensität, tägliche Vertikalwanderung

Einleitung

Akustische Methoden zur Identifizierung von Zooplankton werden seit Ende der 70er Jahre im Ozean angewandt. Mit dem Einsatz von ADCP's (Acoustic Doppler Current Profiler) wurden seit Ende der 80er Jahre verschiedene Studien durchgeführt. Sie zeigen deren Potenzial zur Messung und Interpretation von Zooplankton-Häufigkeiten, der räumlichen und zeitlichen Verteilungsmuster und gleichzeitig aufgenommener physikalischer Parameter (Strömungsgeschwindigkeiten) auf (z.B. Flagg & Smith, 1989, Heywood et al., 1990). Erhebliches Augenmerk wurde dabei auf die Möglichkeiten der quantitativen Bestimmung von Zooplankton-Dichten durch Kalibrierungen von Echointensitäten mit Zählungen gerichtet, die auf Netzproben basieren.

Wenige Berichte gibt es bisher über entsprechende Untersuchungen in Seen. Miller (2003) zeigte Rückstreu-Daten eines nach unten gerichteten 300 kHz-ADCP (RDI Workhorse) am Michigansee. Er beschrieb qualitativ die zeitliche und räumliche Variabilität von biologischen Streuzentren sowie die tägliche Vertikalwanderung (DVM), insbesondere von *Mysis relicta*. Lorke et al. (2004) zeigten Messungen aus einem Schweizer See. Ein 600 kHz-ADCP (RDI Workhorse) wurde dafür in 41 Metern Tiefe nach oben sehend auf dem Grund installiert. Sie fanden ausgeprägte Signale der Vertikalwanderung sowie gute Korrelationen zwischen Rückstreu-Intensität und den Konzentrationen echointensiver Zooplankton-Arten.

Es hat sich gezeigt, dass die Eignung von ADCP's fester Frequenz zur Beobachtung von Zooplankton von dessen Größenspektrum und dessen örtlichen und zeitlichen Bewegungsskalen abhängt. Unsere Studie zeigt Rückstreudaten einer Reihe von akustischen Messungen in einem maximal 20 m tiefen Baggersee in der Rheinebene (Willersinnweiher bei Ludwigshafen). Das Größenspektrum des Zooplanktons liegt dort im Bereich von 1 mm und kleiner. Prinzipiell sind zur Messung von geeigneten Rückstreu-Intensitäten bei kleinen Streuzentren-Größen höhere Frequenzen erforderlich. Damit verbunden ist eine höhere vertikale Auflösung auf Kosten der Reichweite in der Wassersäule. Ein 1200 kHz-ADCP (RDI Workhorse Sentinel) wurde für Messzeiträume von jeweils einer Woche auf dem Grund in tiefen Bereichen des Sees verankert.

Material und Methoden

Die Messungen fanden während der Sommerstagnation im Willersinnweiher bei Ludwigshafen/Rhein statt. Der Willersinnweiher ist ein ca. 800 m mal 250 m großer und maximal 20 m tiefer

ehemaliger Baggersee (Sandler, 2004). Der See ist eutroph, ohne oberflächlichen Abfluss und wird im Wesentlichen durch Grundwasser gespeist.

Das ADCP wurde an ausgewählten Messstellen auf dem Seeboden installiert. Eine cardanische Aufhängung (Abb. 1) stellte bei Unebenheiten des Seebodens die senkrechte Ausrichtung nach oben sicher. Der Tiefenbereich, den das Rückstreu-Profil des ADCP überdeckt, reicht von typischerweise 14 m Tiefe bis zur Wasseroberfläche. Das Gerät wurde vom Seeufer aus per Kabel mit Energie aus Akkus versorgt. Über das mehradrige Kabel erfolgten auch in etwa wöchentlichen Abständen das Auslesen der im Gerät gespeicherten Messdaten und das Aufsetzen neuer Messreihen.

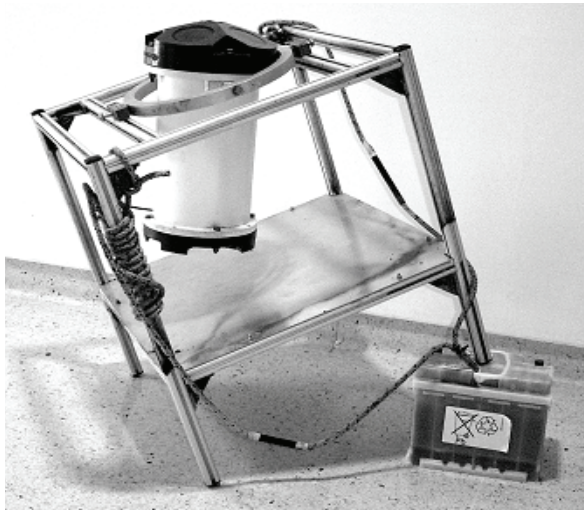


Abb. 1: Installation des ADCP (Seegrund) mit senkrechter Ausrichtung nach oben.

Ergebnisse und Diskussion

Abb. 2 (mittleres Bild) zeigt exemplarisch den Konturplot der Echo-Intensitäten für einen 5-Tages-Zeitraum Ende August 2004. Die vertikale Auflösung (Bin-Größe) betrug 0.5 m. Alle fünf Minuten wurden 800 Einzelmessungen (pings) zu einem Echo-Profil gemittelt und im ADCP abgespeichert. Die Echodaten sind entsprechend Deines (1999) mit der Transducer-Geometrie und der Schallabsorption im Wasser korrigiert, d.h. Intensitäten aus verschiedenen Tiefen sind direkt vergleichbar.

Die Echointensität zeigt ein regelmäßiges, von der Tageszeit abhängiges Muster: tagsüber unterhalb ca. 8 m ein starkes Echo, am Abend einen aufsteigenden Streifen. Nachts ist eine erhöhte Intensität im Epilimnion (~5-6 m) sichtbar, während das Hypolimnion sehr echoarm ist. Am Morgen findet man absteigende Streifen. Diese zeitlichen und örtlichen Variationen des Echsignals sind im Allgemeinen während der gesamten Schichtungsperiode zu beobachten. Sie können klar als Migrationsbewegungen von Zooplankton identifiziert werden.

Der zeitliche Verlauf der Muster ist mit der solaren Einstrahlung korreliert (Abb. 2, oberes Teilbild). Im unteren Teilbild sind die zeitlichen Verläufe der vom ADCP ausgegebenen vertikalen Geschwindigkeitskomponente (schwarze Kurve) und die Rückstreuintensität in 7.5 m Tiefe gezeigt. In Abb. 3 ist stellvertretend für den gezeigten Messzeitraum ein Zyklus herausgeschnitten. Die Aufwärtsbewegung beginnt im Hypolimnion ungefähr beim Sonnenuntergang. Etwa 20 min nach Sonnenuntergang ist in 7.5 m Tiefe ein Peak in der Echointensität und in der Vertikalgeschwindigkeit zu sehen (Abb. 2, unteres Teilbild). Die Abwärtsbewegung erzeugt in derselben Tiefe ähnliche Peaks ca. 35 min vor Sonnenaufgang. Der Beginn des Absinkens erfolgt etwas früher. Negative Peaks in den Vertikalgeschwindigkeiten sind vorhanden und korrelieren mit den Echo-Peaks, treten

aber nicht deutlich hervor. Der Abstieg des Zooplanktons erscheint im Echobild diffuser im Vergleich zum kollektiveren Aufstieg.

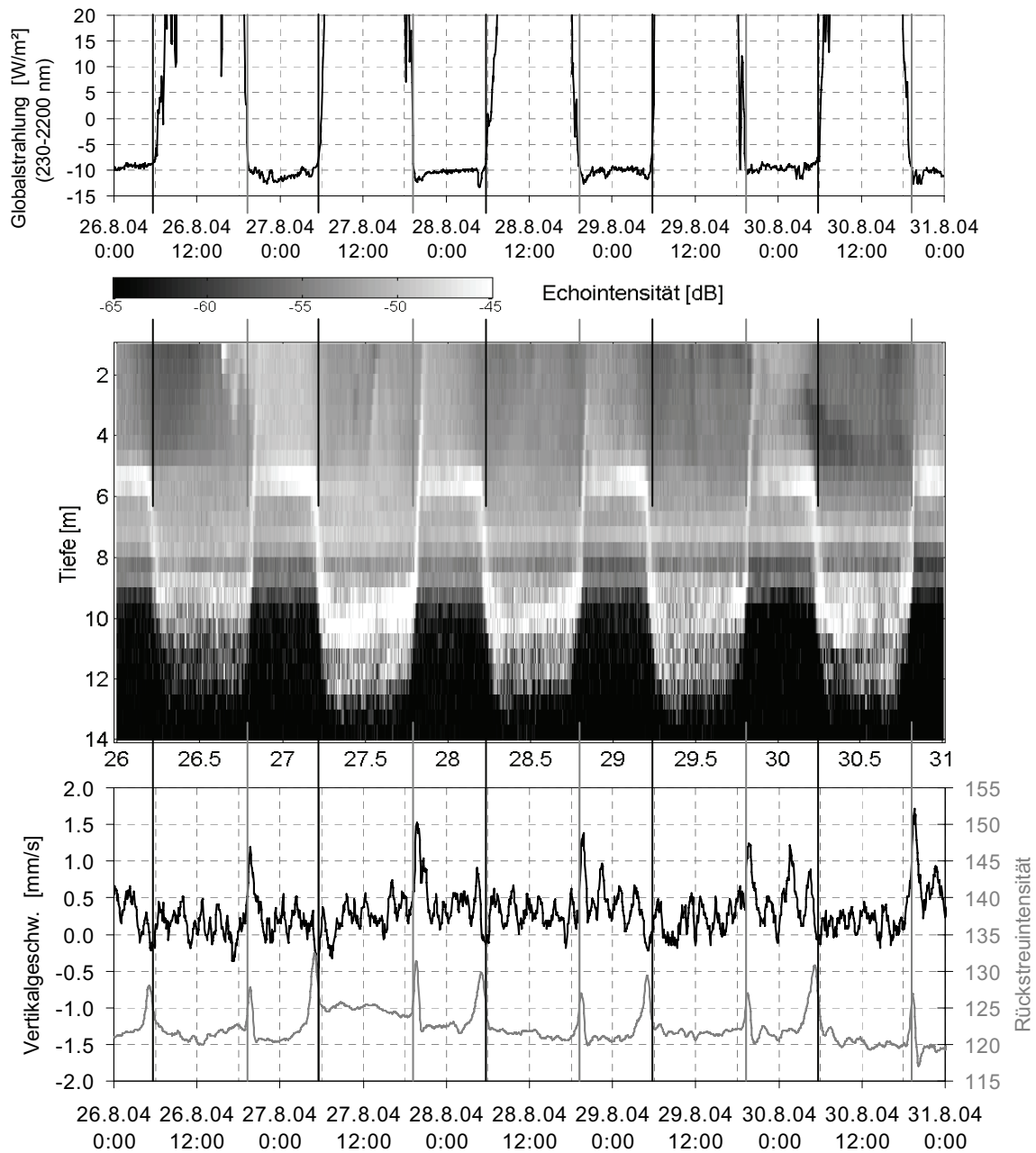


Abb. 2: ADCP-Messungen im Zeitraum 26.08.2004-31.08.2004

oben: Einstrahlung (Univ. Heidelberg, ca. 22 km vom Messort entfernt)

Mitte: Rückstreu-Intensität (heller = stärker)

unten: Vertikalgeschwindigkeit (positiv = nach oben) und Echo-Intensität in 7.5 m Tiefe (im Temperatursprung, siehe Abb. 3)

Die senkrechten Linien geben die Zeiten für den Sonnenaufgang (schwarz) und Sonnenuntergang (grau) an.

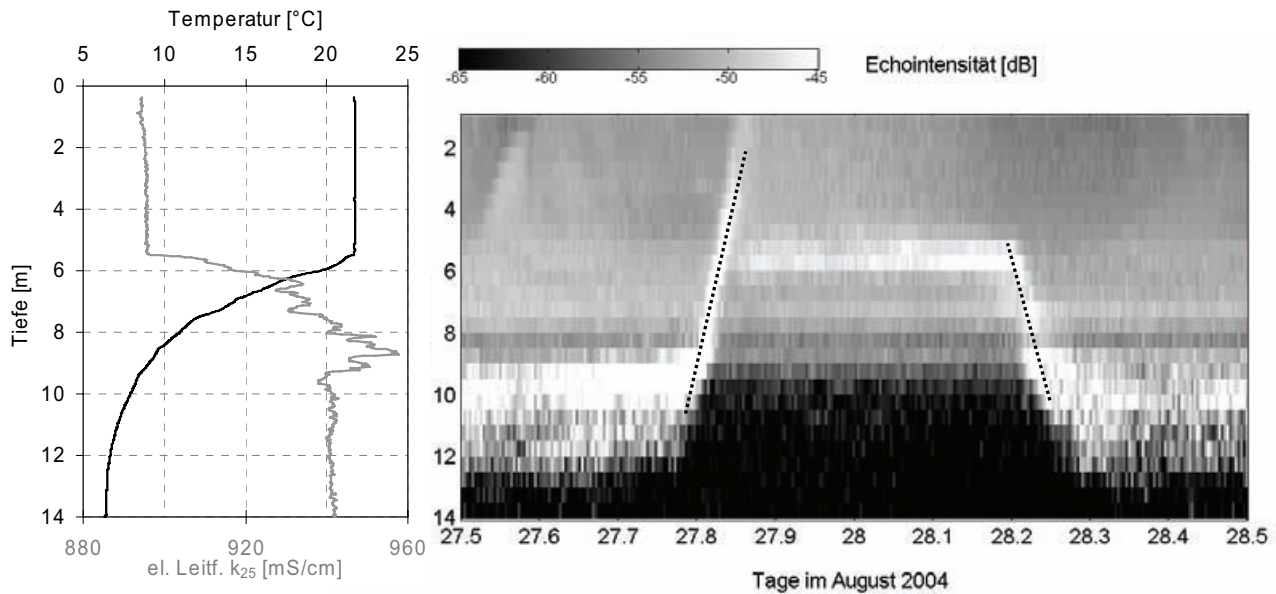


Abb. 3: Linkes Teilbild: Temperatur und elektrische Leitfähigkeit vom 25.08.2004 (CTD-Profil). Rechtes Teilbild: Ausschnitt aus den Daten aus Abb. 2 (27.9.04, 12:00 bis 28.9.04, 12:00). Die Strukturen der Echointensität steigen im Tagesgang mit einer Geschwindigkeit von ca. 1.4 mm/s auf (angedeutet mit den schrägen gestrichelten Linien). Die entsprechende Sinkgeschwindigkeit beträgt ~0.9 mm/s.

Der Verlauf der gemessenen Vertikalgeschwindigkeiten zeigt im Mittel einen Wert, der größer als Null ist. Wenn man annimmt, dass die Messdaten vor allem vom Echo des Zooplanktons dominiert sind, legt dies die Vermutung nahe, dass das ADCP verschieden empfindlich auf die Signale bzw. auf die Art der Auf- und Abwärtsbewegung des Zooplanktons ist. In anderen Studien (z. B. Lorke et al, 2004) wird ebenfalls von einem undeutlicheren Signal für die Vertikalgeschwindigkeiten bei der Abwärtsbewegung berichtet.

Die starke zeitliche Korrelation mit dem Tagesgang der Sonne lassen den Schluss auf eine tägliche Vertikalwanderung zu, die im Wesentlichen vom Sonnenlicht getriggert wird. Die Vertikalgeschwindigkeiten stützen diese Aussage durch die zeitliche Korrelation mit den Echodaten sowie – zumindest im abendlichen Aufstiegsfad – die direkten Messwerte von zwischen 1 und 2 mm/s. Diese sind vergleichbar mit der aus Aufstiegsdauer und Aufstiegsweg (Abb. 3) berechneten Geschwindigkeit von ~1.4 mm/s

Zusammenfassung

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass mit einem 1200 kHz ADCP die Bewegungen von Zooplankton im Größenbereich von 1 mm und kleiner identifiziert und die Aufenthaltstiefen bestimmt werden können. Die Aufstiegs- und Sinkgeschwindigkeiten können aus den regelmäßigen Veränderungen der Echokonturen abgeschätzt werden. Vertikale Migrationsgeschwindigkeiten größer ~1 mm/s sind bei kollektiven Aufwärtsbewegung noch direkt auflösbar.

Mit einer geeigneten, jedoch aufwändigen Kalibrierung der Echointensität wäre auch eine Abschätzung der absoluten Populationsdichte denkbar.

Literatur

- Deines, K. L. (1999): Backscatter Estimations Using Broadband Acoustic Doppler Current Profilers. Application Note. RD Instruments, San Diego, U.S.A.
- Flagg, C. N., Smith S. L. (1989): On the use of the acoustic Doppler current profiler to measure zooplankton abundance. *Deep-Sea Research* 36(3): 455-474.
- Heywood, K. J., Scrope-Howe, S., Barton, E. D. (1990): Estimation of zooplankton abundance from shipborne ADCP backscatter. *Deep-Sea Research* 38(6): 677-691.
- Lorke, A., McGinnis, D. F., Spaak P. Wüest, A. (2004): Acoustic observations of zooplankton in lakes using a Doppler current profiler. *Freshwater Biology* 49: 1280-1292.
- Miller, G. S. (2003): Mysis Vertical Migration in Grand Traverse Bay, Lake Michigan, Observed by an Acoustic Doppler Current Profiler. *J. Great Lakes Res.* 29(3): 427-435.
- Sandler, B. (2004): Die Wirkung von Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen auf die Nährstoffströme und die biotische Dynamik eines anthropogenen Gewässers, am Beispiel des Willersinnweiher/Ludwigshafen. PhD Thesis, ibidem-Verlag, Stuttgart

Zooplanktodynamik im Tidebiotop „Vor- und Hinterwerder“

Beate Bierschenk, Antje Bierschenk, Jörg Bierwirth & Michael Schirmer

Universität Bremen, Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie, Abteilung Aquatische Ökologie, Celsiusstr. 2 (FVG), 28359 Bremen, Tel.: 0421/218-2803, Fax: 0421/218-4864

E-Mail: beate@uni-bremen.de, antjeb@uni-bremen.de, joerg.bierwirth@web.de, schi@uni-bremen.de

Keywords: Zooplankton, Flachwasserzone, Unterweser

Einleitung

Die Flachwasserzone „Vor- und Hinterwerder“ wurde 1997 als Kompensationsmaßnahme für die Errichtung der Baggergutdeponie „Bremen-Seehausen“ angelegt. Sie liegt südlich der Ochtummündung an der Unterweser (UW-km 12). Über eine Schwelle ist die Flachwasserzone tiderhythmisch an die Gezeiten der Unterweser angeschlossen. Bei Niedrigwasser verbleibt ein Permanentwasserkörper von ca. 5 ha, der sich durch drei tiefe Zonen (Kolke) mit umgebenden flachen Bereichen auszeichnet (Abb. 1). Diese tiefen Kolke wurden als Sedimentfallen angelegt, um einer zu erwartenden, fortschreitenden Verschlickung der Flachwasserzone vorzubeugen.

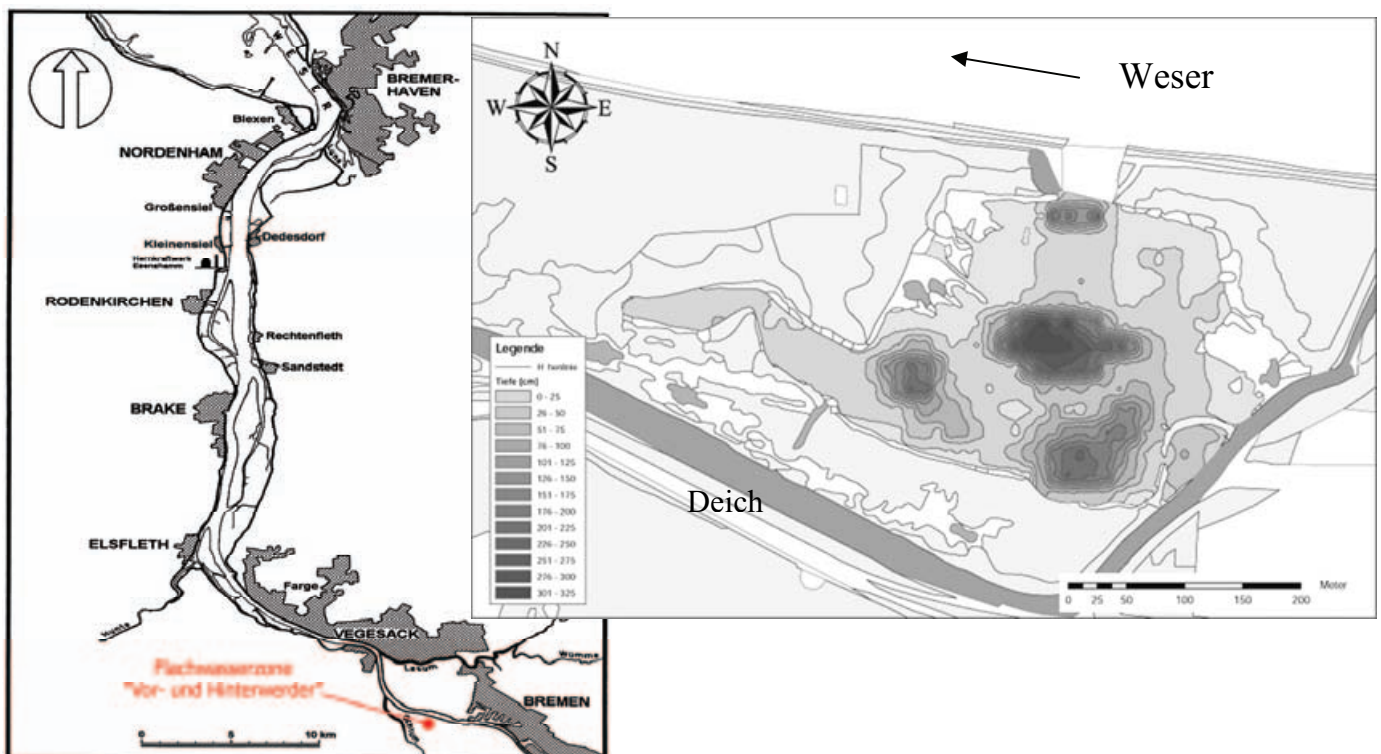


Abb. 1: Flachwasserzone „Vor- und Hinterwerder“ mit Tiefenprofil. Die Tiefenangaben beziehen sich auf das Schwellenniveau (NN + 1,70 m). Kartengrundlage des Tiefenprofils - Biotoptypenkarte des Landes Bremen, verändert.

Die 2004 durchgeführte Untersuchung beinhaltet die Erfassung der tiderhythmischen Plankton- und Schwebstoffdynamik, die Erstellung eines Nivellements der Flachwasserzone sowie die Erhebung der abiotischen Parameter.

Methode

Die Plankton-Probenahmen erfolgten am 21.05., 19.07. und 28.09.2004. Hierfür wurden im Zeitraum von 120 Minuten vor Tidehochwasser (=Einstrom) bis 120 Minuten nach Tidehochwasser (= Ausstrom) alle 30 Minuten 50 l Probenwasser von der Schwelle durch ein Planktonnetz (55 µm Maschenweite) filtriert. Im Labor wurden die Organismen zur besseren Bestimmbarkeit durch Begasung mit CO₂ narkotisiert und anschließend mit Formaldehyd fixiert.

Ergebnisse und Diskussion

Im ein- und ausströmenden Wasser konnten während der drei Untersuchungsphasen insgesamt 81 Zooplanktontaxa nachgewiesen werden. Im Frühjahr und im Sommer wurde das Zooplankton von Rotatorien und Naupliuslarven geprägt, wogegen im Herbst die Testacea neben den Naupliuslarven aspektbestimmend waren (Abb. 2).

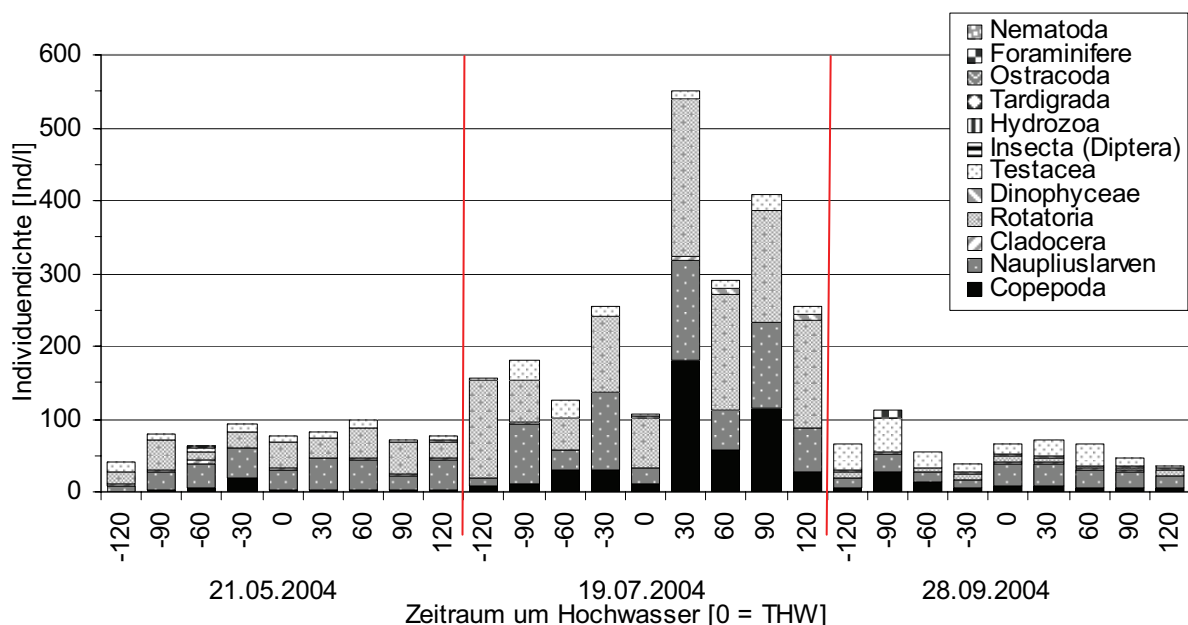


Abb. 2: Gesamtindividuumdichte der Zooplanktongruppen an den drei Probenahmeterminen 2004 im Vergleich vor, während und nach Tidehochwasser.

Innerhalb der Rotatorienzönose dominierten *Keratella cochlearis*, *Keratella ticinensis* und *Synchaeta* spp. (Tab. 1). Daneben kamen auch *Asplanchna priodonta* und im Sommer *Keratella quadrata* und *Brachionus calyciflorus* in nennenswerten Dichten vor. Die hohen Individuumdichten von *Keratella* spp. und *Brachionus* spp. deuten nach FEIBICKE (1994) auf ein großes Nahrungsangebot hin. Dies konnte durch die Auswertung der Phytoplanktonproben aus der Untersuchungskampagne 2004 bestätigt werden (HANEG unveröff.). Infolge des rückläufigen Nahrungsangebotes und der sinkenden Wassertemperaturen konnten im September 2004 weniger Rotatorienarten in geringeren Individuumdichten nachgewiesen werden, die von *Keratella cochlearis* und *Asplanchna priodonta* dominiert wurden.

Tab. 1: Mittelwerte der Individuendichte (Ind./l) von den einzelnen Zooplanktontaxa an den drei Probenahmeterminen 2004

	21.05.2004	19.07.2004	28.09.2004
Rotatoria	Ind./l	Ind./l	Ind./l
<i>Anuraeopsis fissa</i>	0,1	0,0	0,0
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0,9	0,3	0,0
<i>Asplanchna priodonta</i>	3,5	6,5	0,6
<i>Brachionus angularis</i>	0,9	5,2	0,2
<i>Brachionus bennini</i>	0,0	0,1	0,0
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0,4	13,6	0,0
<i>Brachionus quadridentatus</i>	0,0	1,0	0,0
<i>Brachionus</i> spp. indet.	0,1	0,0	0,0
<i>Brachionus urceolaris</i>	0,1	0,0	0,0
<i>Cephalodella</i> cf. <i>catellina</i>	0,0	0,1	0,0
<i>Cephalodella gibba</i>	0,1	0,0	0,1
<i>Cephalodella longisetata</i>	0,0	0,1	0,0
<i>Collotheca pelagica</i>	0,0	0,1	0,0
<i>Colurella adriatica</i>	0,4	0,2	0,0
<i>Epiphanes brachionus</i>	0,1	0,7	0,0
<i>Euchlanis dilatata</i>	0,1	0,3	0,0
<i>Filinia terminalis</i>	0,1	0,1	0,0
<i>Gastropus hyptopus</i>	0,1	0,0	0,2
<i>Harringia eupoda</i>	0,1	0,6	0,0
<i>Hexarthra mira</i>	0,1	0,1	0,0
<i>Kellicottia longispina</i>	0,1	0,1	0,3
<i>Keratella cochlearis</i>	11,0	35,0	2,7
<i>Keratella quadrata</i>	1,1	8,8	0,3
<i>Keratella ticinensis</i>	2,8	20,3	0,5
<i>Lecane lunaris</i>	0,0	0,1	0,0
<i>Lecane</i> spp. indet.	0,0	0,1	0,1
<i>Lepadella patella</i>	0,1	0,3	0,0
<i>Mytilina</i> cf. <i>ventralis</i>	0,0	0,1	0,0
<i>Mytilina</i> sp. indet.	0,0	0,1	0,0
<i>Notholca acuminata</i>	0,0	0,1	0,0
<i>Notholca labis</i>	0,2	0,0	0,0
<i>Notholca squamula</i>	0,1	0,0	0,0
<i>Notommata cyrtopus</i>	0,0	0,0	0,0
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	0,0	0,3	0,0
<i>Polyarthra minor</i>	0,5	0,7	0,1
<i>Polyarthra remata</i>	0,2	3,5	0,0
<i>Polyarthra vulgaris</i>	0,1	0,7	0,1
<i>Pompholyx complanata</i>	0,0	0,0	0,0
<i>Pompholyx sulcata</i>	0,4	0,1	0,0
<i>Proales theodora</i>	0,0	0,1	0,0
<i>Rhinoglena frontalis</i>	0,1	0,0	0,0
<i>Squatinella tridentata</i>	0,0	0,1	0,0
<i>Synchaeta</i> spp. indet.	5,7	21,2	0,3
<i>Trichocera</i> spp. indet.	0,0	0,2	0,0
<i>Trichocerca brachyura</i>	0,0	0,0	0,0
<i>Trichocerca rattus</i>	0,0	0,0	0,1
<i>Trichocerca rousseleti</i>	0,0	0,1	0,0

	21.05.2004	19.07.2004	28.09.2004
Copepoda	Ind./l	Ind./l	Ind./l
Naupliuslarven	31,3	68,5	21,3
Copepodidstadium I	0,5	8,0	0,6
Copepodidstadium II	0,9	10,9	0,3
Copepodidstadium III	0,6	11,4	1,4
Copepodidstadium IV	1,0	11,9	3,4
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	0,0	0,1	0,0
<i>Eucyclops macrurus</i>	0,0	0,0	0,2
<i>Eurytemora affinis</i>	0,8	2,7	1,4
<i>Eurytemora lacustris</i>	0,6	7,1	2,2
<i>Eurytemora velox</i>	0,0	0,1	0,0
<i>Onychocamptus mohammed</i>	0,1	0,0	0,0
Cladocera			
<i>Bosmina</i> juv.	0,1	0,1	0,0
<i>Bosmina longirostris</i>	1,6	0,6	0,6
<i>Bosmina</i> sp. indet.	0,1	0,0	0,0
<i>Chydorus</i> spp. indet.	0,0	0,3	0,0
<i>Chydorus latus</i>	0,0	0,0	0,2
<i>Chydorus sphaericus</i>	0,0	0,0	0,1
<i>Daphnia ambigua</i>	0,0	0,0	0,1
<i>Daphnia cucullata</i>	0,1	0,0	0,1
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	0,0	0,1	0,0
<i>Eubosmina longispina</i>	0,1	0,0	0,0
Dinophyceae			
<i>Ceratium hirundinella</i>	0,2	2,5	1,3
<i>Peridinium tabulatum</i>	0,1	0,0	0,0
<i>Peridinium willei</i>	0,0	0,0	0,2
Testacea			
<i>Arcella discoides</i>	7,3	12,3	19,6
cf. <i>Arcella dentata</i>	0,0	0,0	0,0
<i>Cyphoderia margaritacea</i>	0,5	1,5	2,0
Insecta (Diptera)			
Chiromonidae (Larve)	0,1	0,0	0,0
Ostracoda			
Cyprididae indet.	0,0	0,0	0,0
<i>Notodromas monacha</i>	0,0	0,1	0,0
Foraminifera			
	0,0	0,0	1,5
Hydrozoa			
Süßwasserpolyp	0,1	0,0	0,0
Tardigrada			
<i>Macrobiotus</i> sp. indet.	0,1	0,0	0,0
Nematoda			
	0,0	0,0	0,2

Bei den planktischen Crustaceen waren *Bosmina longirostris*, *Eurytemora lacustris* und *Eurytemora affinis* am häufigsten in den Proben anzutreffen. *Eurytemora affinis*, *Bosmina longirostris* und *Chydorus sphaericus*, die im September ebenfalls in der Flachwasserzone auftrat, wurden im Gegensatz zu der aktuellen Untersuchung von KÜHL & MANN (1969) ganzjährig und zum Teil in größeren Vorkommen in der Unterweser nachgewiesen. FIEDLER (1991) weist auch auf Massentwicklungen von *Eurytemora affinis* in der Unterelbe hin, die als euryhaline Art bis in die Brackwasserzone vordringt. Viele der euryhalinen Zooplanktonarten, die durch die aktuelle Untersuchung für den limnischen Bereich der Unterweser dokumentiert wurden (v.a. *Eurytemora affinis*, *Keratella cochlearis* und *Synchaeta* spp.), konnten in früheren Untersuchungen auch in der Brackwasserzone der Unterweser nachgewiesen werden (KÜHL & MANN 1969, LANGE & SCHIRMER 2003). Die meisten der Zooplanktonarten, u.a. *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus* oder *Keratella quadrata*, sind jedoch überwiegend limnische Still- und Flachwasserarten, die die Randbereiche der Unterweser und damit auch die Flachwasserzone besiedeln.

Im Vergleich zu einer 1998 durchgeführten Untersuchung (SCHIRMER 1998) konnte 2004 eine Veränderung des Artenspektrums der Flachwasserzone festgestellt werden. Bei der aktuellen Untersuchung konnten von insgesamt 23 Rotatorienarten aus der Untersuchung von 1998 nur noch 14 Arten erneut nachgewiesen werden, während 9 Rotatorienarten sowie 2 Cladocerenarten und 3 Copepodearten, u.a. *Paracyclops fimbriatus* und *Diacyclops bicuspidatus*, nicht mehr auftraten. Hinsichtlich der dominierenden Arten in den Fängen ergaben sich 2004 im Vergleich zu 1998 nur geringfügige Veränderungen. Die Gründe für diese Veränderungen in der Zooplanktonzönose können an dieser Stelle jedoch nicht geklärt werden, weil dafür die Datengrundlage nicht ausreichend ist.

Die einzelnen Zooplanktontaxa zeigten in der aktuellen Untersuchung (Abb. 2) im Gegensatz zu früheren Untersuchungen des „Vor- und Hinterwerders“ und der Unterweser (KÜHL & MANN 1969, SCHIRMER 1998) recht niedrige Abundanzen im Frühjahr und im Herbst sowie ein Maximum im

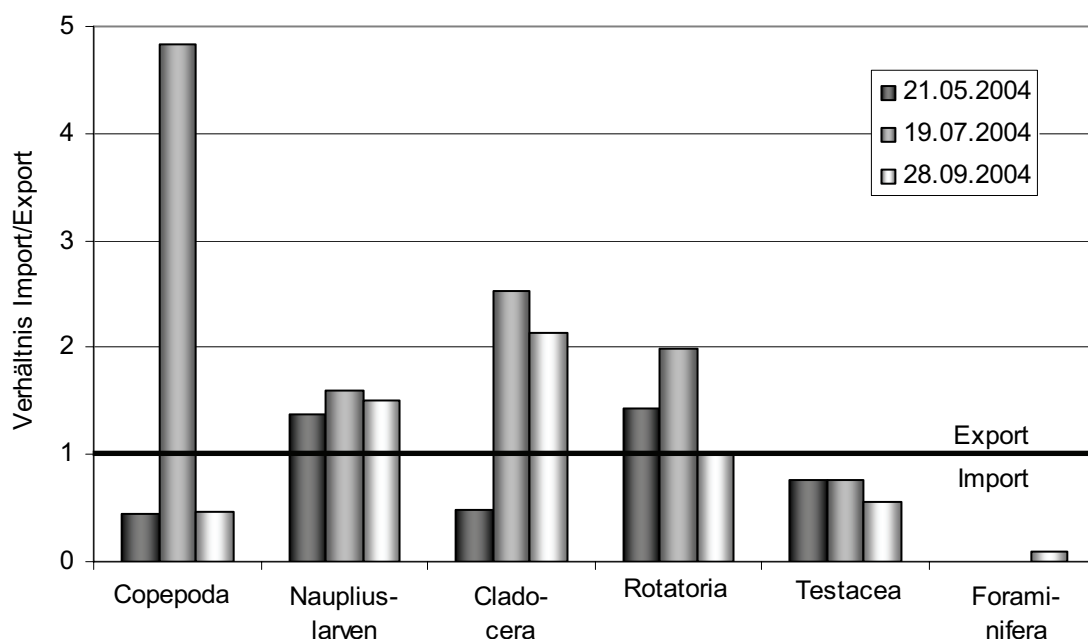


Abb. 3: Vergleich der Individuendichten im aus- und einströmenden Wasser (Export/Import) an den drei Probenahmetermenen. Ein Export der Individuen liegt bei einem Verhältnis Export/Import > 1 vor (Import < 1).

Sommer. Das in der Literatur als charakteristisch bezeichnete Frühjahrsmaximum konnte bei dieser Untersuchungskampagne nicht dokumentiert werden. Die vergleichsweise geringen Copepoden-Abundanzen, die normalerweise für die Ausprägung des Frühjahrsmaximums maßgeblich sind (vgl. LANGE & SCHIRMER 2003), weisen in Anbetracht der Jahreszeit auf einen erhöhten Fraßdruck durch Invertebraten und Fische hin, wie es FEIBICKE (1994) für die Innere Schlei beschreibt. Auch durch eine ausbleibende Frühjahrs- oder Sommerentwicklung von Larvalstadien können nach GIERE (1968) solche annuellen Fluktuationen in der Zooplanktondichte entstehen.

Ein Vergleich der Individuendichten im ein- und ausströmenden Wasser (Abb. 3) ergab einen Export von Copepoden zum Zeitpunkt des Sommer-Maximums (Abb. 2). Im Zusammenhang mit dem stetigen Export von Copepoden-Naupliuslarven ist von einer starken Reproduktion der Copepoden in der Flachwasserzone auszugehen. Der Export von Rotatorien zu allen drei Untersuchungsterminen weist ebenfalls auf eine erhebliche Reproduktion dieser Klasse hin.

Bei den Testaceen ist aufgrund des stetigen Imports in die Flachwasserzone davon auszugehen, dass es sich bei dieser Gruppe höchstwahrscheinlich um Unterweser-Arten handelt, die nur mit dem einströmenden Wasser in die Flachwasserzone transportiert wurden.

Die vor allem im Sommer hohen Exportraten an Zooplankton aus der Flachwasserzone spiegeln sich auch in der Schwebstoffbilanzierung über eine Tidephase im Juli 2004 wider, die einen Austrag von Schwebstoffen ergab. Der insgesamt sehr hohe Gehalt an organischem Kohlenstoff weist auf die biologische Produktivität der Flachwasserzone (Plankton, Detritus) während der Sommermonate hin.

Zusammenfassung

Die Zooplanktonzönose der Flachwasserzone wird vorwiegend von Still- und Flachwasserarten sowie euryhalinen Arten geprägt. Die Bilanzierung der Individuendichten und der Schwebstoffe im ein- und ausströmenden Wasser weisen auf eine Reproduktion des Zooplanktons während der Sommermonate hin. Die Flachwasserzone „Vor- und Hinterwerder“ bietet insgesamt einer artenreichen, hochproduktiven Zooplanktonzönose einen strömungsberuhigten Raum als Nahrungs- und Reproduktionsbiotop, wie sie im Weserästuar durch den Ausbau der Unterweser zur Seeschiffahrtsstraße seit 1887 stetig verloren gegangen sind.

Literatur

- Feibicke, M. (1994): Strukturelle und funktionelle Studien zum Phytoplankton und Zooplankton in einer hypertrophen Brackwasserförde (Innere Schlei, Westliche Ostsee). In: Dissertationes Botanicae, Band 225, J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin.
- Fiedler, M. (1991): Die Bedeutung von Makrozoobenthos und Zooplankton der Unterelbe als Fischnahrung. In: Berichte aus dem Institut für Meereskunde an der Christian-Albrechts-Universität, Nr. 204, Kiel
- Giere, O. (1968): Fluktuationen des marinen Zooplanktons im Elbe-Ästuar – Beziehungen zwischen Populationsschwankungen und hydrographischen Faktoren im Brackwasser. Dissertation, Universität Hamburg.
- Kühl, H. & Mann, H. (1969): Über das Zooplankton der Unterweser und Wesermündung. In: Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 12, S. 43 – 64
- Lange, J. & Schirmer, M. (2003): Limnologische Funktionskontrolle der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme auf der Kleinensiel Plate. Abschlussbericht. Im Auftrag vom Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven.
- Schirmer, M. (1998): Erfolgskontrolle der angestrebten Entwicklungsziele für das Tidebiotop Vorder- und Hinterwerder. Gewässerkundliche Aspekte.; Monitoring-Bericht 1998 für die Kompensationsflächen integrierte Baggergutdeponie Bremen-Seehausen, Bremen.

Wie interne Wellen die Verteilungsmuster von Zooplankton beeinflussen: Untersuchungen mit klassischen und hydroakustischen Methoden

Karsten Rinke^{1,4}, Ina Hübner¹, Thomas Petzoldt¹, Susanne Rolinski¹, Marie König¹,
Jürgen Benndorf¹, Andreas Lorke² und Johannes Post³

¹ Institut für Hydrobiologie, TU Dresden, ² Limnologisches Institut, Universität Konstanz, ³ Hydromod Service GmbH, Lister Meile 38, 30161 Hannover, ⁴ *present adress*: Limnologisches Institut, Universität Konstanz.

Email: Karsten.Rinke@mailbox.tu-dresden.de (Karsten.Rinke@uni-konstanz.de)

Keywords: Zooplankton, Daphnia, Patchiness, Hydroakustik, ADCP, Windschub

Einleitung

Die Beschäftigung mit räumlichen Verteilungsmustern von Zooplanktonen beschert dem Limnologen ein Dilemma. Zum einen beruht die klassische limnologische Probenahme in Standgewässern (punktförmige Beprobung der Wassersäule) auf der Annahme einer horizontalen Gleichverteilung der Organismen. Zum anderen ist die Patchiness von Zooplankton in vielen Feldstudien gut dokumentiert worden (Pinel-Alloul et al. 1999, Pinel-Alloul et al. 2004). Eine repräsentative Probenahme würde in diesem Fall folglich die Beprobung der Wassersäule an mehreren Orten verlangen.

Die Ursachen der Patchiness sind vielseitig und im Detail noch unzureichend bekannt. Insbesondere die Bedeutung von gerichteten, aktiven Bewegungen des Zooplanktons für die Entstehung von Patchiness bedarf weiterer Untersuchungen. Bisherige Studien haben aber bereits zeigen können, dass Daphnien diurnale Horizontalmigrationen durchführen und Schwarmverhalten aufweisen (Kvam & Kleiven 1995). Demgegenüber stehen externe Faktoren der Entstehung von Patchiness, wie z.B. windgetriebene (Thackeray et al. 2004) oder gewässerinterne Strömungen (Easton & Gophen 2003). Letztere können bei entsprechender Gewässermorphologie großen Einfluss auf die flächenbezogenen Zooplanktonabundanzen haben.

Die Untersuchung von Patchiness ist sehr arbeitsaufwendig, weil Probennahme und -auswertung zeitintensive Arbeiten beinhalten. Aus diesem Grunde sind alternative, zeitsparende Beprobungsverfahren von großem Interesse, wie z.B. die Verwendung von Tauchsonden zur Chlorophyllmessung. Für das Zooplankton fehlen derartige Verfahren bisher. Einen möglichen Ausweg bieten hier hydroakustische Verfahren (Hembre & Megard 2003, Lorke et al. 2004).

Ziel dieser Studie war die Erfassung von Verteilungsmustern des Zooplanktons als Teil einer umfangreichen zeitlich hochauflösenden Intensivmesskampagne zur Messung der Dynamik physikalischer und biologischer Größen in der Wassersäule. Neben klassischen Probenahmen wurden ebenfalls hydroakustische Verfahren eingesetzt. Ein Schwerpunkt der Untersuchungen bestand in der Quantifizierung des Einflusses windgetriebener Strömungen auf die Verteilung des Zooplanktons.

Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden vom 5. bis 8. Mai 2003 in der Talsperre Bautzen, einem relativ flachen (mittlere Tiefe: 7m), großflächigen (533 ha) und windexponierten Gewässer, statt. Das Zooplankton wurde mit einem Friedinger-Schöpfer in 5 Tiefen (0, 3, 5, 8, 10m) viermal täglich (01, 05, 13, 20h) beprobt. Die Anreicherung der Schöpfproben erfolgte mit einem 250µm-Planktonnetz. Alle Proben wurden in Zuckerformol fixiert und anschließend hinsichtlich Abundanz und Biomasse von Cladoceren und Copepoden ausgewertet. Weiterführende Details zum Untersuchungsgewässer und des betriebenen Messprogramms finden sich bei König et al. (2005).

Parallel zum limnologischen Untersuchungsprogramm wurde ein ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler), welches üblicherweise zur Strömungsmessung eingesetzt wird, zur hydroakustischen Erfassung des Zooplanktons verwendet. Das ADCP (RDI Instruments, 600kHz) wurde in unmittelbarer Nähe der Probenahme auf dem Seegrund verankert. Als Messsignal wurde die Backscattering Intensity (Rückstreuintensität) ausgewertet, wobei folgende technische Einstellungen am Gerät vorgenommen wurden: bin size: 0.5 m; pings per value: 600; averaging intervall: 30 Minuten. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik zur Datenauswertung ist in Lorke et al. (2004) gegeben.

Ergebnisse

Im Untersuchungszeitraum kam es am Vormittag des 06. Mai zu einem Starkwindereignis mit Windstärken über 10 m s^{-1} . Infolge dieses Windereignisses wurde das Epilimnion des Gewässers stark in nördliche Richtungen geschoben, sodass es zu einem ausgeprägten Windschub kam. Temperaturmessungen an der Probenahmestelle, die sich im nördlichen Teil der Talsperre befindet, dokumentieren diesen Windschub (Abb 1). Zu diesem Zeitpunkt (06.05.2003, ca. 8 bis 9 Uhr) bestand nahezu die gesamte Wassersäule aus epilimnischen Wasser. Mit nachlassendem Wind gegen Mittag kehrte das kühlere hypolimnische Wasser wieder zurück. Anschließend kam es zu mehr oder weniger starken internen Wellen.

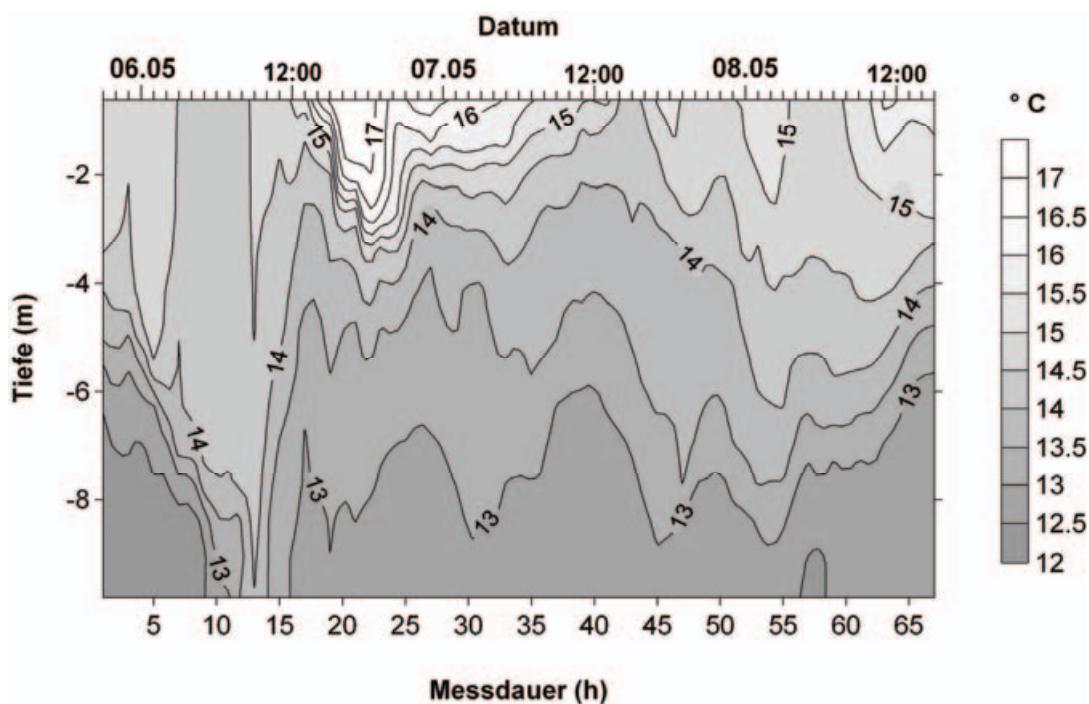


Abb. 1: Temperaturschichtung in der Talsperre Bautzen im Untersuchungszeitraum.

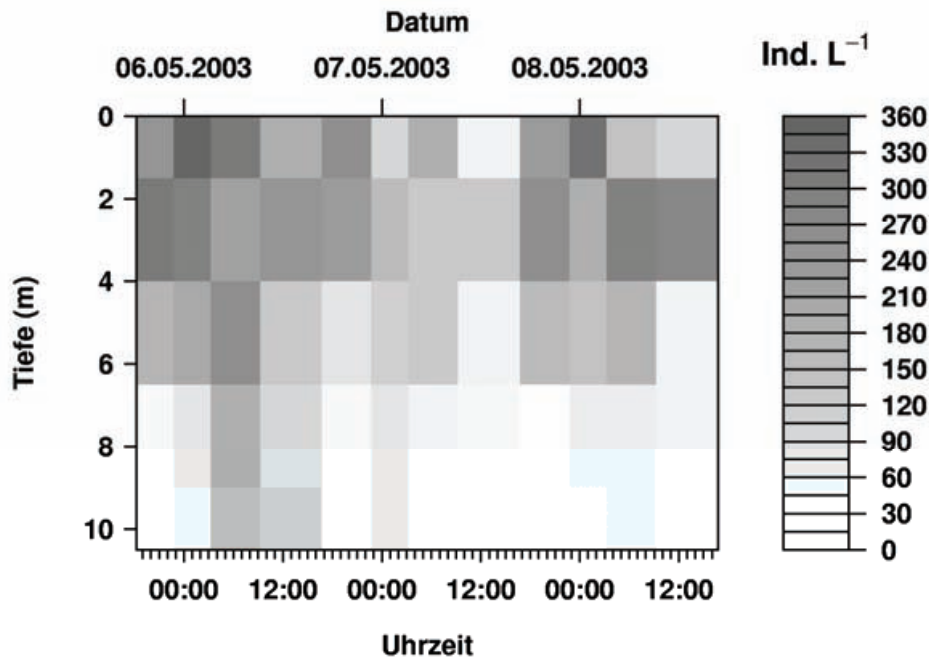


Abb. 2: Vertikale Verteilung des Zooplanktons (Cladoceren und Copepoden) in der Talsperre Bautzen im Untersuchungszeitraum.

Im Zuge dieser horizontalen Verfrachtungen wurden auch die Planktonorganismen transportiert. Dies äußerte sich deutlich in der vertikalen Verteilung des Zooplanktons, denn im Untersuchungszeitraum hielten sich Cladoceren und Copepoden überwiegend im Epilimnion auf. Zu Zeitpunkten mit großer vertikaler Ausdehnung des Epilimnions, z.B. am Vormittag des 06.05. infolge des Windschubes, sind auch hohe Abundanzen des Zooplanktons bis in tiefere Wasserschichten zu beobachten (Abb. 2). Die fluktuierenden vertikalen Verteilungsmuster äußerten sich auch in einer enormen zeitlichen Dynamik der flächenbezogenen Zooplanktonabundanz (N_A), welche im Untersuchungszeitraum zwischen 5 und 22×10^5 Ind. m^{-2} schwankte. Es besteht ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Variabilität der flächenbezogenen Zooplanktonabundanz und der Schichtungsdynamik des Wasserkörpers. Als Indikator für die jeweiligen Schichtungsverhältnisse wurde die Tiefe der $14^\circ C$ -Isotherme benutzt ($T_{14^\circ C}$), welche signifikant mit der flächenbezogenen Zooplanktonabundanz korreliert ($N_A = 2.1 \cdot T_{14^\circ C} + 3.6$, $r^2 = 0.55$, $n = 12$, $p < 0.01$). Eine entsprechende Korrelation konnte auch für die Abundanz von *Daphnia galeata* $\times$ *hyalina*, die im Untersuchungszeitraum etwa 60% der Abundanz ausmachte, gefunden werden ($N_A = 1.1 T_{14^\circ C} + 3.0$, $r^2 = 0.42$, $n = 12$, $p < 0.05$).

Die Ergebnisse der hydroakustischen Untersuchungen haben eine signifikante Korrelation zwischen der Abundanz des Zooplanktons und der Backscattering Intensity (I_{back}) ergeben. Dies bezog sich sowohl auf das Gesamtzooplankton, als auch auf die Abundanz von *Daphnia galeata* $\times$ *hyalina* (Abb. 3). Dementsprechend spiegelte sich in den Werten für die Backscattering Intensity auch die Dynamik des Wasserkörpers wider, insbesondere das Windschubereignis am Vormittag des 06.05.2003 ist deutlich zu erkennen (Abb. 4).

Diskussion

In dieser Studie haben wir gezeigt, dass Wind-induzierte interne Wellen enorme horizontale Verfrachtungen im Wasserkörper bewirken können. Mit dem verfrachteten Wasser werden auch Planktonorganismen transportiert. Werden Beprobungen nur an einer Stelle im Gewässer durchgeführt, erzeugen diese horizontalen Verfrachtungen eine beachtliche Variabilität, sowohl in der vertikalen

Verteilung der Organismen, als auch bezüglich der Abundanzabschätzung. Bei flächenbezogenen Abundanzen konnte eine Schwankung der Werte um den Faktor vier festgestellt werden. Ohne Kenntnis der hydrophysikalischen Randbedingungen können demzufolge limnologische Probenahmen unrealistische Ergebnisse liefern. Dies ist insbesondere dann zu erwarten, wenn es sich um ein windexponiertes Gewässer handelt und wenn sich die Probenahmestelle in einer Randlage befindet.

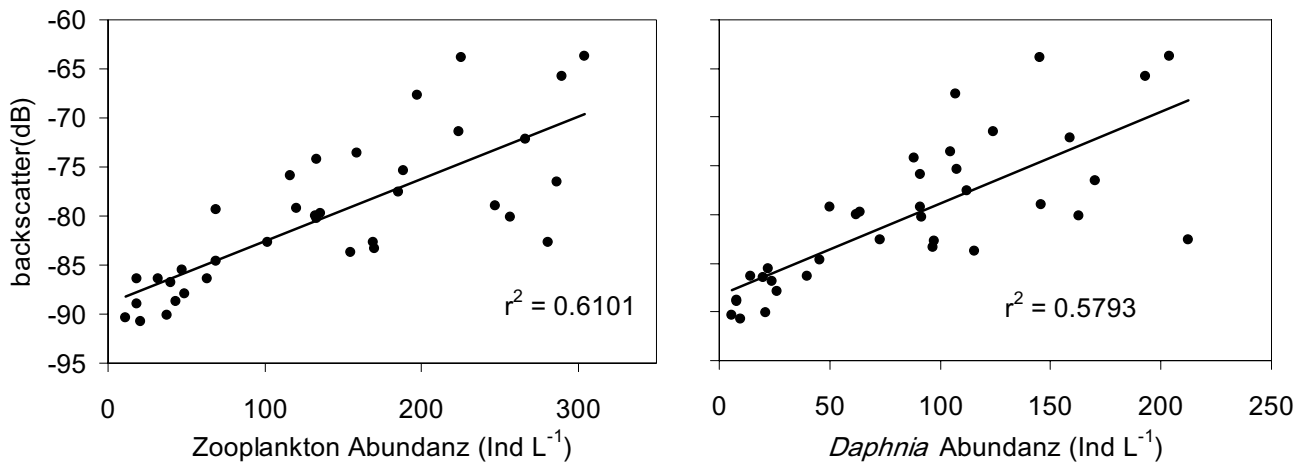


Abb. 3: Korrelation zwischen Backscattering Intensity aus dem ADCP und der Abundanz des Zooplanktons (links: $y=0.06x-89.0$; $r^2=0.61$, $n=36$, $p<0.001$), bzw. der Abundanz von *Daphnia* (rechts: $y=0.09x-88.3$; $r^2=0.58$, $n=36$, $p<0.001$).

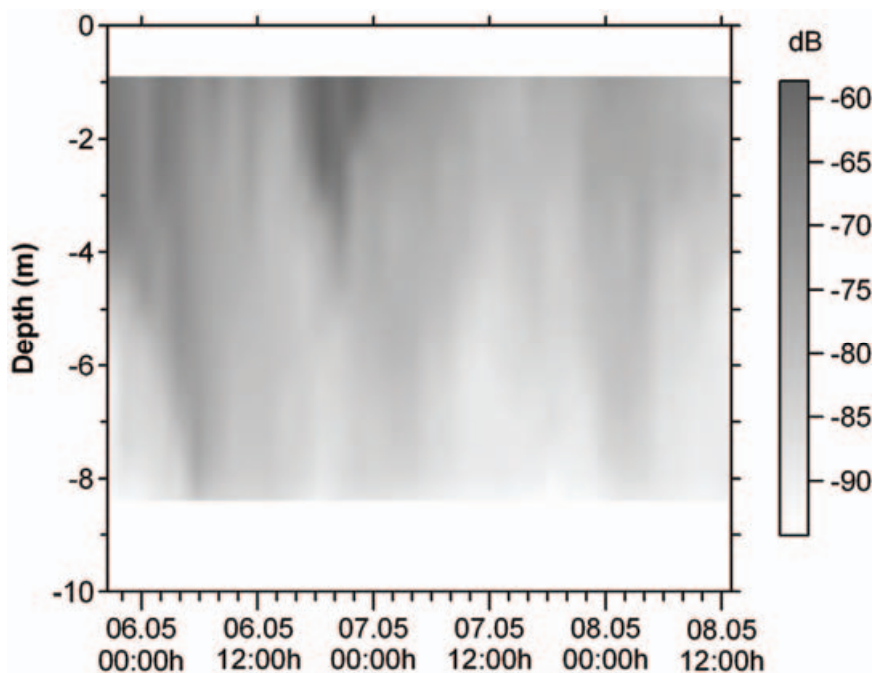


Abb. 4: Vertikale Muster der Backscattering Intensity (ADCP-Messung) im Untersuchungszeitraum; für oberflächen- und bodennahe Gewässerschichten ist das Signal nicht auswertbar (weiße Bereiche).

Eine valide limnologische Probenahme würde in diesem Fall die Beprobung mehrerer Stellen des Gewässers verlangen. Diese zeit- und arbeitsaufwändige Maßnahme kann in Zukunft möglicherweise durch den Einsatz hydroakustischer Verfahren ergänzt werden, denn die Backscattering

Intensity eines 600kHz-Signals zeigte eine signifikante Korrelation mit der Abundanz des Gesamtzooplankton bzw. mit der Abundanz von *Daphnia*.

Die Verwendung hydroakustischer Methoden eröffnet weiterhin neue Möglichkeiten, das Phänomen Patchiness wissenschaftlich zu charakterisieren und hinsichtlich der beteiligten Entstehungsprozesse eingehender zu untersuchen. Bisherigen Untersuchungen waren aufgrund ihres hohen methodischen Aufwandes in der Regel auf kurze Untersuchungszeiten beschränkt (z.B. Masson et al. 2001). Mittels hydroakustischer Verfahren werden aber auch längerfristige Kampagnen mit vertretbarem Aufwand durchführbar. Hierbei darf aber nicht vergessen werden, dass die Signale des ADCPs durch simultane Vergleichsfänge mit herkömmlichen Methoden kalibriert werden müssen. Die Hydroakustik kann also keineswegs die klassischen Verfahren der Probenahme ersetzen.

Schlussfolgerungen

Windgetriebene interne Wellen können einen großen Einfluss auf die vertikale Verteilung des Zooplanktons ausüben. Sie führen je nach Lage und Zeitpunkt der Probenahme zu großen Schwankungen der Abundanz. Die Erfassung räumlicher Verteilungsmuster des Zooplanktons kann durch den Einsatz hydroakustischer Verfahren mit einem geringeren Arbeitsaufwand durchgeführt werden.

Danksagung

Für finanzielle Unterstützung danken wir dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (02 WT 0233).

Literatur

- Easton, J. & M. Gophen. (2003). Diel variation in the vertical distribution of fish and plankton in Lake Kinneret: a 24-h study of ecological overlap. *Hydrobiologia* 491: 91-100.
- Hembre, L.K. & R.O. Megard. (2003). Seasonal and diel patchiness of a *Daphnia* population: an acoustic analysis. *Limnology and Oceanography* 48: 2221-2233.
- König, M., K. Rinke, K. Bigalke, L. Paul & J. Post. (2005). Erfassung biologischer, hydrophysikalischer und meteorologischer Prozesse im Freiland. *Wasserwirtschaft* 95: 13-17.
- Kvam, O.V. & O.T. Kleiven. (1995). Diel horizontal migration and swarm formation in *Daphnia* in response to Chaoborus. *Hydrobiologia* 307: 177-184.
- Lorke, A., D.F. McGinnis, P. Spaak & A. Wuest. (2004). Acoustic observations of zooplankton in lakes using a Doppler current profiler. *Freshwater Biology* 49: 1280-1292.
- Masson, S., N. Angeli, J. Guillard & B. Pinel-Alloul. (2001). Diel vertical and horizontal distribution of crustacean zooplankton and young of the year fish in a subalpine lake: an approach based on high frequency sampling. *Journal of Plankton Research* 23: 1041-1060.
- Pinel-Alloul, B., C. Guay, N. Angeli, P. Legendre, P. Dutilleul, G. Balvay, D. Gerdeaux & J. Guillard. (1999). Large-scale spatial heterogeneity of macrozooplankton in Lake of Geneva. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 1437-1451.
- Pinel-Alloul, B., G. Methot & N.Z. Malinsky-Rushansky. (2004). A short-term study of vertical and horizontal distribution of zooplankton during thermal stratification in Lake Kinneret, Israel. *Hydrobiologia* 526: 85-98.
- Thackeray, S.J., D. G. George, R.I. Jones & I.J. Winfield. (2004). Quantitative analysis of the importance of wind-induced circulation for the spatial structuring of planktonic populations. *Freshwater Biology* 49: 1091-1102.

Habitat- und Raumnutzung von *Mysis relicta* (Decapoda, Mysidacea)

Arno Waterstraat; Martin Krappe; Philip Riel & Marion Rumpf

Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V. 17237 Kratzeburg, Dorfstraße 31
waterstraat@gnl-kratzeburg.de

Keywords: Breiter und Schmalen Luzin, Vertikalwanderung, Benthal, Pelagial, Bestandsdichte

Einleitung

In der Revision der holarktischen *Mysis relicta*-Artengruppe durch Audzijonytė & Väinölä (2005) kommt die neu beschriebene Art *Mysis relicta* Lovén, 1862 ausschließlich im Süß- und Brackwasser Nord- und Mitteleuropas vor. Schwerpunkt der Verbreitung stellt das Ostsee-einzugsgebiet dar. Als glazial-marine Reliktart (Thienemann, 1950) gelangte sie in der Spätphase des Pommerischen Stadiums zusammen mit anderen Arten (*Pallasiola quadrispinosa* Sars 1867, *Pontoporeia affinis* Lindström 1855, *Cottus poecilopus* Heckel 1836 in die Seen des Südbaltikums (Köhn & Waterstraat, 1988). In den letzten 50 Jahren kam es durch die Eutrophierung ihrer Wohngewässer zur Gefährdung der Populationen in vielen Seen. Auch die Bestände von *Mysis relicta*, *Cottus poecilopus* und *Coregonus lucinensis* im Breiten und Schmalen Luzin und im Zansen innerhalb der Feldberger Seenlandschaft (Mecklenburg-Vorpommern) waren davon betroffen (Waterstraat 1988, Richter 1982, Scharf & Koschel 2004). Im Schmalen Luzin starben die Populationen aller drei Arten zwischenzeitlich aus. Durch die Verschlechterung der Sauerstoffbedingungen im Hypolimnion während der Stagnationsphasen und die Veränderung der Sedimente war mit einer negativen Beeinflussung der Habitatnutzung zu rechnen.

Ziel der Untersuchung war es daher, neue Informationen über die Habitat- und Raumnutzung von *M. relicta* am Tage und in der Nacht zu sammeln und die Kenntnis über die Dichte und Verteilung der Populationen im Breiten und Schmalen Luzin zu verbessern. Wenn nötig, sollten daraus wissenschaftliche begründete Schutzstrategien abgeleitet werden.

Die Erhaltung der Bestände von *M. relicta* und die Wiederbesiedlung ehemals besiedelter Seen ist eine gemeinsame Aufgabe der Fachleute aus Wasserwirtschaft und Naturschutz. In Mecklenburg-Vorpommern gehört die Art zu den am meisten gefährdeten Arten unserer glazialen Seen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Feldberger Seengebiet liegt im Landkreis Mecklenburg-Strelitz in Mecklenburg-Vorpommern. Der Breite Luzin ist der tiefste See der Region mit einer maximalen Tiefe von 58,3 m und einer Fläche von 345 ha. Der ehemals oligotrophe See ist gegenwärtig im Übergangsbereich zwischen mesotrophen und schwach eutrophen Status. Der Schmale Luzin wurde erst im Mittelalter teilweise durch einen Damm mit Brücke vom Breiten Luzin getrennt. Er hat eine Maximaltiefe von 34 m und eine Oberfläche von 145 ha. Auch dieser See war ehemals oligotroph. Die starke Nährstoff-

belastung führte jedoch zu einer erheblichen Eutrophierung. In den Jahren 1999 bis 2001 erfolgte eine seeinterne Seerestauration mit hypolimnischer Calcitfällung (Koschel et al. 2001), was zu einer deutlichen Verbesserung der limnologischen Situation von eutrophen zum schwach mesotrophen Niveau und zu stabilen Sauerstoffbedingungen im Hypolimnion zur Sommerstagnation führte.

Methoden

Am Tage wurden die Mysidaceen mit einer epibenthischen Dredge (0,6 x 1 m; Maschenweite 0,5 mm) gefangen. Zwischen April und Oktober 2001 wurden insgesamt 73 Hols mit einer Länge von 50-80 m Länge (beprobte Fläche-40-50 m²) durchgeführt. Die Proben wurden in 70% Alkohol konserviert und vollständig ausgezählt. Bei allen Tieren ermittelten wir die Körperlänge und das Geschlecht.

Zwischen 2001 und 2001 untersuchten Taucher das Vorkommen von *Mysis* am Tage und nachts. Im Oktober 2004 wurden 5 standardisierte Transekte bis in 30 m Tiefe betaucht. Die Individuenzahl pro Quadratmeter und die Habitatqualität der einzelnen Tiefenstufen wurde ermittelt. Im Juli 2001, April und Juli 2002 fanden nachts bei Neumond horizontale Bongo-Netzzüge auf dem Breiten Luzin statt. Zwei Bongo-Netze (Maschenweite 0,5 mm) mit einem Durchmesser von je 0,6 m wurden in unterschiedlichen Tiefen mit 2 km/h über 1000 m Länge gezogen. Wassertemperatur und Sauerstoff wurden in situ mit dem Oxi 197 S der Firma WTW in 1 m-Intervallen gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Vertikal- und Horizontalverteilung von M. relicta am Tage

Weder mit der epibenthischen Dredge noch durch Taucher wurde *M. relicta* am Tag oberhalb 9 m Wassertiefe nachgewiesen. Mit beiden Methoden wurden mehr Nachweise im oberen Profundal (14-26 m) als im Sublitoral (9-14 m) erbracht. Der tiefste Hol mit *M. relicta* fand im Oktober 2001 zwischen 35 und 43,2 m Tiefe bei 4 mg /L Sauerstoff statt. Damit bestätigen die Untersuchungen die bereits festgestellte Lichtmeidung der Art (Rudstam et. al. 1989). Gal et al. (1999) beobachteten für die nah verwandte nordamerikanische Art *M. diluviana* einen noch tolerierten Grenzwert von $3,4 \times 10^{-7}$ bis $2,1 \times 10^{-6}$ mylux (1 mylux = 157 lux bzw. 0,46W/m²).

Die Sauerstoffverhältnisse stellen gegenwärtig in den Feldberger Seen im Hypolimnion für *M. relicta* nur in den größten Tiefen des Breiten Luzins ein Problem dar. Sherman et al. (1987) stellten einen Sauerstoff-Grenzwert von 1 mg/l fest. Dieser Wert wird nur im Breiten Luzin zwischen September und Dezember unterhalb einer Wassertiefe von 40 m unterschritten.

Die Individuendichte stieg im Breiten Luzin mit zunehmender Tiefe an. In den Tauchtransekten im Oktober 2004 stieg die Dichte von 13 m (erste Individuen) bis 22 m Tiefe kontinuierlich auf ca. 1000 Ind./m² und blieb dann bis 30 m Tiefe relativ konstant (Abb. 1). Im Vergleich zu Ergebnissen mit epibenthischen Dredgen (Bagge et al. 1996; Morgan & Beeton 1978) und unseren eigenen Untersuchungen wurden mit den Tauchuntersuchungen höhere Dichten gefunden, die jedoch mit den Pelagialuntersuchungen besser in Übereinstimmung stehen. Dies dürfte an den methodischen Vorteilen der Tauchuntersuchungen liegen.

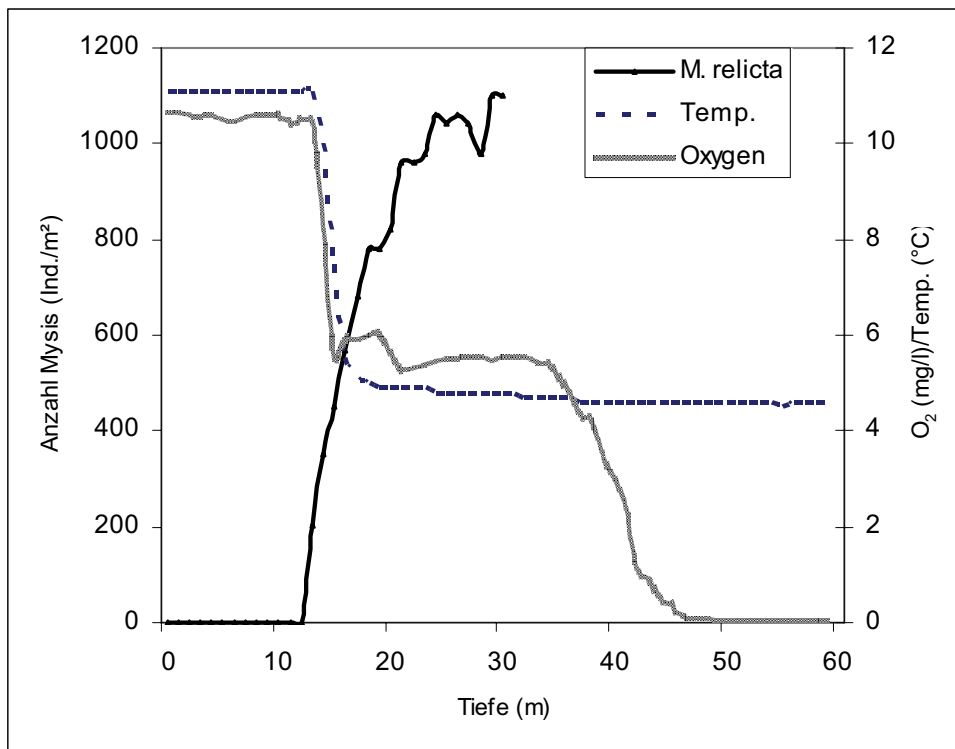


Abb. 1: Mittlere Dichte von *Mysis relicta* in 5 Tauchtransekten zwischen 0 und 30 m Tiefe am 13. Oktober 2004 in der Schloßbergbucht des Breiten Luzins

Am Tag wurden alle Tiere direkt auf dem Sediment gefunden. Im Freiwasser konnten keine Tiere nachgewiesen werden. Eine Bevorzugung bestimmte Sedimente konnte nicht festgestellt werden. In den Tauchuntersuchungen wurden in 20 m keine signifikanten Unterschiede der Dichten auf Sand oder Mudde gefunden. Die Hartsedimente beschränkten sich in beiden Seen überwiegend auf das Epi- und Metalitoral. Bereits im oberen Profundal dominiert im Breiten Luzin die Mudde mit über 70% Flächenanteil (Waterstraat et al. 2005). Dies führt effektiv dazu, dass sich in den Seen der Großteil der Tiere über Mudde aufhielt.

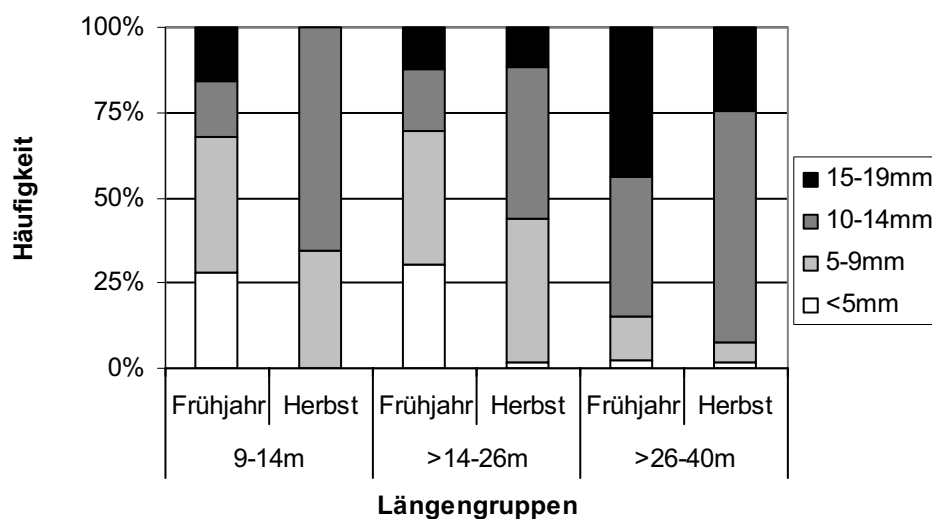


Abb. 2: Vertikale Verteilung unterschiedlicher Längengruppen *Mysis relicta* in Dredgeproben vom Frühjahr und Herbst 2001 im Breiten Luzin (Frühling: n=2631 Ind.; Herbst: n=3746 Ind.)

Größere Individuen hielten sich häufiger im Seeprofundal auf, während der Anteil der Jungtiere im Sublitoral und oberen Profundal am höchsten war (Abb. 2). Unter den adulten Tieren konzentrierten sich besonders die Weibchen im unteren Profundal.

Tiefenverteilung nachts

Unsere Tauchuntersuchungen zeigten, dass sich *Mysis* nachts nicht auf dem Sediment aufhält. Dies wurde auch durch vertikale Netzfänge (Scharf & Koschel 2004) bestätigt. Im Freiwasser traten große saisonale Unterschiede in der Dichte auf. In der Nacht vom 03. zum 04. Juli 2001 ermittelten wir eine Dichte von 466,03 Ind./m², während zwischen dem 18. und 19. April 2002 lediglich 5,27 Ind./m² gefunden wurden. Die gleichen Schwankungen wurden in den Vertikalhols von Scharf & Koschel (2004) in den Luzinseen gefunden. Die geringe Dichte im Frühjahr erklärt sich zum Teil aus der starken Prädation von *Mysis* im Winterhalbjahr durch die Bestände der Kleinen und Luzinmaräne *Coregonus albula* und *C. lucinensis*.

In den Sommerproben vom Juli 2001 und 2002 wurden trotz Neumonds im Epilimnion nur vereinzelte Mysidaceen nachgewiesen. Die höchsten Dichten wurden unmittelbar unter der Sprungschicht festgestellt. Dagegen waren im April 2002 die Tiere gleichmäßiger verteilt. Auch das Epilimnion wurde genutzt (Abb. 3). Die Meidung des Epipelagials im Sommer kann mit der Temperaturpräferenz der Art erklärt werden, die nur kurzzeitig Temperaturen oberhalb 17°C ertragen kann (Chippis 1998; Rudstam et al. 1999). Eine Wiederbesiedlung des Schmalen Luzins nach der erfolgreichen Restauration aus dem Breiten Luzin war daher über das Epipelagial außerhalb des Sommers möglich.

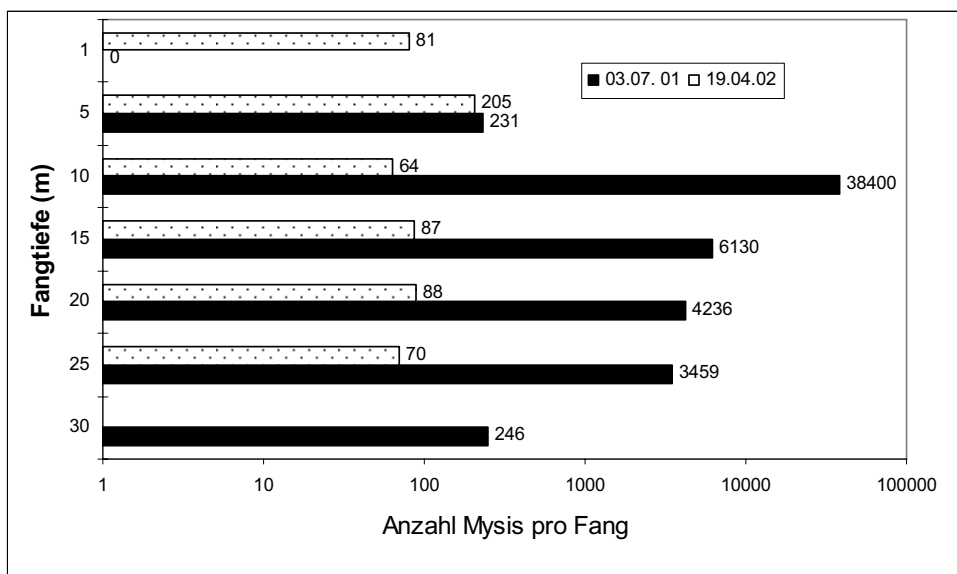


Abb.3: Verteilung von *Mysis relicta* in den Bongonetzhols nachts im Juli 2001 und April 2002

Kleine Jungtiere wurden überwiegend in tieferen Wasserschichten gefunden, während große Jungtiere und besonders adulte Tiere sich nachts vorwiegend im Metalimnion aufhielten. Damit wurden bei den adulten Tieren umgekehrte Verhältnisse als am Tage gefunden. Dies bestätigt, dass diese Tiere eine ausgeprägte vertikale Tag-Nacht-Wanderung vornehmen.

Durch seine wichtige Rolle in der Nahrungskette und seinen hohen naturschutzwert sollten künftig weitere Anstrengungen zum Schutz und zur Erforschung von *M. relicta* unternommen werden.

Danksagung

Für ihre Unterstützung bei den Geländeuntersuchungen danken wir R. Bless und K.P. Zsivanovits vom Bundesamt für Naturschutz, A. Börst, D. Lämmel, F. Neubert und R. Schachler von der Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V. kratzeburg, J. Scharf und M. Sachtleben vom Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Potsdam und Herrn H. Schäfer sowie dem Fischer U. Frankiv aus Feldberg. Die Untersuchungen wurden durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN Z1.3-89211) im Rahmen des REFUG-Forschungsprojektes und das Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern gefördert.

Literatur

- Audzijonyte A, Väinölä R (2005): Diversity and distributions of circumpolar fresh- and brackish-water *Mysis* (Crustacea: Mysida): descriptions of *M. relicta* Lovén, 1862, *M. salemaai* n.sp., *M. segerstralei* n.sp. and *M. diluviana* n.sp., based on molecular and morphological characters. *Hydrobiologia* 544: 89-141.
- Bagge, P., Liimatainen, H-M., Liljaniemi, P. (1996): Comparison of sampling methods for semipelagic animals in two deep basins of Lake Saimaa. *Hydrobiologica* 322: 293-300.
- Chipps, S. R. (1998): Temperature-dependent consumption and gut-residence time in the opossum shrimp *Mysis relicta*. *J. Plankton Res.* 20: 2401-2411.
- Gal, G., Loew, E. R., Rudstam, L. G., Mohammadian, A. M. (1999): Light and diel vertical migration: spectral sensitivity and light avoidance by *Mysis relicta*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56(2): 311-322.
- Köhn, J., Waterstraat, A. (1990): Recent distribution of glacial relict Malacostraca in the lakes of Mecklenburg. *Ann. Zool. Fennici* 27: 231-235.
- Koschel, R.H., Dittrich, M., Casper, P., Heiser, A., Roßberg, R. (2001): Induced hypolimnetic calcite precipitation- ecotechnology for restoration of stratified eutrophic hardwater lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 3644-3649.
- Morgan, M. D., Beeton, A. M. (1978): Life history and abundance of *Mysis relicta* in Lake Michigan. *Journal of the fisheries research board, Canada* 35(9): 1165 - 1170.
- Richter, W.M. (1982): Zum Sauerstoffhaushalt der Gewässer der Feldberger Seenplatte an Hand ausgewählter sommerlicher Tiefenprofile seit 1924 und 1962. Teil I. *Acta hydrochim. et hydrobiol.* 10(6): 611 - 622.
- Rudstam, L.G., K. Danielsson, S. Hansson, S. Johansson, S. (1989): Diel vertical migration and feeding patterns of *Mysis mixta* (Crustacea, Mysidacea) in the Baltic Sea. *Mar. Biol.*, 101: 43-53.
- Rudstam, L. G., Hetherington, A. L., Mohammadian, A. M. (1999): Effect of Temperature on feeding and survival of *Mysis relicta*. *J. Great Lakes Res.* 25(2): 363-371.
- Scharf, J., Koschel, R. (2004): Distribution, abundance and life history of *Mysis relicta* (Loven) in the Feldberg Lake District, Germany. *Limnologica* 34: 199-212. Thienemann, 1950)
- Sherman, R. K., D. C. Lasenby, Hollett, (1987): Influence of oxygen concentration on the distribution of *Mysis relicta* LOVÉN in a eutrophic lake. *Canadian Journ. Zool.*, 65: 2646-2650.
- Waterstraat, A.. (1988): Zur Verbreitung und Ökologie der Reliktkrebse *Mysis relicta* (Loven), *Pallasea quadrispinosa* (Sars) und *Pontoporeia affinis* (Lindstrom). *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 28(2): 121 - 137.
- Waterstraat, A., Krappe, M., Riel, P., Rumpf, M. (2005): Habitat shifts of *Mysis relicta* (Decapoda, Mysidacea) in the lakes Breiter and Schmäler Luzin (NE Germany). *Crustaceana* 78(6): 685-699.

Störung der chemischen Kommunikation von Planktonorganismen durch Xenobiotika

Monika Hammers-Wirtz¹, Anja Coors² & Hans Toni Ratte³

¹ Forschungsinstitut gaiac, Mies-van-der-Rohe Str. 19, D-52074 Aachen, hammers-wirtz@gaiac.rwth-aachen.de,

^{2,3} Institut für Umweltforschung (Biologie V), RWTH Aachen, Worringerweg 1, D-52056 Aachen

Keywords: *Daphnia magna*, Reproduktionsförderung, *Chaoborus*, chemische Kommunikation

Einleitung

Planktonorganismen können auf eine Vielzahl natürlicher chemischer Signale anderer Organismen mit Veränderungen ihrer Morphologie, ihres Verhaltens oder ihrer Lebensdaten reagieren (Review siehe Larsson & Dodson 1993). Diese sog. Infochemikalien können dazu genutzt werden, um Beute zu finden, Prädation zu vermeiden oder zu verringern, Artgenossen zu warnen und Konkurrenz zu beeinflussen. Die Reaktion auf chemische Signalstoffe von Räubern oder Artgenossen stellt für die Planktonorganismen eine wichtige Anpassung dar, die die Fitness der Populationen erhöht.

Die chemische Kommunikation kann durch eine anthropogene Belastung der Gewässer gestört werden, indem Xenobiotika eine gleichgerichtete Reaktion auslösen oder dieser Reaktion auf Infochemikalien entgegenwirken. Es ist bekannt, dass bestimmte Insektizide bei Daphnien morphologische Veränderungen (Bildung von Helmen oder Nackenzähnen) und Lebensdatenänderungen auslösen wie sie auch durch Kairomone von *Chaoborus*-Larven induziert werden (Tab. 1).

Wir untersuchten den Kombinationseffekt von *Chaoborus*-Kairomonen und einem Xenobiotikum mit entgegengesetzter Wirkung auf die Lebensdaten von *Daphnia magna*.

Material und Methoden

In diesem Versuch wurden zylinderförmige, oben offene Netze aus Nylongaze als sog. „net enclosures“ eingesetzt, um die Daphnien vor dem Fraß durch die *Chaoborus*-Larven zu schützen, gleichzeitig aber eine permanente chemische Beeinflussung über das Medium zu ermöglichen. Diese zylinderförmigen „net enclosures“ (Volumen ca. 100 ml) aus Nylongaze (Maschenweite 250 µm, Hydro-Bios, Kiel) wurden zentral in 1L-Glasgefäße, welche mit 950 ml M4-Medium gefüllt waren, eingehängt. Innerhalb dieser „net enclosures“ wurden in den *Chaoborus*-Ansätzen fünf *Chaoborus*-Larven (4. Larvenstadium) eingesetzt. In die Kontroll-Gefäße wurden ebenfalls Netze eingesetzt, diese blieben jedoch leer. Die *Chaoborus*-Larven in den Enclosures wurden täglich mit 25 *Daphnia magna* (< 24 h alt) pro Gefäß gefüttert. Verpuppte oder verstorbene *Chaoborus*-Larven wurden bei der täglichen Tierkontrolle ersetzt, so dass stets eine *Chaoborus*-Dichte von 5 Larven pro Gefäß eingehalten wurde.

Die eigentlichen Testtiere wurden außerhalb der „net enclosures“ in die Gefäße eingesetzt, und zwar jeweils fünf *Daphnia magna*, die beim Versuchsbeginn zwischen 2 und 24 h alt waren. Für die

Ansätze mit *Chaoborus* wurden zwei Parallelen getestet, für die Dispersogen A- und Kontroll-Ansätze ohne *Chaoborus* wurden jeweils drei Gefäße angesetzt.

Die Kontrolle der Testtiere erfolgte täglich, dabei wurde die Mortalität, die Anzahl von Eiern im Brutraum sowie von Aborten und entlassenen Jungtieren (lebenden und toten) protokolliert. Zusätzlich wurden die Körperlänge der Muttertiere (nach jeder Häutung) und die Körperlänge der Nachkommen ermittelt. Täglich wurden die Netze ausgespült, um eventuelle Reste der Futterdaphnien zu entfernen und ein bakterielles Wachstum zu minimieren, gleichzeitig wurden entlassene Jungtiere abgesiebt. Der Mediumwechsel erfolgte alle zwei Tage. Die Versuchstiere wurden täglich mit *Desmodesmus subspicatus* in einer Menge von 1,0 mg C/Gefäß gefüttert, somit standen jeder Daphnie durchschnittlich 0,2 mg C/Tag zur Verfügung. Das Dispergiermittel Dispersogen A (Dispergiermittel auf der Basis eines Kondensationsproduktes aus Naphthalinsulfonsäure und Formaldehyd; eingesetzt in der Textilindustrie) wurde in einer Konzentration von 1,64 mg/L eingesetzt – der höchsten Konzentration, die im Reproduktionstest Reproduktionsförderungen ohne letale Effekte zeigte (Hammers-Wirtz & Ratte 2000).

Ergebnisse

In allen Ansätzen traten im Versuchsverlauf nur geringe Mortalitätsraten auf. Lediglich in einem Kontrollansatz mit *Chaoborus* starb ein Muttertier.

Unter Einfluss von Dispersogen A war die Länge der Daphnien sowohl in den Ansätzen mit *Chaoborus* als auch in den Ansätzen ohne *Chaoborus* ab dem fünften Versuchstag gegenüber den Kontrolltieren leicht erhöht (signifikant für das 5. Häutungsstadium). Die Anwesenheit von *Chaoborus* führte in allen adulten Stadien zu signifikant größeren Muttertieren, obwohl die Länge der Daphnien gleichen Alters durch *Chaoborus* nicht signifikant erhöht war (Details siehe Coors et al. 2004).

Die Anwesenheit der *Chaoborus*-Larven induzierte bei *Daphnia magna* eine Verzögerung der ersten Reproduktion, d.h. eine verlängerte Juvenilentwicklung (Abb. 1A). Somit waren die Primiparae unter *Chaoborus*-Einfluss älter als die Kontrolldaphnien, was auch die erhöhten Körperlängen der adulten Häutungsstadien in den *Chaoborus*-Ansätzen erklärt. Unter Dispersogenexposition war die Juvenilentwicklung der Daphnien bereits etwas früher abgeschlossen als in den jeweiligen Kontrollansätzen (Abb. 1A).

Dispersogenexponierte Tiere legten mehr Eier im Brutraum ab als die Kontrolltiere in unbelastetem Medium. Die Erhöhung der Eizahl trat sowohl in den Ansätzen ohne *Chaoborus* als auch in den Ansätzen mit *Chaoborus* auf (Abb. 1B). Da die Körperlänge der Muttertiere unter Dispersogen einfluss ebenfalls erhöht war, wurde die Brutgröße in einer Varianzanalyse mit der Muttertierlänge als Kovariable getestet. Dabei ergab sich eine signifikante Erhöhung der Brutgröße durch Dispersogen A trotz der erhöhten Körperlänge der Muttertiere. Die Anzahl angelegter Eier pro Brut wurde durch die Anwesenheit von *Chaoborus* nur geringfügig beeinflusst (Abb. 1B). Wird die Größe der Muttertiere berücksichtigt, so ergibt sich eine reduzierte Brutgröße in den *Chaoborus*-Ansätzen bezogen auf die Muttertierlänge, d.h. die Brutgröße in den *Chaoborus*-Ansätzen war signifikant geringer als aufgrund der größeren Muttertiere zu erwarten war. Eine Interaktion der Faktoren „Dispersogen A“ und „*Chaoborus*“ konnte für die Brutgröße nicht nachgewiesen werden.

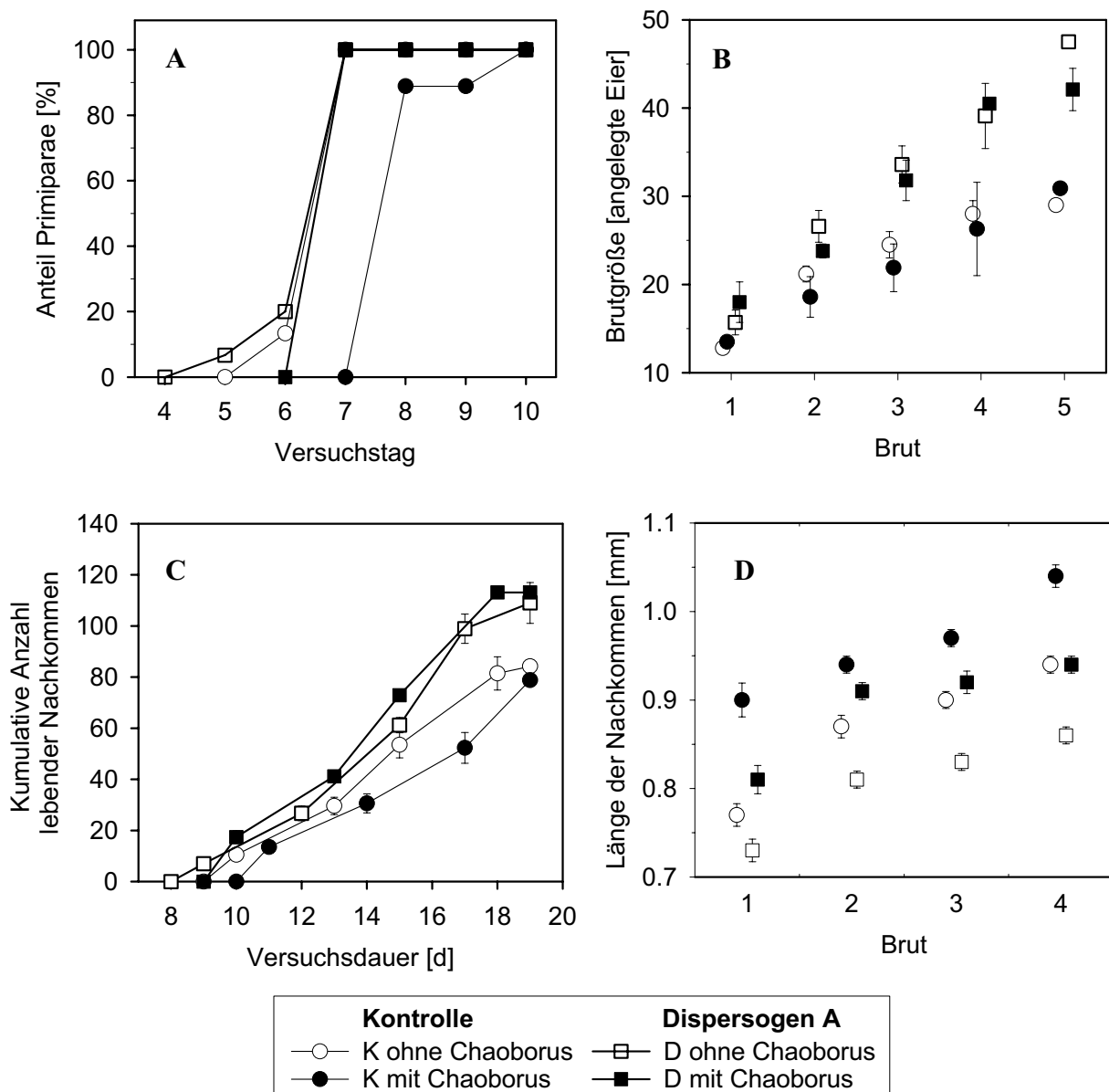


Abb. 1: Effekte auf die Lebensdaten von *Daphnia magna* in Abhängigkeit von der An- bzw. Abwesenheit von *Chaoborus*-Larven und der Dispersogenexposition (1,64 mg/L Dispersogen A). (Mittelwerte, Standardabweichungen)

Die kumulative Anzahl lebender Nachkommen war in den Dispersogen-Ansätzen sowohl mit als auch ohne *Chaoborus* signifikant höher als in den entsprechenden Kontrollansätzen (Abb. 1C). Unter Dispersogenexposition war die kumulative Nachkommenzahl in den Ansätzen ohne *Chaoborus* um 30 % erhöht, in den Ansätzen mit *Chaoborus* sogar um 55 %, d.h. beide Faktoren zusammen führten zu einer stärkeren Förderung der Nachkommenzahl als der Faktor Dispersogen A alleine.

Ab der ersten Brut war die Länge der Nachkommen durch die Anwesenheit von *Chaoborus* signifikant erhöht (Abb. 1D), und zwar stärker als durch die erhöhte Muttertiergröße zu erwarten war. Dispersogen A führte dagegen zu signifikant kleineren Nachkommen (Abb. 1D).

Diskussion

Daphnia magna reagiert auf die Anwesenheit von *Chaoborus* mit der Bildung signifikant größerer Neonatae, wodurch das Predationsrisiko für die Neonatae deutlich reduziert wird. *Chaoborus*-Larven fressen größenselektiv bevorzugt kleine Daphnien bis 1,5 mm (Swift & Fedorenko 1975, Parejko 1991). Jungtiere mit einer Länge von 0,9 mm werden von *Chaoborus crystallinus* mit einer Effizienz von über 50% gefressen (Swift 1992). Eine Zunahme der Neonatengröße verringert die Mortalität durch *Chaoborus*-Prädation und größere Neonaten sind dem Räuberdruck nur über einen kürzeren Zeitraum ausgesetzt, da sie schneller eine Größe erreichen, bei der sie von *Chaoborus* nicht mehr gefressen werden können.

Das Xenobiotikum Dispersogen A stört die Anpassung von *Daphnia magna* an die Anwesenheit von *Chaoborus* zur Verringerung des Fraßdrucks, da es den wichtigen Anpassungsvorteil der Bildung größerer Nachkommen unter Räuberdruck nahezu aufhebt. Dies sind ökologisch relevante Effekte, die die Fitness der Daphnienpopulation reduzieren können. Die beobachteten Effekte traten bereits bei deutlich niedrigeren Konzentrationen auf als die toxischen Effekte dieser Substanz (Hammers-Wirtz 2002). Solche Störungen der chemischen Kommunikation können bei der Chemikalienbewertung aufgrund der verwendeten Einzelart-Tests nicht erfasst werden und auch eine Erhöhung der Reproduktionsleistung wird bisher nicht beachtet oder hinterfragt. Eine Identifizierung von Störstoffen der chemischen Kommunikation ist bisher zufällig. Trotzdem wurden bereits für eine Reihe von Xenobiotika Störungen der sog. chemischen Kommunikation zwischen *Daphnia* und *Chaoborus* nachgewiesen (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Störung der chemischen Kommunikation zwischen *Daphnia* und *Chaoborus* – Literaturübersicht.

Art	Xenobiotikum	Störung bzw. Wirkung durch das Xenobiotikum	Literaturzitat
<i>Daphnia pulex</i>	Endosulfan	reduzierte Anzahl von Nackenzähnnchen induziert durch <i>Chaoborus</i> -Kairomone (F1: 3. + 4. Instar, F2: 2. Instar)	Barry (2000)
<i>Daphnia longicephala</i>	Endosulfan	Induktion der Helmbildung	Barry (1998)
<i>Daphnia ambigua</i>	Carbaryl	Induktion der Helmbildung im 2. - 4. Instar	Hanazato (1992)
<i>Daphnia ambigua</i>	Carbamate Organophosphate	Induktion der Helmbildung	Hanazato (1999)
<i>Daphnia pulex</i>	Carbaryl	zusätzliche Induktion von Nackenzähnnchen im 3. + 4. Instar zusammen mit dem <i>Chaoborus</i> -Kairomon Verstärkung der Lebensdatenänderungen durch das <i>Chaoborus</i> -Kairomon	Hanazato (1999)
<i>Daphnia pulex</i>	Kupfer	<u>bei gleichzeitiger Exposition mit <i>Chaoborus</i>-Kairomonen:</u> Anzahl an Nackenzähnnchen reduziert Länge der Nackenzähnnchen signifikant erhöht	Hunter & Pyle (2004)
<i>Daphnia pulex</i>	Nickel	<u>bei gleichzeitiger Exposition mit <i>Chaoborus</i>-Kairomonen:</u> Anzahl an Nackenzähnnchen reduziert bei 40µg/L, bei 160 und 200 µg/L kein Unterschied zur Kontrolle	Hunter & Pyle (2004)

Hanazato (1992, 1999) und Barry (1998, 2000) konnten nachweisen, dass die chemische Kommunikation zwischen Daphnien und *Chaoborus*-Larven durch verschiedene Insektizide gestört wurde, und zwar bei Konzentrationen, die im Toxizitätstest als unkritisch bewertet wurden. In den meisten Fällen lösten die Insektizide (Carbamate und Organophosphorverbindungen) bei Daphnien morphologische Veränderungen (Helm- oder Nackenzähnnchenbildung) und Lebensdatenänderungen aus, wie sie auch durch Kairomone von *Chaoborus*-Larven induziert werden (Tab. 1). Bei *Daphnia pulex* dagegen schwächte Endosulfan die Reaktion auf *Chaoborus*-Kairomone ab (Barry 2000). Desweiteren zeigten die Insektizide in Kombination mit *Chaoborus*-Kairomonen synergistische

Effekte (Hanzato 1999). Hunter & Pyle (2004) wiesen nach, dass Kupfer und Nickel die Bildung von Nackenzähnnchen bei *Daphnia pulex* als Reaktion auf *Chaoborus-Kairomone* stört (Tab. 1). Die Anzahl der Nackenzähnnchen war verringert, die Länge der Nackenzähnnchen dagegen wurde durch Kupfer erhöht.

Schlussfolgerungen

Die chemische Kommunikation zwischen *Daphnia* und *Chaoborus* wird nachweislich durch verschiedene Xenobiotika gestört, was in den meisten Fällen zur Folge hat, dass der Predationsdruck auf die Daphnien steigt. Diese ökologisch relevanten Effekte traten bereits bei deutlich niedrigeren Konzentrationen auf als die toxischen Effekte. Eine Identifizierung von Störstoffen der chemischen Kommunikation ist bisher zufällig und wird durch das Risk Assessment von Chemikalien nicht abgedeckt.

Bisher ist die Struktur der vielen chemischen Signalstoffe im aquatischen Ökosystem nicht aufgeklärt. Daher stellt jedes Xenobiotikum einen potentiellen Störfaktor für die chemische Kommunikation dar. Eine genauere Untersuchung der chemischen Kommunikation und der Struktur der Signalstoffe ist notwendig, um mögliche Wechselwirkungen zwischen Xenobiotika und Signalstoffen vorhersagen zu können.

Förderungen der Reproduktionsleistung von Daphnien durch Xenobiotika sollten im Hinblick auf eine mögliche Störung der chemischen Kommunikation stets kritisch hinterfragt werden. Darüber hinaus sollte bei der Chemikalienprüfung die Qualität der Nachkommen im Hinblick auf das eigentliche Schutzgut, die Population, untersucht werden.

Literatur

- Barry, M.J. (1998): Endosulfan-enhanced crest induction in *Daphnia longicephala*: evidence for cholinergic innervation of kairomone receptors. *Journal of Plankton Research* 20, 1219-1231.
- Barry, M.J. (2000): Effects of endosulfan on *Chaoborus*-induced life-history shifts and morphological defenses in *Daphnia pulex*. *Journal of Plankton Research* 22, 1705-1718.
- Coors, A. Hammers-Wirtz, M., Ratte, H.T. (2004): Adaptation to environmental stress in *Daphnia magna* simultaneously exposed to a xenobiotic. *Chemosphere* 56, 395-404.
- Hammers-Wirtz, M., Ratte, H.T. (2000): Offspring fitness in *Daphnia*: is the *Daphnia* reproduction test appropriate for extrapolating effects on the population level? *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 1856-1866.
- Hanazato, T. (1992): Insecticide inducing helmet development in *Daphnia ambigua*. *Arch. Hydrobiol.* 123, 451-457.
- Hanazato, T. (1999): Anthropogenic chemicals (insecticides) disturb natural organic chemical communication in the plankton community. *Environmental Pollution* 105, 137-142.
- Hunter, K., Pyle, G. (2004): Morphological responses of *Daphnia pulex* to *Chaoborus americanus* kairomone in the presence and absence of metals. *Environ. Toxicol. Chem.* 23, 1311-1316.
- Larsson, P., Dodson, S. (1993): Invited Review: Chemical communication in planktonic animals. *Arch. Hydrobiol.* 129, 129-155.
- Parejko, K. (1991): Predation by chaoborids on typical and spined *Daphnia pulex*. *Freshwater Biology* 25, 211-217.
- Swift, M.C., Fedorenko, A.Y. (1975): Some aspects of prey capture by *Chaoborus* larvae. *Limnol. Oceanogr.* 20, 48-425.
- Swift, M.C. (1992): Prey capture by the four larval instars of *Chaoborus crystallinus*. *Limnol. Oceanogr.* 37, 14-24.

- SELLIG, M., POEPPERL, R. & MEYER, E.I.: Charakteristika der Makrozoobenthos-Gemeinschaften sandgeprägter Tieflandbäche
- THIESMANN, J. & LORENZ, A.: Mikrohabitatpräferenzen bestimmter Arten des Makrozoobenthos und die Wiederbesiedlung nach Hochwasserereignissen in kleinen Tieflandbächen
- NOWAK, A.: Das Makrozoobenthos der Weißen Elster bei Gera (Thüringen) 1989-2005
- LUCKER, T.: Das Makrozoobenthos der Ise als Indikator für den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen
- MÜLLER, R., HENDRICH, L., SCHLEUTER, M. & KÖNIG, B.: Das Makrozoobenthos der Unteren Havel zwischen Ketzin und Brandenburg unter besonderer Berücksichtigung der Auswirkungen des Wellenschlages
- SIMON, K., KASCHEK, N. & MEYER, E.I.: Molluskenzönosen in sandgeprägten Tieflandbächen. Ein Vergleich zwischen naturnahen und anthropogen überformten Gewässerabschnitten
- EGGERS, T.O.: Rezente und subfossile Süßwasser-Mollusken in Bühnenfeldern der Mittleren Elbe
- GÖBEL, D., JÄHNIG, S. & LORENZ, A.: Biodiversität und Habitatwahl von Coleoptera an hydromorphologisch unterschiedlichen Mittelgebirgsflüssen
- LIPINSKI, A. & KIEL, E.: Moorrenaturierung in Niedersachsen – Vergleichende Untersuchung aquatischer Habitate
- MAUE, T. & LORENZ, A.: Der Einfluss des Klimawandels auf die Biozönose von Makroinvertebraten in deutschen Mittelgebirgsbächen
- KUMKE, T., NAZAROVA, L. & HUBBERTEN, H-W.: Chironomiden als Bioindikatoren für historische Klima- und Umweltänderungen
- GRABOW, K. & MARTENS, A.: Veränderungen in der Makroinvertebratendrift des Oberrheins in den letzten 10 Jahren: Aufstieg und Fall von Invasoren
- MARTIN, P.: Die Drift bei Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) – alles anders als bei den andern?

- LIESKE, R.: *Nemurella pictetii* und der Einfluss der Photoperiodik auf ihren Lebenszyklus
- GRAVELAAR, M., MEYER, E.I. & RISS, W.: *Echinogammarus berilloni* in NRW: Untersuchungen zur Autökologie eines eingewanderten Amphipoden
- MAIWALD, T., SCHULZ, H.K., ŠMIETANA, P. & SCHULZ, R.: Interspezifische Konkurrenz zwischen der einheimischen Flusskrebsart *Astacus astacus* und der eingeführten Art *Orconectes limosus*
- ROLAUFFS, P.: Bewertung der allgemeinen Degradation mittels Makrozoobenthos: Flächennutzung im Einzugsgebiet kontra lokale Gewässermorphologie
- FINK, P. & ELERT, E. VON : Das C:N:P-Verhältnis von Periphyton und seine ökologische Relevanz für herbivore Makroinvertebraten
- ABMANN, C. & ELERT, E. VON: Einfluss von aquatischen Pilzen auf den Laubabbau von *Gammarus roeseli* im Bodensee-Litoral

Charakteristika der Makrozoobenthos-Gemeinschaften sandgeprägter Tieflandbäche

Martina Sellig¹, Rainer Poepperl² & Elisabeth I. Meyer³

Abteilung für Limnologie, Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Universität Münster, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, ¹martinaselig@aol.com; ²poepperl@uni-muenster.de; ³meyere@uni-muenster.de

Keywords: Makroinvertebraten, sandgeprägter Tieflandbach, Norddeutsches Tiefland, biologische Indices

Einleitung

Eine Bewertung von Fließgewässern, wie sie auch im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union gefordert wird, basiert auf biologischen Indikatoren, die durch hydromorphologische sowie chemisch-physikalische Qualitätskomponenten begleitet werden (Pöpperl & Meyer 2004). In der vorliegenden Studie wird die Makrozoobenthos-Besiedlung sandgeprägter Bäche des Norddeutschen Tieflandes unter Heranziehung verschiedener Bioindices vergleichend untersucht. Der Rheo-Index sowie das Verhältnis der Zerkleinerer zu den Sedimentfressern und Filtrierern werden exemplarisch für einen Vergleich der Untersuchungs-gewässer herangezogen. Die Makrozoobenthosgemeinschaften der verschiedenen Tieflandbäche werden durch eine hierarchische Clusteranalyse zueinander in Beziehung gesetzt.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Die zehn untersuchten sandgeprägten Fließgewässer liegen im Norddeutschen Tiefland. Jeweils zwei befinden sich in Schleswig-Holstein (Treene, Osterau) und Mecklenburg-Vorpommern (Kraaker Mühlbach, Wabeler Bach) und jeweils drei in Nordrhein-Westfalen (Ladberger Mühlenbach, Wienbach, Kalter Bach) und Niedersachsen (Lethe, Lachte, Wümme). Wichtigstes Auswahlkriterium war eine von Sand dominierte Gewässersohle. Des Weiteren wurden limnologisch bereits gut untersuchte Bäche ausgewählt, um auf einen größeren Datenbestand zurückgreifen zu können.

Methoden

Es erfolgte eine halb-quantitative Beprobung aller vorhandenen Habitate. Als Hauptsubstrat wurde der Sand quantitativ mittels Stechzylinder beprobt. Der Rheo-Index wurde als Beschreibung der Strömungstypen und das Verhältnis der Zerkleinerer zu den Sedimentfressern und Filtrierern zur Beschreibung der Ernährungstypen herangezogen. In einer hierarchischen Clusteranalyse wurden die Makrozoobenthosgemeinschaften basierend auf den Individuendichten verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Rheo-Index

Der Rheo-Index (Banning 1990), das Verhältnis der rheophilen und rheobionten Taxa eines Fließgewässers zu den Stillwasserarten und Ubiquisten, liegt zwischen 0,60 (Wabeler Bach) und 0,85 (Lachte). Je höher der Rheo-Index ist, desto größer ist der Anteil der Fließgewässerarten. Den größten Anteil an rheophilen und rheobionten Taxa haben neben der Lachte der Kraaker Mühlbach (0,83), der Kalter Bach (0,82) und die Osterau (0,80; s. Abb. 1).

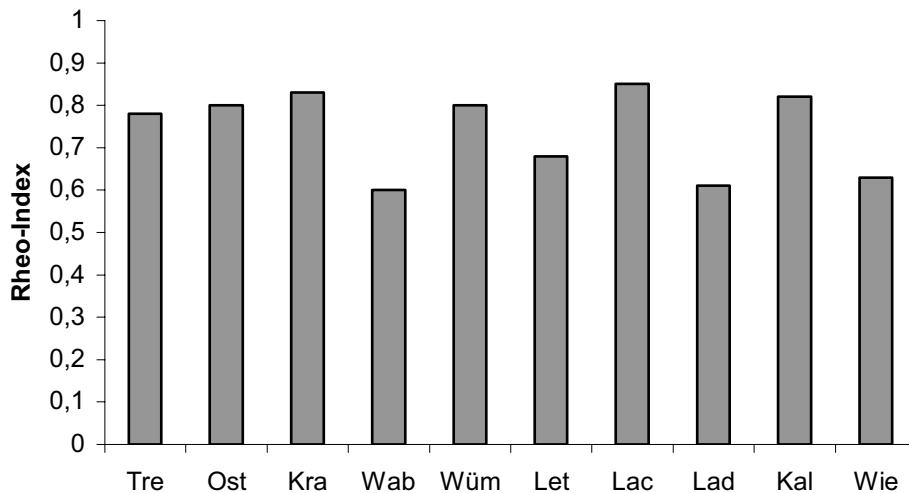


Abb. 1: Rheo-Index der untersuchten Tieflandbäche.

Tre: Treene, **Ost:** Osterau, **Kra:** Kraaker Mühlbach, **Wab:** Wabeler Bach, **Wüm:** Wümme, **Let:** Lethe, **Lac:** Lachte, **Lad:** Ladberger Mühlenbach, **Kal:** Kalter Bach, **Wie:** Wienbach.

Durch den Index können Störungen der Biozönose durch eine Veränderung des Strömungsmusters aufgezeigt werden. Zur Bewertung ist daher ein Referenzwert einer vergleichbaren naturnahen Stelle nötig (Böhmer et al. 2000). Da die Probestellen der Untersuchungsgewässer aufgrund ihrer Naturnähe ausgewählt wurden, kommen sie einem möglichen Referenzwert nahe.

Funktionelle Ernährungstypen

Die berechneten Verhältnisse der Zerkleinerer zu den Sedimentfressern und Filtrierern (Merrit & Cummins 1996) liegen zwischen 0,13 im Wienbach und 0,86 in der Treene (s. Abb.2). Demnach kann bei fast allen untersuchten Tieflandbächen von einer normalen Zerkleinerer-Gesellschaft eines funktionierenden Fließgewässersystems gesprochen werden. Nur die Lachte und der Wienbach unterschreiten den Grenzwert von 0,25 für diese Einstufung. Im Wienbach ist der sonst in allen Bächen mit großen Häufigkeiten auftretende Zerkleinerer *Gammarus pulex* (Linnaeus) nicht vorhanden. Die Art wird hier von *Echinogammarus berilloni* Catta in einer geringeren Abundanz ersetzt, was sich auf das Verhältnis der Zerkleinerer zu den anderen Ernährungstypen auswirkt.

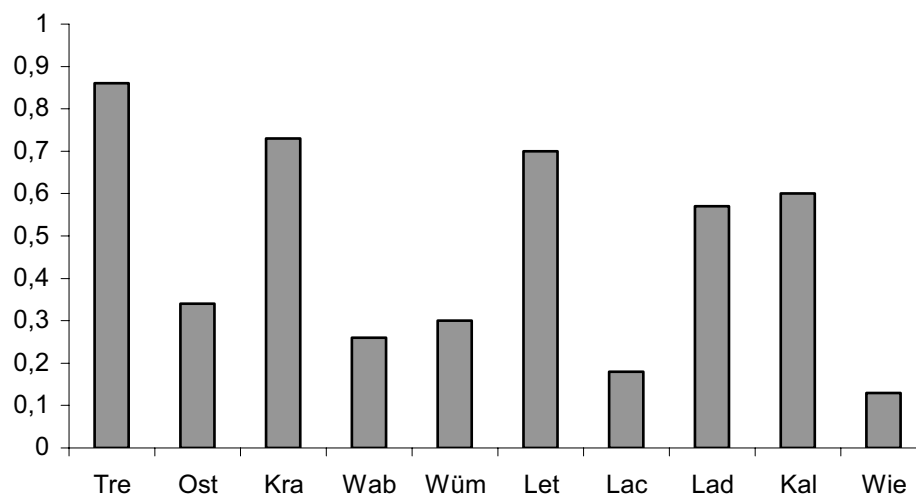


**Abb. 2: Verhältnis der Zerkleinerer zu den Sedimentfressern und Filtrierern der untersuchten Tief-
landbäche. Abkürzungen s. Abb.1.**

Ähnlichkeit der Makrozoobenthosgemeinschaften

Die hierarchische Clusteranalyse führt zu Gruppierungen bestimmter Bäche miteinander (s. Abb. 3), die zum Teil auf ähnliche abiotische Faktoren zurückgeführt werden können.

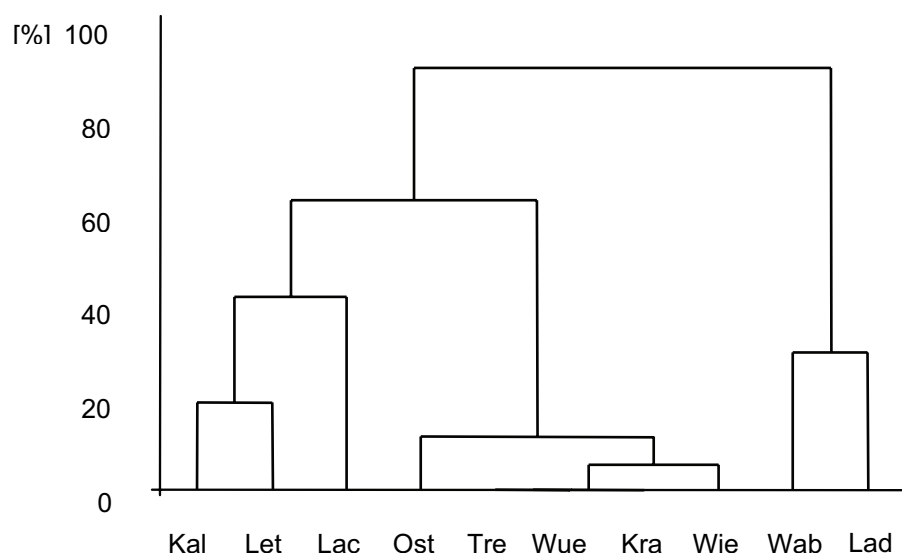


**Abb. 3: Faunistische Ähnlichkeit zwischen den Untersuchungsgewässern unter Berücksichtigung der
Taxa und ihrer Häufigkeiten, bezogen auf sämtliche vorkommende Substrate. Angabe der
Distanz in % (Ward's Method, Euclidean Square). Abkürzungen s. Abb. 1.**

Der Kalter Bach und der Wienbach weisen nur eine geringe Distanz zueinander auf. Die Organismen finden in diesen beiden, nur wenige Kilometer voneinander entfernt gelegenen Bächen vergleichbare Lebensbedingungen, wobei der Kalter Bach eine geringere Taxazahl aufweist als der Wienbach.

Die Ähnlichkeit von Ladberger Mühlenbach und Treene ergibt sich u.a. aus den Gastropoda, von denen beide Bäche mehrere Taxa aufweisen. In den anderen Gewässern wurden hingegen weniger Vertreter dieser Klasse gefunden. Starke Ähnlichkeiten im Arteninventar weist die Lethe mit der Wümme und der Osterau auf, obwohl sie sich morphologisch von allen anderen Gewässern unterscheidet. Die unterschiedliche Abiotik wirkt sich auf die Besiedlung mit Makroinvertebraten aus. Der Bach weist die geringste Taxazahl auf und ist eines der Gewässer mit den geringsten mittleren Individuendichten in den Sedimentproben. Dennoch gleicht das Arteninventar der Lethe dem Inventar typischer sandgeprägter Fließgewässer.

Die Lachte setzt sich aufgrund ihrer anderen Taxazusammensetzung von allen anderen Bächen ab. Die ursprüngliche Prägung dieses Fließgewässers durch eine kiesige Sohle, wie sie in einigen Gewässerabschnitten noch vorzufinden ist, bewirkt die Ausbildung einer Biozönose, die sich von denen der rein sandgeprägten Bäche abhebt.

Zusammenfassung

Im Sommer 2003 wurden zehn sandgeprägte Bäche des Norddeutschen Tieflandes hinsichtlich ihrer Besiedlung mit Makroinvertebraten untersucht. Neben einer Übersichtsbesammlung aller vorhandenen Substrate erfolgte eine quantitative Beprobung der Sandsubstrate mittels Stechzylinder. Zur Beschreibung der Makrozoobenthosgemeinschaften wurden verschiedene biologische Indices ermittelt.

Der Rheo-Index der Untersuchungsgewässer nimmt Werte zwischen 0,60 und 0,85 ein. Das ermittelte Verhältnis der Zerkleinerer zu den Sedimentfressern und Filtrierern liegt zwischen 0,13 und 0,86. Die hierarchische Clusteranalyse führt zu Gruppierungen bestimmter Bäche miteinander, die auf ähnliche abiotische Faktoren zurückgeführt werden können.

Danksagung

Allen beteiligten Ämtern und Behörden sei für die Unterstützung gedankt.

Literatur

- Banning, M. (1990): Der Rheo-Index – eine Möglichkeit zur Berechnung der Auswirkungen des Flussstaus auf die benthische Lebensgemeinschaft. – *Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL*: 186-190.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & Kappus, B. (2000): Ökologische Fließgewässerbewertung – Biologische Grundlagen und Verfahren – Schwerpunkt Makrobenthos. – In: Steinberg, C., Calmano, W., Klapper, H. & Wilken, R. D. (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie* - 9. Erg. Lfg. 4/00: 1-120.
- Meritt, R. W., Cummins, K. W. (1996): Trophic relations of macroinvertebrates. In: Hauer, F. R., Lamberti, F. A. (Hrsg.): *Methods in stream ecology*. San Diego.
- Pöpperl, R., Meyer, E. I. (2004): Bewertung des ökologischen Zustandes der Fließgewässer im Einzugsgebiet der Ems. – *ifgi prints* 21: 123-132.

Mikrohabitatpräferenzen bestimmter Arten des Makrozoobenthos und die Wiederbesiedlung nach Hochwasserereignissen in kleinen Tieflandbächen

Julia Thiesmann¹ & Armin Lorenz²

Universität Duisburg-Essen, Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen;

¹ thiesmann@online.de, ² armin.lorenz@uni-essen.de

Keywords: Hochwasser; Wiederbesiedlung, Substratvariabilität, Mikrohabitatpräferenzen, Tieflandbäche

Einleitung

Bei degradierten Bachbereichen im norddeutschen Tiefland ist Sand oft das einzig vorhandene Substrat, weitere Strukturen sind kaum vorhanden. Viele Autoren haben bereits den geringen Artenreichtum in feinkörnigem mineralischem Substrat, vor allem von Sand festgestellt (Chutter, 1969; Cummins, 1969). Weitere Merkmale degradierter Bäche sind Ufer- bzw. Sohlenverbau, Begradigungen und erhöhte sowie einförmige Fließgeschwindigkeit. Die untersuchten naturnahen bzw. renaturierten Probestellen weisen hingegen eine deutlich größere Strukturvielfalt auf, z. B. hervorgerufen durch das Vorkommen von Totholz oder Kiesbänken. Solch eine Habitatheterogenität erhöht die Taxazahl einer Makrozoobenthoszönose (Beisel et al., 1998). Substrate mit einer hohen Intra- Habitat Heterogenität wie z. B. Wurzeln spielen u. a. eine bedeutende Rolle für die Wiederbesiedlung nach Hochwasserspitzen, da sie wichtige Rückzugsmöglichkeiten bieten (Bournaud & Cogérino, 1986). Des Weiteren besteht an den naturnahen Stellen ein Mosaik unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten, von Stillwassercharakter bis zum plätscherndem Strömen.

Aufgrund dieser Tatsachen liegt die Vermutung nahe, dass sich Hochwassersituationen auf degradierte Bäche, die aufgrund der Strukturarmut ohnehin eine niedrigere Artenvielfalt aufweisen tief greifender auswirken d.h. mehr Tiere werden abgedriftet und eine Wiederbesiedlung dauert länger.

Anhand vergleichender Untersuchungen der Fauna und der Gewässermorphologie von naturnahen/renaturierten und degradierten Bachabschnitten werden die Auswirkungen von Hochwasserereignissen hergeleitet. Es wird dargestellt, welchen Einfluss die Strukturierung der Bachsohle auf die Artenvielfalt und die Wiederbesiedlung nach einem Hochwasserereignis hat.

Material und Methoden

Untersucht wurden zwei kleine sandgeprägte Tieflandbäche (Rotbach, Gartroper Mühlenbach) in NRW (Raum Dinslaken) mit einem Einzugsgebiet zwischen 10 und 20 km². Von den drei dargestellten Probestellen ist eine als naturnah einzustufen, eine ist stark degradiert und eine wurde renaturiert.

Im Zeitraum von März bis September 2005 wurde nach Hochwasserereignissen das Substrat mit Hilfe eines Rahmens an festgelegten Stellen kartiert. Die Substratumlagerung wurde im Vergleich zur jeweils vorherigen Kartierung prozentual erfasst und anhand eines vierstufigen Bewertungssystems eingeteilt. Hierbei wurde sowohl das zugrundeliegende mineralische abiotische Substrat (Sand, Kies, Lehm) als auch das darüber liegende biotische Substrat (z.B. CPOM; FPOM, Phytal, Totholz) erfasst. Um die Habitatpräferenzen der Arten und ihre Abundanzen zu bestimmen erfolgten je vorhandenem Substrat drei Makrozoobenthosbeprobungen mit Hilfe eines Shovel-samplers (25 x 25 cm, 500 µm).

Ergebnisse

Substratveränderung

Die Auswertungen der Substratkartierungen machen deutlich, dass sich die naturnahe Probestelle am stärksten verändert (Abb. 1), während sich bei dem degradierten Bachabschnitt der Hauptanteil des Substrats nicht verändert hat. Die Kategorie „stark verändert“ kommt hier nicht vor (Abb. 2), die Substratvariabilität im Jahresverlauf ist sehr gering. Die renaturierte Probestelle nimmt eine Zwischenstellung ein (Abb. 3), der Anteil des stark veränderten Substrates ist nicht so hoch wie an dem naturnahen Bachabschnitt. Der Hauptprozentsatz hat sich nicht verändert.

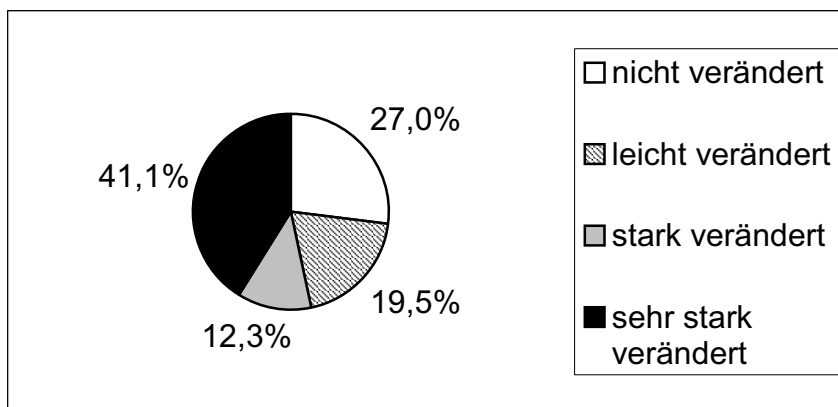


Abb. 1: Substratveränderung an der naturnahen Probestelle; dargestellt sind die Mittelwerte im Jahresverlauf

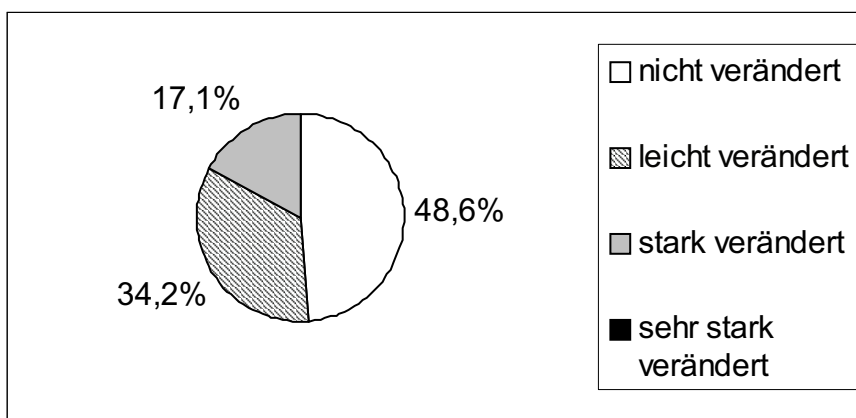


Abb. 2: Substratveränderung an der degradierten Probestelle; dargestellt sind die Mittelwerte im Jahresverlauf

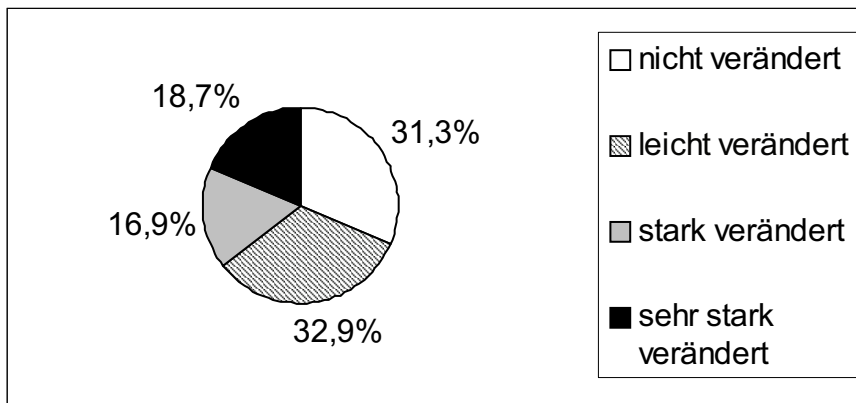


Abb. 3: Substratveränderung an der renaturierten Probestelle; dargestellt sind die Mittelwerte im Jahresverlauf

Auch die Anzahl der Substrattypen ist an dem naturnahen Bachabschnitt am höchsten und am degradierten am geringsten. Es wird deutlich, dass naturnahe/renaturierte Bachabschnitte eine größere Strukturvielfalt aufweisen (vor allem durch das Vorkommen kiesiger Abschnitte). Die Streuung ist an der degradierten Probestelle am größten (Abb. 4).

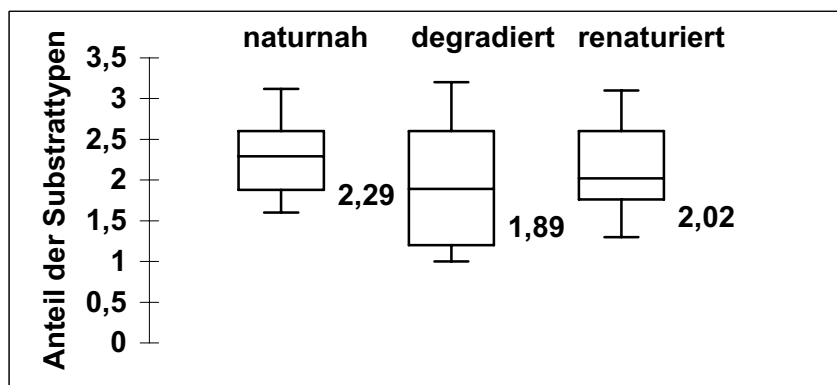


Abb. 4: Box- Whisker- Plots für den mittleren Anteil der Substrattypen im Jahresverlauf; dargestellt sind der Median (auch als Zahl), das 25-75% Intervall sowie der Minimal- und Maximalwert

Makrozoobenthosbeprobung

Die Ergebnisse der Makrozoobenthosbeprobung zeigen, dass die Artendiversität an der naturnahen Probestelle am höchsten ist (Abb. 5). Der degradierte Teilabschnitt weist die geringste mittlere Diversität und die größte Variationsbreite auf. Die renaturierte Probestelle nimmt eine Zwischenstellung ein.

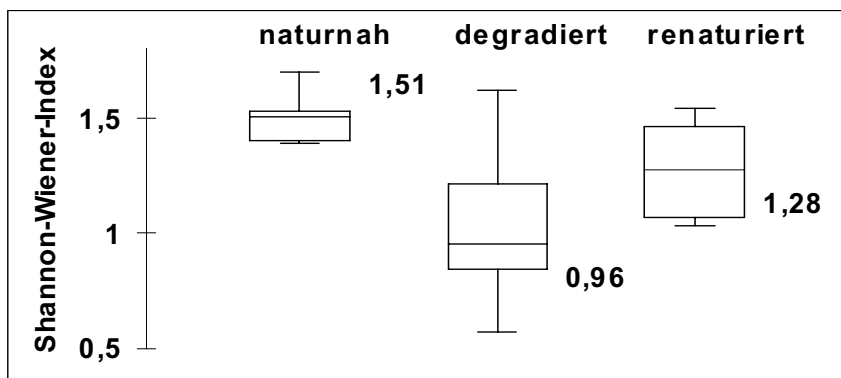


Abb. 5: Box- Whisker- Plots für den mittleren Shannon- Wiener- Index im Jahresverlauf; dargestellt sind der Median (auch als Zahl), das 25-75% Intervall sowie der Minimal- und Maximalwert

Betrachtet man die Individuendichten der gefundenen Taxa in Bezug auf die unterschiedlichen Substrate, werden die höchsten Dichten fast aller Taxa im Kies oder im Detritus erreicht. In der Sandfraktion sind die Abundanzen meist sehr gering. An der degradierten Probestelle finden sich in allen Substratfraktionen die geringsten Individuendichten (ohne Abbildung).

Einige Taxa präferieren die naturnahe Probestelle wie *Ephemera danica* (Abb. 6A) und dort besonders Kies und nur wenn dieser ausfällt wird auch Sand verstärkt besiedelt. Andere Taxa wie z. B. *Nemoura sp.* (Abb. 6B) kommen an der renaturierten Stelle am häufigsten vor.

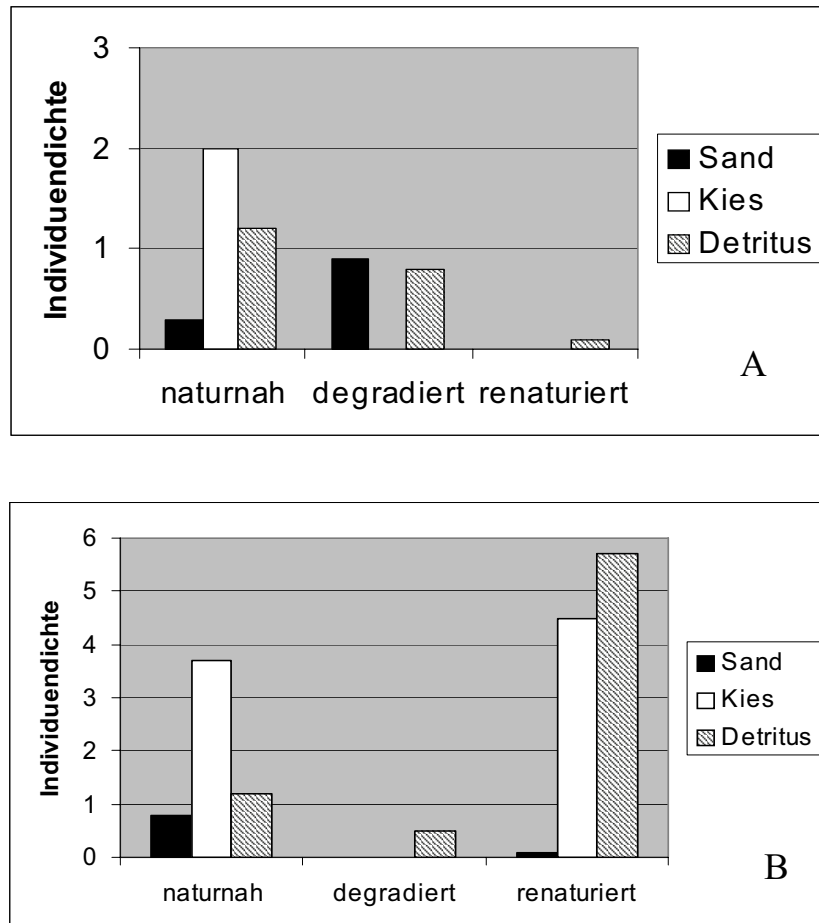


Abb. 6: Mikrohabitatpräferenzen von *Ephemera danica* (A) und *Nemoura sp.* (B); dargestellt ist die mittlere Individuendichte der jeweils drei Shovelsamplerproben über alle Probenahmen

Diskussion

Die Substratveränderung im Jahresverlauf ist an der naturnahen Stelle durch die höhere Substratdiversität am stärksten. Diese ist korreliert mit der Diversität des Makrozoobenthos: an der naturnahen/renaturierten Stelle findet sich eine höhere Diversität als an den degradierten Stellen d.h. es kommen mehr Arten vor und die Wiederbesiedlung nach einem Hochwasser erfolgt schneller. Die große Variationsbreite des Shannon- Wiener- Index an der degradierten Probestelle zeigt, dass die Auswirkungen eines Hochwassers je nach dessen Stärke unterschiedlich sind. Die Artendiversität an der naturnahen Stelle ist dagegen stabiler.

Viele Arten sind besonders an Kies gebunden, der bei Hochwasser mehr Rückzugsmöglichkeit bietet als Sand. Kies fehlt an der degradierten Probestelle, einige Arten wie *Ephemera danica*

(Abb. 6A) kommen dann häufiger in der Sandfraktion vor, die Gesamtanzahl bleibt trotzdem deutlich geringer als an naturnahen Stellen. Dies verdeutlicht wie wichtig andere Substrate außer Sand sind, der ein besiedlungsfeindliches Substrat ist. Einige Arten kommen verstärkt an der renaturierten Probestelle vor (Abb. 6B), dies bedeutet, dass noch andere Faktoren bei der Besiedlung eine Rolle spielen. Bei *Nemoura sp.* ist dies z.B. die erhöhte Nahrungsverfügbarkeit durch das Absinken von CPOM in Stillwasserpools.

Zusammenfassung

Im Vergleich zu degradierten Bereichen besteht an den naturnahen/renaturierten Bachabschnitten eine höhere Substratvielfalt. Diese bewirkt, dass sich die naturnahen/degradierten Probestellen nach einem Hochwasser stärker verändern können. Die Habitatvielfalt hat eine höhere Artendiversität des Makrozoobenthos zur Folge, da mehr Rückzugsmöglichkeiten bei Hochwassersituationen bestehen und das Abdriften verhindert wird. Im Sand kommen die meisten Makrozoobenthosarten mit sehr geringen Abundanzen vor, hingegen sind Detritus und vor allem Kies wichtige Mikrohabitate. Dies weist darauf hin, welche eine wichtige Rolle weitere Substratstrukturen besonders in Sandbächen spielen. Renaturierungen in Form von Remäandrierungen und die damit verbundene Erhöhung der Substratvielfalt vermindern die negativen Auswirkungen von Hochwasserereignissen auf das Makrozoobenthos.

Danksagung

Die vorliegende Studie ist Teil einer Diplomarbeit im Studiengang Ökologie der Universität Essen und entstand im Rahmen des Projektes „Euro-limpacs“ (Integrated Project to Evaluate the Impacts of Global Change on European Freshwater Ecosystems; EC contract no. GOCE-CT-2003-505540; <http://www.eurolimpacs.ucl.ac.uk>). Hierbei handelt es sich um ein EU- gefördertes Projekt zur Untersuchung der Auswirkung des globalen Klimawandels auf europäische Süßwasserökosysteme. Die Auswirkungen klimatischer Veränderungen auf Seen, Flüsse und Feuchtgebiete sollen untersucht werden.

Ich bedanke mich bei den Mitarbeitern der Abteilung Hydrobiologie der Universität Duisburg-Essen für ihre Unterstützung, vor allem bei Dr. Armin Lorenz für die Betreuung dieser Arbeit.

Literatur

- Beisel, J.-N., Usseglio-Polatera, P., Thomas, S., Moreteau J.-C. (1998): Stream community structure in relation to spatial variation- the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 389: 73-88.
- Bournaud, M., Cogérino, L. (1986). Les microhabitats aquatiques des rives d'un grand cours d' eau: approche faunistique. *Ann. Limnol.* 22: 285-294.
- Chutter, F. M. (1969). The effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and Rivers. *Hydrobiol.* 34: 57-76.
- Cummins, K. W., Lauff, G. H. (1969). The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiol.* 34: 145-181.

Das Makrozoobenthos der Weißen Elster bei Gera (Thüringen) 1989-2005

Ariane Nowak

Kommunale Wasser- und Umweltanalytik GmbH Gera, Labor Dörtendorf, Wasserwerk 14a, 07950 Triebes,
ariane.nowak@gmx.de

Keywords: Makrozoobenthos, Fließgewässer, Bewertung

Einleitung

Die Weiße Elster bei Gera (Thüringen) war bis Mitte der 90er Jahre ein stark belasteter Fließgewässerabschnitt. Abwassereinleitungen aus Industriestandorten (Textilindustrie, Chemische Industrie) sowie unzureichend geklärte kommunale Abwässer verursachten eine extrem verarmte benthische Biozönose. Im Folgenden wird die Regeneration des Makrozoobenthos über die Zeit anhand der EPT-Arten, untermauert mit Angaben zu ausgewählten chemischen Parametern, dargestellt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Weiße Elster entspringt im Elstergebirge südöstlich von As (Tschechische Republik), durchquert das Vogtland (Plauen), Ostthüringen (Greiz und Gera), die Leipziger Tieflandbucht (Zeitz und Leipzig) und mündet schließlich südlich von Halle in die Saale. Im Raum Gera besteht die Weiße Elster aus einem begradigten Flusslauf (Hochwasserschutz) mit einem MQ von 15,4 m³/s. Eine hohe Strömungsgeschwindigkeit von ca. 1,3 m/s sowie kiesiger, überwiegend steiniger Untergrund (Mesolithal) bieten der Benthosgemeinschaft dennoch potentiell günstige Lebensbedingungen. Die Fischregion entspricht dem Epipotamal. Die Probestellen befinden sich oberhalb (Wünschendorf) und unterhalb der Stadt Gera (Bad Köstritz).

Datenerhebung

Die Ergebnisse der Makrozoobenthosaufsammlungen 1989-2002 sowie die Werte chemischen Parameter wurden für die beiden Probestellen vom Staatlichen Umweltamt Gera zur Verfügung gestellt. 2004 erfolgten Beprobungen nach DIN 38410 Anfang April, Mitte Juni und Ende August. In die Auswertung wurden alle vorgefundenen Taxa sowie der berechnete Saprobienindex der Juniprobe einbezogen. 2005 wurden Anfang Mai und Ende Juni die Aufsammlung und Bewertung nach dem „Handbuch Fließgewässerbewertung“ und AQEM-Programm Version 2.5 vorgenommen, wobei hier die Bewertung des zweiten Termins vorgestellt wird.

Ergebnisse und Diskussion

Die zeitliche Entwicklung des Makrozoobenthos

Bis 1992 war das Makrozoobenthos mit 0 bis 2 Taxa in beiden Fließgewässerabschnitten verödet. Eine Verringerung der externen Belastung durch den Niedergang der gesamten Industrie im Einzugsgebiet bewirkte 1993 unterhalb Wünschendorf eine Zunahme der Taxazahlen (Tab. 1).

Tab. 1: Taxaliste EPT-Arten in der Weißen Elster unterhalb Wünschendorf 1989-2005

Taxon/Jahr	1989	1990	1992	1993	1994	1995	1996	1997	2000	2002	2004	2005
Ephemeroptera												
Baetis alpinus								x				
Baetis fuscatus					x			x		x	x	x
Baetis rhodani			x	x		x		x			x	x
Baetis vardarensis											x	x
Baetis vernus							x	x				x
Caenis beskidensis												x
Caenis macrura												x
Cloeon dipterum							x				x	
Ecdyonurus sp.										x		
Ephemera danica										x	x	x
Heptagenia sulphurea						x			x		x	x
Potamanthus luteus											x	x
Procloeon bifidum											x	
Serratella ignita											x	x
Plecoptera												
Isogenus sp.												x
Leuctra sp.											x	x
Trichoptera												
Agapetus fuscipes												x
Athripsodes cinereus											x	x
Cheumatopsyche lepida												x
Glossosoma spp.										x		
Goera pilosa				x						x		x
Halesus digitatus												x
Hydropsyche spec.				x	x	x						
Hydropsyche contubernalis							x					x
Hydropsyche incognita								x	x	x	x	x
Hydropsyche instabilis							x					
Hydropsyche pellucidula							x	x	x		x	x
Hydropsyche siltalai			x									x
Lepidostoma hirtum												x
Mystacides azurea									x			
Polycentropus flavomaculatus									x		x	x
Psychomyia pusilla								x				
Rhyacophila fasciata								x				
Rhyacophila nubila											x	x
Vorkommen Sphaerotilus natans	x	x	?	?	?	?	x					
MZB-Taxazahl gesamt	2	0	6	10	7	9	12	24	22	15	29	36
Saprobienindex nach DIN 38410 (alte Version)				2,32	2,59	2,38	2,44	2,11	2,18	2,01	2,03	1,93
Jahr	1989	1990	1992	1993	1994	1995	1996	1997	2000	2002	2004	2005

Ein weiterer sprunghafter Anstieg erfolgte 1997 durch die Inbetriebnahme von Kläranlagen bzw. deren Modernisierung. Seitdem entspricht dieser Gewässerabschnitt der biologischen Güteklasse II. 2005 ist der Anteil der nachgewiesenen EPT-Arten mit 67 % sehr hoch.

Die Probestelle Bad Köstritz war bis zum Jahre 1996 durch das Abwasserbakterium *Sphaerotilus natans*, z.T. flächendeckend vorkommend, geprägt. Durch die Inbetriebnahme einer modernisierten, dreistufigen Kläranlage unterhalb der Großstadt Gera im Jahre 1997 erfolgte auch hier ein sofortiger Anstieg der Gesamtartenzahl des Makrozoobenthos. Die biologische Gewässergüte (Saprobie) verbesserte sich 2002 um eine Güteklasse (Tab. 2).

Tab. 2: Taxaliste EPT-Arten in der Weißen Elster bei Bad Köstritz 1989-2005

Taxon/Jahr	1889	1990	1992	1993	1994	1995	1996	1997	2000	2002	2004	2005
Ephemeroptera												
Baetis fuscatus								x			x	x
Baetis rhodani							x	x		x		x
Baetis vardarensis											x	x
Baetis vernus								x		x		x
Caenis beskidensis												x
Caenis macrura											x	x
Cloeon dipterum											x	
Heptagenia sulphurea											x	
Potamanthus luteus											x	x
Serratella ignita											x	x
Trichoptera												
Athripsodes bilineatus											x	x
Cheumatopsyche lepida												x
Hydropsyche angustipennis									x			
Hydropsyche contubernalis								x			x	x
Hydropsyche incognita								x			x	x
Hydropsyche instabilis												
Hydropsyche pellucidula								x	x	x	x	
Hydropsyche siltalai											x	x
Hydroptila sp.												x
Polycentropus flavomaculatus											x	x
Psychomyia pusilla									x			
Rhyacophila nubila										x	x	x
Sericostoma spp.										x		
Vorkommen Sphaerotilus natans	x	x	x	x	x	x	x					
MZB-Taxazahl gesamt	0	0	1	1	2	3	8	22	13	10	25	26
Saprobienindex nach DIN 38410							2,58	2,34	2,38	2,08	2,17	2,03
(alte Version)												
Jahr	1989	1990	1992	1993	1994	1995	1996	1997	2000	2002	2004	2005

Ausgewählte chemische Parameter

Die Veränderung der chemischen Güteinstufung für die Parameter AOX, O₂ und NH₄-N auf Grundlage des 90-Perzentils der jeweiligen Stoffkonzentration sind in Tab. 3 für Wünschendorf bzw. in Tab. 4 für Bad Köstritz dargestellt. Die Sauerstoffkonzentrationen liegen gegenwärtig bei stabilen 8 mg/l (90-Perzentil). Es werden seit 1991 (Wünschendorf) bzw. 1995 (Bad Köstritz) keine kritischen Sauerstoffkonzentrationen unter 5 mg/l gemessen. Die Ammonium-N-Konzentrationen

betrugen im Jahr 1990 6,7 mg/l (Wünschendorf) bzw. 7,85 mg/l (Bad Köstritz) und liegen 2004 unter 0,6 mg/l (90-Perzentil). Anfang der 90er Jahre wurden an adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX) in Wünschendorf über 200 µg/l und in Bad Köstritz über 160 µg/l als 90-Perzentil ermittelt. Auch hier erfolgte ein starker Rückgang auf ca. 30 µg/l AOX.

Tiefgreifenden abwassertechnischen Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet sind abgeschlossen, so dass eine sprunghafte Verbesserung der Wasserqualität in den nächsten Jahren nicht zu erwarten ist.

Tab. 3: Chemische Güteklassifizierung ausgewählter Parameter, Weiße Elster Wünschendorf

AOX (µg/l)				III-IV	IV	IV	III-IV	III-IV	III-IV	III-IV	III	III	II-III	II-III	II-III	II-III
O ₂ (mg/l)	III-IV	III-IV	II	II-III	II	II	II	II	II-III	II-III	II-III	II	I	I	II	I
NH ₄ -N (mg/l)	IV	IV	IV	III-IV	III-IV	III	III-IV	III-IV	III-IV	III-IV	III	II-III	III	II-III	II-III	II-III
Jahr	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004

Tab. 4: Chemische Güteklassifizierung ausgewählter Parameter, Weiße Elster Bad Köstritz

AOX (µg/l)				III-IV	III-IV	III-IV	III	III-IV	III-IV	III-IV	III	II-III	III	II-III	II-III	II-III
O ₂ (mg/l)	IV	III-IV	III-IV	IV	III-IV	II-III	II	II-III	III	IV	II-III	II	II	II	II	I
NH ₄ -N (mg/l)	IV	IV	IV	IV	IV	III	III-IV	III-IV	IV	III-IV	III	III	III	II-III	II-III	II-III
Jahr	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004

Längszonierung und Taxa-Abundanz

Anhand der vorgefundenen Benthosorganismen befindet sich die Weiße Elster bei Gera im Übergangsbereich zwischen Rhithral und Potamal. Die dominanten Arten *Baetis fuscatus*, *B. vardarensis* und *Serratella ignita* (Ephemeroptera), *Hydropsyche contubernalis* (Trichoptera) und *Simulium ornatum* (Diptera) haben eine Affinität sowohl zum Rhithral als auch zum Potamal. Daneben finden sich sowohl typische rhithrale Bewohner wie *Baetis rhodani* (Ephemeroptera), *Hydropsyche incognita* und *Rhyacophila nubila* (Trichoptera) als auch potamale Vertreter wie *Potamanthus luteus* (Ephemeroptera), *Cheumatopsyche lepida* (Trichoptera) und *Aphelocheirus aestivalis* (Heteroptera) in höheren Abundanzen.

Durch den Rückgang der externen Belastung entwickelte sich aus einer verarmten Restbiozönose eine artenreiche Fauna mit Organismen, die höhere Ansprüche an die Wasserqualität stellen.

Die aktuellen Untersuchungen lassen eine weitere Zunahme der Taxazahlen vermuten. Insbesondere die Zunahme der EPT-Arten zeigt, dass sich die Weiße Elster bei Gera am Anfang einer Regenerationsphase befindet.

Fliessgewässerbewertung mittels AQEM-Programm

Beprobung am 25. Juni 2005

Typologie:

- beide Abschnitte Typ 9.2 (Große Flüsse des Mittelgebirges)

Ergebnisebene 1 (Ökologische Zustandsklasse):

- Weiße Elster Wünschendorf	mäßig	Handlungsbedarf nach WRRL
- Weiße Elster Bad Köstritz	mäßig	Handlungsbedarf nach WRRL

Ergebnisebene 2 (Qualitätsklassen der Module):

	Saprobie	Allgemeine Degradation
- Weiße Elster Wünschendorf	gut	mäßig
- Weiße Elster Bad Köstritz	mäßig	mäßig

Ergebnisebene 3 (Core Metrics): für Weiße Elster Wünschendorf

- SW-Diversität:	schlecht
- Fauna-Index:	gut
- Metarhithral-Besiedler:	gut
- Rheoindex:	sehr gut
- Anteil Pelal-Besiedler:	schlecht
- Anteil EPT-Taxa:	sehr gut

Ergebnisebene 4 (übrige Metrics; Auswahl): für Weiße Elster Wünschendorf

- Taxazahl: 24; Indikatororganismen: 17; Abundanz (Ind./m²): 3244

Interpretation der Bewertungsergebnisse

- Die Qualitätsklasse des Moduls „Allgemeine Degradation“ ist für die Gesamtbewertung „mäßig“ verantwortlich.
- SW-Diversität schlecht weist auf Artendefizit bzw. Massenentwicklung weniger Arten hin. Die Ende Juni 2005 ermittelte Taxazahl von 24 ist für einen Mittelgebirgsfluss vergleichsweise gering.
- Anteil Pelal-Besiedler schlecht heißt zu geringer Anteil an Sand- und Schlammbewohner.
- Hoher Anteil an Metarhithral-Besiedlern weist auf gute Verknüpfung mit den Nebenbächen hin.
- Guter Fauna-Index und sehr guter Anteil EPT-Arten bedeuten eine diverse Fauna mit typspezifischen, charakteristischen Arten.
- Ein sehr guter Rheoindex indiziert einen hohen Anteil strömungsliebender Arten.

Die Aussagen der Core Metrics sind widersprüchlich und zeigen Extreme. Der untersuchte Fließgewässerabschnitt ist in seiner Struktur recht gleichförmig (Mesolithal), da auf Grund des Ausbaues und des Gefälles beruhigte Randzonen weitestgehend fehlen. Rein optisch und aus Erfahrung macht die Weiße Elster bei Wünschendorf aber einen guten Eindruck.

Kurzeinschätzung Methode AQEM

Aufsammlung und Bearbeitung der Teilproben vor Ort ist weniger aufwendig als erwartet. Zartgliedrige Organismen wie *Baetis* spp. werden in mesolithalen Bereichen durch die Prozedur zerteilt!

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Makrozoobenthosgemeinschaft in der Weißen Elster bei Gera befindet sich gegenwärtig am Anfang einer Regenerationsphase. Die Wiederbesiedlung nach belastungsbedingter Verödung benötigt eine wesentlich längere Zeitspanne als die sprunghafte Verbesserung der Wasserqualität.

Danksagung

Dank an das Staatlichen Umweltamt Gera und die Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie für die Bereitstellung von Daten. Einen besonderen Dank an Herrn Wolfgang Bloß für die hilfreiche Diskussion.

Literatur

- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation.
- Umweltbundesamt (2003): Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindexes für die biologische Fließgewässerbewertung. – Texte UBA 11/2003.
- Umweltbundesamt (2005): Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Vorläufige Version, Stand April 2005.

Das Makrozoobenthos der Ise als Indikator für den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen

Thomas Lucker

Aktion Fischotterschutz e.V., Sudendorfallée 1, 29386 Hankensbüttel, t.lucker@otterzentrum.de

Keywords: Revitalisierung, Makrozoobenthos, Ise, Tieflandfluss, Bewertung, Langzeituntersuchung

Einleitung

Das Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Revitalisierung in der Ise-Niederung“ hatte zum Ziel, übertragbare Methoden und Strategien für die Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen in der intensiv genutzten Agrarlandschaft des niedersächsischen Tieflands, außerhalb von Schutzgebieten, zu entwickeln und zu erproben. In den Jahren 1990 bis 1995 wurden diese Maßnahmen umgesetzt (LUCKER 1998) und von 1990 bis 2000 wurde das Projekt wissenschaftlich begleitet (BORGGRÄFE et al. 2001; LUCKER 2000). Die Fortsetzung der wissenschaftlichen Begleitung in der Ise-Niederung bis 2005 eröffnete die Möglichkeit, eine ökologische Langzeituntersuchung fortzuführen, wie sie beispielsweise von GRUTTKE & DRÖSCHMEISTER (1998) für Naturschutzprojekte empfohlen wurde.

Naturschutzfachliche Ziele des Ise-Projektes waren die Initiierung einer eigendynamischen Entwicklung und die Erhöhung der defizitären, naturraumtypischen Eigenschaften Retention (für Wasser und Stoffe) und Dynamik (in Raum und Zeit), damit sich die an die speziellen Habitattypen angepassten Lebensgemeinschaften von selbst einstellen bzw. entwickeln (Vielfalt). Abgezielt wurde weiterhin auf eine großflächige Biotopvernetzung für die isolierten Fischottervorkommen in der östlich gelegenen Dumme-Niederung und dem Drömling sowie in den angrenzenden Niederungen der Lutter, Lachte und Örtze (PRAUSER et al. 1990).

Um die notwendige Akzeptanz für Naturschutzmaßnahmen in der Ise-Niederung zu erlangen wurden kooperative und diskursive Handlungsstrategien erprobt (BORGGRÄFE & KÖLSCH 1997). Die in der Niederung lebenden Menschen, ihre sozialen, ökonomischen und kulturellen Ansprüche und Wertehaltungen sind letztendlich für den Zustand der Kulturlandschaften verantwortlich. Es ist deshalb wichtig, neben den Erhebungen zum Zustand von Flora und Fauna, auch die Bedürfnisse der örtlichen Bevölkerung in Landschafts- und Naturschutzplanungsprozesse einzubeziehen (OPPERMANN & LUZ 1996).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Ise-Niederung liegt im östlichen Niedersachsen (Naturraum Südheide), im Landkreis Gifhorn, und gehört zum Einzugsgebiet der Aller. Sie ist 42 km lang und besitzt ein Einzugsgebiet von 420 km². Der mittlere jährliche Niederschlag beträgt 688 mm und das langjährige Temperatur-Jahresmittel liegt bei 8,1 °C. Die Ise ist ein durch sandig-kiesige Substrate geprägter silikatischer Tieflandbach und weist ein Gefälle von 0,5 ‰ auf. Nach POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2004) gehört sie zum Typ 14, sandgeprägter Tieflandbach. Die mittlere Wasserführung (MQ) im Mittellauf beträgt 1,64 m³/s, das NQ1 0,97 m³/s und das HQ5 11,3 m³/s. Großflächige Überschwemmungen des Umlandes treten erst bei HQ3 (8,5 m³/s) auf.

Probenahme und Auswertung

Die aquatische Makrofauna wurde an jeder Probestelle, differenziert nach den Standorten Bachsohle, Uferbereich (Böschungsfuß) und Wasserpflanzen im Frühjahr entnommen. Das vorhandene Substrat bzw. Pflanzen und unterhöhlte Ufer mit Wurzelgeflecht wurden mit einem Sieb (Durchmesser 23 cm, Maschenweite 1 mm) mit jeweils 5 Doppelzügen (à 50 cm) durchgekäschert. So betrug die pro Strukturelement durchgekäscherte Fläche in der Regel 0,75 m². Für die Bewertung der Revitalisierungsmaßnahmen wurden die fließgewässertypischen (rheobionten und rheophilen) Arten mit ihren spezifischen Lebensraumanprüchen in den Mittelpunkt der ökologisch-faunistischen Analyse gerückt. Die Einstufung der in der Ise erfassten Arten als strömungstypisch, limnotypisch und strömungsindifferent erfolgte mit dem Auswerteprogramm AQEM 2.5 (AQEM CONSORTIUM 2005). Die Bewertung der Makrozoobenthosgemeinschaft berücksichtigt nur die Individuen, die bis zur Art determiniert werden konnten, außer den Diptera, Oligochaeta und Coleoptera. Zusätzlich wurden alle 4 Wochen physikalisch-chemische Parameter analysiert und Jahresmittelwerte gebildet. Die Daten für 2005 umfassen die Monate Januar bis Oktober.

Ergebnisse

Chemisch-physikalische Parameter

Aus Platzgründen werden die Jahresmittelwerte der chemisch-physikalischen Parameter nur exemplarisch für eine Probestelle dargestellt. Diese Probestelle liegt im Mittellauf der Ise. Das gereinigte Abwasser von zwei Kläranlagen und einigen Klärteichen wird oberhalb dieser Probestelle eingeleitet. Zu erkennen sind gleichbleibende Werte der Sauerstoffsättigung und leicht fallende Nitrat-N-Konzentrationen. Sie bewegen sich mit Durchschnittswerten zwischen 6–8 mg/l in einem Bereich der Wassergüteklasse III (Abb. 1). Aufgrund der Verbesserung von Kläranlagen sind für Ammonium-N und Phosphat-P seit 1989 fallende Mittelwerte zu beobachten (Abb. 2).

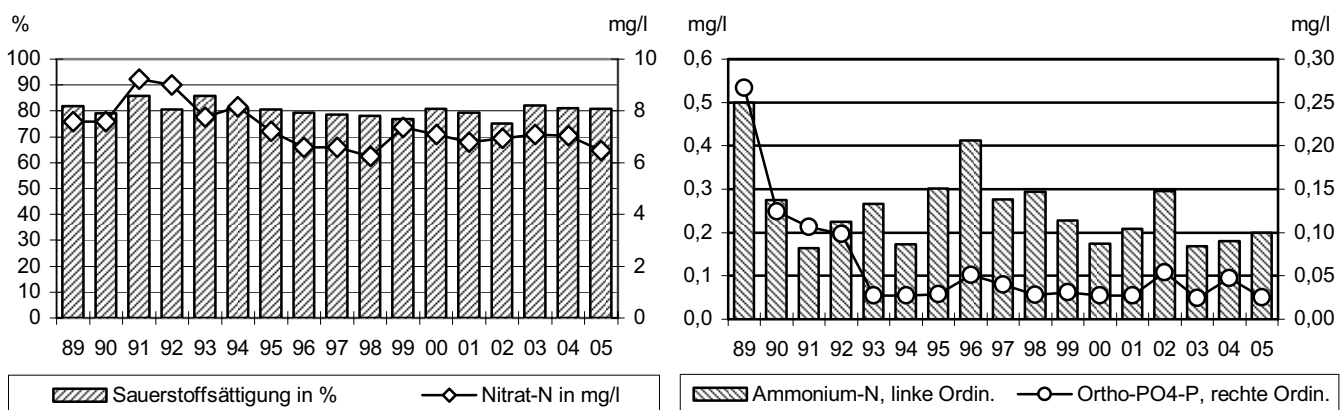


Abb. 1: Entwicklung der Sauerstoffsättigung und der Konzentrationen von Nitrat-N in den Jahren von 1989 bis 2005

Abb. 2: Entwicklung der Ammonium-N- und Ortho-Phosphat-P-Konzentrationen in den Jahren von 1989 bis 2005

Artenzahlen und Abundanzen

Werden die Ausgangssituationen 1991 (bzw. 1994) mit den Ergebnissen im Jahr 2005 verglichen, so sind sowohl Zunahmen der Individuenhäufigkeiten als auch der Artenzahlen an allen Stationen zu beobachten. Im Gegensatz zum Mittel- und Unterlauf konnten am Oberlauf Randstreifen und Nutzungsextensivierungen nur in geringem Umfang realisiert werden. Zusätzlich wird der Oberlauf einmal im Jahr vom Unterhaltungsverband geräumt (vor Projektbeginn zweimal!). An den Stationen 3 (Abb. 3) und 23 (Abb. 5) im Oberlauf sind Schwankungen der Häufigkeiten und Artenzahlen erkennbar. Aber auch andere Stationen, die seit mehreren Jahren nicht mehr geräumt werden, wie 83 (Abb. 6), weisen Schwankungen auf. Diese scheinen durch interne Faktoren (Hochwasser bei gleichzeitiger Substratdegradation) bedingt zu sein.

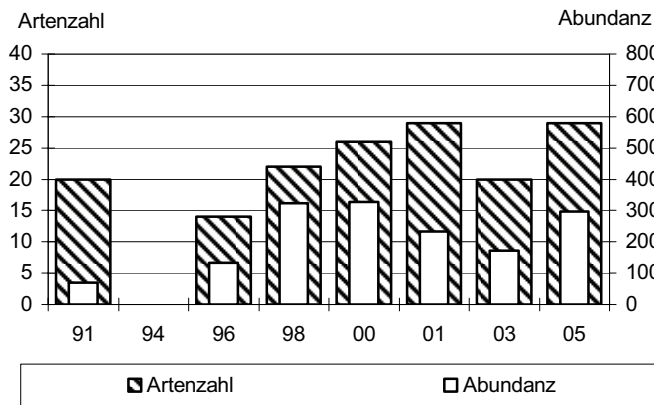


Abb. 3: Entwicklung der Artenzahlen und Abundanzen des Makrozoobenthos an der Probestelle 3 (Oberlauf)

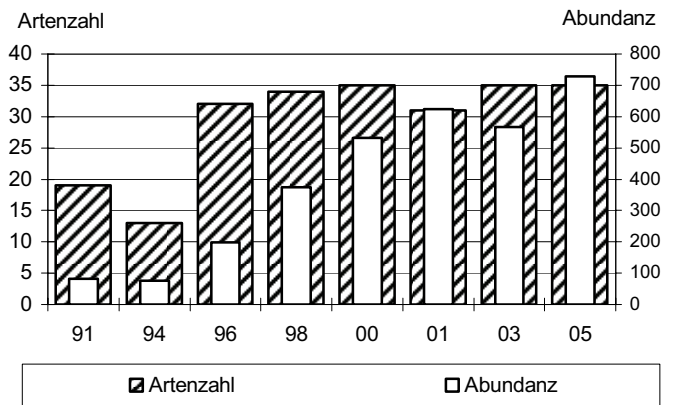


Abb. 4: Entwicklung der Artenzahlen und Abundanzen des Makrozoobenthos an der Probestelle 61 (Mittellauf)

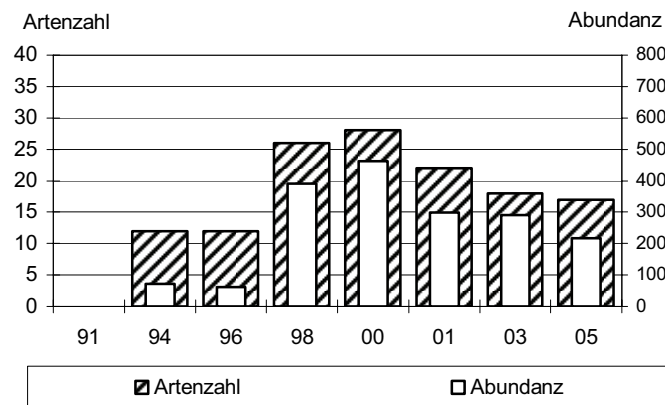


Abb. 5: Entwicklung der Artenzahlen und Abundanzen des Makrozoobenthos an der Probestelle 23 (Oberlauf)

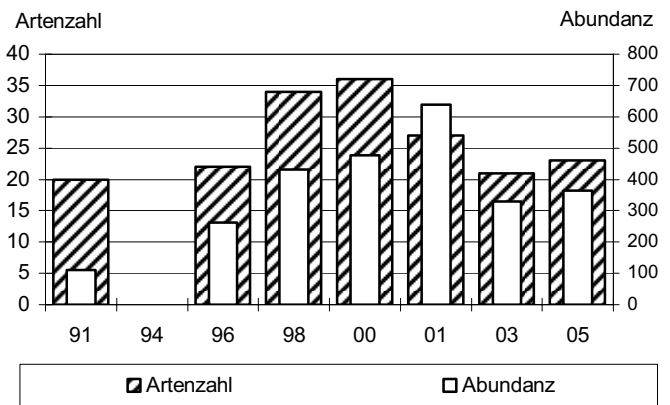


Abb. 6: Entwicklung der Artenzahlen und Abundanzen des Makrozoobenthos an der Probestelle 83 (Mittellauf)

Strömungspräferenzen

Durch die Gruppierung der einzelnen Makrozoobenthos-Arten und höheren Gruppen zu Anspruchstypen oder Gilden werden Arten zusammengefasst, die sich in ihren autökologischen Ansprüchen stark überlappen (BÖHMER et al. 1999). Für die Ise wurden die Arten nach ihren Strömungspräferenzen sortiert und die Veränderung dieser Gilde von 1991 (bzw. 1994) bis 2005 beobachtet.

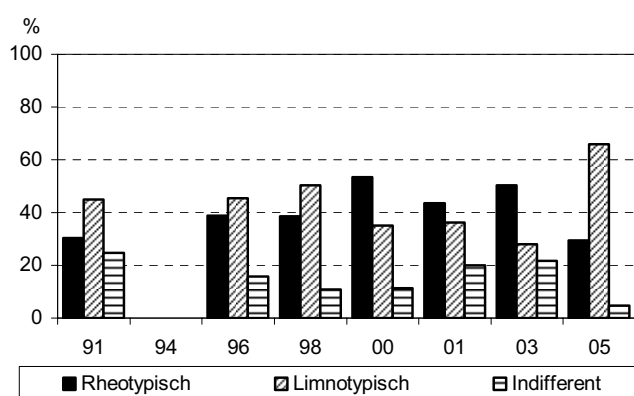


Abb. 7: Strömungspräferenzen der Makrofauna an der Probestelle 3 (Oberlauf)

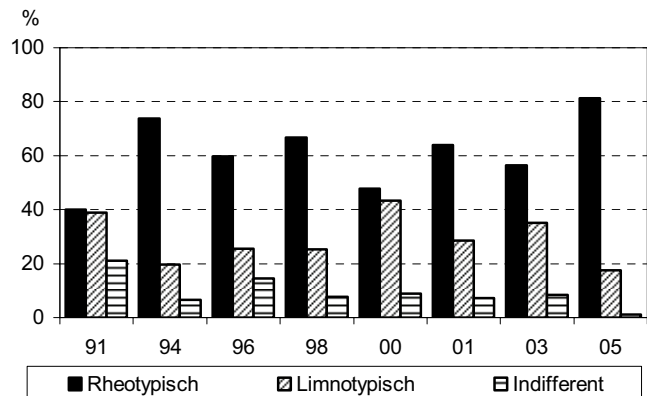


Abb. 8: Strömungspräferenzen der Makrofauna Probestelle 61 (Mittellauf)

An der Probestelle 3 (Abb. 7) ist zunächst ein Anstieg der strömungstypischen Arten zu erkennen. Ab 2001 gehen die Anteile leicht zurück und entsprechen in 2005 auch den hydraulischen Bedingungen im Rückstaubereich einer Sohlgleite. Der Anteil der strömungstypischen Arten an der Probestelle 23 (Abb. 9) geht im Verlauf der Untersuchung von 80 % auf 60 % zurück während er an den Stationen 61 (Abb. 8) und 83 (Abb. 10) von 40 % bzw. 60 % auf über 80 % ansteigt. Auch an anderen Untersuchungspunkten des Mittel- und Unterlaufs ist diese Entwicklung zu beobachten.

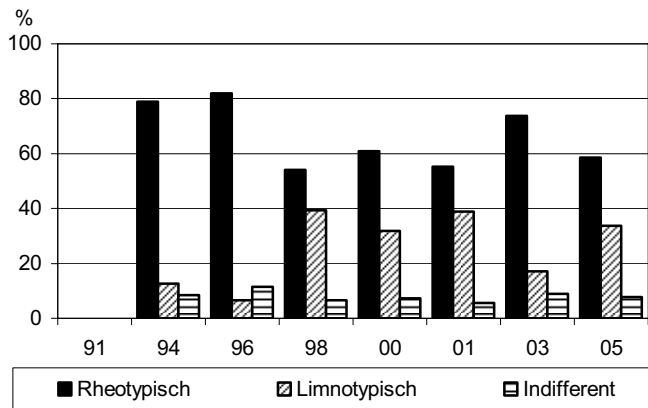


Abb. 9: Strömungspräferenzen der Makrofauna an der Probestelle 23 (Oberlauf)

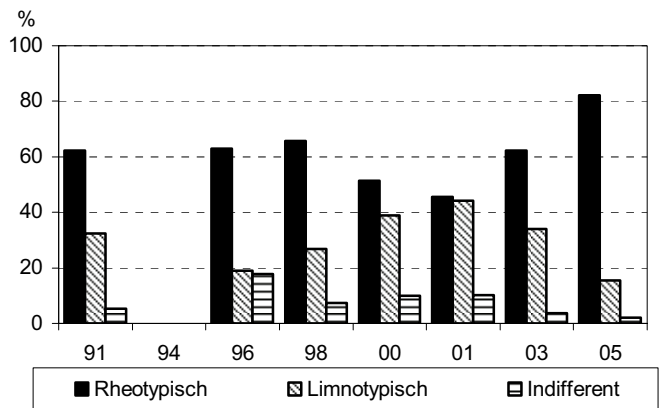


Abb. 10: Strömungspräferenzen der Makrofauna Probestelle 83 (Mittellauf)

Diskussion

Die Langzeituntersuchung unterschiedlicher Parameter und Lebensgemeinschaften in der Ise-Niederung erbrachte zahlreiche Ergebnisse, die ein besseres Verständnis dynamischer Prozesse förderten. Nicht erwartet wurde die Wiederbesiedlung durch Fischotter schon 14 Jahre nach Beginn des Projektes. Die Fischotternachweise erhöhten sich in den Jahren 1998 bis 2004 von 1 auf 15 pro Jahr. Auch die Akzeptanz für Naturschutzmaßnahmen und für die Reduzierung der Gewässerunterhaltung ist in der Bevölkerung angestiegen. Trotz sinkender Ammonium-N- und Nitrat-N-Konzentrationen ergab sich in den letzten 15 Jahren keine Verbesserung der Sauerstoffsättigung der Ise, die nach wie vor bei 80 % liegt. Da die BSB-Werte und die des Kaliumpermanganatverbrauchs leicht anstiegen, müssen sauerstoffzehrende Substanzen, die nicht über die Stickstoffmessungen erfassbar sind, hierfür verantwortlich sein.

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos der Ise zeigen, dass Zunahmen der Artenvielfalt und der Abundanzen durch Modifikation der Gewässerunterhaltung relativ schnell auftreten (LUCKER 2000). In den Bereichen, in denen der Bagger nach wie vor das Profil der Ise räumt, scheint die Entwicklung der Makroinvertebraten stärkeren Schwankungen unterworfen zu sein als in nicht geräumten Bereichen. In diesen nicht gestörten Abschnitten streben Artenzahlen und Abundanzen einer Sättigungskurve entgegen (Probestelle 61). In weiten Teilen erhöhte sich die Strukturvielfalt durch die dauerhafte Ansiedlung aquatischer Makrophyten wie Wasserstern (*Callitriche sp.*) und Wasserhahnenfuß (*Ranunculus sp.*). Die Wasserpflanzen erzeugen ein Strömungs- und damit auch ein Substratmosaik, das von strömungstypischen Arten wie *Ancylus fluviatilis*, *Heptagenia sulphurea*, *Kageronia fuscogrisea*, *Hydropsyche angustipennis*, *H. siltalai*, *Paraleptophlebia submarginata*, *Isoperla sp.*, *Calopteryx splendens*, *C. virgo*, *Gomphus vulgatissimus*, *Ophiogomphus cecilia* und *Cordulegaster boltonii* genutzt wird. Nach wie vor fehlt jedoch Hartsubstrat (Totholz, Kies) in ansehnlicher Menge, so dass auf diese Strukturen angewiesene Arten wie *Rhyacophila sp.*, *Sericostoma sp.*, *Lype phaeopa*, *L. reducta*, *Leuctra sp.*, *Perla sp.* oder *Perlodes sp.* sehr selten sind bzw. gar nicht auftraten.

Nach 15 Jahren Monitoring zeigt sich, dass viele ökologische Verbesserungen durch die Initiierung von Eigendynamik erreicht werden konnten, die Weiterentwicklung der Ise jedoch niemals abgeschlossen sein wird. Auch konnte eine gesteigerte Akzeptanz für Naturschutzmaßnahmen in der Bevölkerung beobachtet werden. Die Maßnahmen konnten aufgrund intensiver landwirtschaftlicher Nutzung im Oberlauf nicht auf ganzer Lauflänge der Ise in gleicher Quantität und Qualität umgesetzt werden. Entsprechend unterschiedlich stellt sich auch die Entwicklung der Lebensgemeinschaften dar. In vielen Bereichen dominieren die strömungstypischen Taxa. Interne Effekte wie Hochwasser in Kombination mit strukturellen Defiziten und saisonale Entwicklungen führen an einigen Stationen zu Schwankungen in der Lebensgemeinschaft, die von Eingriffen durch Unterhaltungsmaßnahmen kaum zu unterscheiden sind. Fließgewässerdynamik zu initiieren, ohne bauliche Veränderung des Gewässerprofils vorzunehmen braucht sehr lange Zeiträume und ist noch nicht in allen Abschnitten der Ise zu beobachten. Naturnahe Gewässerentwicklung im Zeichen der EG-Wasserrahmenrichtlinie sollte immer eine weitgehende Einbeziehung der Bevölkerung, die starke Reduzierung der Gewässerunterhaltung, eine Extensivierung der Umlandnutzung sowie die Initiierung von möglichst viel Eigendynamik mit bettbildenden Abflüssen und viel Raum für Entfaltung anstreben.

Danksagung

Das Erprobungs- und Entwicklungs-Vorhaben „Revitalisierung in der Ise-Niederung“ wurde finanziert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, das Niedersächsische Umweltministerium, den Landkreis Gifhorn, die Zoologische Gesellschaft Frankfurt e.V., die Niedersächsische Umweltstiftung und durch die Aktion Fischotterschutz e.V. Allen Förderern und Spendern sei herzlichst gedankt.

Literatur

- AQEM Consortium (2005): Handbuch European Stream Assessment Program. www.aqem.de
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & Kappus, B. (1999): Ökologische Fließgewässerbewertung. In: Steinberg, C., Calmano, W., Klapper, H. & Wilken, R.-D.: Handbuch Angewandte Limnologie, Bd. 3. Ecomed-Losebl.-Ausg., Landsberg am Lech.
- Borggräfe, K. & Kölsch, O. (1997): Naturschutz in der Kulturlandschaft. Revitalisierung in der Ise-Niederung. Angewandte Landschaftsökologie Heft 12. Bundesamt für Naturschutz Bonn – Bad Godesberg (Landwirtschaftsverlag) 122 S.
- Borggräfe, K., Kölsch, O. & Lucker, T. (2001): Entwicklungspotenziale der Natur in der Kulturlandschaft – Wissenschaftliche Ergebnisse aus der Modellregion Ise-Niederung. Angewandte Landschaftsökologie Heft 36. Bundesamt für Naturschutz Bonn – Bad Godesberg (Landwirtschaftsverlag) 211 S.
- Gruttke, H. & Dröschmeister, R. (1998): Ökologische Langzeitforschung für Naturschutz: Überblick, Abgrenzung und Einführung. In: Dröschmeister, R. & Gruttke, H. (Bearb.): Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für Naturschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 58, S. 7-20.
- Lucker, T. (1998): Rheotypische Wirbellose als Indikatoren für Fließgewässer-Revitalisierung - Wissenschaftliche Begleitung im E+E-Vorhaben "Revitalisierung in der Ise-Niederung". - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1997, 823-827.
- Lucker, T. (2000): Limnologisch-ökologische Untersuchungen in der Ise -10 Jahre Effizienzkontrollen im Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Revitalisierung in der Ise-Niederung“. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1999. S. 589-593
- OPPERMANN, B. & LUZ, F. (1996): Planung hört nicht mit dem Planen auf. - In: KONOLD, W. (Hrsg.): Naturlandschaft - Kulturlandschaft. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg: 273-287.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., Calmano, W., Klapper, H. & Wilken, R.-D.: Handbuch Angewandte Limnologie, Bd. 3. Ecomed-Losebl.-Ausg., Landsb. a Lech.
- Prauser, N.; Dreier, B.; Drepper, J.; Fendrich, U.; Sander, R. & Wesseler, E. (1990): Revitalisierung in der Ise-Niederung - Teil A: Grundlagenerhebungen zu ökologischen und ökonomischen Aspekten. - Habitat 4, Hankensbüttel, 175 S.

Das Makrozoobenthos der Unteren Havel zwischen Ketzin und Brandenburg unter besonderer Berücksichtigung der Auswirkungen des Wellenschlages

Reinhard Müller¹, Lars Hendrich², Michael Schleuter³ & Bernd König⁴

¹ Planungsbüro Hydrobiologie, Augustastraße 2, D-12203 Berlin, hydrobiologie@t-online.de

² Mörchinger Strasse 115 A, D-14169 Berlin, hendrich1@aol.com

³ Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, D-56068 Koblenz, schleuter@bafg.de

⁴ Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, D-56068 Koblenz, koenig@bafg.de

Keywords: Makrozoobenthos, Untere Havel, Wasserstraße, Brandenburg, Wellenschlag, Schiffswellen

Einleitung

Die Bundeswasserstraße Untere Havel (UHW) soll künftig von Frachtschiffen der „Europa“-Klasse befahren werden. Durch die größere Verdrängung dieser Schiffe wird in der Nähe der Fahrrinne mit verstärktem Wellenschlag gerechnet. Um die möglichen Auswirkungen auf das Makrozoobenthos zu prognostizieren, erfolgte im Spätsommer bis Herbst 2004 die bislang umfangreichste Untersuchung der aquatischen Wirbellosenfauna in diesem Flussabschnitt. Die Arbeiten wurden im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) Koblenz durch das Planungsbüro Hydrobiologie Berlin ausgeführt. Zeitgleich erfolgte eine Untersuchung und Modellierung der Höhen der Schiffs- und Windwellen durch die Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) in Karlsruhe.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt westlich von Potsdam und erstreckt sich zwischen der Ortschaft Ketzin und der Stadt Brandenburg (UHW-km 37,5-54,0). Durch das, von Stauhaltungen beeinflusste, extrem geringe Gefälle besitzt die Untere Havel überwiegend Stillgewässercharakter, zwischen Berlin und Premnitz haben sich zahlreiche Flussseen ausgebildet. In weiten Teilen besitzt der Fluss noch unbefestigte Sandufer, an einigen Stellen sind dem Ufer ausgedehnte Sandbänke im Flachwasser vorgelagert. Die Ufer der Seiten- und Altarme werden von mächtigen Röhrichten gesäumt, die zumeist von *Typha* spp. oder *Phragmites australis* dominiert werden und häufig mit Hochstauden, Sumpffarn und Gräsern durchsetzt sind. Das Gebiet ist als ausgesprochen naturnah zu bezeichnen und große Teile sind als FFH-Gebiet ausgewiesen. Eine Beeinträchtigung stellt neben der Berufsschifffahrt auch der intensive Sportbootverkehr dar.

Probenahme

Die Probenahme erfolgte August-September 2004. Im Verlauf der Untersuchung wurden die vier hauptsächlich vorkommenden Substrate (*Typha*- und *Phragmites*-Röhrichte, Gewässergrund und Steinschüttung) an jeweils 60 Punkten in unterschiedlicher Entfernung zur Hauptschiffahrtsrinne bis zu einer maximalen Tiefe von 0,5 m quantitativ und qualitativ beprobt. Die Methodik der quantitativen Probenahme wurde den verschiedenen Substraten angepasst. Die Röhrichte wurden nach

der Zeitsammelmethode (1 min intensives Keschern) beprobt, während der Gewässergrund durch Kicksampling flächenhaft (ca. 3 m²) untersucht wurde. Steine der Ufersicherung (ca. 0,125 m²) wurden in einer wassergefüllten Schale abgebürstet, das suspendierte Material wurde anschließend gesiebt. Die zusätzliche qualitative Probenahme diente dem Zweck, Arten nachzuweisen, die nur in geringer Dichte vorkommen.

Ergebnisse

Insgesamt konnten 171 Arten bzw. höhere Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen werden (s. Tab. 1). Die artenreichsten Gruppen sind die Wasserkäfer (Coleoptera), Schnecken (Gastropoda), Köcherfliegen (Trichoptera) und Egel (Hirudinea). Während das Artenspektrum bei vielen Gruppen überwiegend aus weit verbreiteten und ungefährdeten Vertretern besteht, konnten insbesondere bei den Schnecken und Muscheln (Bivalvia), Libellen (Odonata) und Egel naturgeschichtlich bedeutsame Arten gefunden werden. Besonders erwähnenswert sind hier die Vorkommen der Dick-schaligen Kugelmuschel *Sphaerium solidum* (NORMAND, 1844), der Erbsenmuscheln *Pisidium amnicum* (O.F. MUELLER, 1774) und *P. moitessierianum* PALADILHE, 1866, des Flusssteinklebers *Lithoglyphus naticoides* (C. PFEIFFER, 1828), der Schöngesichtigen Zwergdeckelschnecke *Marstoniopsis scholtzi* (A. SCHMIDT, 1856), der Keilflecklibelle *Aeshna isosceles* (O.F. MUELLER, 1767), des Spitzenflecks *Libellula fulva* (O.F. MUELLER, 1764) sowie der Egel *Glossiphonia concolor* APATHY, 1888, *Placobdella costata* (FR. MUELLER, 1846), *Erpobdella monostriata* LINDENFELD & PIETRUSZYNSKI, 1890 und *Erpobdella vilnensis* (LISKIEWICZ, 1925). Über die Verbreitung der nachgewiesenen Fischegel *Cystobranchus* cf. *pawlowskii* SKET, 1968, *Piscicola borowieci* BIELECKI, 1997 und *Piscicola pojmanskiae* BIELECKI, 1994 ist zur Zeit noch wenig bekannt. Für die Weichtiere und Egel besitzt der untersuchte Havelabschnitt als Lebensraum eine bundesweite Bedeutung.

Tab. 1: Artenzahlen der untersuchten Gruppen und Anzahl der Rote-Liste-Arten der Kategorien 1-3.

Rote-Liste-Kat.: 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet.

* = Familienniveau

	Artenzahl	Rote Liste Brandenburg			Rote Liste Deutschland		
		Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3
Gastropoda	26	1	-	2	1	3	3
Bivalvia	14	1	-	3	1	2	3
Hirudinea	18	keine Rote Liste vorhanden			keine Rote Liste vorhanden		
Oligochaeta	6						
Turbellaria	3						
Porifera	2						
Crustacea	11						
Ephemeroptera	5	-	1	-	-	-	1
Megaloptera	1	keine Rote Liste vorhanden			-	-	-
Neuroptera	1				-	-	-
Trichoptera	20	-	-	-	-	-	-
Odonata	13	-	-	1	-	3	2
Coleoptera	31	-	-	1	-	-	1
Heteroptera	14	-	1	-	-	-	-
Arachnida	1	-	1	-	-	1	-
Diptera *	3	keine Rote Liste vorhanden			-	-	-
Gesamt	171	2	3	7	2	9	11

Die Gesamtzahl der erfassten Tiere liegt bei über 150.000 Individuen. Nur fünf Arten erreichten eine Dominanz von >1%, dabei handelt es sich um die Neozoen Wandermuschel *Dreissena polymorpha* (PALLAS, 1771) (28,6%), Schlickkrebs *Chelicorophium curvispinum* SARS, 1895 (19,1%), Neuseeländische Deckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* (J.E.GRAY, 1843) (2,7%) und den Flohkrebs *Dikerogammarus villosus* (SOVINSKIJ, 1894) (2,2%) sowie die einheimische Schnecke *Bithynia tentaculata* (LINNAEUS, 1758) (1,7%). Die Larvalstadien der Zuckmücken (Chironomidae) wurden nicht bis zur Art bestimmt, sie erreichten insgesamt einen Anteil von 11,2%. Auch andere eingeschleppte Flohkrebsarten wie *Dikerogammarus haemobaphes* (EICHWALD, 1841), *Obesogammarus crassus* (SARS, 1894) und *Pontogammarus robustoides* (SARS, 1894) dürften zu den subdominanten Taxa gehören. Bei Massenvorkommen von Flohkrebsen konnten nicht alle Tiere bis zur Art determiniert werden, ihr Anteil an der Gesamtbesiedlung beträgt 19,2%.

In den Röhrichten wurden weitaus höhere mittlere Artenzahlen als auf der Steinschüttung oder dem Gewässergrund nachgewiesen. Röhrichtbestände mit Unterwuchs aus Hochstauden, Sumpffarn oder Gräsern waren deutlich artenreicher als Reinbestände. Die Mischbestände sind typisch für die Alt- und Nebenarme und fehlen in der Nähe der Fahrrinne fast gänzlich.

Mit Ausnahme der Grundproben ist bei allen Substraten mit steigender Wellenhöhe eine Abnahme der Artenzahl zu beobachten (s. Abb. 1). Am deutlichsten ist dies bei den Röhrichtproben der Fall, an den Probestellen mit Wellenhöhen < 0,1 m wurden hier im Mittel doppelt so viele Arten nachgewiesen wie an den Probestellen mit Wellenhöhen > 0,19 m. Fast alle wertgebenden gefährdeten Arten bevorzugten Bereiche mit geringem Wellenschlag, die einzigen Ausnahmen sind die rheophilen Arten *Gomphus vulgatissimus* (LINNAEUS, 1758) und *Sphaerium solidum* sowie die rheolimnophilen Arten *Viviparus viviparus* (LINNAEUS, 1758) und *Pisidium moitessierianum*, die vor allem an Probestellen mit mittlerem Wellenschlag gefunden wurden.

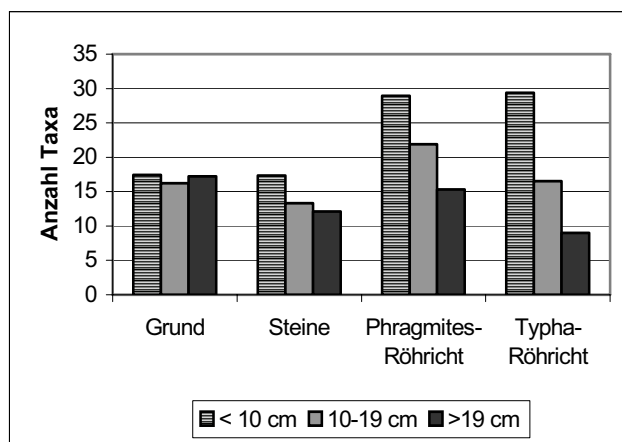


Abb. 1: Mittlere Artenzahl/Probenreihe in Abhängigkeit der Höhe der Schiffswellen (cm)

Bei ausschließlicher Betrachtung der Dominanzverhältnisse sind hinsichtlich der Wellenschlagshöhen keine deutlichen Unterschiede in der Besiedlung feststellbar, weil es sich bei den dominanten Arten zumeist um strömungstolerante Neozoen handelt, die in naturnahen limnischen Systemen als Störzeiger betrachtet werden müssen. Deutliche Unterschiede zeigen sich bei der Analyse der Stetigkeiten der Arten. Vor allem stagnophile Mollusken, Insektenlarven und Egel traten bei zunehmendem Wellenschlag mit deutlich geringerer Konstanz auf. Der potenzielle Rückgang der stagnophilen Arten bei einer Erhöhung des Wellenschlags hängt dabei stark von der Entwicklung der Röhrichtstruktur ab.

Diskussion

Eine Prognose, auf welche Standorte bzw. welche Arten sich eine Zulassung der Frachter der „Europa-Klasse“ besonders stark auswirken würde, ist zu diesem Zeitpunkt noch nicht machbar. Von einer Erhöhung des Wellenschlags würden nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung vor allem neozoische Flohkrebse und Mollusken profitieren (s. Abb. 2). Nur eine neozoische Art, der Flohkrebs *Dikerogammarus haemobaphes*, reagiert offenbar empfindlich auf Wellenschlag. Ein positiver Aspekt könnte die potenzielle Verringerung der durch den Havelaufstau bedingten Verschlammung der Sandbänke und -ufer durch die stärkere Wasserbewegung sein. Dadurch könnten flusstypische rheophile Arten wie die Kleinmuscheln *Pisidium moitessierianum* und *Sphaerium solidum* möglicherweise gefördert werden.

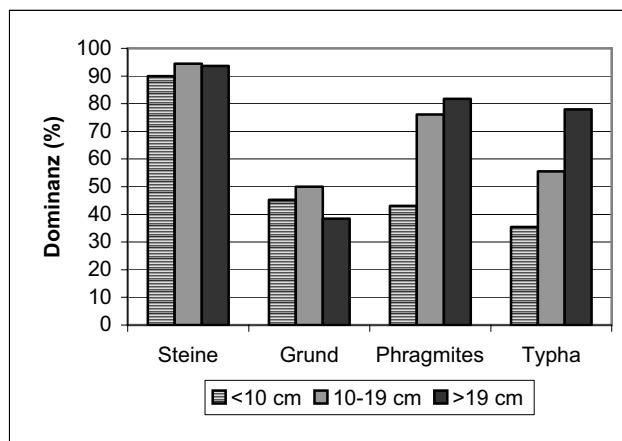


Abb. 2: Dominanz der Neozoen in Abhängigkeit der Höhe der Schiffswellen (cm)

Um verlässliche Aussagen über eine langfristige Entwicklung der Zönosen des Makrozoobenthos in Abhängigkeit von der Entwicklung der Berufsschifffahrt machen zu können, sollte für ausgewählte Standorte ein mehrjähriges Monitoring des Makrozoobenthos, evtl. auch nur ausgewählter wertgebender Arten, konzipiert werden.

Danksagung

Für Nach- oder Neubestimmung danken wir Rüdiger Schmelz (Oligochaeta), Clemens Grosser (Hirudinea), Claus Meier-Brook und Uwe Jueg (Mollusca), Thomas Ols Eggers (Crustacea), Ronald Bellstedt (Diptera) sowie Esther Behring (Porifera).

Molluskenzönosen in sandgeprägten Tieflandbächen. Ein Vergleich zwischen naturnahen und anthropogen überformten Gewässerabschnitten

Katja Simon¹, Norbert Kaschek² & Elisabeth I. Meyer³

Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abteilung Limnologie, Universität Münster, Hüfferstr. 1, 48149 Münster.

¹katsimon@gmx.de, ²kaschekn@uni-muenster.de, ³meyere@uni-muenster.de

Keywords: sandgeprägte Tieflandbäche, Pisidien, *Unio crassus*, Reproduktionsnachweis, Lippe und Ems, Senne, Geologie der Bacheinzugsgebiete

Einleitung

Im Bereich des Truppenübungsplatzes Senne bei Paderborn im östlichen Münsterland wurden sechs Nebengewässer der Lippe und Ems sowie ein Lippeseitenkanal auf ihre Molluskenbesiedlung untersucht. Die Bäche entsprechen auf dem militärischen Gelände im Oberlauf dem Leitbild des sandgeprägten Tieflandbaches für NRW, während die Unterläufe außerhalb des Übungsplatzes anthropogen überformt sind. Hinsichtlich der Geologie der Einzugsgebiete unterscheiden sich die Gewässer leicht. Die Weichtierfauna des militärischen Sperrgebietes ist aufgrund seiner eingeschränkten Zugänglichkeit bisher unzureichend untersucht worden. Ziel der Untersuchung war es, eine Bestandsaufnahme zu machen und Unterschiede der Molluskenzönosen vom naturnahen Ober- zum anthropogen überformten Unterlauf zu ermitteln und ggf. deren Ursache zu hinterfragen. Ein besonderes Augenmerk dieser Studie wurde auf das Vorkommen der Kleinen Bachmuschel, *Unio crassus*, einer Charakterart fließender Gewässer mit sandigem oder feinkiesigem Sediment mit relativ hohen Ansprüchen an den Wasserchemismus (HOCHWALD 1997) gelegt. Darüber hinaus wurde die Gattung *Pisidium* näher betrachtet. Diese macht, wie sich bei ersten Voruntersuchungen herausstellte, den größten Anteil am Molluskenspektrum in den Sennegewässern aus. Aus dem deutschen Verbreitungsgebiet sind zur Zeit 17 Arten der Gattung der Erbsenmuscheln bekannt (WESENBERG-LUND 1939, GLÖER & MEIER-BROOK 2003), die von Sand über Ton bis hin zu organischem Material und Schlamm auf einer großen Breite von Substrattypen vorkommen und artspezifisch unterschiedlich hohe Ansprüche an die Wasserqualität stellen (KILLEEN et al. 2004).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im südlichen Ostwestfalen, zwischen den Städten Bielefeld, Gütersloh und Paderborn. Die östliche Begrenzung stellt das Mittelgebirge Teutoburger Wald dar. Der Charakter des Landschaftsraums Senne wurde v.a. während der Saaleeiszeit geprägt, als durch Gletschertätigkeiten Endmoränen und Vor- und Nachschüttande im Gebiet abgelagert wurden. Auf diese Weise ist hier eine der nährstoffärmsten Sandlandschaften Nordrhein-Westfalens entstanden, die Quellregion für zahlreiche parallel fließende kleine Gewässer des Typs „Fließgewässer der

Sander und sandigen Aufschüttungen“ (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN, 1999) ist. Einige Sennebäche schneiden mit ihren Bachtälern karbonathaltiges Moränenmaterial an, so dass bei diesen Gewässern ein gewisser Kalkeinfluss zu verzeichnen ist. Ein bereits im Jahre 1890 gegründeter Truppenübungsplatz nimmt mit 120 km² einen Großteil des Landschaftsraums Senne ein, ist mittlerweile unter Britischer Verwaltung und für die Öffentlichkeit gesperrt. Bereits Anfang des 20. Jahrhunderts wurde in dem Gebiet die landwirtschaftliche Nutzung eingestellt und von wasserbaulichen Maßnahmen größtenteils Abstand genommen. Auf diese Weise konnten sich die von Natur aus nährstoffarmen Sandbäche in ihrer ursprünglichen Form erhalten. Die Fließgewässer weisen innerhalb des Truppenübungsplatzes eine durchgehend sehr gute Wasserqualität der Güteklassen I und I-II auf und sind in der fischereilichen Zonierung der Forellenregion zuzuordnen (SPÄH & BEISENHERZ 1986). Auch verfügen sie über eine sehr hohe Strukturvielfalt mit ausgeprägten Mäandern und Pool-/Rifflestrukturen und sind reich an Totholz. Das Gewässerbett besteht überwiegend aus Sand und ist zum Teil von dichten Makrophytenpolstern durchsetzt. Außerhalb des Übungsplatzes sind die Bäche anthropogen überprägt und zum größten Teil begradigt. Sie verlaufen durch landwirtschaftliche Nutzflächen und werden teilweise als Vorfluter genutzt.

Methoden

In einer halbquantitativen Übersichtsbesammlung (Zeitsammelmethode) wurden alle Probestellen binnen sechs Monate zwei mal beprobt. Für jedes Fließgewässer wurden je eine Probestelle im Oberlauf und im Unterlauf angefahren. Die vorhandenen Substrattypen wurden unter Verwendung eines Siebes der Maschenweite 1 mm getrennt gesammelt, um sicher zu stellen, das gesamte Artenspektrum der Pisidien vollständig erfassen zu können. Außerdem wurde frisches Material im Labor halbquantitativ ausgesucht. Zusätzlich wurden physikochemische Parameter im Gelände erhoben und Wasserproben im Labor auf Nitrit-, Nitrat-, Ammonium- und Phosphatgehalt untersucht. Zur Ermittlung exakter Bivalviaabundanzen und der Korrelation der einzelnen Arten mit dem Substrat wurden Sedimentkerne gestochen, in Tiefenschichten aufgeteilt und eine Korngrößenanalyse durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Im Rahmen dieser Untersuchung konnten in den Sennebächen zwischen zwei und 28 Mollusken-taxa nachgewiesen werden. Dabei war eindeutig ersichtlich, dass die Individuen- und Taxazahlen überformter Probestellen in der Kulturlandschaft außerhalb des Truppenübungsplatzes die naturnaher Abschnitte, wie sie innerhalb des militärischen Sperrgebietes vorzufinden sind, übertreffen. Vor allem die Gastropoden sind hier aufgrund eines größeren Angebots an Substrattypen wie künstlich eingebrachter Steinschüttungen oder stärkerem Makrophytenbewuchs zahlreicher vertreten (vgl. GLÖER 2002). Die Pflanzenpolster können sich in diesen Bereichen durch die niedrigeren Fließgeschwindigkeiten bedingt verstärkt ausbilden. Höhere Nährstoffgehalte führen an anthropogen überformten Abschnitten außerdem zu stärkerem Periphytonwachstum und somit zu besseren Nahrungsbedingungen für Gastropoden (vgl. BRAUCKMANN 1987). Durch das Auftreten von Neozoen, wie z. B. der Neuseeländischen Deckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* in den Unterläufen der Sennebäche steigen die Arten- und Individuenzahlen zusätzlich an. Bis in die naturnahen Oberläufe konnte sich diese eingebürgerte Art bislang allerdings nicht ausbreiten.

Vergleicht man die Ergebnisse der einzelnen Probestellen untereinander, so wird deutlich, dass für die Zusammensetzung der Zönosen nicht der Grad der Naturnähe, also die Struktur ausschlaggebend ist, sondern der Karbonatgehalt der Gewässer als Folge der unterschiedlichen Geologie der Einzugsgebiete eine bedeutende Rolle für die Malakofauna spielt. Auch die Verteilung der Nähr-

stoffgehalte und damit die Nahrungsgrundlage der Mollusken ist von geringerer Bedeutung als die von der Geologie abhängigen chemisch-physikalischen Gegebenheiten der Bäche. Besonders deutlich zeigt sich der Trend zur Verteilung der Arten in Abhängigkeit von der Geologie bei den Bivalvia. MCRAE et al. (2004) weisen in ihrer Untersuchung ausdrücklich darauf hin, dass zwischen der Verteilung der Mollusken und der Geologie eine klare Beziehung besteht. In den Oberläufen der Sennebäche konnte eine erhöhte Fließgeschwindigkeit festgestellt werden, die zu einer Instabilität der sandigen Gewässersohle und dadurch zu starker Sandverfrachtung und saltatorischen Bewegungen einzelner Sandkörner führt. Bereiche mit starker Umlagerung wurden von den Bivalvia gemieden. Die Bewegung der Sohle löst in den Tieren Stress aus; zu diesem Ergebnis kam auch schon STRAYER (1999).

Die Sedimentkerne, die in Bereichen einer stabilen Sohle gestochen wurden, ergaben Pisidienabundanz von 452 und 1.130 N m⁻². Die Ergebnisse dieser Untersuchung decken sich in etwa mit Resultaten anderer Studien. So fand SELIG (2004) in Sandbächen des Norddeutschen Tieflandes Pisidiendichten von 116 bis 1.279 N m⁻² und PÖPPERL (1991) in einem Norddeutschen Seeabfluss zwischen 1.498 und 2.397 N m⁻². Besonders häufig kamen die Gastropodenarten *Potamopyrgus antipodarum*, *Radix balthica* und *Ancylus fluviatilis* vor. Bei den Bivalvia dominierten die Arten *Pisidium casertanum*, *P. personatum* und *P. nitidum* (Tab. 1). Najaden konnten lebend nur an einer Probestelle außerhalb des Übungsplatzes nachgewiesen werden. An diesem Abschnitt wurde ein Anfang der Neunziger Jahre belegtes Vorkommen von *Unio crassus* bestätigt und erfreulicherweise ebenfalls der erste aktuelle Reproduktionsnachweis dieser stark vom Aussterben bedrohten Art für NRW erbracht (SIMON et al. 2005). Während der Übersichtsbesammlung konnte im ca. 5 cm tiefen sandigen Sediment ein nur 3,7 mm großes Jungtier der Kleinen Bachmuschel nachgewiesen werden (Abb. 1). Aufgrund der Größenverhältnisse kann man davon ausgehen, dass es sich bei der Muschel um ein ca. sechs Monate altes Tier handelt (mdl. Mitteilung. Dipl.-Biologe M. Colling und Angaben in HENKER et al. (2003); vgl. auch Größenangaben für *Unio pictorum* in BAUER & WÄCHTLER 2000). In einem zweiten Sennebach wurde durch einen Schalenfund ein ehemaliges Vorkommen der Kleinen Bachmuschel nachgewiesen. Lebende Tiere konnten hier jedoch nicht aufgefunden werden.

Tab. 1: Artenliste mit Individuenzahlen eines naturnahen, silikatischen Abschnitts im Oberlauf und eines überformten, kalkbeeinflussten Abschnittes im Unterlauf (grau hinterlegt = Schalenfunde)

	natur- naher Bach (Oberl.)	überformter Bach (Unterl.) Kalkeinfluss
Gastropoda		
<i>Bithynia tentaculata</i>	.	1
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	.	8
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	.	359
<i>Valvata cristata</i>	.	3
<i>Acroloxus lacustris</i>	.	3
<i>Galba truncatula</i>	.	2
<i>Radix balthica</i>	1	1
<i>Radix balthica</i>	.	71
<i>Lymnaea stagnalis</i>	.	3
<i>Physa fontinalis</i>	.	1
<i>Physa fontinalis</i>	.	9
<i>Aplexa hypnorum</i>	.	2
<i>Anisus leucostoma/spirorbis</i>	.	7
<i>Anisus vortex</i>	.	1
<i>Anisus vortex</i>	.	25
<i>Bathymorphus contortus</i>	.	9
<i>Gyraulus albus</i>	.	5
<i>Hippeutis complanatus</i>	.	1
<i>Ancylus fluviatilis</i>	67	1
<i>Ancylus fluviatilis</i>	.	4
Bivalvia		
<i>Unio crassus</i>	.	11
<i>Unio crassus</i>	.	23
<i>Anodonta anatina</i>	.	1
<i>Sphaerium corneum</i>	.	1
<i>Pisidium</i> sp. juvenil	5	4
<i>Pisidium amnicum</i>	.	2
<i>Pisidium amnicum</i>	.	5
<i>Pisidium casertanum</i>	64	2
<i>Pisidium casertanum</i>	2	21
<i>Pisidium personatum</i>	10	1
<i>Pisidium personatum</i>	.	1
<i>Pisidium henslowanum</i>	.	51
<i>Pisidium henslowanum</i>	.	43
<i>Pisidium nitidum</i>	8	2
<i>Pisidium nitidum</i>	1	17
<i>Pisidium milium</i>	6	.
<i>Pisidium milium</i>	.	1
<i>Pisidium subtruncatum</i>	5	3
<i>Pisidium subtruncatum</i>	.	19
Summe Individuen	169	724
Summe Taxa	7	25

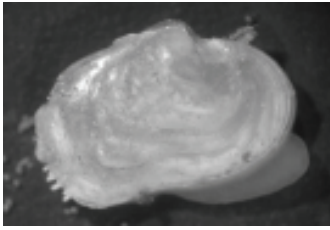


Abb. 1: juvenile Bachmuschel
(Schalenlänge 3,7 mm) aus dem
Untersuchungsgebiet (Foto: R. Mena).

Zusammenfassung

Der Vergleich von Molluskenzönosen naturnaher Gewässerabschnitte im Oberlauf mit denen anthropogen überformter Abschnitte im Unterlauf sandgeprägter Tieflandbäche im Gebiet der Senne bei Paderborn lässt folgende Schlussfolgerungen zu: Die Individuen- und Taxazahlen überformter Gewässerabschnitte liegen über denen naturnaher Abschnitte. In den Sennegewässern konnten zwischen zwei und 28 Molluskentaxa nachgewiesen werden, dabei fiel auf, dass besonders die Geologie des Bacheinzugsgebietes, hierbei v.a. der Kalkgehalt, ausschlaggebend für die Verbreitung der Arten ist. Die Sedimentkernanalyse ergab Pisidiendichten von bis zu 1.130 N m^{-2} . An einer der Untersuchungsstellen konnte mit dem Fund einer juvenilen *Unio crassus* der erste aktuelle Reproduktionsnachweis dieser Art für NRW erbracht werden.

Danksagung

An dieser Stelle sei Herrn Dipl.-Biol. M. Colling, Unterschleißheim, gedankt, der die juvenile Bachmuschel als solche bestätigte und bei der Pisidienbestimmung sowie für weitere Fragen und Anregungen auch später hilfreich zur Seite stand. Zusätzlich danken wir den Kreisen Paderborn, Lippe und Gütersloh, dem Bundesvermögensamt Bielefeld sowie Herrn Dr. G. Lakmann von der Biologischen Station Paderborner Land. Über das große Entgegenkommen für die Arbeiten innerhalb des militärischen Sperrgebietes möchten wir uns ganz herzlich bei der Range Control des Britischen Truppenübungsplatzes Senne bedanken. Ein besonderer Dank gilt auch Herrn R. Mena und Herrn Dr. W. Riss, Münster, für die Fotografien, die von der juvenilen *Unio crassus* gemacht wurden.

Literatur

- Bauer, G. & K. Wächtler (Eds.) (2000): Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida. Ecological Studies 145. Springer, Berlin. 389 p
- Brauckmann, U. (1987): Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. Archiv für Hydrobiologie / Ergebnisse der Limnologie 26: 1-355.
- Glöer, P. & C. Meier-Brook (2003): Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung. 13. neubearbeitete Auflage. 131 pp.
- Glöer, P. (2002): Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. Mollusca I. Die Tierwelt Deutschlands. Teil 73. Conchbooks, Hackenheim. 312 pp.
- Henker, A., Hochwald, S., Ansteeg, O., Audorff, V., Babl, A., Krieger, B., Krödel, B., Potrykus, W., Schlumprecht, H. und C. Strätz (2003): Zielartenorientierte Regeneration zweier Muschelbäche in Oberfranken. Ergebnisse aus dem E+E-Vorhaben „Maßnahmen zum Schutz der Bachmuschel *Unio crassus*“ des Bundesamts für Naturschutz. Angewandte Landschaftsökologie, Heft 56. Bonn – Bad Godesberg.

- Hochwald, S. (1997): Das Beziehungsgefüge innerhalb der Größenwachstums- und Fortpflanzungsparameter bayerischer Bachmuschelpopulationen (*Unio crassus* Phil. 1788) und dessen Abhängigkeit von Umweltparametern. Bayreuther Forum Ökologie, Band 50, 166 pp. + Anhang. Bayreuth. Zugleich Dissertation, Lehrstuhl für Tierökologie I der Universität Bayreuth.
- Killeen, I., Aldridge, D. & G. Oliver (2004): Freshwater Bivalves of Britain and Ireland. FSP Occasional Publication 82: 1-114.
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1999): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. LUA-Merkblätter Nr. 17. Essen. 87 pp.
- Mcrae, S. E., Allan, J. D. & J. B. Burch (2004): Reach- and catchment-scale determinants of the distribution of freshwater mussels (*Bivalvia: Unionidae*) in south-eastern Michigan, U.S.A.. *Freshwater Biology* 49: 127-142.
- Pöpperl, R. (1991): Die Biozönose eines durch Stauhaltung geregelten Seeabflusses – Dargestellt am Beispiel der benthischen Makroinvertebraten in der Alten Schwentine zwischen Belauer und Stolper See (Schleswig-Holstein). Dissertation der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät. Christian-Albrechts-Universität, Kiel. 188 pp.
- Sellig, M. (2004): Variabilität der Makroinvertebraten-Besiedlung sandgeprägter Tieflandbäche Norddeutschlands - Eine bundesländerübergreifende Studie. Diplomarbeit Westfälische Wilhelms-Universität Münster. 97 pp.
- Simon, K., Kaschek, N. & E. I. Meyer (2005): Ein aktueller Reproduktionsnachweis der Kleinen Bachmuschel *Unio crassus* in Nordrhein-Westfalen. *Lauterbornia* 55: 129-132. Dinkelscherben.
- Späth, H. & W. Beisenherz (1986): Die Fische der Senne. *Decheniana* 139: 292-318.
- Strayer, D. L. (1999): Use of flow refuges by unionid mussels in rivers. *Journal of the North American Benthological Society* 18: 468-476.
- Wesenberg-Lund, C. (1939): Biologie der Süßwassertiere. Wirbellose Tiere. Wien. 817 pp.

Rezente und subfossile Süßwasser-Mollusken in Buhnenfeldern der Mittleren Elbe

Thomas Ols Eggers

Zoologisches Institut der TU Braunschweig, Spielmannstr. 8, D-38092 Braunschweig, t.eggers@tu-braunschweig.de

Keywords: freshwater Mollusca, large regulated river, Elbe, groyne fields, recent records, subfossile shells

Einleitung

Mollusken gehören in den deutschen Bundeswasserstraßen zu den artenreichsten Tiergruppen. Aus dem Stichkanal Salzgitter gibt Grabow (1994) eine umfassende Studie zu den dort vorkommenden Süßwassermollusken. Spezifisch mit den Mollusken in einem Schifffahrtskanal, in diesem Fall dem Rhein-Herne-Kanal, haben sich auch Harbers & Gerß (1988) beschäftigt. Für die Elbe enthält die Ausarbeitung über das Makrozoobenthos von Schöll & Balzer (1998) auch die Süßwassermollusken, sie enthält aber wenig räumlich hochauflösende Daten. Detaillierte Nachweise aus der Elbe in Mecklenburg-Vorpommern geben Jueg & Zettler (2004).

Im Gegensatz zu den meisten anderen limnischen Taxa bieten Mollusken den Vorteil, dass ihre Schalen eine hohe Persistenz besitzen und es dadurch möglich ist, nicht nur die rezente Zönose zu erfassen, sondern auch die historische Artenzusammensetzung rekonstruieren zu können. Im Gegensatz zu Seesedimenten besteht in Flussauen das Problem, dass Schalen nicht in chronologisch ununterbrochenen Warven abgelagert werden, sondern es durch Umlagerung des Flussbetts immer wieder zur Erosion von Sedimenten und den darin enthaltenen Schalen kommen kann. So lassen sich die Schalen meist nicht chronologisch einordnen, sondern bieten nur eine Artenübersicht der vormals in diesem Gewässer heimischen Arten.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden am orohydrographisch linken Ufer der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt (Elbe-km 440,2-444,1) durchgeführt. Für die Makrozoobenthos-Erfassung (Methodik s. Eggers 2005) wurden insgesamt 15 Buhnenfelder ausgewählt und mit Hilfe eines standardisierten Rasters untersucht (Kleinwächter et al. 2005). Die Probennahme fand im Rahmen des Projektes, 'Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe' der Bundesanstalt für Gewässerkunde und der Bundesanstalt für Wasserbau statt (Anlauf & Hentschel 2002, Kleinwächter et al. 2003, 2005).

In die Bewertung sind die Daten von insgesamt 7 Probennahmen zwischen 1999 und 2003 eingeflossen. Für die Erstellung der Stetigkeitstabellen sind die Daten der Lebendnachweise wie auch der Leerschalenfunde in ihrer Gesamtheit (Tab. 1) eingeflossen. Für die Verbreitungsmuster-Abbildungen (Abb. 1 & 2) sind die Mittelwerte der Abundanzen sowohl der Lebend- als auch der Leerschalenfunde der an den einzelnen Probenstellen häufigen rein limnischen Taxa (Stetigkeit $\geq 0,4$ %) berechnet worden. Dargestellt ist ihr Prozentsatz zur höchsten mittleren Häufigkeit an einer Probennahmestelle.

Ergebnisse

Bei den häufig rezent nachgewiesenen Taxa, wie z. B. *Potamopyrgus antipodarum* oder *Pisidium henslowanum*, zeigt sich, dass sich die Stetigkeit der positiven Proben an rezenten wie auch an Leerschalen etwa die Waage hält, wenn auch etwas weniger Leerschalenfunde als Lebendnachweise vorliegen (Tab. 1), bei den aus den Verbreitungsmustern erkenntlichen mittleren Abundanzen hingegen erschienen die Zahl der Lebendhäufigkeiten um etwa den Faktor 5 höher als die Häufigkeit der Leerschalenfunde. Die Leerschalen wurden zumeist in den gleichen Bühnenfeldbereichen gefunden, in denen die Art auch rezent nachgewiesen wurde (Abb. 1 & 2). Die einzige Ausnahme bildet hierbei die hemisessile Art *Dreissena polymorpha*, deren Lebendnachweise vorwiegend an Hartsubstrat gelangen, wohingegen die Leerschalen meist auf Weichsubstrat in der Nähe der Hartsubstratstandorte gefunden wurden (Abb. 2).

Innerhalb der Gattung *Pisidium* kam es bei *P. supinum* im Laufe der Untersuchung zu einer Abundanzabnahme, wohingegen die Abundanzen bei *P. henslowanum* angestiegen sind. Lediglich nach dem Hochwasser 2002 und dem Niedrigwasser 2003 sanken die Abundanzen wieder ab (Tab. 1).

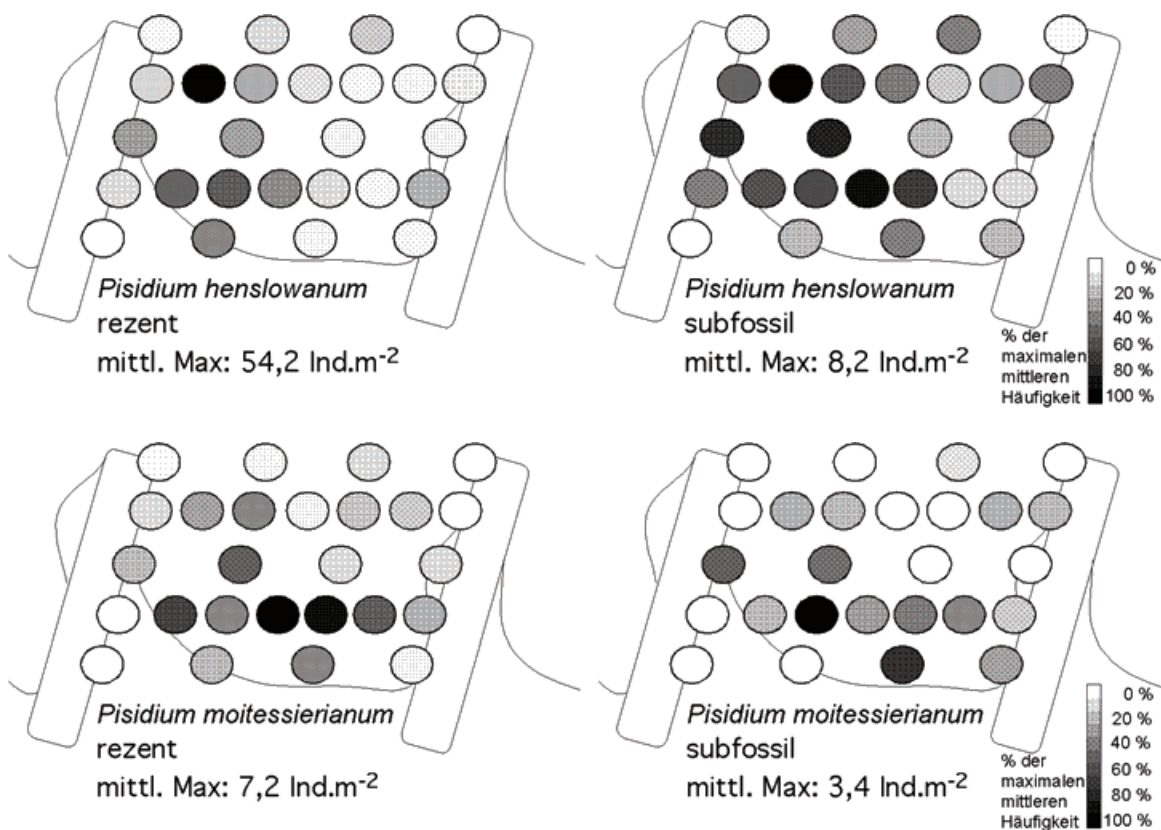


Abb. 1: Lebend-Nachweise und subfossile Schalenfunde von *Pisidium henslowanum* und *Pisidium moitessierianum* in einem idealisiertem Bühnenfeld (mittlere relative Häufigkeit aus 15 verschiedenen Bühnenfeldern (Elbe-km 440-445) und 7 Probennahmen zwischen 1999 und 2003).

Tab. 1: Stetigkeit der Süßwassermollusken in den Benthosproben der Jahre 1999-2003 im Versuchsgebiet Elbe (Elbe-km 439-444). Proben mit rezenten Nachweisen / Schalenfunde in % der Gesamtprobenzahl, 1999 und 2000 nur rezent. E: Einzelnachweise (1-2 positive Proben), -: keine Nachweise.

sämtliche Proben	1999-2003	1999H	2000F	2001F	2001H	2002F	2003F	2003H
Anzahl Proben	2055	260	273	306	285	321	308	302
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	11,9 / 7,7	13,1	8,4	3,9 / 4,6	11,9 / 14,7	12,1 / 10,9	12,3 / 7,1	21,2 / 15,2
<i>Pisidium henslowanum</i>	11,2 / 7,3	3,5	4,0	8,2 / 7,5	13,3 / 7,7	24,6 / 13,1	18,8 / 9,7	3,3 / 10,9
<i>Dreissena polymorpha</i>	6,7 / 2,4	16,9	13,9	2,6 / 4,6	4,6 / 3,2	5,6 / 2,5	4,9 / 3,6	E / 2,6
<i>Pisidium supinum</i>	6,6 / -	15,4	24,2	6,9 / -	1,4 / -	0,9 / -	E / -	- / -
<i>Pisidium spec.</i>	4,7 / 5,4	1,2	2,6	5,6 / 15,0	7,0 / 6,0	7,8 / 5,6	7,5 / 4,5	E / 5,0
<i>Pisidium moitessierianum</i>	2,8 / 1,5	E	1,5	- / E	4,6 / 1,8	6,5 / 1,9	3,9 / 2,9	2,3 / 3,0
<i>Galba truncatula</i>	1,1 / 1,3	-	-	3,9 / 6,2	2,5 / 1,1	0,9 / E	- / E	E / E
<i>Corbicula fluminea</i>	0,4 / 0,2	-	-	- / -	E / -	E / -	E / E	1,7 / E
<i>Physa fontinalis</i>	0,3 / 0,8	E	-	- / E	- / E	E / E	E / 1,6	E / 2,0
<i>Physella acuta</i>	0,3 / 0,4	-	-	- / -	1,4 / E	E / 0,9	- / 1,3	E / -
<i>Bithynia tentaculata</i>	0,3 / 0,3	1,5	-	E / 1,0	- / E	E / E	- / -	- / -
<i>Ancylus fluviatilis</i>	0,1 / 4,7	E	-	E / 6,2	- / 9,5	- / 9,0	- / 3,9	- / 3,3
<i>Succinea spec.</i>	0,1 / 0,4	-	-	- / -	- / -	E / 2,2	E / -	- / E
<i>Pisidium amnicum</i>	0,0 / 0,2	-	-	E / E	- / -	- / E	- / -	- / E
<i>Anodonta anatina</i>	0,0 / 0,0	-	-	- / -	- / -	E / -	- / E	- / -
<i>Gyraulus albus</i>	0,0 / 0,1	E	-	- / -	- / E	- / -	- / E	- / E
<i>Sphaerium corneum</i>	0,0 / 0,0	-	E	- / -	- / -	- / -	- / -	- / E
<i>Acroloxus lacustris</i>	- / 2,1	-	-	- / 4,9	- / 2,5	- / 4,0	- / 1,6	- / 1,0
<i>Valvata piscinalis</i>	- / 1,3	-	-	- / 1,0	- / 1,4	- / 3,4	- / 1,0	- / 1,7
<i>Radix balthica</i>	- / 0,6	-	-	- / 1,3	- / 2,1	- / E	- / E	- / -
<i>Unio tumidus</i>	- / 0,2	-	-	- / -	- / E	- / E	- / E	- / E
<i>Physella heterostropha</i>	- / 0,1	-	-	- / -	- / -	- / E	- / -	- / E
<i>Valvata cristata</i>	- / 0,1	-	-	- / -	- / -	- / E	- / -	- / E
<i>Valvata macrostoma</i>	- / 0,0	-	-	- / -	- / -	- / E	- / -	- / -
<i>Stagnicola corvus</i>	- / 0,0	-	-	- / -	- / -	- / E	- / -	- / -
<i>Planorbarius corneus</i>	- / 0,0	-	-	- / -	- / -	- / -	- / E	- / -
<i>Ferrissia wautieri</i>	- / 0,0	-	-	- / -	- / -	- / -	- / -	- / E

Diskussion

Die meisten Arten zeigen ein sehr differenziertes Verbreitungsmuster, das sich in den meisten Fällen auf die aus der Strömung resultierenden Substratverhältnisse zurückführen lässt. Dieses scheint für Mollusken der die Besiedlung bestimmende Faktor zu sein (Harman 1972). Die subfossilen Schalen zeigen meistens ein den rezenten Vorkommen sehr ähnliches Verbreitungsmuster. Dieses kann zum einen durch ein Liegenbleiben der frischtoten Schalen an den späteren Fundorten oder durch Ablagerung an einer dem auch für lebende Individuen der Art aufgrund ihrer relativen Schalen-Körpermasse typischen Strömungs-Sedimentbereiches zurückgeführt werden. Hieraus kann gefolgert werden, dass auch in wenig dynamischen Bereichen von Fließ- und Stillgewässern die subfossilen Schalen zumindest zur hydromorphologischen Habitatcharakterisierung, aber auch

zur Rekonstruktion der ehemals vorhandenen Zönose herangezogen werden können. Über Fehlarten lassen sich Artdefizite erkennen und dementsprechend gebietsspezifische Arten gezielt fördern. In der Mittleren Elbe wären dies vor allem die fehlenden Unionidae und Viviparidae, von denen im Untersuchungsgebiet bisher nur je eine juvenile und eine adulte *Anodonta anatina* rezent nachgewiesen werden konnte. Ältere Leerschalenfunde am Ufer und Opercula-Funde in den Benthosproben belegen das historische Vorkommen von *Unio pictorum*, *Unio tumidus*, *Unio crassus* und *Viviparus viviparus*. Auch beim Vorkommen dieser Arten in geringen Dichten sollten die markanten Kriechspuren der Arten in Flachwasserbereichen und frischtote Leerschalen am Ufer sichtbar sein.

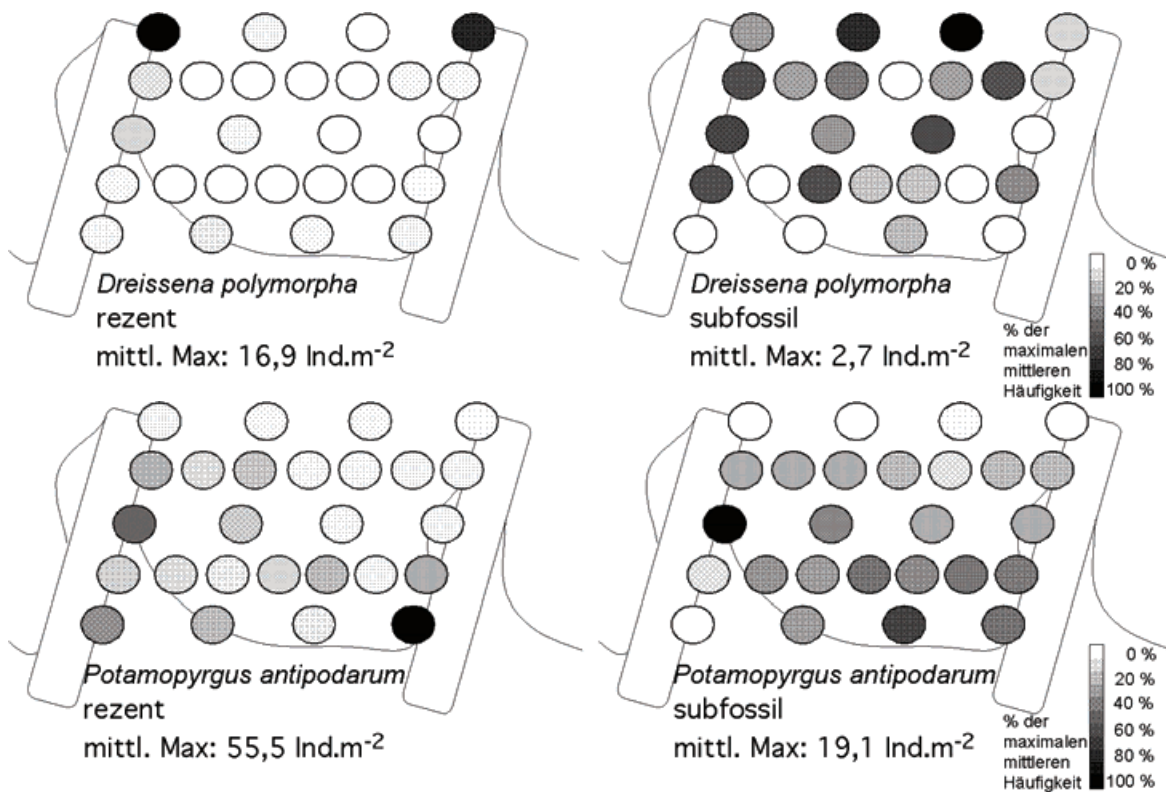


Abb. 2: Lebend-Nachweise und subfossile Schalenfunde von *Dreissena polymorpha* und *Potamopyrgus antipodarum* in einem idealisiertem Bühnenfeld (mittlere relative Häufigkeit aus 15 verschiedenen Bühnenfeldern (Elbe-km 440-445) und 7 Probennahmen zwischen 1999 und 2003).

Unter den nur subfossil gefundenen Arten befand sich auch *Lithoglyphus naticoides*. Dieses Neozoon, das im 19. Jahrhundert über Kanäle nach Deutschland eingewandert ist, war auch in der Elbe heimisch (Glöer 2002), gilt hier aber inzwischen aufgrund fehlender aktueller Nachweise als ausgestorben. Eine Rückwanderung in die Elbe wäre zum Beispiel aus dem Mittellandkanal (Grabow 1994) möglich. Da bei den meisten auch lebend nachgewiesenen Arten in der überwiegenden Zahl der Fälle mehr Lebendnachweise als Leerschalenfunde erbracht wurden, ist es sehr wahrscheinlich, dass die anderen nur subfossil nachgewiesenen Arten *Acroloxus lacustris*, *Valvata piscinalis*, *Radix balthica*, *Physella heterostropha*, *Valvata cristata*, *Valvata macrostoma*, *Stagnicola corvus*, *Planorbarius corneus* und *Ferrissia wautieri* zur Zeit im Untersuchungsgebiet nicht vorkommen. Bei anderen Erhebungen der Molluskenfauna im Gebiet der Mittleren Elbe (Jueg & Zettler 2004, Schöll & Fuksa 2000) konnten von den oben angeführten Arten *A. lacustris*, *V. piscinalis*, *R. balthica* und *F. wautieri* lebend nachgewiesen werden. Bei Verbesserung der Gewässerbedingungen im Untersuchungsgebiet könnten sich diese Arten somit auch über autochthone Elbe-Bestände wieder ansiedeln. Obwohl unter den übrigen nur subfossil gefundenen Arten

teilweise auch Stillwasserarten sind, wie z. B. *S. corvus* und *P. corneus*, müssen diese nicht zwangsläufig etwa bei Hochwasserereignissen aus Altwässern eingeschwemmt worden sein, sondern könnten als Sekundärlebensraum auch strömungsberuhigte Buchten der Buhnenfelder besiedelt haben.

Insgesamt scheint die derzeitige Molluskenzönose in einem relativ stabilen Zustand zu sein. Dieses bezieht sich sowohl auf die Abundanzen der einzelnen Taxa wie auch auf die Artenzahlen. Mit insgesamt 17 rezent nachgewiesenen Arten liegt die Artenzahl im Bereich vergleichbarer Untersuchungen an großen Fließgewässern. An aktuell einwandernden Neozoen war während des Untersuchungszeitraumes lediglich das Auftreten von *Corbicula fluminea* zu verzeichnen.

Zusammenfassung

Von 1999-2003 wurden im Bereich der Mittleren Elbe Benthosproben in Buhnenfeldern mittels eines räumlich hochauflösenden starren Probenrasters genommen. Dieses erlaubt es zu den rezent vorkommenden Arten Mollusken Verbreitungskarten und Stetigkeitslisten der einzelnen Probenahmen aufzustellen. Dieses schließt die subfossil aufgefundenen Schalen mit ein. Daraus ableitbare mögliche weitere Veränderungen der Malacozönose werden diskutiert.

Summary

From 1999-2003 benthos samples were taken in a fixed raster in groyne fields at the middle part of the River Elbe. Maps of the distribution patterns and tables of continuity of the recent and subfossile records were edited. Possible changes in the assemblage of the Mollusca were discussed.

Literatur

- Anlauf, A. & B. Hentschel (2002): Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Buhnenformen auf die Lebensräume in Buhnenfeldern der Elbe. - In: Geller, W., P. Puncochar, H. Guhr, W. v. T. jun., J. Medek, J. Smrt'ak, H. Feldmann & O. Uhlmann (eds.): Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. - 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar, 199-202, (Teubner) Stuttgart
- Eggers, T. O. (2005): Wirkung extremer Wasserstände auf die Benthoszönose der Mittleren Elbe. - Tagungsbericht der Jahrestagung 2004 (Potsdam), 314-318, (Deutsche Gesellschaft für Limnologie) Berlin
- Glöer, P. (2002): Mollusca I: Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas - Bestimmungsschlüssel, Lebensweise Verbreitung. - Die Tierwelt Deutschlands, 2., 327 pp., (Conchbooks) Hackenheim
- Grabow, K. (1994): Die Mollusken des Salzgitter-Stichkanals (Mittellandkanal) bei Braunschweig, Niedersachsen. - Braunschweiger naturkundliche Schriften 4: 485-496, Braunschweig
- Harbers, P., W. Hinz & W. Gerß (1988): Fauna und Siedlungsdichten - insbesondere der Mollusken - auf der Sohle des Rhein-Herne-Kanals. - Decheniana 141: 241-270, Bonn
- Harman, W. M. (1972): Benthic substrates: their effect on freshwater mollusca. - Ecology 53: 271-277, Washington, D.C.
- Jueg, U. & M. Zettler (2004): Die Molluskenfauna der Elbe in Mecklenburg-Vorpommern mit Erstnachweis der Grobgerippten Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* (O.F. Müller 1756). - Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft West-Mecklenburg 4: 83-87, Ludwigslust
- Kleinwächter, M., T. O. Eggers & A. Anlauf (2003): Makrozoobenthos und Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für verschiedene Buhnentypen der mittleren Elbe. - Tagungsbericht Jahrestagung 2002 (Braunschweig), 466-471, (Deutsche Gesellschaft für Limnologie) Werder
- Kleinwächter, M., T. O. Eggers, M. Henning, A. Anlauf, B. Hentschel & O. Larink (2005): Distribution patterns of terrestrial and aquatic invertebrates influenced by different groyne forms along the River Elbe (Germany). - Archiv für Hydrobiologie Supplement 155, Large Rivers 15: 319-338, Stuttgart
- Schöll, F. & I. Balzer (1998): Das Makrozoobenthos der deutschen Elbe 1992-1997. - Lauterbornia 32: 113-129, Dinkelscherben
- Schöll, F. & J. Fuksa (2000): Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhaven. - 29 pp., (Bundesanstalt für Gewässerkunde, T.G. Masaryk Water Research Institute & Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) Koblenz, Prag

Biodiversität und Habitatwahl von Coleoptera an hydromorphologisch unterschiedlichen Mittelgebirgsflüssen

Daniel Göbel¹, Sonja Jähnig² & Armin Lorenz³

Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Biologie und Geographie, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen,

¹ danbob@web.de; ² sonja.jaehnig@uni-essen.de; ³ armin.lorenz@uni-essen.de

Keywords: Coleoptera, Gewässerstruktur, Renaturierung, Biodiversität

Einleitung

Die Artenvielfalt und Abundanz von aquatischen Coleoptera wird, unter anderem, von der Vielfalt und der Struktur der vorhandenen Habitate bestimmt. Im Rahmen einer Examensarbeit an der Universität Duisburg-Essen sollte dieser Zusammenhang zwischen Struktur bzw. Strukturveränderung und Biodiversität näher untersucht werden. Es stellte sich die Frage, welchen Einfluss die hydromorphologische Struktur auf die Besiedlung durch Coleoptera hat und ob und welchen Einfluss eine Renaturierungsmaßnahme an einem Einbettgerinne mit dem Ziel der Wiederverzweigung auf die Wiederbesiedlung und die Artenvielfalt der Coleoptera hat. Insbesondere für die Erfolgsbewertung von Renaturierungsmaßnahmen anhand der Coleopterenbesiedlung ist es wichtig den Einfluss der Struktur auf die Coleopterenfauna zu kennen. Um den quantitativen und qualitativen Einfluss der Gewässerstruktur auf die Coleoptera zu ermitteln wurden Abschnitte von zwei Mittelgebirgsflüssen beprobt. Verglichen wurden an jedem Gewässer renaturierte/naturnahe mit nicht renaturierten/degradierten Flussabschnitten die, abgesehen von der durch die Renaturierung veränderten Struktur, ähnliche hydrologische Verhältnisse und Gewässerumfeldnutzungen aufwiesen. Die verzweigte, als potentiell natürlich angenommene, Gerinneform wird hier mit der unverzweigten, degradierten verglichen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die beprobten Gewässerabschnitte befinden sich im Nordwesten Hessens am Südrand des Rothaargebirges. Ein Abschnittspaar befindet sich an der Orke bei Niederorke und ein Abschnittspaar befindet sich an der Lahn bei Cölbe. Der renaturierte/naturnahe Abschnitt lag jeweils ca. 300m unterhalb des degradierten Abschnitts. Bei beiden untersuchten Gewässern handelt es sich um Mittelgebirgsflüsse mit Einzugsgebietsgrößen von ca. 500km² (Lahn) und 300km² (Orke). Der Untergrund besteht aus silikatischem Schotter.

Probennahme

Die Proben wurden Ende Juni 2004 genommen. Vor der Probennahme wurden die vorkommenden Substrate und deren jeweilige Häufigkeit ermittelt. Hierzu wurde der 200m lange Flussabschnitt mit Transekten im Abstand von 10m belegt. An jedem Transekt wurde in den aquatischen Bereichen an

zwanzig Punkten der Substrattyp bestimmt. Anhand der Substrathäufigkeit wurde die Anzahl der Proben für das jeweilige Substrat ermittelt. Das dominierende Substrat wurde jeweils achtmal beprobt und jedes weitere zweimal. Zusätzlich wurde an den einzelnen Probennahmestellen die Wassertiefe und die Strömungsgeschwindigkeit aufgenommen.

Insgesamt wurden 102 Proben mit dem Shovelsampler (25x25cm, 500µm) genommen, in Alkohol überführt und zur Auswertung ins Labor gebracht.

Die gefundenen Individuen wurden soweit möglich bis auf Artniveau bestimmt und gezählt.

Ergebnisse

Substratunterschiede zwischen verzweigten und unverzweigten Gewässern

Wie in Abbildung 1 zu sehen, sind die Unterschiede im Substrat zwischen den verzweigten und unverzweigten Abschnitten nur sehr gering. Der dominierende Substrattyp ist das Mikro- und Mesolithal, d.h. Schotter mit einer Korngröße von 20-200mm. Allerdings dominiert in der Orke klar das Mesolithal und in der Lahn das Microlithal. Inwieweit sich dies auf die Besiedlung auswirkt bleibt noch zu untersuchen Grobpartikuläres organisches Material (Cpom) ist nur in sehr geringen Anteilen vorhanden.

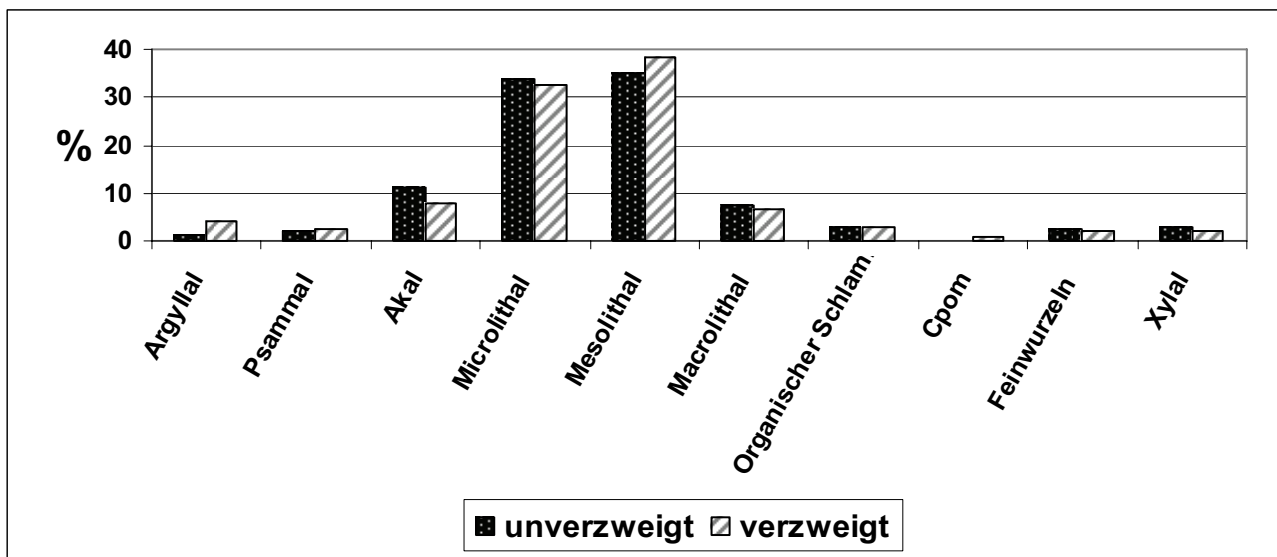


Abb. 1: Substratverteilung in den untersuchten Gewässern gemittelt über beide Flüsse

Die Käferpopulation

Die ermittelten Ergebnisse beruhen auf 1690 bestimmten Individuen. Es wurden insgesamt 25 Arten gefunden, die sich in 14 Gattungen und sechs Familien zusammenfassen lassen.

Biodiversität

Sowohl in der Lahn als auch in der Orke liegt die Artenzahl in dem verzweigten Abschnitt höher als in dem unverzweigten (Abb. 2).

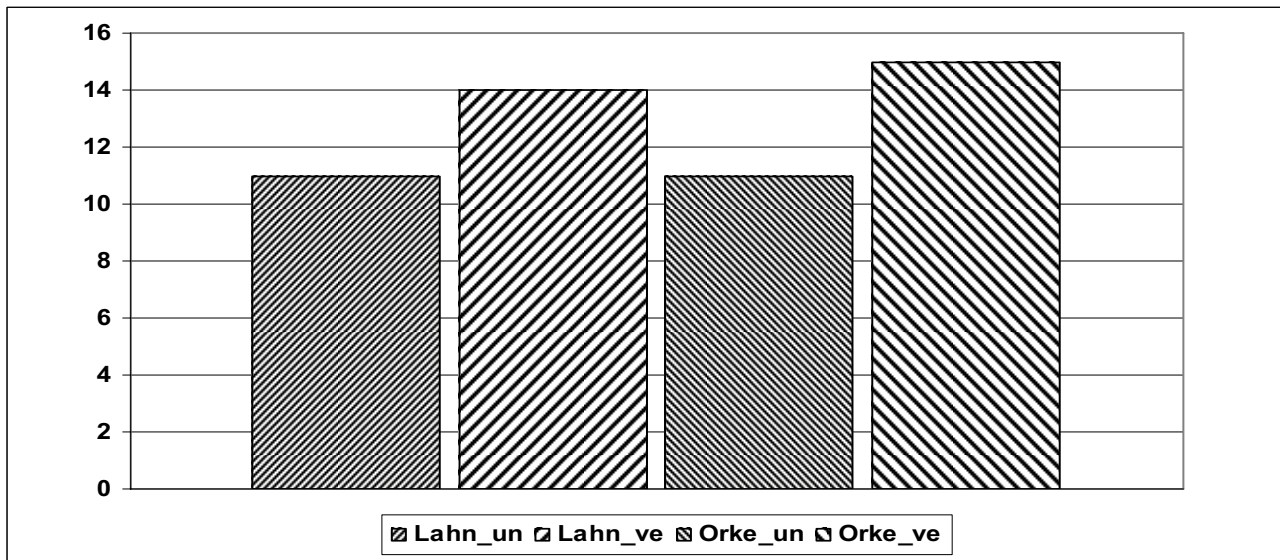


Abb. 2: Artenzahlen der Gewässerabschnitte (un=unverzweigt; ve=verzweigt)

Betrachtet man die einzelnen Substrate (Abb. 3) so lässt sich erkennen, dass auch die Artenzahl in den einzelnen Substraten in verzweigten Gewässerabschnitten fast immer höher ist als in den unverzweigten Gewässerabschnitten.

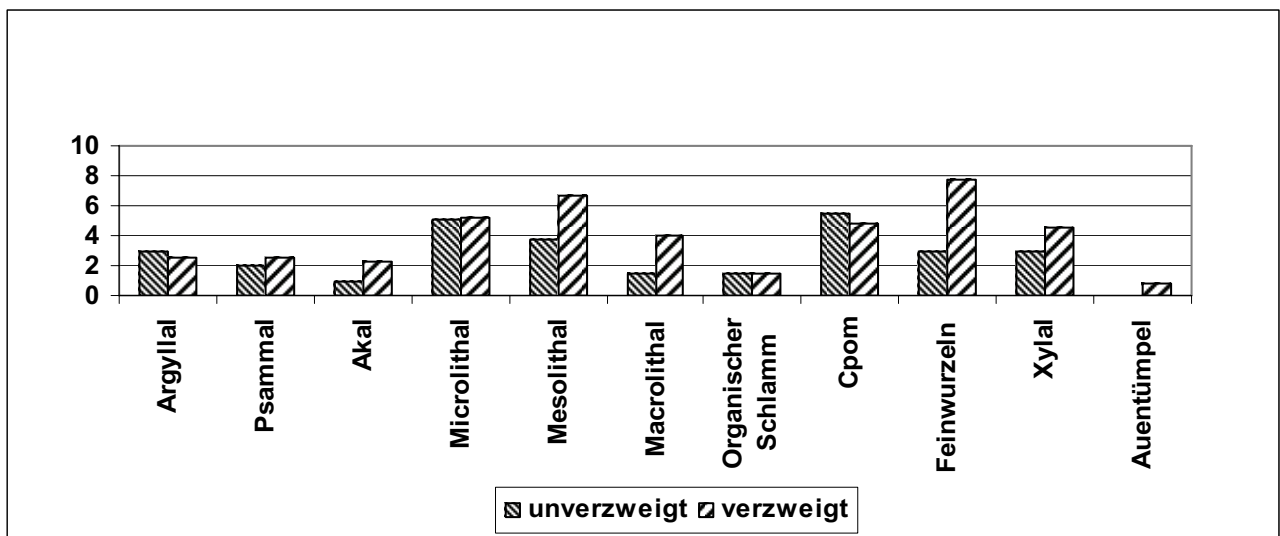


Abb. 3: Artenzahlen in den Substraten gemittelt über beide Flüsse

Besiedlungsdichte

Die Tendenz zur erhöhten Artenzahl von verzweigten Gewässerabschnitten gegenüber unverzweigten setzt sich in der höheren Besiedlungsdichte fort.

Tab. 1: Individuendichte der verschiedenen Abschnitte und Schwankungen in den einzelnen Proben (Ind/qm)

Gewässer	Lahn	Orke	Mittelwert	Min.	Max.
unverzweigt	315	157	236	0	976
verzweigt	385	205	295	0	2528

Wie in Tabelle 1 zu sehen, ist die Individuendichte in den Substraten der verzweigten Abschnitte teilweise wesentlich höher als in den unverzweigten. Dies spiegelt sich auch in den Mittelwerten wider. Die Individuendichte ist in den unverzweigten Gewässerabschnitten um 25% erhöht. In einzelnen Proben ist die Individuenanzahl fast 2,5 mal so hoch. Aufgeschlüsselt auf die einzelnen Substrate (Abb. 4) lässt sich erkennen, dass die Individuendichte in den verzweigten Gewässerabschnitten mehrheitlich höher bzw. fast gleichauf liegt mit denselben Substraten in den unverzweigten Abschnitten.

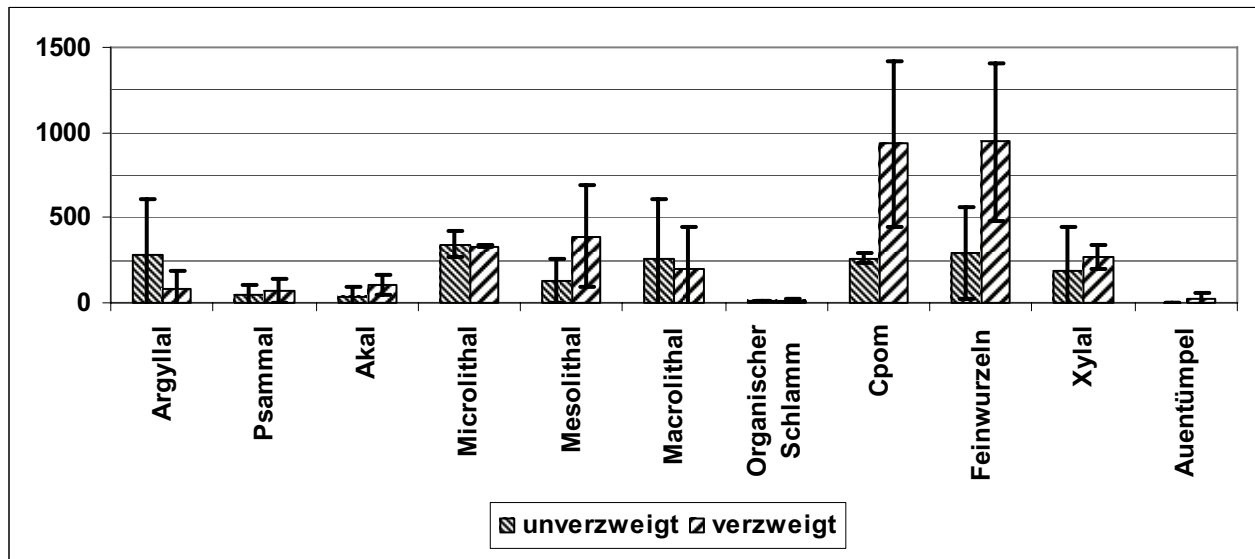


Abb. 4: Verteilung der Individuenzahlen auf die verschiedenen Substrate (Ind/qm), gemittelt über beide Flüsse

Insbesondere in den Cpom- und Feinwurzelbereichen, die nur einen recht kleinen Teil des Substrates bilden, aber auch im Mesolithal, welches in der Orke das dominierende Substrat ist, ist diese Tendenz zu erkennen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, sowohl die Artenzahl als auch die Individuenzahl ist in verzweigten Gewässerabschnitten höher als in unverzweigten. Ein Einfluss der Substrate auf diese Verteilung ist nicht zu vermuten, weil die Substratunterschiede zwischen den verzweigten und unverzweigten Gewässerabschnitten nur sehr gering sind. Außerdem ist dieser Verteilungstrend in fast allen Substraten zu erkennen und daher als unabhängig von der Häufigkeit der Substrate anzusehen.

Habitatpräferenzen ausgewählter Taxa

Einige Taxa sind in den beprobten Gewässern nur in den verzweigten Abschnitten gefunden worden (Tab. 2). Demgegenüber sind alle Taxa, die in den unverzweigten Abschnitten gefunden wurden auch in den verzweigten Abschnitten vorhanden. Diese Präferenzen, die Gewässerstruktur betreffend zeigen sich z.B. bei der Gattung *Elmis*. Während *Elmis maugetii* und *Elmis aenea* überall zu finden sind, ist *E. rioloides* nur in den verzweigten Abschnitten zu finden. Auch *Hydraena gracilis* und *Laccobius bipunctatus* waren nur in den verzweigten Gewässerabschnitten zu finden. Betrachtet man, in welchen Habitaten sich die adulten Tiere der Gattungen *Oulimnius*, *Esolus* und *Elmis* aufhalten (Abb. 5) so fällt auf, dass sich *Esolus* fast nur auf/in den mineralischen Substraten aufzuhalten scheint.

Tab. 2: Abschnittspräferenz ausgewählter Taxa

Taxon	verzweigt %	unverzweigt %
<i>Elmis sp. Ad.</i>	81,9	18,1
<i>Orectochilus villosus Ad.</i>	61,5	38,5
<i>Elmis rioloides Ad.</i>	100	0
<i>Laccobius bipunctatus Ad.</i>	100	0
<i>Hydraena gracilis Ad.</i>	100	0
<i>Nebrioporus elegans Ad.</i>	100	0
<i>Nebrioporus sp. Lv.</i>	0	100

Elmis und *Oulimnius* hingegen sind, und das mit leicht erhöhten Individuenzahlen, auch im organischen Substrat anzutreffen. Adulte *Oulimnius* scheinen hier die geringste Bindung an ein bestimmtes Substrat aufzuweisen.

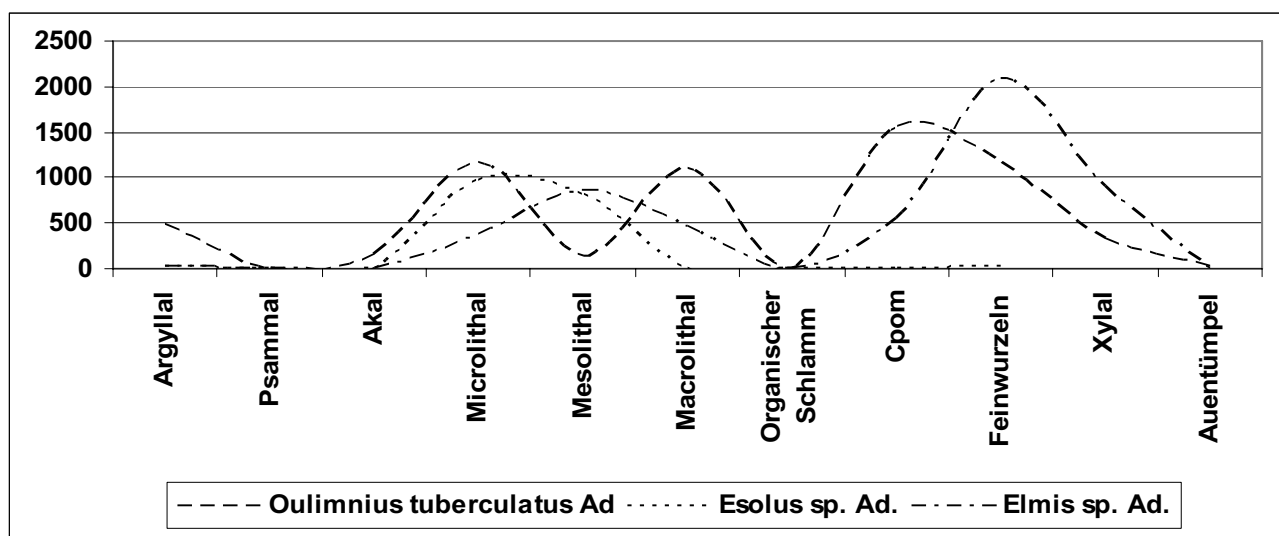


Abb. 5: Substratpräferenz ausgewählter Coleoptera (Ind/qm)

Zusammenfassung

Die bisher erfolgten Auswertungen zeigen einen deutlichen Einfluss der (großmaßstäblichen) Gewässerstruktur auf die Besiedlung durch Coleoptera. Sowohl Artenreichtum als auch Individuendichte sind in verzweigten Gewässerabschnitten höher als in unverzweigten. Eine Steigerung der Strukturvielfalt von Fließgewässern durch Umwandlung von unverzweigten in verzweigte (Renaturierung) wird sich sehr wahrscheinlich positiv auf die Besiedlung/Wiederbesiedlung durch aquatische Coleoptera auswirken. Eine Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen anhand der Untersuchung der Coleopterabesiedlung scheint möglich.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde durchgeführt im Rahmen des Euro-Limpacs Projektes Nr. GOCE-CT-2003-505540. Für die Unterstützung und Beratung bei der Durchführung möchte ich mich bedanken bei der Abteilung Hydrobiologie der Universität Duisburg-Essen. Insbesondere bei Sonja Jähnig und Armin Lorenz, die mich mit Rat und Tat unterstützt haben.

Moorrenaturierung in Niedersachsen – Vergleichende Untersuchung aquatischer Habitate

Andrea Lipinski¹, Ellen Kiel²

¹ Hochschule Vechta, Driverstr. 22, 49377 Vechta, drealipinski@gmx.de

² Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, 26111 Oldenburg, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Chironomidae, Hochmoor, Renaturierung

Einleitung

Mit ca. 200.000 ha Moorfläche ist Niedersachsen das Bundesland mit den höchsten Anteilen an Hoch- bzw. Niedermooren, die allerdings durchweg anthropogen beeinträchtigt sind. Mit dem Ziel, spezifischen Arten und Lebensgemeinschaften des Hochmoores Rückzugs- und Entwicklungsräume zu verschaffen, begann man am Ende des 20. Jahrhunderts damit, industrielle Torfabbauf Flächen und Moorreste konsequent zu renaturieren (Niedersächsisches Moorschutzprogramm, Teil I 1981, Teil II 1986, Erweiterung 1994). Diese Flächen wurden vernässt und weiteren Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen unterzogen. Auch die derzeit noch industriell genutzten Torflagerstätten sind nach Beendigung des Abbaues für die Renaturierung vorgesehen. In den folgenden Jahren werden somit viele Tausend Hektar Wiedervernässungsfläche vorliegen. Gängige Renaturierungspraxis ist die Errichtung unterschiedlich großer Wiedervernässungspolder. Nach Einsetzen der Torfmoosentwicklung soll die weitere Genese der Gebiete möglichst ohne Eingriffe vonstatten gehen. Über viele Jahrzehnte entstehen somit großflächige Stillwasserbereiche. Die Besiedlung dieser Wiedervernässungsflächen durch aquatische und insbesondere hochmoortypische Fauna wurde bisher kaum untersucht.

Im Rahmen verschiedener Projekte untersucht die AG Gewässerökologie an der Universität Oldenburg¹ die Besiedlung unterschiedlicher Wiedervernässungsflächen durch Makroinvertebraten und Möglichkeiten einer ökologischen Charakterisierung und Bewertung des Renaturierungsprozesses.

Die vorliegende Arbeit konzentriert sich dabei auf die Chironomidenfauna. Der Artenreichtum, ihre Präsenz in nahezu allen aquatischen Lebensräumen und die Sensitivität zahlreicher Arten gegenüber speziellen Faktoren lässt erwarten, dass Chironomidae auch in Hochmooren zur ökologischen Charakterisierung herangezogen werden können. Verglichen werden zunächst unterschiedlich große und unterschiedlich nasser Flächen in der Esterweger Dose (Raum Papenburg; Abb. 1), einem der größten zusammenhängenden Hochmoorkomplexe Nordwestdeutschlands.

¹ Vormalige AG Gewässerökologie an der Hochschule Vechta

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Hochmoorgebiet Esterweger Dose ist dem nordwestmitteleuropäischen Regenmooren zugeordnet. Es liegt in der Hunte-Leda-Niederung südlich der Leda-Jümme Senke zwischen Oldenburg und Papenburg (Abb. 1). Das 3.880 ha große Gebiet wird im Süden durch den Küstenkanal begrenzt und entwässert. In den 20er Jahren wurden Teile der Moorflächen landwirtschaftlich genutzt. Inzwischen ist das gesamte Gebiet vom Torfabbau betroffen, der aktuell noch auf einer Fläche von 2.140 ha aktiv betrieben wird. Ca. 640 ha ehemals abgetorfte Flächen werden derzeit renaturiert.

Die Größe des Untersuchungsgebietes beträgt 90,8 ha (Abb. 1). Darin wurden 5 Teilflächen unterschiedlicher Beschaffenheit (vgl. Tab. 1) ausgewählt und im Zeitraum 04/2002 bis 04/2003 untersucht.

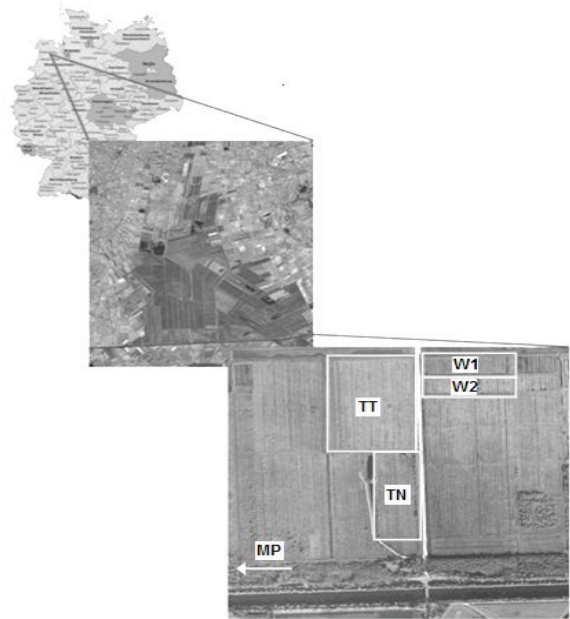


Abb. 1: Esterweger Dose (ED) Lage des Gebietes und der Untersuchungsflächen

Methoden

Im Untersuchungszeitraum wurden insgesamt 14 Probenahmen durchgeführt (04/02-08/02: 14tägig; 09/02-04/03: 6-8wöchentlich). Je Untersuchungsfläche und –tag wurden drei (W1, W2, MP) bzw. sechs (TT, TN) Standard-Schöpf-Proben (SSE) entnommen. Jede SSE umfasst 50 l Probenvolumen, das mit Hilfe eines 10 l-Eimers gewonnen wurde. Zur Entnahme wurde der Eimer fünf Mal nacheinander zügig unter Wasser gedrückt. Der Inhalt wurde jeweils über einem Keschersieb (Maschenweite: 1,7 mm) entleert (vgl. Behr 1988, modifiziert), die Proben anschließend in verschließbare PE-Tüten überführt, mit Ethanol (96 %) versetzt und im Labor unter dem Binokular ausgewertet.

Tab. 1: Charakteristika der Untersuchungsflächen W1 (Weg1), W2 (Weg2), MP (Möller Pütten), TT (Turm trocken) und TN (Turm nass). [* = Mittelwerte des Untersuchungszeitraumes]

	W1	W2	MP	TT	TN
Flächengröße [m²]	125	150	150	2254	740
Torfabbau	~1985	~1985	~1965	~1985	~1985
Wiedervernässung	1991/92	1991/92	1991/92	1991/92	1991/92
Hydrologie	konstant nass	konstant nass	temporär nass	temporär nass	konstant nass
pH*	3,9	3,9	3,9	3,9	4
LF [µS/cm]*	76	70	79	69	51
TOT-P [mg/l]*	0,14	0,15	0,25	0,64	0,09
TOT-N [mg/l]*	2,60	2,75	5,10	7,27	2,02
dominante Pflanzen	<i>Sphagnum cuspidatum</i> <i>Eriophorum angustifolium</i> <i>Molinia caerulea</i>	<i>Sphagnum cuspidatum</i> <i>Eriophorum angustifolium</i> <i>Molinia caerulea</i>	<i>Sphagnum sp.</i> <i>Eriophorum angustifolium</i> <i>Molinia caerulea</i>	<i>Sphagnum cuspidatum</i> <i>Eriophorum angustifolium</i> <i>Molinia caerulea</i>	<i>Sphagnum cuspidatum</i> <i>Eriophorum angustifolium</i> <i>Molinia caerulea</i>
subdominante Pflanzen		<i>Carex canescens</i>	<i>Drosera intermedia</i>	<i>Drosera rotundifolia</i>	

Ergebnisse

Innerhalb des Untersuchungszeitraumes wurden insgesamt 18.005 Chironomiden gefangen, die sich auf 30 Arten bzw. Taxa höherer Ordnung verteilen (Tab. 2). Die temporär austrocknende Fläche TT war mit 23 Taxa am artenreichsten besiedelt, gefolgt von TN mit 21 Taxa. Die kleineren Flächen wiesen etwas niedrigere Zahlen auf (W1: 14 Taxa, W2: 20 Taxa, MP: 17 Taxa). Sechs Taxa höherer Ordnung waren in allen Untersuchungsflächen vertreten, darunter auch die dominanten Arten *Monopelopia tenuicalcar* und *Psectrocladius cf. flavus*. Eine Art, *Psectrocladius cf. semicirculatus*, wurde nur in der Untersuchungsfläche TN gefunden.

Tab.2: Liste der in den Untersuchungsgebieten gefundenen Chironomiden-Taxa

Taxon	W1	W2	MP	TT	TN
Podonominae					
<i>Podonominae indet.</i>		X			X
Tanypodinae					
<i>Tanypodinae indet.</i>	X	X	X	X	X
<i>Ablabesmyia sp.</i>	X	X			X
<i>Ablabesmyia phatta</i> (Egger, 1863)	X	X		X	X
<i>Monopelopia tenuicalcar</i> (Kieffer, 1962)	X	X	X	X	X
<i>Natarsia sp.</i>	X			X	
<i>Natarsia punctata</i> (Fittkau, 1962)			X	X	
<i>Procladius sp.</i>	X	X	X	X	X
<i>Telmatopelopia nemorum</i> (Goetghebuer, 1921)	X		X	X	X
Orthoclaadiinae					
<i>Orthoclaadiinae indet.</i>	X				X
<i>Acampptocladus cf. submontanus</i> (Edwards, 1932)	X	X			X
<i>Limnophyes sp.</i>	X	X	X	X	X
<i>Metriocnemus fuscipes</i> (Wulp, 1874)		X	X	X	X
<i>Paralimnophyes hydrophilus</i> (Goetghebuer, 1921)		X	X	X	X
<i>Psectrocladius cf. semicirculatus</i> (Saether, 1969)					X
<i>Psectrocladius cf. sordidellus</i> Gr.		X	X		X
<i>Psectrocladius (Allopectrocladius) sp.</i>		X	X	X	
<i>Psectrocladius sp.</i>	X	X		X	X
<i>Psectrocladius (A.) cf. flavus</i> (Johannsen, 1905)	X	X	X	X	X
Chironominae					
<i>Chironominae indet.</i>		X	X	X	X
<i>Chironomini sp.</i>		X		X	X
<i>Chironomus sp.</i>		X	X	X	X
<i>Corynoneura sp.</i>	X	X	X	X	X
<i>Glyptotendipes sp.</i>				X	
<i>Neozavrelia sp.</i>				X	
<i>Paratendipes nudisquama</i> (Edwards, 1929)		X	X	X	
<i>Polypedilum sp.</i>	X	X	X	X	X
<i>Tanytarsus sp.</i>			X	X	
<i>Tanytarsini sp.</i>				X	
Taxa - total	14	20	17	23	21

Die mit Abstand häufigste Art war *Monopelopia tenuicalcar*. Unabhängig von Größe, Hydrologie oder Alter der Flächen erreichte sie in allen Untersuchungsflächen sehr hohe Individuendichten. (Abb.2a, b, c, d). Lediglich in der Untersuchungsfläche MP war die Individuenzahl von *Monopelopia tenuicalcar* im Vergleich zu den anderen Flächen etwas geringer (Abb. 2c). Ebenfalls sehr häufig war *Psectrocladius cf. flavus*, dessen höchste Individuendichten in den zeitweise trocken

fallenden Flächen TT und MP erreicht wurden. Auf den konstant nassen Untersuchungsflächen (W1, W2 und TN) trat diese Art nur in relativ geringer Dichte auf (Abb. 2 a, b, e). Auch *Telmatopelopia nemorum* erreichte die höchsten Individuenzahlen in den zeitweise austrocknenden Flächen. *Ablablesmyia phatta* dagegen wies auf der Untersuchungsfläche TN relativ hohe Individuendichten auf, fehlte aber in den temporär nassen Flächen MP und TT oder trat dort nur in geringer Dichte auf (Abb. 2c, d).

Einige Arten wiesen niedrige Abundanzen auf oder waren auf spezielle Habitats beschränkt. *Natarsia punctata* wurde nur auf den Untersuchungsflächen TT und MP gefunden (Abb. 2c, d). *Psectrocladius cf. semicirculatus* kam nur auf Fläche TN vor (Abb. 2e).

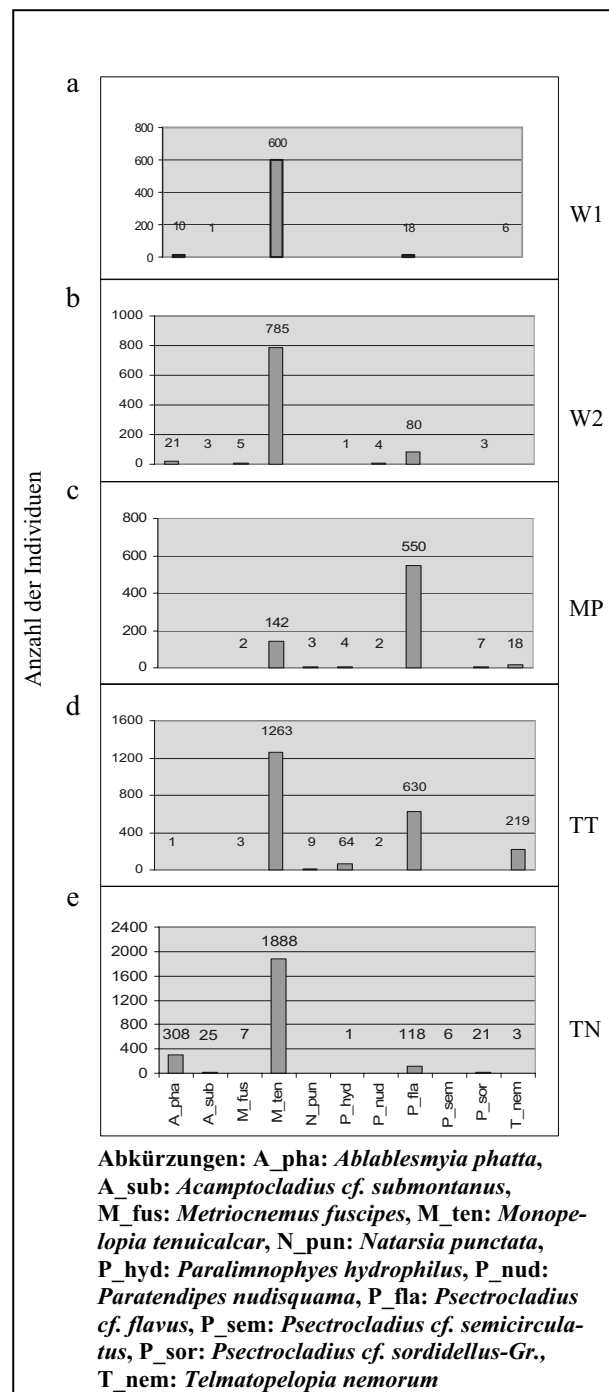
Trotz hoher Abundanzen der Chironomidae in Moorgewässern ist über ihre Ökologie noch recht wenig bekannt. Tab. 3 stellt die in der Literatur vorhandenen Daten zu den ökologischen Präferenzen der im Untersuchungsgebiet gefundenen Arten zusammen.

Diskussion

Während die „Moorchironomiden“ bei Thiene-
mann (1954) noch ausführlich behandelt werden, finden sie in späterer Literatur kaum Erwähnung. Offenbar gibt es eine große Anzahl von Chironomiden, die in Moorgewässern vorkommen. Über ihre Präferenzen ist allerdings wenig bekannt (Samietz 2003). *Monopelopia tenuicalcar* gehört zu den wenigen in der Literatur als tyrphobiont benannten Arten (Thiennemann 1954, Reiss 1982), die im Gegensatz zu *Telmatopelopia nemorum* im Untersuchungsgebiet häufig und regelmäßig auftrat. Zu den Hochmoorarten werden nach Moog (1995) und Moller Pillot (2003) *Ablablesmyia phatta* und nach Krogerus (1960) auch *Paratendipes nudisquama* gezählt. Beide Arten kommen nur in geringen Dichten oder vereinzelt in den Flächen vor. Bei einer Vielzahl der in der vorliegenden Untersuchung nachgewiesenen Arten werden keine Angaben zur Moorpräferenz gemacht.

Die vorgelegten Ergebnisse stellen erste Erkenntnisse zur Chironomidenfauna von Wiedervernässungsflächen dar. Auf Grundlage dieser Daten sollen in Zukunft vergleichende Studien mit naturnahen Hochmooren sowie Renaturierungs- und Wiedervernässungsflächen in verschiedenen Ländern durchgeführt werden, um Grundlagenkenntnisse über moorspezifische Chironomiden und deren Habitats zu erhalten.

Abb. 2: Individuen pro Probenahme



Tab. 3: Ökologische Angaben zu den in der Esterweger Dose nachgewiesenen Chironomiden
(MA: Moore allgemein, HM: Hochmoore, SE: Seen, TG: Temporäre Gewässer, AH: andere
Habitate, SF: Sedimentfresser, PR: Predator; 1: www.agem.de, 2: Illies 1978, 3: Koch 1996,
4: Moller Pillot 2003, 5: Moog 1995, 6: Reiss 1982, 7: Wiederholm 1983)

Präferenzen	MA	HM	SE	TG	AH	PHY	POM	SF	PR
Tanypodinae									
<i>Ablabesmyia phatta</i> (Egger, 1863)		4,5,3	4,5,2	2	2,4,5	1,4	1,4	1,5	1,5
<i>Monopelopia tenuicalcar</i> (Kieffer, 1962)	2,5	3,6,7	4	4	4	1,4	4		1,5
<i>Natarsia punctata</i> (Fittkau, 1962)					2,5				1,5
<i>Telmatopelopia nemorum</i> (Goetghebuer, 1921)	4,5,7	3,6,7	4,7	2,4,7		1,4	1,4		1,5
Orthoclaadiinae									
<i>Acamptocladius cf. submontanus</i> (Edwards, 1932)	2	4	4			1,4	1,4		
<i>Metriocnemus fuscipes</i> (Wulp, 1874)			4	4	2,4,5	4			
<i>Paralimnophyes hydrophilus</i> (Goetghebuer, 1921)	2			2,4	2,4	1,4	1,4		
<i>Psectrocladius cf. semicirculatus</i> (Saether, 1969)									
<i>Psectrocladius cf. sordidellus</i> Gr		3	6	6	6				
<i>Psectrocladius (A.) cf. flavus</i> (Johannsen, 1905)									
Chironominae									
<i>Paratendipes nudisquama</i> (Edwards, 1929)	2	4	2,4	2,4	4	4	4		

Literatur

- Armitage, P., D., Cranston, P., S., Pinder, L., C., & V. (1995) The Chironomidae. Biology and ecology of non-biting midges. Chapman Hall, London.
- Behr, H. (1988) Kleinräumiges Verbreitungsmuster von Dytisciden- Populationen (Coleoptera; Dytiscidae) in zwei Oberharzer Hochmooren. Faun. Ökol. Mitt, 6, 43-52.
- Hensel, S. (2003) GIS-gestützte Untersuchung zum Vorkommen der aquatischen und semiaquatischen Fauna in ausgewählten Hochmoorrenaturierungsflächen, Diplomarbeit, Vechta.
- Illies, J. (1978) Limnofauna Europaea - Eine Zusammenstellung aller die Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Kiel, E. (2004) Regeneration von Hochmooren - Bedeutung der aquatischen Fauna für Bewertung und Management Niedersächsische Umweltstiftung, Projekt 98/01, Vechta.
- Koch, M. (1996) Vorkommen, Verbreitung und Populationsdynamik ausgewählter aquatischer Dipteren in einem Hochmoorkomplex Südwestdeutschlands, Dissertation, Hohenheim.
- Krogerus, R. (1960) Ökologische Studien über nordische Moorarthropoden. Comment.Biol.Soc.Sci.Fennica, 21, 1-238.
- Moller-Pillot, H. (2003) A key to the larvae of the aquatic chironomidae of the north-west european lowland.
- Moog, O. (1995) Fauna Aquatica Austriaca BM Land-& Forstwirtschaft, BM Land-& Forstwirtschaft Lf 05/95.
- Reiss, F. (1982) Die Chironomidenfauna des Murnauer Moores in Oberbayern (Insecta, Diptera). Entomofauna, Suppl, 263-288.
- Samietz, R. (1996) Kommentiertes Verzeichnis der auf dem Gebiet der BRD nachgewiesenen Chironomiden-Arten (Insecta; Diptera). Abh.Ber.Mus.Nat., 19, 36-70.
- Samietz, R. (2003) Beitrag zur Chironomidenfauna (Diptera: Chironomidae) der Hochmoore des Thüringer Waldes. Thüringer Faunistische Abhandlungen, 9, 227-232.
- Thienemann, A. (1974) Die Binnengewässer. In Chironomus- Leben, Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden, Vol. 20. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Wiederholm, T. (1983) Chironomidae of the Holarctic region -Keys and diagnoses Part 1, Larvae Entomologica Scandinavica, Suppl. 19, 1-457

Der Einfluss des Klimawandels auf die Biozönose von Makroinvertebraten in deutschen Mittelgebirgsbächen

Thomas Maue¹ & Armin Lorenz²

¹ Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Biologie & Geographie, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen; tmaue@web.de, ² armin.lorenz@uni-essen.de

Keywords: Klimawandel, Makroinvertebraten, Biozönose, Mittelgebirgsbach, Temperatur, *Hydropsyche siltalai*

Einleitung

Durch die anthropogene Emission von CO₂, Wasserdampf und troposphärischem O₃ kommt es in Mitteleuropa im Zuge des Klimawandels zu einer Steigerung der Lufttemperaturen (IPCC 1992). Dies wird eine Erhöhung der Wassertemperatur von Fließgewässern bewirken, da diese hauptsächlich über den Wärmeaustausch mit der Luft definiert wird (Eckel und Reuter 1950). Die Wassertemperatur wiederum ist ein wesentlicher Faktor für die Besiedlung von Fließgewässern (Illies 1961). Daher können Auswirkungen auf die Verbreitung der Arten und auf die Zusammensetzung der Biozönose von Fließgewässern durch eine Temperaturerhöhung erwartet werden.

Das Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es, die zu erwartenden Veränderungen in der Lebensgemeinschaft von Fließgewässern abzuschätzen, um Voraussagen für die zukünftige Entwicklung der Lebensgemeinschaften deutscher Mittelgebirgsbäche zu machen.

Hierzu wurde ein Mittelgebirgsbach in der Karstregion des Sauerlandes ausgewählt, der über einen Tiefenwasserzufluss natürlich erwärmt wird. Die Biozönose dieses Fließgewässers wurde im Unterlauf und im Oberlauf untersucht und der eines benachbarten hydromorphologisch gleichen über die Luft temperierten Baches gegenübergestellt.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt in der östlichen Mittelgebirgsregion Nordrhein-Westfalens, im Sauerland. Zwei parallel verlaufende Mittelgebirgsbäche, die Glenne und die Wester, wurden in Hinsicht auf Unterschiede in der Makroinvertebratenbiozönose in Abhängigkeit von unterschiedlichen Wassertemperaturen beprobt. Die Wassertemperatur der Glenne ist durch die Lufttemperatur geprägt (winterkalt und sommerwarm). Die Wassertemperatur der Wester wird über mehrere Tiefenwasserzuflüsse (aus 750 m Tiefe mit 15 °C) bestimmt (winterwarm/sommerkalt). Oberhalb der am weitesten flussaufwärts liegenden Einleitung wird die Wassertemperatur der Wester wieder über die Lufttemperatur charakterisiert. Vier Probestellen wurden untersucht: eine Probestelle 30 m oberhalb der Grundwassereinleitung durch die Stadtwerke Warstein im epirhithralen Bereich (im weiteren Verlauf mit „ober GW“ bezeichnet), der eine Probestelle 30 m unterhalb der Grundwassereinleitung („unter GW“) gegenübergestellt wurde. Des Weiteren wurde eine Probestelle im Unterlauf der Wester bei der kleinen Ortschaft Belecke (Probestelle „Belecke“) ausgewählt. Diese

Probestelle wurde mit der hydromorphologisch gleichen Probestelle im Parallelbach Glenne (Probestelle „Glenne“) verglichen.

Die Probenahmen des Makrozoobenthos (MZB) erfolgten prozentual zu den vorhandenen Mikrohabitaten. Es wurden 10 Teilproben pro Probestelle mit einem Shovel-Sampler (25 cm x 25 cm, Maschenweite 500 µm) genommen. Die Proben wurden in Ethanol konserviert und im Labor vollständig aussortiert und nach Möglichkeit auf Artniveau bestimmt. Die Probenahmen erfolgten am 04.03.05, 13.05.05 und 05.07.05.

Die Wassertemperatur wurde an den vier Probesteden mit Hilfe von Loggern der Firmen Tiny-Tag und TESTO im Zeitraum vom 12.01.05 bis zum 05.07.05 aufgezeichnet.

Das Einzugsgebiet der Probestelle „Glenne“ ist mit 44,66 km² fast genauso groß wie das der Probestelle „Belecke“ (45,25 km²). Dasselbe gilt für das Oberlauf-Vergleichspaar, die beide eine Einzugsgebietsgröße von 14,09 km² aufweisen.

Ergebnisse und Diskussion

Eine Übersicht über die Temperaturamplituden der vier Probesteden gibt Abbildung 1. Die Tiefenwasser beeinflussten Probesteden in der Wester (Probestelle „unter GW“ und „Belecke“) sind im Median einige Grad Celsius wärmer als die jeweiligen Vergleichsstellen „ober GW“ und „Glenne“. Auch erreichen sie die im Winter typischen durch die umgebende Lufttemperatur vorgegebenen Minusgrade nicht. In den Sommermonaten führt der starke Grundwassereinfluss zu einer Kühlung der betroffenen Probesteden. Die durch Luft- und Sonneneinwirkung erwärmten Vergleichsstellen sind im Sommer wärmer. Die Unterschiede in Median, 25% und 75% Quartile der Referenzstellen zu den Tiefenwasser beeinflussten Probesteden sind nach dem Mann-Whitney U-Test signifikant ($P < 0,0001$).

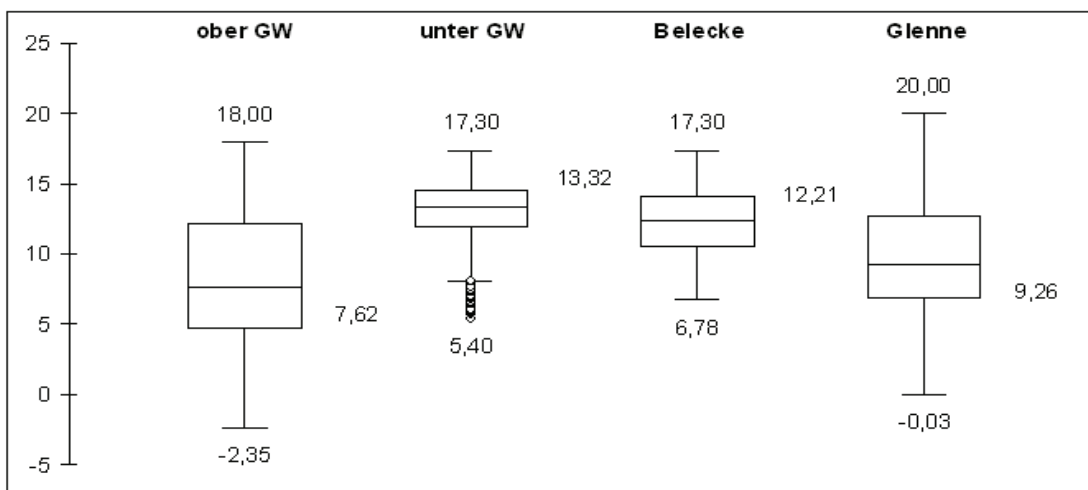


Abb.1: Übersicht über die Temperaturamplituden der vier Probesteden

Ein Einfluss durch die Temperaturerhöhung auf Abundanz und Taxazahl konnte im Vergleich „Belecke“ zu „Glenne“ beobachtet werden, während im Oberlauf („ober GW/unter GW“) keine Unterschiede festzustellen waren. Die erwärmte Probestelle „Belecke“ weist eine geringere Taxazahl (50 Taxa) und eine höhere Abundanz (2426,1 Indiv./m²/Probenahme) als die Vergleichsstelle „Glenne“ (58 Taxa; 942,9 Indiv./m²/Probenahme) auf. Hierbei macht der Neozoe *Echinogammarus berillioni* allein 36,6 % der Abundanz der Probestelle „Belecke“ aus. *E. berillioni* verdrängt die Taxa der Ordnung Ephemeroptera, die nur 26,6 % der Abundanz ausmachen. An der Probestelle

„Glenne“ sind hingegen die Ephemeroptera mit 60,2 % am prozentualen Anteil der Ordnungen an der Biozönose vertreten und die Crustacea (*G. pulex*, *G. fossarum*) mit nur 1,1 %. Im Epirhithral wurden an der erwärmten Probestelle „unter GW“ genauso viele Taxa gefunden wie an der Referenzstelle „ober GW“ (42 Taxa). Die Abundanz pro m² ist an den beiden Probestellen („unter GW“ 652,3 Indiv./Probenahme; „ober GW“ 750,4 Indiv./Probenahme) ähnlich gering. Möglicherweise sind die beiden Probestellen mit einem Abstand von nur 60 m zu nah beieinander gewählt, so dass Unterschiede in der Biozönose durch Driftverhalten und Aufwärtswanderung ausgeglichen wurden.

Die Einzugsgebietsgröße und die Hydromorphologie des Unterlauf-Vergleichspaares sind gleich. Daher sollte die biozönotische Präferenz der gefundenen Taxa ebenfalls gleich sein. Dies ist allerdings nicht der Fall. Während an der Vergleichsstelle „Glenne“ die meisten Taxa das Metarhithral präferieren, zieht der größte Anteil der Taxa der Probestelle „Belecke“ das Hyporhithral vor (siehe Abb. 2). An der Probestelle „Belecke“ kommt es somit durch die Erwärmung zu einer Verschiebung der Biozönose in Richtung des Hyporhithrals. Vergleicht man die Zusammensetzung der Biozönose in Bezug auf die übergeordneten Regionen Rhithral und Potamal, so setzt sich die Biozönose der „Glenne“ zu 69,6 % aus rhithralen und 16,1 % aus potamalen Taxa zusammen. Anders die Biozönose der Probestelle „Belecke“. Hier besteht die Biozönose zu 49,7 % aus rhithralen und 34,2 % aus potamalen Taxa.

Im Oberlauf-Vergleichspaar konnte eine solche Verschiebung der Biozönose nicht beobachtet werden. Dies liegt vermutlich am Ausgleich durch Drift und Wanderung der Taxa.

Die Präferenzen für biozönotische Regionen der gefundenen Taxa wurden mittels des Aqem-Programms (www.fliessgewaesserbewertung.de) ausgerechnet.

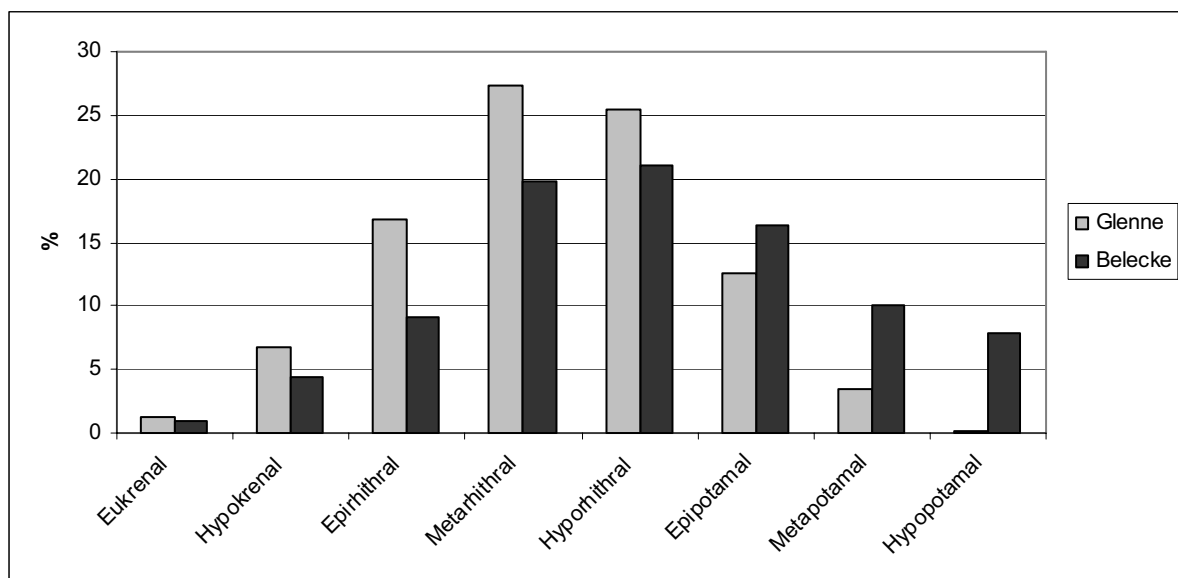


Abb. 2: Biozönotische Präferenz der gefundenen Taxa im Vergleich „Belecke/Glenne“

Tabelle 1 zeigt die Änderung der Diversitätsindices (Shannon-Weaver und Simpson) der Biozönosen an den vier Probestellen im Probenahmeverlauf. Die Diversität der Biozönosen des Oberlaufs („unter GW“ und „ober GW“) sind ähnlich hoch und ändern sich im Zeitverlauf simultan. Ihre Diversität fällt bei der 2. Probenahme im Vergleich zur 1. leicht ab, um dann wieder bei der 3. Probenahme im Juli leicht anzusteigen. Anders die Diversität der Biozönosen im Unterlauf. Die winterkalte Referenzstelle „Glenne“ zeigt einen leichten, aber stetigen Anstieg der beiden Diversitätsindices im Probenahmeverlauf, während die Diversität der winterwarmen Probestelle „Belecke“ von März bis Mai erst ansteigt, um dann wieder in der 3. Probe im Juli stark abzufallen. Eine mög-

liche Erklärung für diesen Diversitätsabfall könnte die frühzeitige Emergenz vieler MZB-Taxa durch eine beschleunigte Larvalentwicklung aufgrund der hohen Wassertemperaturen im Frühjahr sein. Die Larven entwickeln sich schneller als die Larven im kalten Vergleichsgewässer und können daher das Wasser früher verlassen. Dadurch verringert sich die Diversität der Biozönose des erwärmten Gewässers, die ohnehin schon zu mehr als einem Drittel aus *E. berillioni* besteht.

Tab. 1: Diversitätsindizes im Probenahmeverlauf an den vier Probestellen

Shannon-Weaver-Index	04.03.05	13.05.05	05.07.05
Glenne	2,35	2,52	2,66
Belecke	2,21	2,75	1,88
unter GW	2,73	2,39	2,49
ober GW	2,65	2,42	2,47

Simpson-Index	04.03.05	13.05.05	05.07.05
Glenne	0,84	0,87	0,89
Belecke	0,77	0,90	0,75
unter GW	0,91	0,85	0,85
ober GW	0,89	0,86	0,88

Um diese Aussage zu erhärten, wurden Trichopterenlarven der Art *Hydropsyche siltalai* auf ihre Entwicklungsstadien hin untersucht. Dazu wurden die Kopfkapselbreiten der bestimmten Individuen gemessen und den Larvenstadien mit Hilfe der Ergebnisse von Edington und Hildrew (1995) zugeordnet. Wie aus Abbildung 3 ersichtlich, zeichnen sich an der winterkalten Vergleichsstelle „Glenne“ zu jeder der drei Probenahmen ein Maximum des jeweiligen Larvenstadiums ab. Zur 1. Probenahme im März dominiert das dritte Larvenstadium, gefolgt vom vierten Larvenstadium im Mai und dem fünften Larvenstadium im Juli. In den Proben der Probestelle „Belecke“ verschimmt diese geordnete Abfolge. Es sind immer drei Larvenstadien gleichzeitig in einer Probe zu finden. Zur 1. Probenahme im März ist das vierte Larvenstadium das dominierende, im Gegensatz zu „Glenne“, wo das dritte vorherrschte. Die Larven waren zu diesem Zeitpunkt somit schon weiter entwickelt. Ab Mai, zum 2. Probenahmetermin, war das fünfte und damit letzte Larvenstadium in der Probe zu finden, welches in der winterkalten Probe erst im Juli gefunden wurde. Ab diesem Zeitpunkt könnten die ersten Imagines das Wasser trotz der noch niedrigen Lufttemperaturen schon verlassen haben.

Ähnliche Entwicklungsdifferenzen konnten auch für die Gattung der Sericostoma nachgewiesen werden, sollen hier aber nicht weiter behandelt werden.

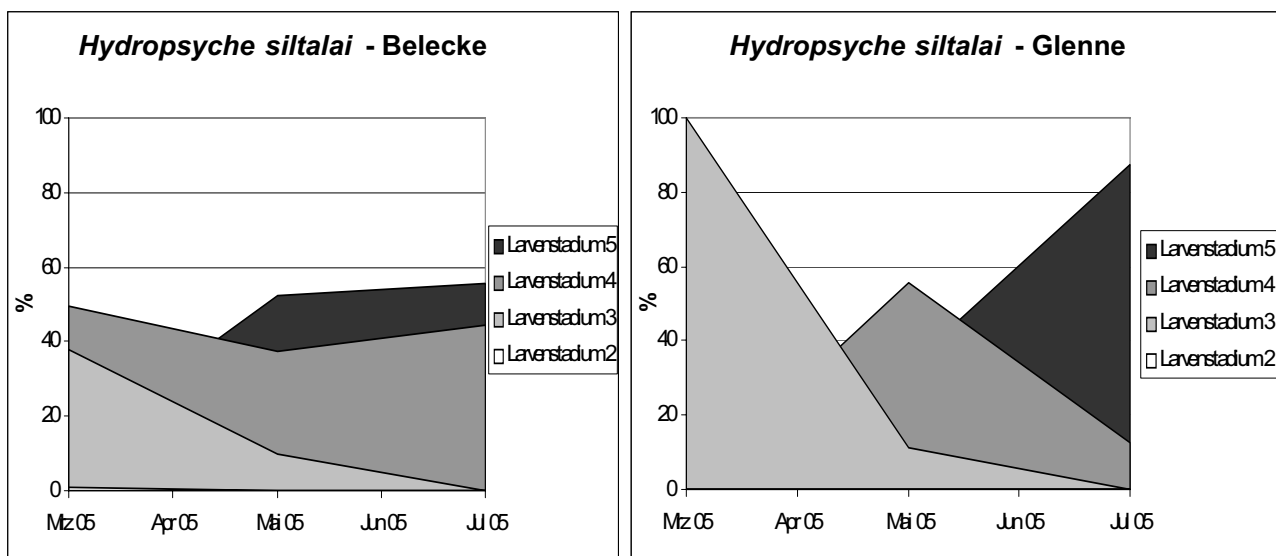


Abb. 3: Einfluss der Wassertemperatur auf die Entwicklung von *Hydropsyche siltalai*

Zusammenfassung

Die anthropogen induzierte Erhöhung der Lufttemperatur durch den Treibhauseffekt führt zu einer Erhöhung der Wassertemperatur der Fließgewässer in Mitteleuropa (IPCC 2002). Die Wassertemperaturerhöhung kann wiederum zu einer Veränderung der Zusammensetzung der Biozönose eines Fließgewässers im Längsverlauf führen. Ebendies konnte durch die Untersuchungen nachgewiesen werden. Es wurde eine den erhöhten Wassertemperaturen angepasste Biozönose vorgefunden, die sich von einer Vergleichsstelle mit momentan „normalen“ Temperaturen unterschied. Dies entspricht auch dem Konzept von Illies (Illies 1961).

Zudem führt die Erhöhung der Wassertemperatur zu einer Abnahme der Taxazahl und zu einer Zunahme der Abundanz dominanter Arten.

Weiterhin ermöglicht eine höhere Wassertemperatur Neozoen, vor allem solche aus dem pontokaspischen Raum, sich in deutschen Mittelgebirgsbächen leichter zu etablieren.

Ferner können sich Larven in erwärmten Gewässern schneller entwickeln als in vergleichbar kühleren. Dies führt zu einer Abnahme der Diversität zum Sommer hin. Dies gilt nur, wenn die Biozönose sich aus wenigen sehr dominanten Arten zusammensetzt.

Diese Studie hinsichtlich des Einflusses des Klimawandels auf die Biozönose von deutschen Mittelgebirgsbächen zieht ihre Schlüsse aus Untersuchungen an einem Bach, der über Tiefenwassereingleitungen erwärmt wird und nicht über die Lufttemperatur. Daher sind die gezogenen Schlussfolgerungen als hypothetisch einzustufen, können aber doch bei einem Klimawandel reell erwartet werden.

Danksagung

Die vorliegenden Untersuchungen entstanden im Rahmen einer Diplomarbeit des Studienganges Ökologie an der Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Biologie und Geographie, Abteilung Hydrobiologie. Die Arbeit ist Teil des Euro-limpacs Projects (Integrated Project to Evaluate the Impacts of Global Change on European Freshwater Ecosystems; EC contract no. GOCE-CT-2003-505540 <http://www.eurolimpacs.ucl.ac.uk>) und wurde durch dieses finanziert. Spezieller Dank gilt Alexandra Haidekker für die Beantwortung zahlreicher Fragen zum Thema Temperatureinfluss auf Fließgewässer, Peter Rolaußs für die Hilfe bei der Bestimmung von Ephemeropteren, Christian Feld für die Unterstützung bei statistischen Problemen und Marta Wenikajty für die Bestimmungshilfe von Gammariden und einer Einführung in das Programm arcview zur Berechnung der Einzugsgebietsgrößen.

Literatur

- Eckel, O., Reuter, H. (1950): Zur Berechnung des sommerlichen Wärmeumsatzes in Flußläufen. Geogr. Annal. S. 188-209.
- Edington, J.M., Hildrew, A.G. (1995): Caseless Caddis Larvae of the British Isles. The Freshwater Biological Association, Cumbria: 134 S.
- Gitay, H., Suárez, A., Watson, R.T., Dokken, D.J. (2002): Climate Change and Biodiversity. Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Technical Paper 5, Genf: 85 S.
- Houghton, J.T., Callander, B.A., Vamey, S.K. (1992): Climate Change 1992, The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment, Cambridge University Press, 205 S.
- Illies, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 46, S. 205-213.

Chironomiden als Bioindikatoren für historische Klima- und Umweltänderungen

Thomas Kumke¹, Larisa Nazarova^{1,2} & Hans-Wolfgang Hubberten¹

¹ Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Forschungsstelle Potsdam, Telegrafenberg A43, D-14473 Potsdam, tkumke@awi-potsdam.de, ² Staatliche Universität Kazan, Ökologische Fakultät, Kremlyovskaya str., 18, 420008 Kazan, Russland, lnazarova@awi-potsdam.de

Keywords: Chironomiden, Paläolimnologie, Kalibrationsdatensatz, Transferfunktionen, Temperaturrekonstruktion, Jakutien

Einleitung

Die Kenntnis von mittel- und langfristiger Klima- und Umweltvariabilität ist für die Klimaforschung von außerordentlicher Bedeutung zur Verbesserung von Klima- und Umweltszenarien mittels Globaler Zirkulationsmodelle (GCM). Langfristige Klima- und Umweltdaten sind in regional ausreichender Dichte allerdings höchstens für die letzten 100 Jahre verfügbar. Darüber hinaus gibt es noch einige punktuelle Aufzeichnungen und Überlieferungen, die meistens nicht weiter als bis ins Mittelalter zurückreichen. Ein Ausweg bietet die quantitative Rekonstruktion von Klima- und Umweltvariablen aus so genannten Proxidaten. Die fossilen Reste aquatischer Organismen in Seesedimenten sind sehr zuverlässige Indikatoren für Klima- und Umweltänderungen in der Vergangenheit. Je nach Alter der Sedimente bleiben sie chronologisch abgelagert und über Jahrtausende erhalten. Neben Diatomeen wurden speziell die Larven von Chironomiden (Diptera: Chironomidae) in den letzten Jahren immer häufiger zur quantitativen Rekonstruktion historischer Klimaänderungen benutzt. Eine solche quantitative Rekonstruktion erfordert die Entwicklung eines empirischen Modells zur Rekonstruktion mit fossilen Chironomidenvergesellschaftungen. In diesem Beitrag soll das Potenzial von Chironomiden als Bioindikatoren für Klima- und Umweltänderungen in der Vergangenheit gezeigt und bewertet werden.

Chironomiden als Klima- und Umweltindikatoren

Zur Rekonstruktion von Klima- und Umweltvariabilitäten in der Vergangenheit werden die Chironomidenlarven des dritten und vierten Stadiums verwendet, da deren chitinhaltige Kopfkapseln in den Sedimenten vieler Seen über Zeiträume von Jahrtausenden erhalten bleiben (Abbildung 1). Je nach den wasserchemischen Bedingungen der Seen bleiben die Kopfkapseln für Rekonstruktionen meistens in ausreichender Anzahl, d.h. zwischen 50 und 100, erhalten (Laroque 2001, Heiri & Lotter 2001). Die Bestimmung der Larven ist bis auf Gattungs- und teilweise Artniveau möglich (z.B. Brooks 2003). Die Larven von Chironomiden kommen sowohl im Litoral als auch im Profundal von Seen vor. Einige wenige Arten können auch anaerobe Bedingungen im Hypolimnion über einen längeren Zeitraum tolerieren (Walker 2002). Chironomidenlarven sind sehr artenreich und kommen geografisch bis in arktische und hochalpine Gebiete in z.T. großer Häufigkeit vor (siehe Zitate in Tabelle 1).

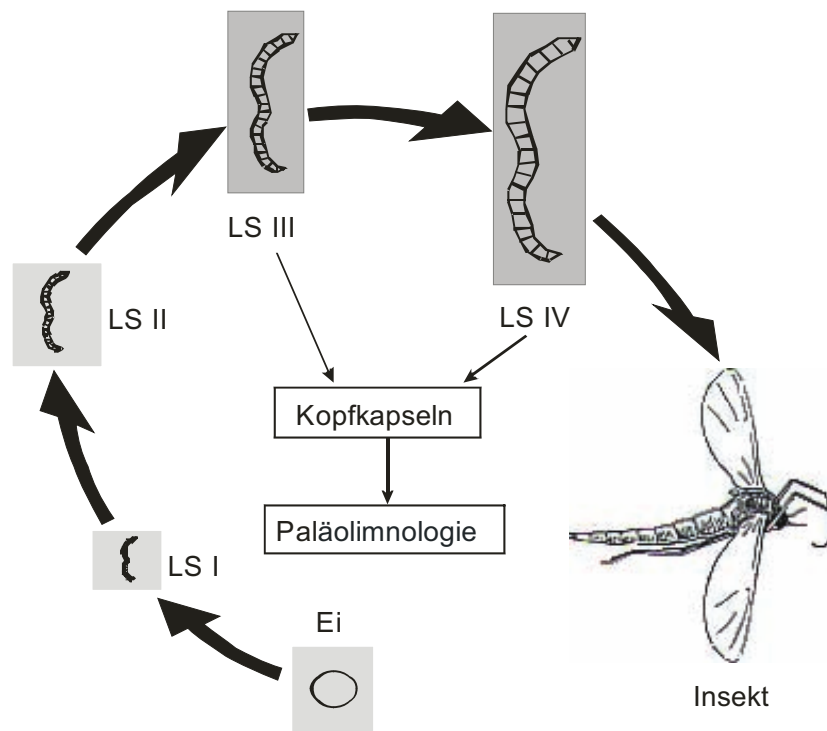


Abb. 1: Schematische Darstellung des Lebenszyklus von Chironomiden. Die Abkürzungen LS I bis IV bedeuten Larvenstadium I bis IV.

Tab. 1: Zusammenstellung ausgewählter Datensätze zur paläolimnologischen Rekonstruktion mit Chironomidenlarven.

Region	N_{Seen}	N_{Taxa}	Steuergröße	Rekonstruktionen	Autoren
Finnland I	62	52	T_{Juli}	Tsuolbmajavrissee	Korhola et al. (2002)
Finnland II	30	58	$T_{\text{Juli}}, Z_{\text{Wasser}}$		Olander et al. (1999)
Grönland	47	24	$T_{\text{Wasser}}, \text{TP}$		Brodersen & Anderson (2002)
Norwegen	111	119	T_{Juli}	Kråkenessee, Whitrig Bog, Lochan Uiane	Brooks & Birks (2001)
Schweden	100	85	T_{Juli}	Abisko-Tal	Laroque et al. (2001), Laroque & Hall (2004)
Schweiz	89	76	T_{Juli}	Hinterburgsee	Lotter et al. (1997), Heiri & Lotter (2003)
Kanada	39	32	T_{Juli}		Walker et al. (1997)
Dänemark	54	41	TP		Brodersen & Lindegaard (1999)
England	44	72	TP	Betton Pool	Brooks et al. (2001)
Ontario I	50	67	$O_{2,\text{Hypo}}$		Little & Smol (2001)
Ontario II	54	69	$O_{2,\text{Hypo}}$		Quinlan et al. (1998)

Sie reagieren auf eine ganze Reihe an abiotischen Steuergrößen mit Änderungen in ihrer Vergesellschaftungsstruktur. In der Paläolimnologie wurden sie deshalb als Indikatoren für Wasser- und

Lufttemperaturen im Juli (T_{Wasser} , T_{Juli}), Wassertiefenänderungen (Z_{Wasser}), den Sauerstoffgehalt im Hypolimnion ($O_{2,\text{Hypo}}$), der Konzentration an Gesamtphosphor im Wasser (TP) sowie der Salinität von Gewässern verwendet (Tabelle 1). Gerade die Sensitivität vieler Arten gegenüber Änderungen der Wasser- und Lufttemperatur macht sie zu sehr zuverlässigen Indikatoren für Temperaturen in der Paläoklimatologie (z.B. Walker et al. 1997, Brooks & Birks 2001, Korhola et al. 2002, Nazarova & Brooks 2004).

Eine paläolimnologische Rekonstruktion mit Chironomiden erfolgt in drei Schritten: **(i)** Erarbeitung eines Kalibrationsdatensatzes, **(ii)** Erstellung eines empirischen Modells und **(iii)** Rekonstruktion der Variablen mit Hilfe fossiler Chironomidenvergesellschaftungen (siehe Kumke et al. 2005a). Der Kalibrationsdatensatz besteht typischerweise aus 50 bis 100 Seen (siehe Tabelle 1), von denen die Vergesellschaftungen der Chironomidenlarven aus den Oberflächensedimenten und die physiko-chemischen Eigenschaften der Seen bestimmt werden. Die physiko-chemischen Eigenschaften bilden zusammen mit lokalen meteorologischen Daten die potenziellen abiotischen Steuergrößen für die Vergesellschaftungen der Larven. Die Erstellung des empirischen Modells aus den Daten des Kalibrationsdatensatzes basiert dabei meistens auf nichtlinearer Regression (z.B. Lotter et al. 1997, Laroque et al. 2001). Die Rekonstruktion erfolgt mit fossilen Vergesellschaftungen der Larven aus einem datierten Sedimentkern sowie den Regressionskoeffizienten des Modells, d.h. man löst hierbei ein inverses Problem (z.B. Kumke et al. 2005a).

Chironomiden als Indikatoren für Umwelt- und Klimaänderungen in Ostsibirien

Ein Großteil der derzeit verwendeten Modelle und Rekonstruktionen stammt aus Europa und Nordamerika (Tabelle 1). Gerade für die Paläoklimatologie sind klimatisch sensitive Gebiete, wie Hochgebirgsregionen oder die Arktis, von besonderem Interesse, da dort kleine globale Klimaschwankungen starke Auswirkungen haben. Die kontinentalen Permafrostregionen in Ostsibirien gehören zu diesen Gebieten. Seit mehr als zwei Jahren werden in einem gemeinsamen Projekt des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung und der Universität Jakutsk systematisch Seen und deren Sedimente in Zentraljakutien untersucht. Bislang wurden insgesamt 47 Seen in zwei Regionen der zentraljakutischen Ebene beprobt, die physiko-chemischen Eigenschaften der Gewässer gemessen (Ksenofontova et al. 2005; Kumke et al. 2005b) sowie die Chironomidenlarven in den Oberflächensedimenten taxonomisch nach der Bestimmungsliteratur von Oliver & Roussel (1983), Wiederholm (1983), Schmid (1993) und Rieradevall & Brooks (2001) mit Unterstützung der nationalen Chironomidensammlung des Naturhistorischen Museums in London analysiert (Nazarova et al. 2005). Tanytarsini wurden in Morphotypen nach einem von S.J. Brooks entwickelten Verfahren eingeteilt. Es wurden 75 Taxa an Chironomidenlarven gefunden, darunter z.B. Gattungen der Subfamilien Orthocladiinae, Tanypodiinae und Chironominae. Die Anzahl der Taxa in den einzelnen Seen variierte zwischen 12 und 32, bei ca. 20 Arten pro See im Mittel (Nazarova et al. 2005). Zur Analyse der Beziehungen zwischen den Chironomidenvergesellschaftungen in den Sedimenten und den abiotischen Steuergrößen (d.h. physiko-chemische Eigenschaften der Seen und meteorologische Daten) wurde eine kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) durchgeführt (z.B. ter Braak 1986). Die CCA ist eine Kombination aus gewichteter multipler Regression der Arten mit allen abiotischen Steuergrößen und anschließender Ordination (d.h. Eigenvektorzerlegung) der durch die Regression angepassten Arten. Das Ergebnis der CCA ist grafisch einfach durch einen Biplot interpretierbar. In Abbildung 2 sind die Biplots der wichtigsten Arten und der signifikanten Steuergrößen (Abbildung 2a) sowie der Seen und der Steuergrößen (Abbildung 2b) für die ersten beiden Ordinationsachsen dargestellt. Die Variablen Wassertiefe (Z_{Wasser}), Secchi-Tiefe (Z_{Secchi}), Wassertemperatur (T_{Wasser}),

mittlere Julitemperatur (T_{Juli}) sowie Aluminium (Al) tragen signifikant zur Variabilität der subfossilen Chironomidenvergesellschaftungen bei und repräsentieren dabei ca. 24% der Varianz.

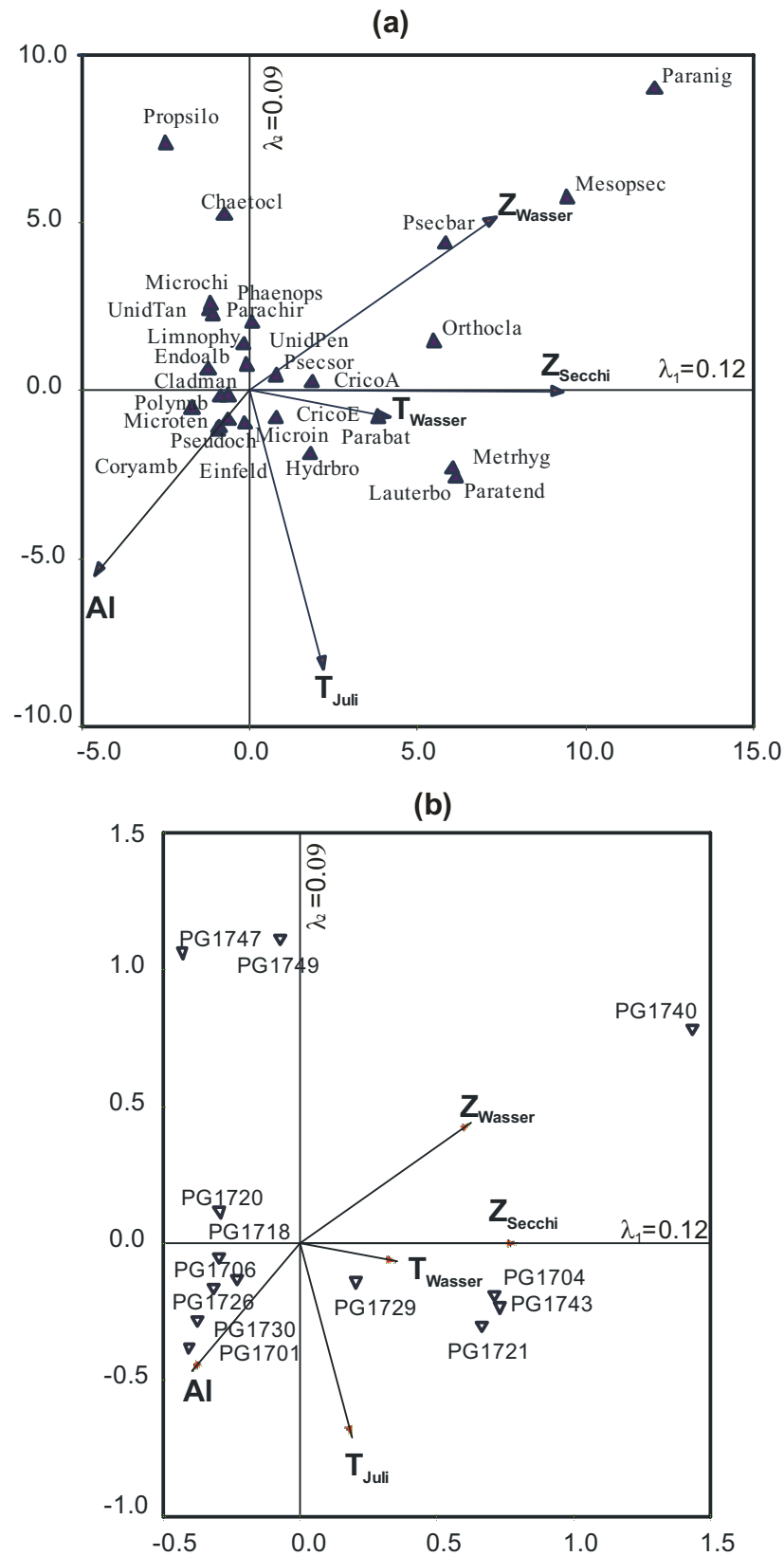


Abb. 2: Biplots der CCA der subfossilen Chironomidenvergesellschaftungen jakutischer Seen. Dargestellt sind die Taxa (a) sowie die Probenahmestellen (b), die mindestens 10% der Varianz der Achsen repräsentieren zusammen mit den signifikanten abiotischen Steuergrößen.

Aus den Biplots geht hervor, dass Z_{Wasser} , Z_{Secchi} sowie T_{Wasser} den größten Anteil der ersten Ordinationsachse repräsentieren und damit am meisten zur Variabilität der Vergesellschaftungen beitragen. Die Variablen T_{Wasser} und T_{Juli} repräsentieren den größten Teil der zweiten Achse und tragen damit ebenfalls zu einem signifikanten Teil zur Variabilität der Chironomidenlarven in den jakutischen Seen bei. Die Verteilung der Arten entlang der Variablen zeigt, dass die Speziesverteilung entlang des Wassertiefenvektors (oder des Gradienten) am größten ist. Die Verteilung entlang der Variablen T_{Juli} ist relativ groß, wenn man berücksichtigt, dass die mittleren Julitemperaturen im Untersuchungsgebiet nur einen Gradienten von etwa 2°C aufweisen (Nazarova et al. 2005). Die Ergebnisse der multivariaten Analysen lassen den Schluss zu, dass es systematische Zusammenhänge zwischen subfossilen Chironomidenlarven und einigen abiotischen Steuergrößen gibt, die man prinzipiell für die Etablierung eines Rekonstruktionsmodells verwenden kann.

Zusammenfassung

In diesem Beitrag wurde ein Überblick zur Nutzung von Chironomidenlarven als Indikatoren von Klima- und Umweltschwankungen in der Vergangenheit gegeben. Nach dem derzeitigen Stand der Forschung sind die Larven von Chironomiden als Indikatoren zur Rekonstruktion von Wasser- und Lufttemperaturen, dem Sauerstoffgehalt im Hypolimnion sowie indirekt für Nährstoffkonzentrationen im Wasser geeignet. Chironomiden reagieren auf Änderungen dieser abiotischen Steuergrößen mit Wechseln in ihrer Vergesellschaftungsstruktur. Diese Zusammenhänge zwischen Vergesellschaftungen und Steuergrößen werden in vielen europäischen und nordamerikanischen empirischen Modellen zur Rekonstruktion genutzt. Während der letzten Jahre wurde in einem paläolimnologischen Projekt in Jakutien, Ostsibirien damit begonnen, Chironomiden als Indikatoren für Klima- und Umweltänderungen zu untersuchen. Erste Ergebnisse zeigen deren Eignung zur Rekonstruktion von Klimaschwankungen in der Vergangenheit.

Danksagung

Die Autoren danken allen Teilnehmern an den gemeinsamen Expeditionen des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung sowie der Universität Jakutsk, insbesondere Luidmila Pestryakova und Marta Ksenofontova. Larisa Nazarova dankt der Alexander von Humboldt-Stiftung für ihre finanzielle Förderung im Rahmen eines Humboldt-Stipendiums sowie Steve Brooks vom Naturhistorischen Museum in London für seine Unterstützung bei der taxonomischen Bestimmung der Larven

Literatur

- Brodersen, K.P., Lindegaard, C. (1999): Classification, assessment and trophic reconstruction of Danish lakes using chironomids. *Freshwater Biology*, **42**: 143-157.
- Brodersen, K.P., Anderson, N.J. (2002): Distribution of Chironomids (Diptera) in low arctic West Greenland lakes: trophic conditions, temperature and environmental reconstruction. *Freshwater Biology*, **47**: 1137-1157.
- Brooks, S.J., Bennion, H., Birks, H.J.B. (2001): Tracing lake trophic history with a chironomid-total phosphorus inference model. *Freshwater Biology*, **46**: 513-533.
- Brooks, S.J., Birks, H.J.B. (2001): Chironomid-inferred air temperatures from Lateglacial and Holocene sites in north-west Europe: progress and problems. *Quaternary Science Reviews*, **20**: 1723-1741.
- Brooks, S.J. (2003): Chironomidae (Insecta: Diptera). In: A. MacKay, Battarbee, R.W., Birks, H.J.B. (Hrsg.): *Global change in the Holocene*. Arnold, London, 328-341.
- Heiri, O., Lotter, A.F. (2001): Effect of low count sums on quantitative environmental reconstructions: an example using subfossil chironomids. *Journal of Paleolimnology*, **26**: 343-350.

- Heiri, O., Lotter, A.F. (2003): 9000 years of chironomid assemblage dynamics in an Alpine lake: long-term trends, sensitivity to disturbance, and resilience of the fauna. *Journal of Paleolimnology*, **30**: 273-289.
- Korhola, A., Vasko, K., Toivonen, H.T.T., Olander, H. (2002): Holocene temperature changes in northern Fennoscandia reconstructed from chironomids using Bayesian modelling. *Quaternary Science Reviews*, **21**: 1841-1860.
- Ksenofontova, M., Kumke, T., Pestryakova, L., Hubberten, H.-W. (2005): Limnological characteristics of lakes in Central Yakutia. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004*. Weißensee Verlag, Berlin, 151-155.
- Kumke, T., Baier, J., Kienel, U., Hubberten, H.-W. (2005a): Die Rekonstruktion von historischer Klima- und Umweltvariabilität aus limnischen Systemen - Methoden und Anwendungen. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004*. Weißensee Verlag, Berlin, 545-549.
- Kumke, T., Ksenofontova, M., Pestryakova, L., Nararova, L., Hubberten, H.-W. (2005b): Limnological characteristics of lakes in the lowlands of Central Yakutia, Russia. *Aquatic Sciences*, eingereicht.
- Larocque, I. (2001): How many chironomid head capsules are enough? A statistical approach to determine sample size for palaeoclimatic reconstructions. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **172**: 133-142.
- Larocque, I., Hall, R.I., Grahn, E. (2001): Chironomids as indicators of climatic and environmental change: a 100-lake training set from a subarctic region of northern Sweden (Lapland). *Journal of Paleolimnology*, **26**: 307-322.
- Larocque, I., Hall, R.I. (2004): Holocene temperature estimates and chironomid community composition in the Abisko Valley, northern Sweden. *Quaternary Science Reviews*, **23**: 2453-2465.
- Little, J.L., Smol, J.P. (2001): A chironomid-based model for inferring late-summer hypolimnetic oxygen in southeastern Ontario lakes. *Journal of Paleolimnology*, **26**: 259-270.
- Lotter, A.F., Birks, H.J.B., Hofmann, W., Marchetto, A. (1997): Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. I. Climate. *Journal of Paleolimnology*, **18**: 395-420.
- Nazarova, L.B., Brooks, S. (2004): Chironomids in paleoclimatic investigations. *Eurasian Entomological Journal*, **3**: 300-306.
- Nazarova, L.B., Kumke, T., Pestryakova, L., Hubberten, H.-W. (2005): Chironomid fauna of Central Yakutian lakes (Northern Russia) in palaeoenvironmental investigation. *Chironomus*, **18**: 25-27.
- Olander, H., Birks, H.J.B., Korhola, A., Blom, T. (1999): An expanded calibration model for inferring lakewater and air temperatures from fossil chironomid assemblages in northern Fennoscandia. *The Holocene*, **9**: 279-294.
- Oliver, D.R., Roussel, M.E. (1983): *The genera of larval midges of Canada. Diptera: Chironomidae*. Biosystematics Research Institute, Ottawa, Canada.
- Quinlan, R., Smol, J.P., Hall, R. (1998): Quantitative inferences of past hypolimnetic anoxia in south-central Ontario lakes using fossil midges (Diptera: Chironomidae). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **55**: 587-596.
- Rieradevall, M., Brooks, S.J. (2001): An identification guide to subfossil Tanypodinae larvae (Insecta: Diptera: Chironomidae) based on cephalic setation. *Journal of Paleolimnology*, **25**: 81-99.
- Schmid, P.E. (1993): *A key to the larval Chironomidae and their instars from Austrian Danube Region streams and rivers. Part 1. Diamesinae, Prodiamesinae and Orthocladiinae*. Federal Institute for Water Quality, Wien.
- ter Braak, C.F.J. (1986): Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, **67**: 1167-1179.
- Walker, I.R., Levesque, A.J., Cwynar, L.C., Lotter, A.F. (1997): An expanded surface-water palaeotemperature inference model for use with fossil midges from eastern Canada. *Journal of Paleolimnology*, **18**: 165-178.
- Walker, I.R. (2002): Midges: Chironomidae and related Diptera. In: J.P. Smol, Birks, H.J.B., Last, W.M. (Hrsg.): *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments - Zoological Indicators*. Kluwer, Dordrecht, 43-66.
- Wiederholm, T. (1983): Chironomidae of the Holarctic region: keys and diagnoses. Part I – Larvae. *Entomologica Scandinavica*, **19** (Supplement): 1-457.

Veränderungen in der Makroinvertebratendrift des Oberrheins in den letzten 10 Jahren: Aufstieg und Fall von Invasoren

Karsten Grabow & Andreas Martens

Abteilung Biologie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, D-76133 Karlsruhe,

E-Mail: grabow@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Drift, Monitoring, Makrozoobenthos, Dikerogammarus

1 Einleitung

Das Monitoring von Makroinvertebraten in großen, schiffbaren Flüssen ist eine Herausforderung. Untersuchungen vom Ufer aus ermöglichen nur die Erfassung ufernaher Bereiche, Untersuchungen vom Schiff aus (z.B. Haas 2002) sind derzeit das effektivste, aber auch aufwändigste Mittel. Trotzdem bieten beide Methoden nur punktuelle Ergebnisse.

Die Untersuchung der Drift von Makroinvertebraten (Übersichten: Waters 1972, Brittain & Eikeland 1988, Elliot 2002) wäre eine weitere Möglichkeit. Die Standardmethode, das Exponieren von Driftnetzen in der Strömung ist aufgrund von Schifffahrt und Wasserstandsschwankungen sehr schwierig (Cellot 1989a, Eckblad et al. 1984). Entsprechende Untersuchungen sind in Europa kaum durchgeführt worden, die wenigen Ausnahmen betreffen die Rhone (Cellot & Bournaud 1988, Cellot 1989a, 1989b, 1996) und den Oberrhein (Rey et al. 1991). In der Drift befindet sich ebenfalls nur ein Ausschnitt der Tierwelt eines Fließgewässers, nämlich der, der in den freien Wasserkörper geraten ist. Es handelt sich hier um eine sehr dynamische Komponente, die entsprechend der Lebensweise der Tiere, der Tages- und Jahreszeit und der hydrologischen Situation Unterschiede aufweist.

Neue Möglichkeiten der Driftuntersuchungen bietet eine von D. Bernauer (Bernauer 1994, Bernauer & Hanke 1995, Bernauer et al. 1996) vor gut 10 Jahren entwickelte und seitdem nicht weiter genutzte Methode, die systematische Beprobung des Filtrats aus dem Kühlwassereinstrom eines Kraftwerks. Dieses Verfahren wurde von der Arbeitsgruppe Biologie der PH Karlsruhe im Herbst 2003 wieder aufgegriffen und systematisch weiterentwickelt. Dabei wurde großer Wert darauf gelegt, kontinuierliche Probenahmen über 24 Stunden durchzuführen, um tageszeitliche Driftmuster erkennen und damit Drift quantifizieren zu können. Die Probenahmen wurden zu verschiedenen Jahreszeiten und bei verschiedenen hydrologischen Situationen durchgeführt.

Im Mittelpunkt der hier vorgestellten Arbeit steht der Vergleich der aktuellen Daten zur Drift von Makroinvertebraten im Oberrhein im Vergleich mit den etwa 10 Jahre alten Daten von Bernauer et al. (1996).

2 Methoden

Zur Analyse der Makrozoobenthosdrift des Oberrheins wurde im Rheinhafen- Dampfkraftwerk Karlsruhe (RDK) das Kühlwasserfiltrat untersucht. Bei Rheinkilometer 359,4 entnimmt das RDK dem Fluss etwa 10-15 m³ Wasser pro Sekunde, um die Anlage für die Stromerzeugung zu kühlen. Das RDK arbeitet mit fossilen Energieträgern und nutzt zur Stromgewinnung die Energie aus der

Kohleverbrennung. Das Kühlwasser wird über zwei Rohre mit jeweils 3 m Durchmesser angesaugt, die sich im unteren Bereich des Flussbettes in Kraftwerknähe befinden. Über einen Grob- und einen Feinrechen wird es den beiden Siebbändern zugeführt, welche automatisch durch Abspritzdüsen gereinigt werden. Um die Makrozoobenthosdrift genauer analysieren zu können, wurde die Untersuchung auf den Feinrechen beschränkt, da der Grobrechen größere Bestandteile wie beispielsweise Fische, Treibholz und Laub aussondert. Das Siebband hingegen besaß nur eine Maschenweite von 1,0-1,5 mm und bot sich deshalb besonders zur Untersuchung des Makrozoobenthos an. Das Material, welches vom Siebband abgespült wurde, wurde über eine Schneckenpumpe nach oben befördert und gelangte über den Rotosdrainer auf das Förderband. Wir standardisierten die Probenahme, indem wir über 24 Stunden jeweils 5 Minuten Proben des Siebguts nahmen. Der Rotosdrainer wurde somit zu jeder vollen Stunde fünf Minuten in Betrieb genommen und das in dieser Zeit anfallende Material analysiert.

Tab. 2: Probenahmetermine in der Kühlwasseraufbereitung des Rheinhafen-Dampfkraftwerks Karlsruhe

Termin	Bemerkungen
18./19.11.2003	
3./4.12.2003	
6./7.01.2004	Kraftwerk im Standby, Kühlwassereinlauf reduziert, Proben nicht repräsentativ (und nicht ausgewertet)
20./21.01.2004	Winterhochwasser
29./30.04.2004	
27./28.05.2004	
3./4.12.2004	
21./22.01.2005	Ansteigendes Hochwasser, viel Laub

Zur Analyse wurde das anfallende Material mit Hilfe eines Teigschabers vom Rotosdrainer abgekratzt und auf einer Plastikplane aufgefangen. Die Materialmenge schwankte sehr stark in Abhängigkeit vom Wasserstand des Rheins sowie der Tages- und Jahreszeit. Je höher der Pegel des Rheins war, desto mehr Material gelangte in das Kühlwasserfiltrat. Deshalb wurde je nach Materialmenge die Probe komplett oder in genau festgelegten Anteilen untersucht. Um die Probenahmen vergleichbar zu machen, wurden die Ergebnisse jeweils auf das volle Probevolumen hochgerechnet. Je nach Einstellung des Rotosdrainers, der Abspritzpumpe und der Siebbändern konnte die Probenmenge variieren. Bei starkem Hochwasser war der Rotosdrainer durchgehend in Betrieb, wodurch eine fünfminütige Probenentnahme nicht möglich war. Eine exakt stündlich durchgeführte Probenahme war nicht immer möglich, wenn die Kraftwerksbediensteten durch andere Aufgaben aufgehalten wurden oder der Rotosdrainer zusätzlich mehrmals täglich automatisch in Betrieb gesetzt wurde.

Die Teilprobe wurde jeweils in einem 10 Liter Plastikeimer zu einem Raum auf dem Betriebsgelände gebracht, um dort möglichst umgehend aussortiert zu werden. Das frische Siebgut ließ sich besser aussortieren, da die Tiere sich bewegten und dadurch leichter zu erkennen waren. Bei besonders viel Materialanfall konnten nicht alle Proben sofort bearbeitet werden. Dieses Material wurde in der Pädagogischen Hochschule bis zu 24h kühl und feucht gelagert und dort bearbeitet. Einige Proben mussten eingefroren und später bearbeitet werden.

Zum Aussortieren der Tiere verwendeten wir weiße, flache Plastikschaalen, da das Siebgut hierauf gut sichtbar war und portionsweise untersucht werden konnte. Mit Hilfe von Federstahlpinzetten wurde das auf einer Seite der Schale liegende Material, unter genauem Betrachten mit den Augen, auf die andere Seite der Schale geschoben und so die Organismen präzise ausgesondert). Das Material wurde angefeuchtet, so dass die noch lebenden Organismen zur Bewegung angeregt wurden. War die Probe jedoch gefroren, musste sie zuvor einen Tag bei Zimmertemperatur aufgetaut werden. Das Sortieren aufgetauter Proben war mühsamer und nahm zusätzliche Zeit in Anspruch, da das Material matschiger war und die einzelnen Komponenten überwiegend zusammenklebten.

Die entnommenen Tiere wurden bereits beim Aussortieren soweit möglich nach Gattungen bzw. systematischen Gruppen sortiert. Um die Bestimmung der Arten jederzeit zu gewährleisten, wurde das gesamte Material in 70 %igem Ethanol aufbewahrt. Jedes Individuum wurde unter dem Stereomikroskop bei 10-60 -facher Vergrößerung, wenn möglich bis zur Art, bestimmt und alle artgleichen Tiere in gesonderten, mit Ethanol gefüllten Plastikgefäßen aufbewahrt.

3 Ergebnisse

Das gesammelte und konservierte Material umfasste 64.100 Individuen, insgesamt 82 Taxa (ohne Trichoptera). Neozoen dominierten sowohl in der Taxa- als auch in der Individuenanzahl. Die häufigsten Arten waren *Dikerogammarus villosus*, *Echinogammarus trichiatus* und *Echinogammarus ischnus* (Tab. 2). Die Mehrzahl der Arten trat ganzjährig auf, *Chelicorophium curvispinum* und *Jaera istri* hatten die höchsten Dichten im Sommer. Großkrebse und Wollhandkrabben traten nur in Spätherbst in der Drift auf.

Im Tagesverlauf zeigte die Dichte driftender Tiere deutliche Schwankungen, in der Regel mit Maxima zu Sonnenauf- und -untergang (z.B. *D. villosus*, Abb. 1).

Tab. 2: Veränderung der Häufigkeit von Neozoen-Arten in den Kraftwerksproben zwischen den etwa 10 Jahre zurückliegenden Untersuchungen von Bernauer (Bernauer 1994, Bernauer & Hanke 1995, Bernauer et al. 1996) und heute. 1: Einzeltiere (1-5 Individuen), 2: mäßig zahlreich (6-200), 3: zahlreich (200-5 000), 4: massenhaft (> 5 000).

	Art	1992-1994	2003-2005
Cnidaria	<i>Cordylophora caspia</i>	1	-
Turbellaria	<i>Dugesia tigrina</i>	3	-
	<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>	-	1
Oligochaeta	<i>Branchiura sowerbyi</i>	1	-
Insecta	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	3	1
Decapoda	<i>Atyaephyra desmaresti</i>	2	3
	<i>Eriocheir sinensis</i>	1	1
	<i>Orconectes limosus</i>	1	1
Mysidacea	<i>Hemimysis anomala</i>	-	2
	<i>Limnomysis benedeni</i>	-	2

	Art	1992-1994	2003-2005
Isopoda	<i>Jaera istri</i>	-	2
	<i>Proasellus meridianus</i>	1	-
	<i>Proasellus coxalis</i>	2	-
Amphipoda	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	2	-
	<i>Chelicorophium curvispinum</i>	4	2
	<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	-	1
	<i>Dikerogammarus villosus</i>	-	4
	<i>Echinogammarus ischnus</i>	-	3
	<i>Echinogammarus trichiatus</i>	-	3
	<i>Gammarus tigrinus</i>	4	1
	<i>Orchestia cavimana</i>	2	1
Mollusca	<i>Corbicula fluminea</i>	2	2
	<i>Corbicula fluminalis</i>	2	1
	<i>Physella acuta/heterostrophia</i>	-	2
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1	2

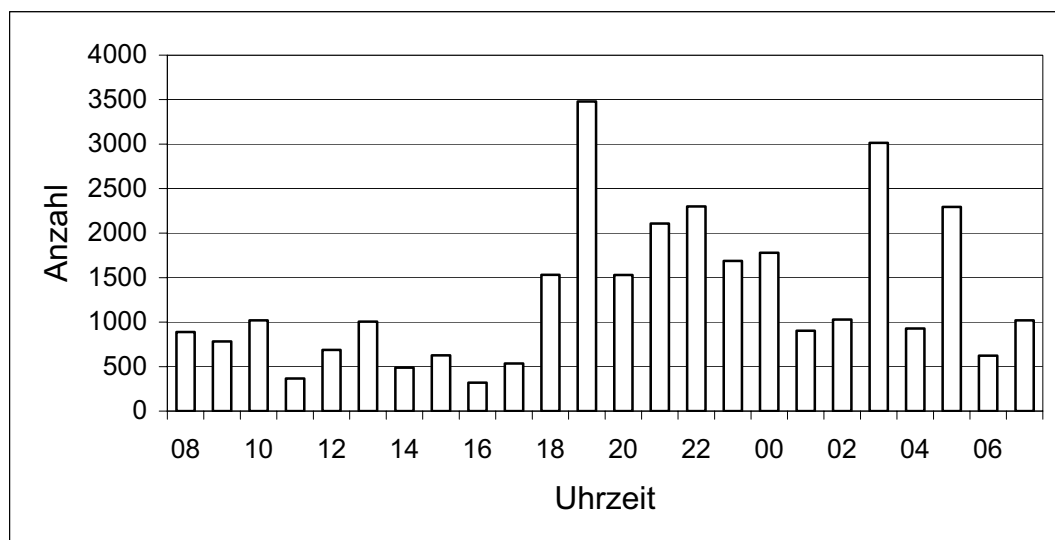


Abb. 1: Drift von *Dikerogammarus villosus* am 18./19.11.2004 im Rheinhafen-Dampfkraftwerk Karlsruhe.

4 Diskussion

Die Veränderungen zwischen 1992/94 (Bernauer 1995) und 2003/05 (diese Untersuchung) sind drastisch. Heute bestimmen Neozoen-Arten die Fauna des Rheins, die 1992/94 dort noch gar nicht vorkamen (Tab. 1). Die damals dominanten Arten spielen heute hingegen kaum eine Rolle in der Drift.

Viele der Arten sind nicht langsam eingewandert, sondern sie sind sprunghaft, dabei große Distanzen überwindend, in das Rheinsystem gelangt. Dies lässt sich in erster Linie auf Verschleppung durch Schiffe zurückführen (Bij de Vaate et al. 2002). Ob sich die Fauna und damit die Drift des Rheins weiterhin durch Neuankömmlinge drastisch ändert oder ob sich bestimmte Arten unter den bereits vorkommenden dauerhaft in hoher Dichte etablieren können, kann nicht vorhergesagt werden.

Mit zunehmender Wasserqualität sind neben den Neozoen auch wieder anspruchsvollere heimische Arten aus den Nebengewässern in den Rhein zurückgekehrt (Marten 2004).

Die Erfassung der Drift durch Beprobung des Kühlwasserfiltrats ist eine schonende, nicht weiter in das System eingreifende Methode, die eine Quantifizierung von sonst nicht erfassbaren Vorgängen erlaubt. Schwierigkeiten wie Wasserstände und Schiffsverkehr müssen interpretiert werden, andererseits können interessante Rückschlüsse zur Biologie einiger Arten gezogen werden.

Diese sehr zeitaufwändigen Arbeiten konnten nur mit Studierenden durchgeführt werden, die ihre wissenschaftliche Hausarbeit über einen Teilaspekt der Untersuchung schrieben, die Tätigkeiten im Rahmen einer Exkursion leisteten oder dies im Rahmen von Tutoriaten erfüllten.

Zusammenfassung

Am Kühlwassereinlauf des Rheinhafen-Dampfkraftwerks Karlsruhe wurden zwischen November 2003 und Januar 2005 an 7 verschiedenen Terminen über 24h Proben des Siebguts analysiert. Ziel dieser Arbeit war es, die derzeitige Tierwelt im Oberrhein und aktuelle Veränderungen zu erfassen und die Untersuchung des Kühlwassereinlaufs als spezielle Methode von Driftuntersuchungen weiterzuentwickeln. Neozoen dominierten sowohl in der Taxa- als auch in der Individuenanzahl. Die häufigsten Arten waren *Dikerogammarus villosus*, *Echinogammarus trichiatus* und *Echinogammarus ischnus*, wobei die beiden ersten Arten zu den letzten Neuzugängen der Rheinflauna gehören.

Literatur

- Bernauer, D. (1994): Die Makrozoobenthosdrift im Oberrhein – Entwicklung und Anwendung der Kraftwerksmethode. Unveröffentlicht
- Bernauer, D. & Hanke, W. (1995): Standardisierung von Driftuntersuchungen der Kleinlebewesen im Kühlwassereinstrom von Großkraftwerken des Oberrheins zur Quantifizierung von Störfällen. In: 3. Statuskolloquium – Projekt „Angewandte Ökologie“: 451-463. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe
- Bernauer, D., Kappus, B. & Jansen, W. (1996): Neozoen in Kraftwerksproben und Begleituntersuchungen am nördlichen Oberrhein. In: Gebhardt, R., R. Kinzelbach & S. Schmidt-Fischer (Hrsg.): Gebietsfremde Tierarten. (ecomod) Landsberg: 87-95
- Bij de Vaate, A., Jazdzewski, G., Ketelaars, H. A. M., Gollasch, S. & Van der Velde, G. (2002): Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe.- Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59: 1159-1174
- Brittain, J. E. & Eikeland, T. J. (1988): Invertebrate drift – a review. Hydrobiologia 166: 77-93
- Cellot, B. (1989a): Macroinvertebrate movements in a large European river. Freshwater Biology 22: 45-55

- Cellot, B. (1989b): Rythme nycthéral et distribution verticale de la dérive des macroinvertébrés benthiques dans une grande rivière européenne. *Archiv für Hydrobiologie* 115: 265-286
- Cellot, B. (1996): Influence of side-arms on aquatic macroinvertebrate drift in the main channel of a large river. *Freshwater Biology* 35: 149-164
- Cellot, B. & Bournaud, M. (1988): Dynamique spatio-temporelle des déplacements de macroinvertébrés dans une grande rivière. *Canadian Journal of Zoology National Research Council on Canada* 66: 352-363
- Eckblad, J. W. & Volden, C. S. & Weilgart, L. S. (1984): Allochthonous Drift from Backwaters to the Main Channel of the Mississippi River. *The American Midland Naturalist* 111:16-22
- Elliot, J. M. (2002): A continuous study of the total drift of freshwater shrimp, *Gammarus pulex*, in a small stony stream in the English Lake District. *Freshwater Biology* 47: 75-86
- Fritz, M. (2004): Die Veränderung der Tierwelt des Oberrheins in den letzten zehn Jahren. Wissenschaftliche Hausarbeit Pädagogische Hochschule Karlsruhe (unveröffentlicht)
- Haas, G. (2002): Entwicklung der Makro-Invertebratengemeinschaft im hessischen Rhein- und Unterrheinabschnitt in den Jahren 1993 bis 1999. Schriftenreihe Umwelt und Geologie, Hessisches Landesamt für Geologie und Umweltschutz: 1-176.
- Kulik, A. (2004): Jahreszeitliche Veränderungen in der Drift des Rheins. Wissenschaftliche Hausarbeit Pädagogische Hochschule Karlsruhe (unveröffentlicht)
- Lehmann, F. (2004): Auswirkungen eines Winterhochwassers auf die Tierwelt des Oberrheins. Wissenschaftliche Hausarbeit Pädagogische Hochschule Karlsruhe (unveröffentlicht)
- Marten, M. (2004): Biologische Veränderungen im Rhein – Ergebnisse des Trendbiomonitoring 1995-2002. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 1-45
- Rey, P., Schröder, P., Ortlepp, J. & Tomka, I. (1991): Drift sampling in the transition areas of the River Rhine and some of its tributaries.- *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 24: 1795-1799
- Riess, D. (2004): Tageszeitlichen Unterschiede der Drift von Wassertieren: Untersuchungen am Kühlwassereinlauf des Rheinhafen Dampf Kraftwerks Karlsruhe. Wissenschaftliche Hausarbeit Pädagogische Hochschule Karlsruhe. (unveröffentlicht)
- Waters, T. F. (1972): The drift of stream insects. *Annual Review of Entomology* 17: 253-272

Die Drift bei Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) - alles anders als bei den andern?

Peter Martin

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Abt. Ökologie der Tiere,
Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel, pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: organismische Drift, Benthos, Autökologie, Tagdrift - Nachtdrift

Einleitung

Die Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) sind eine arten- und oft auch individuenreiche Tiergruppe in Fließgewässern, die bedauerlicherweise nur selten im Rahmen klassisch limnologischer Forschung untersucht wird (Di Sabatino et al. 2000). Ihr Lebenszyklus ist in der Regel durch drei aktive Stadien charakterisiert, die Larve, die Nymphe und das adulte Tier (vgl. Smith et al. 2001). Während die Larve als temporärer Ektoparasit an unterschiedlichen Wirtsinsekten zu finden ist, sind die Nymphe und der Adultus Räuber. Die organismische Drift in Fließgewässern ist insgesamt ein verhältnismäßig gut untersuchtes Gebiet (zusammenfassende Darstellung z.B. bei Allan 1995). Die Gründe für das Eintreten der Tiere in die Drift sind recht komplex und durch verschiedenste Faktoren beeinflusst. Darunter sind für die hier untersuchten Wassermilben, wie für andere Tiere auch (vgl. Brittain & Eikeland 1988; Martin 1999), sowohl abiotische (z.B. Fließgeschwindigkeit bzw. Abfluss, Verschmutzungsschübe, Temperaturschwankungen, Veränderungen der Photoperiode) als auch biotische Faktoren (z.B. endogene Rhythmen, Räuberdruck, intra- und interspezifische Konkurrenz) zu nennen. Andere Einflüsse sind vom jeweiligen Entwicklungsstadium abhängig, z.B. kann auch das Alter der Tiere das Driftverhalten beeinflussen.

Aus diesem Komplex von Einflussfaktoren auf die Benthosbesiedler und damit auf die Driftzusammensetzung, soll in diesem Beitrag auf zwei Aspekte des Phänomens Drift eingegangen werden: Im Gegensatz zu den meist nachts driftenden übrigen Invertebraten werden Wassermilben sowohl bei unspezifischen Untersuchungen der Gruppe insgesamt (z.B. Allan 1995; Rincón & Lobón-Cerviá 1997) als auch bei den meisten artspezifischen Studien (z.B. Schmidt & Müller 1967; Schmidt 1969; Quaglia et al. 1988) als "Tagdrifter" angesehen. An den Milben eines Baches sollte dieses Anderssein überprüft und zudem untersucht werden, wie das jahreszeitliche Driftverhalten vor dem Hintergrund der bekannten Entwicklungszyklen der Arten (vgl. Martin 1998) interpretiert werden kann.

Untersuchungsgebiet und Methodik

Untersucht wurde die Wassermilbendrift der Farver Au, einen kleinen Bach im östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins. Der sommerwarme Bach hat einen maximalen Abfluss von etwa 60 l/s. Es wurde ein 2m langes Driftnetz verwendet (Rahmengröße 50x30cm, Maschenweite 225µm), das mithilfe eines Reißverschlusses am Rahmen befestigt und jeweils für 24h exponiert wurde (von

12:00 Uhr mittags des ersten bis 12:00 Uhr mittags des zweiten Tages). Die Leerung erfolgte in dreistündigen Intervallen. Der Netzrahmen wurde so positioniert, dass die Oberflächendrift durch die geringe Bachtiefe mit erfasst wurde, ein aktives Einwandern durch benthische Tiere jedoch ausgeschlossen war. Durch die Messung des durch das Driftnetz fließenden Wasservolumens konnte die Driftdichte (Ind./0,1m³x3h) ermittelt werden. Insgesamt lagen von sieben Monaten des Jahres 1996 Proben vor (Jan., April, Mai, Juni, Sept., Okt., Nov.; Termine siehe Tab. 2) sowie von einem 3h-Intervall im März, an dem die Probenahme abgebrochen werden musste. Zur Einteilung der Tiere in die tageszeitlichen Driftbefunde (vgl. Tab. 1) wurden die Tiere aus den Fangintervallen in 3 Klassen eingeteilt: Tiere, die ausschließlich in Tagintervallen drifteten, solche aus reinen Dunkelphasen und in solche aus Dämmerungsphasen, in denen der Sonnenauf- bzw. -untergang lag. Zu Details zum untersuchten Bach und zur Methodik siehe Martin (1996, 1998, 1999).

Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt waren aus dem Benthos des Baches bereits 14 Arten bekannt (Martin 1996, 1998), 10 davon traten auch in den Driftproben auf (Tab. 1). Eine Art, eine nicht bestimmbare Pioniden-Nymphe, konnte im Benthos nie nachgewiesen werden. Die sonst in der Drift fehlenden Arten waren auch im Benthos selten. Somit spiegelten die in den Driftproben ermittelten Tiere das Arteninventar des Baches auch quantitativ recht gut wieder.

Alles in allem wurden (inklusive der abgebrochenen Messung im März) 465 Wassermilben in der Drift gesammelt. Neben adulten Tieren waren auch zahlreiche Jugendstadien in der Drift zu finden, und ♀♀ traten deutlich häufiger in der Drift auf als ♂♂ (Tab. 1). Fast 63% der Individuen waren in der Tagdrift zu finden, knapp 22% in den Dämmerungsphasen und der Rest in den Dunkelphasen. Betrachtet man sich die Verteilung in den tageszeitlichen Phasen im Jahresverlauf (Tab. 2), so kann man feststellen, dass der Anteil der Tagdrifter von Mai bis November deutlich höher lag als im Januar und im April. Der Anteil an Tag-, Nacht- bzw. Dämmerungsdriftern variierte artspezifisch. So dominierte die Tagdrift bei *Aturus fontinalis*, *Hygrobates nigromaculatus* und *Atractides nodipalpis* wohingegen bei *Protzia eximia* und besonders deutlich bei *Sperchonopsis verrucosa* ein höherer Anteil von driftenden Tieren in der Nacht festgestellt werden konnte (Tab. 1).

Im wesentlichen konnte somit eine bevorzugte Drift der Wassermilben insgesamt sowie der meisten Arten in den Intervallen des Tages bzw. der Dämmerung bestätigt werden. Es konnte jedoch keine tageszeitliche Einnischung festgestellt werden, wie sie Schmidt & Müller (1967) für verschiedene *Lebertia*-Arten nachweisen konnten und die sie als Konkurrenzvermeidungsstrategie durch unterschiedliche Aktivitätsrhythmen deuteten. Diese Autoren fanden auch einige fast ausschließlich nachts driftende Arten (*L. glabra* und *L. stigmatifera*), ein Befund, der hier für keine Art festgestellt werden konnte. Am ehesten war eine Tendenz zur Nachtdrift bei *Sperchonopsis verrucosa* erkennbar. Eine bevorzugte Drift während der Dämmerungsintervalle, wie sie z.B. Freundlieb (1979) für die Milbenarten in einem Seeausfluss ermittelte, trat hier bei keiner der Arten auf.

Bei einem Vergleich des Driftverhaltens der Geschlechter (hier nicht dargestellt) zeigte sich bei einer Gesamtbetrachtung der Milben kein Unterschied; bei beiden war ein deutlich verstärktes Vorkommen in der Tag- bzw. Dämmerungsdrift zu beobachten. Bei den Jugendstadien scheint im Vergleich zu den Verhältnissen bei den Adulti eine Bevorzugung der lichtgeprägten Phasen jedoch noch ausgeprägter zu sein. Auf Artniveau gibt es allerdings durchaus Abweichungen: Bei *Aturus fontinalis* gab es keine Unterschiede zwischen den Geschlechtern und nur eine etwas stärkere Tendenz zur Tag- und Dämmerungsdrift bei den Nymphen und Larven. Von *Hygrobates nigromaculatus* wurde kein Jugendstadium in der Nachtdrift gefangen, und die ♂♂ zeigten eine sehr viel deutli-

chere Präferenz zu den Tag- bzw. Dämmerungsperioden als die ♀♀. Bei *Sperchonopsis verrucosa* wurden Jugendstadien häufiger in den Tagperioden gefangen als die Adulti beiderlei Geschlechts.

Tab. 1: Bekanntes Arteninventar der Farver Au, in den Driftuntersuchungen nachgewiesene Taxa sowie ihr tageszeitliches Auftreten. Die Berechnung der prozentualen Werte erfolgte nur für die Milben aus den 7 kompletten Probenahmen (n=411, eine indet. Milbe wurde nicht berücksichtigt).

Benthos-Drift-Vergleich			Driftbefunde							
			Individuen					% der Individuen		
	Benthos	Drift	Männchen	Weibchen	Nymphen	Larven	gesamt	Tag	Nacht	Dämmerung
Hydryphantidae										
<i>Thyopsis cancellata</i> (Protz, 1896)	+	+	0	0	0	1	1	100,0	0,0	0,0
<i>Protzia eximia</i> (Protz, 1896)	+	+	2	1	0	14	17	76,5	23,5	0,0
Sperchontidae										
<i>Sperchonopsis verrucosa</i> (Protz, 1896)	+	+	32	23	3	0	58	30,4	41,3	28,3
<i>Sperchon clupei</i> fer Piersig, 1896	+	+	1	6	3	2	12	66,7	33,3	0,0
<i>Sperchon setiger</i> Thor, 1898	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sperchon squamosus</i> Kramer, 1879	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lebertiidae										
<i>Lebertia glabra</i> Thor, 1897	+	+	0	0	1	0	1	0,0	100,0	0,0
<i>Lebertia inaequalis</i> (Koch, 1837)	+	+	5	1	4	0	10	100,0	0,0	0,0
Hygrobatidae										
<i>Hygrobates nigromaculatus</i> Lebert, 1879	+	+	24	17	46	3	90	73,3	2,2	24,5
<i>Atractides nodipalpis</i> (Thor, 1899)	+	+	5	9	3	22	39	84,2	7,9	7,9
Feltriidae										
<i>Feltria rouxi</i> Walter, 1907	+	+	2	7	0	2	11	36,4	45,4	18,2
Pionidae										
Pionidae indet.	-	+	0	0	3	0	3	100,0	0,0	0,0
Aturidae										
<i>Ljania bipapillata</i> Thor, 1898	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aturus fontinalis</i> Lundblad, 1920	+	+	59	148	15	1	223	59,1	14,5	26,4
Arrenuridae										
<i>Arrenurus crassicaudatus</i> Kramer, 1875	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Σ	14	11	130	212	78	45	465	62,8	15,6	21,6

Im Jahresgang fiel auf, dass die Tendenz zur bevorzugten Tag- bzw. Dämmerungsdrift in den Monaten Mai, Juni und September höher war als in den übrigen Monaten (Tab. 2). Im Spätsommer waren die Driftdichten zudem am höchsten (max. 8750 Ind./0,1m³x3h im Sept. 1996). Dieser Befund steht im Einklang mit den höchsten benthischen Dichten, die ebenfalls im Spätsommer registriert werden konnten (Martin 1998).

Die jahreszeitlichen Befunde sind hinsichtlich des Vorkommens der Entwicklungsstadien und der Geschlechter nur auf Artniveau erklärbar (vgl. Tab. 3). Auffällig war z.B. bei den Befunden zur häufigsten Art der Untersuchung, *Aturus fontinalis*, dass im Winter einige und im Frühjahr verstärkt Nymphen in der Drift auftauchen sowie im September ausschließlich ♂♂; letzterer Befund war in einem anderen Untersuchungsjahr sogar noch deutlicher (Martin 1999). Die Driftbefunde stehen bei dieser wie bei den meisten Arten weitgehend mit ihrem Entwicklungszyklus in Einklang, der aus Laboruntersuchungen, intensiven benthischen Beprobungen und Daten zum Parasitismus der Larven ermittelt werden konnte (vgl. Martin 1998). Die im Mai in der Drift erscheinenden Nymphen gehören zu denjenigen, die sich aus den nach der Parasitierung an Chironomiden Ende Mai bis

Mitte Juli in ihr Heimatgewässer zurückkehrenden Larven entwickelt haben. Die Mehrzahl dieser Nymphen wandelt sich noch in dem Jahr, in dem sie als Larve parasitierten, in Adulti um, wobei die ♂♂ etwa ein halbes Jahr, die ♀♀ etwa ein Jahr leben. Diese verschiedene Lebensdauer erklärt das ungleiche Geschlechterverhältnis (♂♂ zu ♀♀ etwa 1:2), das sich sowohl im Benthos zeigte als auch in den Driftbefunden. Einige Nymphen, nämlich die, die aus spät in den Bach zurückkehrenden Larven stammen, überwintern und wandeln sich im erst im darauf folgenden Jahr zu Adulti um. Auch einige solcher überwinternden Nymphen waren in der Drift nachweisbar. Das ausschließliche Vorhandensein von ♂♂ in der Septemberdrift ist vermutlich durch deren verstärkte Aktivität während der in dieser Zeit erfolgenden Spermatophorenübertragung erklärbar (vgl. Martin 1998, 1999).

Tab. 2: Jahreszeitliche Verteilung der driftenden Wassermilben auf die Tag-, Nacht- und Dämmerungsintervalle. Angegeben sind Individuenzahlen und in Klammern die Anteile in % sowie bei der Driftdichte die Individuenzahl pro 0,1m³x3h.

	Hellphase	Dunkelphase	Dämmerung	Gesamt	Driftdichte
12.-13.01.1996	20 (35,7)	17 (30,4)	19 (33,9)	56	611
14.-15.04.1996	72 (53,8)	35 (26,1)	27 (20,1)	134	1.298
22.-23.05.1996	81 (77,9)	5 (4,8)	18 (17,3)	104	1.085
20.-21.06.1996	15 (79,0)	2 (10,5)	2 (10,5)	19	1.831
19.-21.09.1996	11 (78,6)	0 (0,0)	3 (21,4)	14	8.750
16.-17.10.1996	20 (71,4)	3 (10,7)	5 (17,9)	28	1.053
16.-17.11.1996	37 (64,9)	1 (1,8)	19 (33,3)	57	314
Gesamt	256	63	93	412	

Bei *Hygrobates nigromaculatus* und *Atractides nodipalpis* erschienen zu bestimmten Zeiten Nymphen in der Drift, zu denen aufgrund der benthischen Befunde keine zu erwarten waren. Dies könnte als Dispersionsdrift dieser Jugendstadien z.B. aus anderen Bachabschnitten interpretiert werden. Als solche wurde in der Literatur auch das Phänomen gedeutet, dass verstärkt ovigere, d.h. eitragende ♀♀, in den Driftproben zu finden waren. Dies wurde z.B. für die auch in der Farver Au vorkommenden *A. nodipalpis* bereits von Schmidt (1969) nachgewiesen; in der hier vorgestellten Untersuchung war die Art für eine entsprechende Auswertung zu selten. Unter den Arten der Farver Au kann eine solche Dispersionsdrift für *Feltria rouxi* zumindest angenommen werden. Aber auch auf eine andersartige Interpretation solcher Befunde sei hier hingewiesen (vgl. Schmidt 1969): Eine z.B. von Schwoerbel (1959) postulierte Kompensationswanderung von ovigeren ♀♀ zur quellenahen Eiablage könnte nämlich gerade eine verstärkte "unbeabsichtigte" Drift, also eine Katastrophendrft, nach sich ziehen.

Tab. 3: Jahreszeitliches Vorkommen der häufigsten Arten in den Driftproben. J = Jugendstadien (Nymphen und Larven).

	<i>Aturus Fontinalis</i>				<i>Hygrobates nigromaculatus</i>				<i>Sperchonopsis verrucosa</i>				<i>Atractides nodipalpis</i>			
	♂♂	♀♀	J	Σ	♂♂	♀♀	J	Σ	♂♂	♀♀	J	Σ	♂♂	♀♀	J	Σ
Jan 96	22	12	3	37	2	1	2	5	3	2	2	7	-	-	1	1
Apr 96	15	52	1	68	8	5	3	16	26	5	1	32	1	-	1	2
Mai 96	1	35	11	47	11	3	5	19	-	5	-	5	-	1	22	23
Jun 96	1	2	1	4	-	-	1	1	1	1	-	2	1	-	4	5
Sep 96	5	-	-	5	-	-	2	2	-	-	-	-	3	2	2	7
Okt 96	7	4	-	11	1	3	3	7	-	-	-	-	-	-	-	-
Nov 96	6	7	-	13	2	5	33	40	-	-	-	-	-	-	-	-
Summe	57	112	16	185	24	17	49	90	30	13	3	46	5	3	30	38

Unklare Befunde liegen für die Art *Sperchonopsis verrucosa* vor, die erstaunlicherweise in der zweiten Jahreshälfte, in der sie im Benthos des Baches regelmäßig auftrat, in den Driftproben völlig

fehlte. Möglicherweise lebt die Art in diesem Zeitraum in Mikrohabitaten, die nicht so strömungs-exponiert sind wie die Lebensräume der anderen Arten.

Schlussfolgerungen

Die meisten Wassermilbenarten scheinen somit auch nach vorliegender Untersuchung tatsächlich "anders" zu sein als die meisten übrigen Invertebraten der Fließgewässer, nämlich im Gegensatz zu diesen bevorzugt tagsüber zu driften. Als Ursache für das Verhalten der nachts driftenden Invertebraten und der damit verbundenen Nachaktivität wird oftmals der Räuberdruck durch Fische genannt (Allan 1995). Wassermilben spielen als Beuteorganismen weder für vertebrale noch für invertebrale Räuber eine große Rolle (Smith et al. 2001), so dass sie sich vor diesem Hintergrund eine Tagaktivität und eine damit verbundene Tagdrift gewissermaßen leisten können. Auch in Laboruntersuchungen waren die Wassermilben aus Fließgewässern tagsüber aktiv (Martin 1998).

Die jahreszeitlichen Befunde zeigten, dass generell bei den Wassermilben die Entwicklungszyklen der Arten durch die Driftergebnisse deutlich reflektiert werden, ja, teilweise sogar nur durch deren Kenntnis interpretierbar werden. Umgekehrt konnten einige autökologische Befunde aus Benthos- und Laboruntersuchungen außerdem ergänzt werden (vgl. auch Martin 1998).

Somit kann man postulieren, dass die Messung der Drift bei Wassermilben, aber sicher auch bei vielen anderen Invertebraten der Fließgewässer, eine gute und methodisch einfache Ergänzung zu den klassischen Benthosuntersuchungen darstellen kann und sollte.

Literatur

- Allan, J.D. (1995): Stream ecology - Structure and function of running waters. Chapman & Hall, London: 388pp.
- Brittain, J.E., Eikeland, T.J. (1988): Invertebrate drift - A review. *Hydrobiologia*. 166: 77-93.
- Di Sabatino, A., Gerecke, R., Martin, P. (2000): The biology and ecology of lotic water mites (Hydrachnidia). *Freshwat. Biol.* 44: 47-62.
- Freundlieb, U. (1979): Zur Ökologie der Hydrachnellae (Acari) des Schierenseebaches. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 54: 509-538.
- Martin, P. (1996): Faunistisch-ökologische Benthosstudien an den Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) zweier Bäche des Norddeutschen Tieflandes (Ostholsteinisches Hügelland, Schleswig-Holstein). *Faun.-Ökol. Mitt.* 7: 153-167.
- Martin, P. (1998): Zur Autökologie der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) zweier norddeutscher Tieflandbäche. Dissertation, Universität Kiel: 269S.
- Martin, P. (1999): Diel and seasonal drift of water mites (Acari, Hydrachnidia) in two streams of the North German Lowland. In: Bruin, J., van der Geest, L.P.S., Sabelis, M.W. (eds.): *Ecology and Evolution of the Acari*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 451-457.
- Quaglia, M.M., Conroy, J.D., Burton, D.K. (1988): The behaviour of *Atractides burtoni* (Acari: Hydrachnellae: Hygrobatidae) in drift samples from the Torch River, Saskatchewan, Canada. *Progress in Acarologia* 1: 423-431.
- Rincón, P.A., Lobón-Cerviá, J. (1997): Temporal patterns in macroinvertebrate drift in a northern Spanish stream. *Mar. Freshwater Res.* 48: 455-464.
- Schmidt, H.-W. (1969): Tages- und jahresperiodische Driftaktivität der Wassermilben (Hydrachnellae, Acari). *Oecologia* 3: 240-248.
- Schmidt, H.-W., Müller, K. (1967): Zur Tages- und Jahresperiodik der Gattung *Lebertia* (Hydrachnellae, Acari). *Oikos* 18: 357-359.
- Schwoerbel, J. (1959): Ökologische und tiergeographische Untersuchungen über die Milben (Acari, Hydrachnellae) der Quellen und Bäche des südlichen Schwarzwaldes und seiner Randgebiete. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 24, 3: 385-546.
- Smith, I.M., Cook, D.R., Smith, B.P. (2001): Water mites (Hydrachnida) and other arachnids. In: Thorp, J.H., Covich, A.P. (eds.): *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, San Diego: 551-659.

***Nemurella pictetii* und der Einfluss der Photoperiodik auf ihren Lebenszyklus**

Reimo Lieske

Limnologische Fluss-Station des Max-Planck-Instituts für Limnologie, Damenweg 1, 36110 Schlitz,

E-Mail: rlieske@mpil-schlitz.mpg.de

Keywords: Lebenszyklus, Photoperiodik, Adaptation, Steinfliege, *Nemurella pictetii*

Einleitung

Die Steinfliege *Nemurella pictetii* Klapálek (Plecoptera: Nemouridae) zeichnet sich durch eine generalistische Lebensweise, verbunden mit einer hohen Plastizität ihres Lebenszyklus aus. Die Spanne reicht dabei von bi- über uni- bis hin zu semivoltinen Lebensverläufen. Als hemimetabole Art ohne Diapausestadien liegt die Ursache hierfür in unterschiedlich langen Larvalphasen begründet. Auf diese können verschiedene Umweltfaktoren, wie beispielsweise Nahrungsqualität oder intraspezifische Konkurrenz, direkt wirken und die Entwicklungsdauer beeinflussen (LIESKE 2004, 2005).

Darüber hinaus können Umweltfaktoren aber auch als Signale dienen. Ein in seiner jahreszeitlichen Abfolge sehr präzise vorhersagbarer Umweltfaktor ist die Photoperiodik. Abhängig vom geographischen Breitengrad bietet die Photoperiodik den Organismen ein Maß der für das Wachstum und die Entwicklung noch verbleibende Zeit bis zum Beginn ungünstiger Jahreszeiten. Das macht sie zu einem prädestinierten Faktor für mögliche prospektive Anpassungsmechanismen innerhalb der Insekten (BECK 1980, TAUBER et al. 1986, DANKS 1994). Die Photoperiodik wird als vorhersagbarer Zeitgeber genutzt. Mit ihrer Hilfe ist eine Anpassung an saisonale Lebensbedingungen möglich, bestimmte Lebensstadien können vor Eintritt ungünstiger Klimaverhältnisse erreicht werden. Beispielsweise kann eine Verkürzung der Entwicklungsdauer entweder durch eine Reduzierung der Imaginalgröße und/oder durch eine Erhöhung der larvalen Entwicklungsgeschwindigkeit bewältigt werden (ABRAMS et al. 1996). Welcher dieser Parameter angepasst wird, ist nach diesen Autoren von den Kosten der jeweiligen Strategie abhängig.

Für die Gruppe der Plekopteren ist der Einfluss der Photoperiodik auf die Lebenszyklen noch nicht experimentell untersucht worden. NESTEROVITCH & ZWICK (2003) vermuten aufgrund ihrer Daten von Benthos-Aufsammlungen jedoch, dass bei *N. pictetii* die Wachstumsrate von der Tageslänge abhängt.

Um den möglichen Einfluss der Photoperiodik auf die Länge der Larvalphase zu testen, wurden Experimente durchgeführt, in denen die Larven von *N. pictetii* unterschiedlichen Tageslängen bei sonst gleichen und streng standardisierten Laborbedingungen ausgesetzt waren.

Experimente

Konstante Tageslängen

In diesem zweifaktoriellen Versuch sollte geklärt werden, ob ältere Larvenstadien unter konstanten Tageslängen (08:16, 16:08) und Temperaturen (6 °C, 12 °C) Unterschiede hinsichtlich ihrer Körpergröße (gemessen als Kopfkapselbreite-Zuwachs und Trockengewicht der Letztlarve) oder ihrer Entwicklungsgeschwindigkeit zeigen.

Während sich die Körpergröße der Tiere im letzten Larvenstadium vor der Imaginalhäutung zwischen den einzelnen Treatments nicht signifikant unterschied, zeigten sich signifikante Unterschiede in der Entwicklungsdauer ($p = 0,046$; gemessen als Dauer des vorletzten Larvenstadiums). Die Art der Reaktion war dabei temperaturabhängig. Unter Kurztagbedingungen in Kombination mit hohen Temperaturen (12 °C) wurde die Entwicklungsdauer verkürzt. Kurze Tageslängen und niedrige Temperaturen (6 °C) verzögerten dagegen die Entwicklung (Abb. 1). Dies kann nur durch Unterschiede in der Entwicklungsgeschwindigkeit erklärt werden (siehe z. B. GOTTHARD 2001).

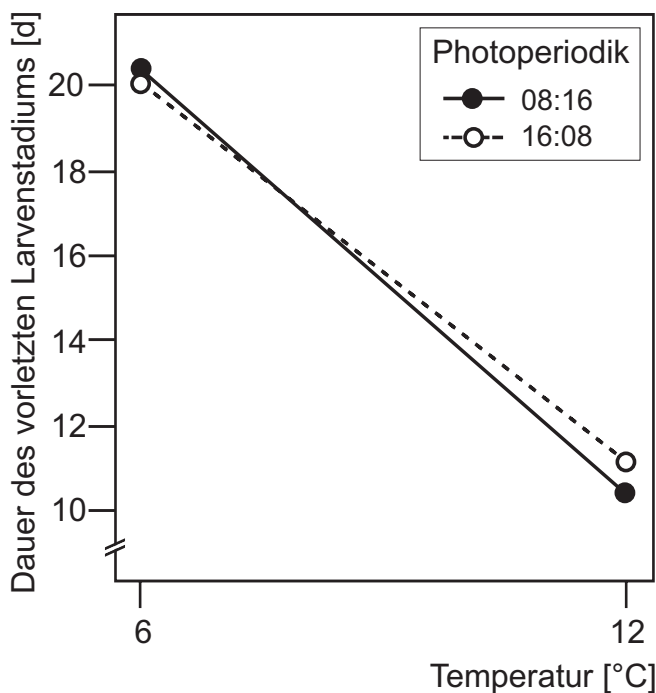


Abb. 1: Wechselwirkung von Temperatur und Photoperiodik auf die Dauer des vorletzten Larvenstadiums (durch Hilfslinien verbunden), Stichprobengröße: 6 °C / 08:16 = 21; 12 °C / 08:16 = 17; 6 °C / 16:08 = 16; 12 °C / 16:08 = 18.

Die Faktorstufe mit einer Temperatur von 12 °C ahmte sommerliche Bedingungen nach. Ältere Larven reagierten bei solchen Temperaturen auf kurze Tageslängen mit einer Verkürzung der Entwicklungsdauer. Diese Bedingungen deuten auf ein fortgeschrittenes Datum im Jahr hin, was die für die Entwicklung zur Verfügung stehende Zeit stark begrenzt. Ältere Larven über einem bestimmten kritischen Entwicklungsstadium können bei entsprechenden Tageslängen ihre Entwicklungsgeschwindigkeit beschleunigen, um noch im Jahr ihres Schlupfes zu emergieren. Unter tiefen Temperaturen (6 °C) zeigte *N. pictetii* eine entgegengesetzte, wenn auch geringere Reaktion. In diesem Fall führten Kurztagbedingungen zu einer verzögerten Entwicklung. Das wird im Hinblick auf die Jahreszeit, die diese Temperatur impliziert, verständlich. Es ist ökologisch unsinnig, im Winter die Entwicklung zu beschleunigen, um zu emergieren. Die Chance, sich erfolgreich fortzupflanzen, wäre zu gering. Deshalb ist es vorteilhafter, die Entwicklungsgeschwindigkeit zu reduzieren und in der Juvenilphase bis zum kommenden Frühjahr zu überdauern.

Die Unterschiede scheinen zunächst relativ gering. Es muss aber berücksichtigt werden, dass es sich lediglich um Differenzen in der Dauer eines Larvenstadiums handelt. Darüber hinaus stellen die Ergebnisse die direkte Reaktion (ohne Akklimation im Vorfeld) der Larven dar.

Saisonale Tageslängen

In einem zur Zeit noch andauernden Experiment wird die Reaktionen der Larven auf saisonale Tageslängen analysiert. Es wurde ein Versuchsaufbau mit jeweils drei Temperatur- (6, 9, 12 °C) und Photoperiodik-Faktorstufen gewählt. Dabei simulierten die unterschiedlichen Tageslängen, jeweils um ca. zwei Monate versetzte Jahreszeiten (im Folgenden nach den Startbedingungen mit Frühjahr, Sommer und Herbst bezeichnet). Die Larven wurden diesen Bedingungen vom Eischlupf an ausgesetzt.

Nach dreimonatiger Versuchszeit konnten höchst signifikante Unterschiede zwischen den neun Treatments bezüglich der Kopfkapselbreite der Larven festgestellt werden. Neben einem deutlich ausgeprägten Temperatureffekt waren auch Unterschiede zwischen den Photoperiodik-Faktorstufen nachweisbar. Die Tiere, die frühjährlichen und herbstlichen Bedingungen ausgesetzt waren, wiesen deutlich größere Kopfkapselbreiten als die Vergleichstiere bei sommerlichen Bedingungen auf. Detaillierte Aussagen im Hinblick auf die Entwicklungsgeschwindigkeit oder die erreichte Imaginalgröße können erst nach Abschluss des Experimentes erbracht werden.

Im Gegensatz zum vorigen Experiment konnten bisher keine signifikanten Wechselwirkungen zwischen Photoperiodik und Temperatur hinsichtlich der Larvalentwicklung beobachtet werden. Eine Änderung mit fortschreitender Larvalphase ist jedoch durchaus noch möglich.

Schlussbetrachtung

Die Photoperiodik übt einen Einfluss auf die larvale Entwicklungsdauer von *N. pictetii* aus. Die daraus resultierenden unterschiedlichen Lebenszyklen lassen sich als prospektive Anpassungsstrategien interpretieren. Die Larven können unter Tageslängen, die ein Ende günstiger Entwicklungsbedingungen signalisieren, ihre Entwicklung beschleunigen. In diese Richtung gehen auch Untersuchungen, die an der Gattung *Lestes* (Odonata) durchgeführt wurden. Unter sich im Jahresverlauf ändernden Photoperioden, die eine Verringerung der für die Entwicklung zur Verfügung stehenden Zeit signalisierten, kam es auch bei diesen Arten zu einer Reduzierung der Entwicklungsdauer. Sie resultierte entweder aus einer Abnahme der Imaginalgröße (DE BLOCK & STOKS 2003, 2004), einer Zunahme der Entwicklungsgeschwindigkeit (DE BLOCK & STOKS 2005) oder beidem (JOHANSSON & ROWE 1999).

Die Nutzung der Photoperiodik als Zeitgeber ermöglicht es *N. pictetii*, auf wechselnde Umweltbedingungen schnell und flexibel reagieren zu können. Dadurch ist sie nicht nur in der Lage, große Teile Europas zu besiedeln, sondern auch die Zahl der Generationen pro Jahr den jeweiligen Umweltbedingungen anzupassen.

Literatur

- ABRAMS, P. A.; LEIMAR, O.; NYLIN, S. & WIKLUND, C. (1996): The effect of flexible growth rates on optimal sizes and development times in a seasonal environment. *The American Naturalist* 147: 381-395.
- BECK, S. D. (1980): Insect photoperiodism. Academic Press, New York.
- DANKS, H. V. (1994): Diversity and integration of life-cycle controls in insects. In: H. V. DANKS (Hrsg.): Insect life-cycle polymorphism: Theory, evolution and ecological consequences for seasonality and diapause control. Band 52. *Series Entomologica*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 5-40.

- DE BLOCK, M. & STOKS, R. (2003): Adaptive sex-specific life history plasticity to temperature and photoperiod in a damselfly. *Journal of Evolutionary Biology* 16: 986-995.
- DE BLOCK, M. & STOKS, R. (2004): Life-history variation in relation to time constraints in a damselfly. *Oecologia* 140: 68-75.
- DE BLOCK, M. & STOKS, R. (2005): Pond drying and hatching date shape the tradeoff between age and size at emergence in a damselfly. *OIKOS* 108: 485-494.
- GOTTHARD, K. (2001): Growth strategies of ectothermic animals in temperate environments. In: D. ATKINSON & M. THORNDYKE (Hrsg.): Environment and animal development: Genes, life histories and plasticity. Kapitel 15. *Experimental biology reviews*, Bios Scientific, Oxford: 287-303.
- JOHANSSON, F. & ROWE, L. (1999): Life history and behavioral responses to time constraints in a damselfly. *Ecology* 80: 1242-1252.
- LIESKE, R. (2004): Variable Lebenszyklen bei der Steinfliege *Nemurella pictetii* - was sind die möglichen Ursachen? In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL): Tagungsbericht 2003 (Köln), Weißensee Verlag, Berlin: 493-495.
- LIESKE, R. (2005): Autökologische Studien an der Steinfliege *Nemurella pictetii* (Plecoptera: Nemouridae). Dissertation, Fachbereich Biologie der Philipps-Universität Marburg.
- NESTEROVITCH, A. & ZWICK, P. (2003): The development of *Nemurella pictetii* Klapálek (Plecoptera: Nemouridae) in two springstreams in central Europe. *Limnologica* 33: 231-243.
- TAUBER, M. J.; TAUBER, C. A. & MASAKI, S. (1986): Seasonal adaptations of insects. Oxford University Press, Oxford.

***Echinogammarus berilloni* in NRW: Untersuchungen zur Autökologie eines eingewanderten Amphipoden**

Maren Gravelaar¹, Elisabeth I. Meyer² & Wolfgang Riss³

¹ Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster, mgravelaar@web.de, ² meyere@uni-muenster.de, ³ riss@uni-muenster.de

Keywords: *Echinogammarus berilloni*, Neozoen, NRW, Karstgewässer

Einleitung

Die Alme, ein Zufluss der Lippe, ist ein temporäres Karstgewässer, welches sich dadurch auszeichnet, dass einige Bereiche in den Sommermonaten trocken fallen. In diesem Fließgewässer kommen die heimischen Amphipoden *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum* vor. Untersuchungen der letzten Jahre konnten das Einwandern des Neozoen *Echinogammarus berilloni* bis in den Oberlauf nachweisen (MEYER et al. 2003). Dieser findet seinen Ursprung im Mittelmeerraum und wurde erstmals 1924 von BOECKER (1926) im Wienbach, einem nördlichen Zufluss der Lippe, entdeckt.

An einigen Abschnitten der Alme kommen alle drei Amphipoden Arten sympatrisch vor, während insbesondere die permanenten Abschnitte im Unterlauf von *E. berilloni* dominiert werden, mit den Folgen einer Abundanzabnahme bis hin zur Verdrängung der heimischen Gammariden. In den temporären Gewässerabschnitten hingegen dominieren die heimischen Arten. Welche Faktoren sind ausschlaggebend für die alleinige Existenz bzw. die Koexistenz dieser Arten? Um die Frage der ökologischen Potenz und einer möglichen Euryökie von *E. berilloni* zu beantworten, wird in mehreren Schritten untersucht, ob Zusammenhänge zwischen Habitatfaktoren von Fundgewässern in NRW und den Abundanzen dieser Art bestehen. Anhand der Ergebnisse können Rückschlüsse auf das vorhandene artspezifische Verbreitungsmuster in der Alme gezogen werden.

Material und Methoden

Die Alme weist eine Länge von ca. 60 km auf und mündet bei Paderborn in die Lippe. Das Einzugsgebiet umfasst 761 km². Vom Oberlauf bis zum Unterlauf wurden acht Probennahmestellen an der Alme untersucht. Von diesen Stellen lagen vier im temporären und vier im permanenten Bereich. Die Untersuchungen wurden monatlich von Mai bis August 2005 durchgeführt. Die Beprobung erfolgte mittels Handmetallkescher, bei der drei Personen zeitgleich einen Abschnitt von ca. 7m für 15 min die Gammariden sammelten. Diese wurden anschließend in 70%igen Alkohol überführt und im Labor auf Artniveau bestimmt. Zusätzlich wurden an allen Standorten jeweils die chemische Parameter (Sauerstoffkonzentration, Sauerstoffsättigung, Leitfähigkeit, pH, TOC, Wassertemperatur) aufgezeichnet sowie die Strukturbeschaffenheit dokumentiert. Des Weiteren wurden Daten sämtlicher Staatlicher Umweltämter in NRW angefordert, welche ein Vorkommen von *E. berilloni* nachweisen können. Insbesondere wurden Daten bezüglich abiotischer Faktoren wie Sauerstoffkonzentration, Sauerstoffsättigung, Leitfähigkeit, pH, TOC und Wassertemperatur be-

rücksichtigt. Als Analyseinstrument für die statistische Auswertung sämtlich erhaltener Daten wurde die Partielle Korrelation gewählt und mit dem Programm StatGraphics ausgewertet.

Ergebnisse

Zunächst wurden alle Daten der Staatlichen Umweltämter in NRW hinsichtlich eines Zusammenhangs zwischen Abundanzen von *E. berilloni* und verschiedenen Habitatparametern ausgewertet. Die nachgewiesene Verbreitung von *E. berilloni* in NRW ist in Abb. 1 dargestellt. Insbesondere wurden abiotische Faktoren (Sauerstoffkonzentration, Sauerstoffsättigung, Leitfähigkeit, pH, TOC, Wassertemperatur) untersucht. Die Daten lieferten aufgrund der Heterogenität jedoch keine eindeutigen Ergebnisse (Tab. 1).

**Tab .1: Korrelationskoeffizienten der Partiellen
Korrelation in Abhängigkeit von der Abundanz**

	Abundanz
LF [mS/cm]	0,2634
pH	0,0123
Sauerstoffkonzentration [mg/l]	-0,0290
Sauerstoffsättigung [%]	0,2744
TOC [mg/l]	-0,0388
Wassertemperatur [°C]	-0,0437

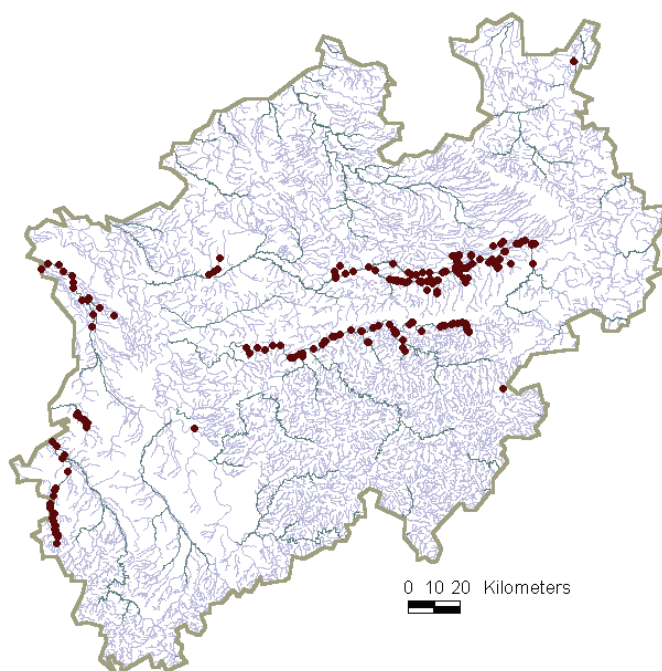


**Abb. 1: Bestätigtes Vorkommen von *E. berilloni* in NRW
(Daten der StUÄ NRW), ohne künstl. Wasserstraßen**

Bei den Probenahmen in den Untersuchungsabschnitten der Alme traten in der Reihenfolge ihrer Abundanzen *E. berilloni*, *G. fossarum* und *G. pulex* auf. Die durchschnittliche Anzahl der Amphipoden je Standort (gemittelt aus den vier Probenahmen von Mai bis August 2005) sowie das Verbreitungsmuster ist in Abbildung 2 dargestellt.

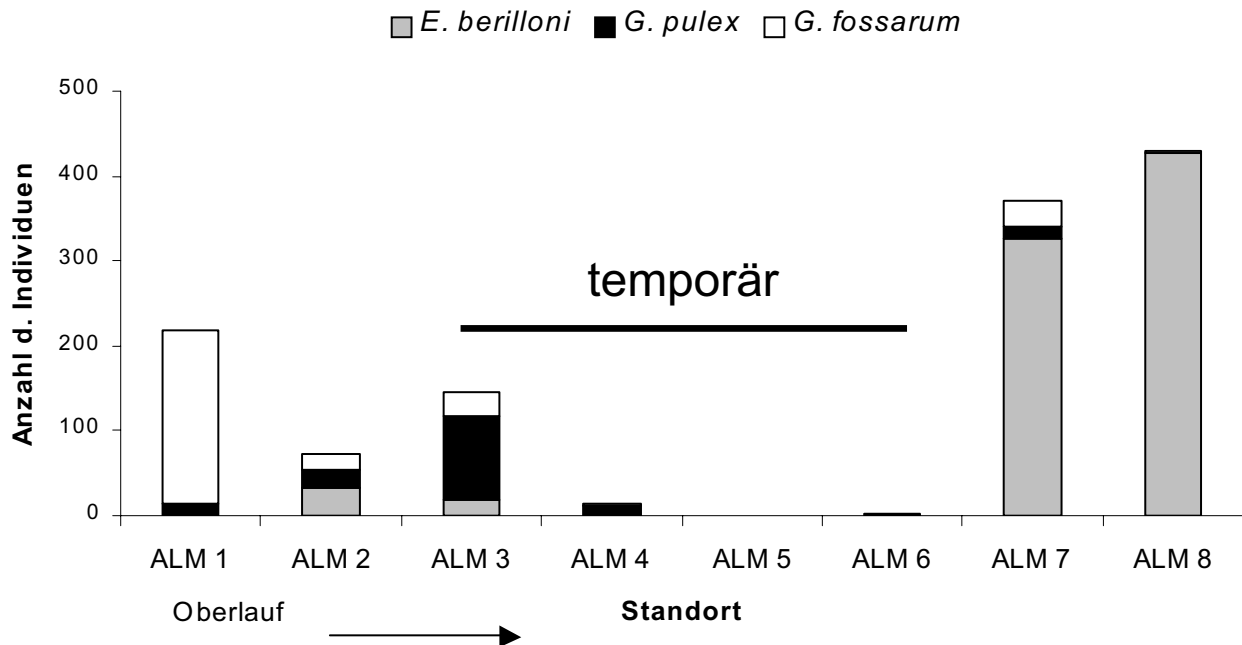


Abb. 2: Durchschnittliche Anzahl der Individuen je Standort

Mit der höchsten Abundanz war *E. berilloni* an den permanenten Probestellen am Unterlauf zu finden. Hier wurden zwei Standorte von diesem neozoischen Amphipoden dominiert. *G. fossarum* hingegen wies die höchste Abundanz am Oberlauf auf. *G. pulex* kam zwar an fast allen Beprobungsstellen vor, jedoch war die Anzahl im Verhältnis zu den anderen beiden Arten relativ gering. Er koexistierte beinahe an allen Standorten mit den anderen Arten und konnte sich gerade im temporären Bereich gegenüber *E. berilloni* und *G. fossarum* durchsetzen.

Diskussion

Die Auswertung der Fremddaten lieferte keinen eindeutigen Beleg für einen Zusammenhang zwischen den Abundanzen von *E. berilloni* in NRW und den physiko-chemischen Parametern. Ebenso wiesen die einzelnen Standorte der Alme keine hohe Differenz bezüglich der aufgezeichneten Parameter auf. Die Frage, wie das für die Alme typische Verbreitungsmuster zustande kommt, lässt sich mit weitergehenden Laborexperimenten untersuchen. Die Ergebnisse stehen jedoch zum jetzigen Zeitpunkt noch aus.

In Bezug auf die Alme wird vermutet, dass eine weitergehende Ausbreitung (die Dominanz im Oberlauf bzw. des temporären Bereiches) durch *E. berilloni* eingeschränkt ist. Insbesondere ist hierbei das Ereignis der Austrocknung zu berücksichtigen. Die dabei grundlegende Fragestellung, wie das Driftverhalten der Gammariden vor und nach einer Austrocknung ist und wie sich diese doch relativ harschen Umweltbedingungen im Ökosystem wieder spiegeln, wird weitergehend

untersucht. Möglicherweise spielt das Ausnutzen von Restfeuchte in Refugialräumen sowie die jeweiligen Austrocknungstoleranzen der drei Arten eine Rolle. Ebenso werden weitere Untersuchungen hinsichtlich Substratpräferenzen durchgeführt, um Rückschlüsse auf die im Freiland bestehende Verbreitung zu ziehen.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen einer derzeit noch nicht abgeschlossenen Diplomarbeit durchgeführt (M. Gravelaar). Den Staatlichen Umweltämtern in NRW wird für die Bereitstellung der Daten gedankt.

Literatur

- Boecker E. (1926) Über das Vorkommen von *Echinogammarus berilloni* Catta in Westfalen, Zoologischer Anzeiger 66: 6-8
- Meyer A., Kaschek N., Meyer E.I. (2003) 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. Crustaceana 77 (8): 909-922

Interspezifische Konkurrenz zwischen der einheimischen Flusskrebsart *Astacus astacus* und der eingeführten Art *Orconectes limosus*

Torsten Maiwald¹, Holger K. Schulz¹, Przemysław Śmietana² & Ralf Schulz¹

¹ Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Fortstraße 7, 76829 Landau, maiwald@uni-landau.de

² Uniwersytet Szczeciński, Katedra Ekologii, ul. Wąska 13, 71-412 Szczecin, Polen

Keywords: Flusskrebse, *Astacus astacus*, *Orconectes limosus*, Neozoen, Koexistenz, Verdrängung, Konkurrenz

Einleitung

Der Rückgang europäischer Flusskrebsarten stellt ein drastisches Beispiel für die von Neozoen verursachten Folgen in Europa dar. Ende des 18. Jahrhunderts wurden vermehrt große Massensterben des europäischen Edelkrebses *Astacus astacus* beschrieben. Als Hauptursache dafür wird die hoch infektiöse Krebspest angesehen. In Deutschland erfolgte eine schnelle Ausbreitung der Krebspest u.a. durch den eingeführten nordamerikanischen Kamberkrebs *Orconectes limosus*, welcher gegenüber dem Erreger resistent ist. Es existieren jedoch Berichte über das temporäre Auftreten von Koexistenzen zwischen der Art *O. limosus* und der europäischen Art *A. astacus*. Eine Untersuchung von vier Seen in Nordwestpolen, bei der eine Koexistenz zwischen *O. limosus* und *A. astacus* seit bis zu 10 Jahren besteht, zeigte Hinweise einer langsamen Verdrängung der autochthonen Art *A. astacus* durch *O. limosus*. Die direkte Konkurrenz spielt nach Ansicht vieler Autoren eine wichtige Rolle in der Verdrängung autochthoner Flusskrebsarten durch allochthone Arten. Um die langsame Verdrängung des bisher nicht untersuchten Artenpaares *A. astacus* und *O. limosus* genauer zu untersuchen, wurden Laborversuche zu den direkten Interaktionen und der Konkurrenz um Höhlen in intra- und interspezifischen Paarungen durchgeführt.

Material und Methoden

Versuchstiere

O. limosus wurde in Seen mit bekannter Koexistenz in Nordwest Polen gefangen. *A. astacus* wurde aus einer Krebszucht bezogen. Die Versuchstiere wurden in die drei Größenklassen Sömmerlinge, Juvenile und Adulte eingeteilt (siehe Tabelle 1). Es wurden intra- und interspezifische Paarungen gleichen Geschlechts und gleicher Gesamtkörperlänge gebildet (Größenunterschiede der Sömmerlinge und Juvenilen < 10%, der Adulten < 20%). Es wurden nur Tiere mit zwei intakten Scheren eingesetzt.

Direkte Interaktionen

Es wurden alle Interaktionen jedes Tieres über 45 min in der Nachtphase aufgenommen.

Dabei wurden folgende sechs Interaktionsformen unterschieden: “Flucht”, “Drohung”, “Berührung”, “Kampf”, “Jagd”, (nach der Definition von Bovbjerg 1953) und zusätzlich die Interaktion “Drängeln”. Die Größe der verwendeten Versuchsbecken sind in Tabelle 1 aufgeführt. Für die Akklimatisation (30 min) der Tiere wurden die Versuchsbecken jeweils in der Mitte durch eine herausnehmbare durchsichtige Plexiglasscheibe getrennt. Die Trennwand wurde mit Löchern (Durchmesser = 0,5 mm) versehen, damit ein Wasseraustausch im gesamten Becken stattfinden konnte. Als Untergrund diente 1 cm weißer feiner Sand. Die Wassertemperatur betrug konstant 18°C. Nach Lozan (2000) weisen die beiden Arten unter diesen Bedingungen eine annähernd gleiche Aktivität auf. Vor jedem neuen Versuchsdurchlauf fand ein Wasserwechsel statt.

Tabelle 1: Einteilung der drei Größenklassen anhand der Gesamtlänge [mm] und die jeweils verwendeten Beckengrößen [cm²] der Größenklassen in den Versuchen der direkten Interaktionen und der Konkurrenz um Höhlen.

Größenklassen	Gesamtlänge [mm]	Verwendete Beckengröße [cm²]
Sömmerlinge	24-37	216
Juvenile	51-71	528
Adulte	75-105	1012

Konkurrenz um Höhlen

Zusätzlich zum Versuchsaufbau der *direkten Interaktionen* wurde in jedem Versuchsbecken (siehe Tabelle 1) ein halbiertes PVC-Rohr (Sömmerlinge = 10x40 mm, Juvenile = 40x90 mm) als Höhle angeboten. Die Höhlengrößen wurden so gewählt, dass nur ein Tier in einer Höhle Platz hatte und somit die Versteckmöglichkeiten limitiert waren. Als Höhlen dienten die gleichen PVC-Röhren, die auch in der Hälterung genutzt wurden und sie waren so am Beckenrand positioniert, dass nur ein Zugang zur Höhle vorhanden war. Während der Akklimatisationszeit war die Entfernung der Tiere zur Höhle identisch und die Höhle war für beide Versuchstiere sichtbar. Die Position jedes Tieres wurde stündlich über einen Zeitraum von 10 Stunden während der Tagphase aufgenommen.

Ergebnisse

Mit Ausnahme der juvenilen *O. limosus* konnten innerhalb der Arten keine signifikanten Unterschiede im Verhalten zwischen den Geschlechtern beobachtet werden (Mann-Whitney-U-Test, $p < 0,05$). Aus diesem Grund war es möglich, die Daten der jeweiligen Größenklassen mit Ausnahme der juvenilen *O. limosus* zusammenzufassen.

Direkte Interaktionen

Im intraspezifischen Versuchsansatz konnten Unterschiede in der Gesamtanzahl an Interaktionen zwischen den drei Größenklassen und den beiden Arten beobachtet werden (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Mittlere Gesamtanzahl der Interaktionen im intraspezifischen Ansatz von *A. astacus* und *O. limosus* im Zeitraum von 45 min. Die Darstellung erfolgt getrennt nach den drei verwendeten Größenklassen.

Größenklasse	<i>A. astacus</i> [Gesamtanzahl/45 min]	<i>O. limosus</i> [Gesamtanzahl/45 min]
Sömmerlinge	18,0	5,5
Juvenile, Männchen	14,0	22,1
Juvenile, Weibchen	16,9	10,5
Adulte	18,1	19,4

Die juvenilen Männchen von *O. limosus* zeigten eine doppelt so hohe Gesamtinteraktion im Vergleich zu den Weibchen von *O. limosus*. Die mittlere Gesamtanzahl an Interaktionen war bei den Sömmerlingen von *O. limosus* mit nur 5,5 Interaktionen/45 min signifikant geringer als bei *A. astacus* mit 18 Interaktionen/45 min (T-Test, $p < 0,01$).

Im interspezifischen Ansatz war die mittlere Anzahl „gewonnener“ Interaktionen bei *A. astacus* in allen Größenklassen signifikant höher (Wilcoxon-Test, $p < 0,05$) als bei *O. limosus* (siehe Abbildung 1). *A. astacus* gewann zwischen 76,6% (Juvenile, Weibchen) und 98,6% (Adulte) aller Interaktionen.

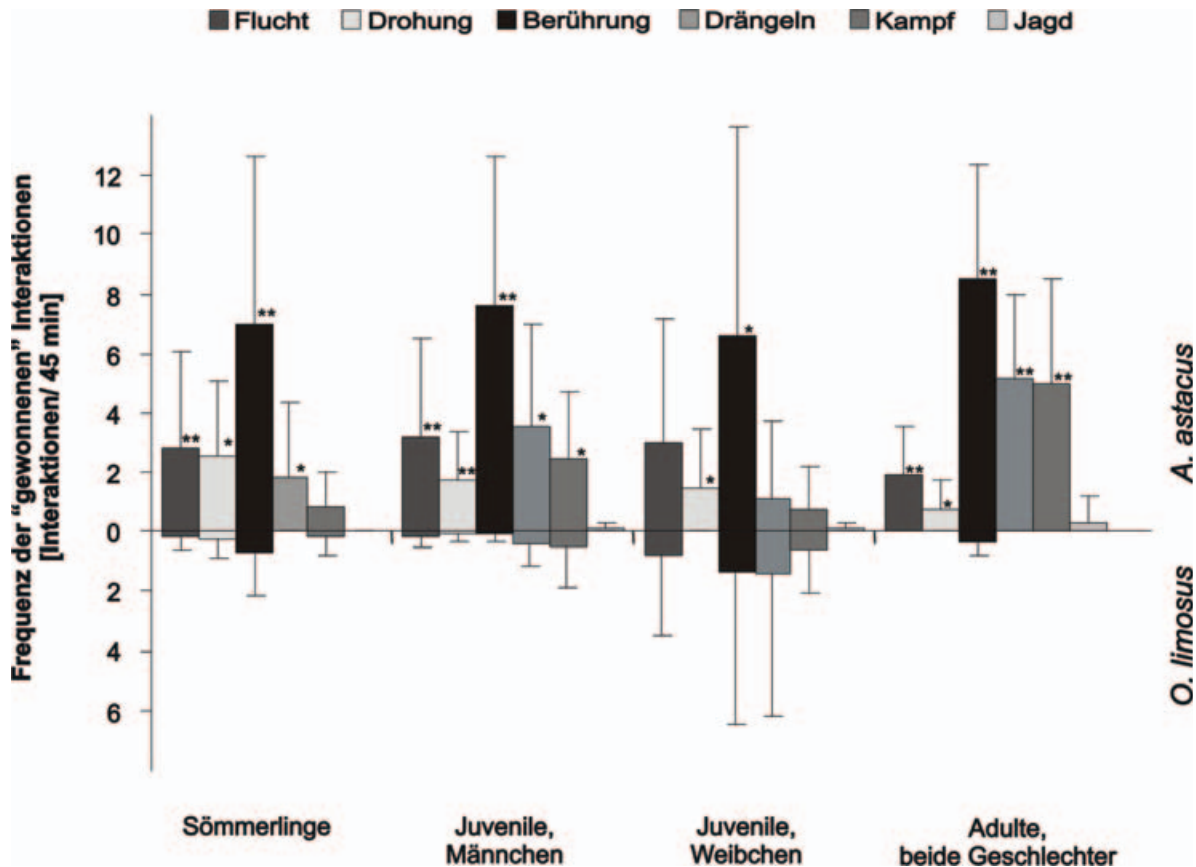


Abbildung 1: Mittlere Anzahl der im Zeitraum von 45 min „gewonnen“ Interaktionen [$\pm$ SD; $n = 3-14$] im interspezifischen Versuchsansatz von *A. astacus* und *O. limosus*. Die Darstellung erfolgt aufgeschlüsselt nach den unterschiedenen Interaktionsformen.

* Wilcoxon-test, $p < 0,05$

** Wilcoxon-test, $p < 0,01$

Konkurrenz um Höhlen

In den intraspezifischen Paarungen war die Gesamthöhlennutzung von *O. limosus* mit $46,1 \pm 45,2\%$ niedriger als bei *A. astacus* mit $93,6 \pm 10,6\%$ (siehe Abbildung 2). Insgesamt nutzten die juvenilen Weibchen von *O. limosus* die Höhlen doppelt so häufig wie die Männchen dieser Art.

Auch in den interspezifischen Paarungen wurden die Höhlen von *A. astacus* häufiger genutzt als von *O. limosus* (siehe Abbildung 3). Im Vergleich zum intraspezifischen Ansatz fand jedoch bei beiden Arten eine Verringerung der Höhlennutzung statt. Die Sömmerlinge von *A. astacus* zeigten im interspezifischen Ansatz eine mittlere Höhlennutzung von $32,5 \pm 40,0\%$ gegenüber $93,3 \pm 12,1\%$ im intraspezifischen Ansatz. Eine aktive Verdrängung aus einer Höhle konnte in keiner Richtung beobachtet werden.

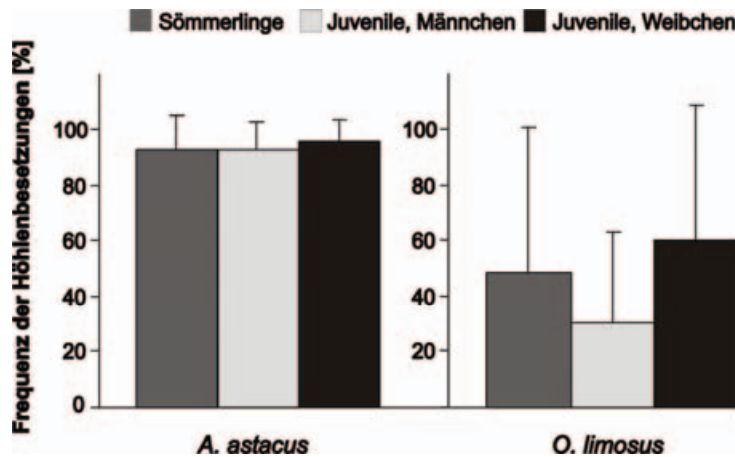


Abbildung 2: Mittlere Frequenz der Höhlenbesetzungen [$\pm$ SD; n = 12] von *A. astacus* und *O. limosus* im intraspezifischen Versuchsansatz.

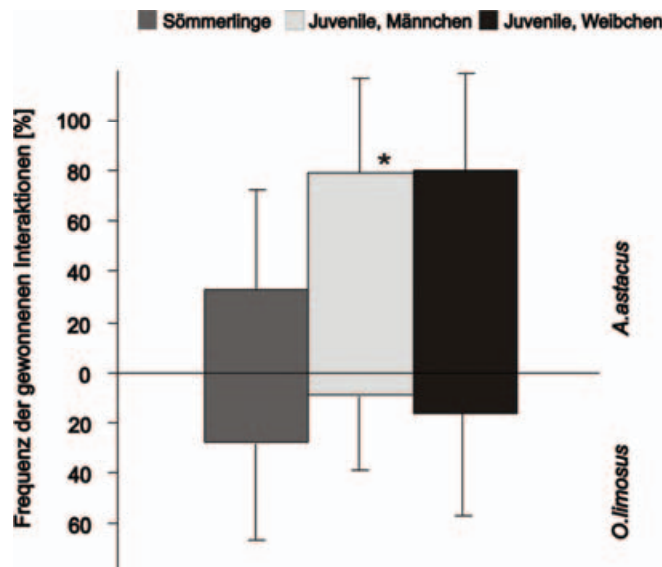


Abbildung 3: Mittlere Frequenz der Höhlenbesetzungen [$\pm$ SD; n = 12] von *A. astacus* und *O. limosus* im interspezifischen Ansatz. * Wilcoxon-Test, $p < 0,05$

Diskussion

In vergleichbaren Untersuchungen an anderen in Koexistenz auftretenden Flusskrebsarten war die gebietsfremde Art gegenüber der einheimischen Art immer dominant und konnte diese aus Höhlen vertreiben (Capelli & Munjal 1982; Butler & Stein 1985; Söderbäck 1990; Garvey *et al.* 1994; Vorburger & Ribi 1999). Dominanz wurde daher als Merkmal invasiver Flusskrebsarten angesehen, da sie Zugang zu limitierten Ressourcen verschafft (Bovbjerg 1970; Capelli & Hamilton 1984). In dieser Untersuchung des Artenpaares *A. astacus* und *O. limosus* war die einheimische Art gegenüber der gebietsfremden Art dominant. Das kann in der Scherengröße begründet sein, denn wie andere Arbeiten zeigen, liegt in der Scherengröße ein entscheidender Faktor für den Ausgang in direkten Interaktionen (Bovbjerg 1953; Snedden 1990; Garvey & Stein 1993). Auch bei größerer Gesamtlänge von *O. limosus* sind die Scheren kleiner als von *A. astacus*.

Die Nutzung von Verstecken ist eine häufig beobachtete Strategie, das Prädationsrisiko zu minimieren (Bovbjerg 1970; Blake *et al.* 1994). Söderbäck (1994) beobachtete, dass die allochthone Art *P. leniusculus* die autochthone Art *A. astacus* aktiv aus angebotenen Verstecken drängte und vermutete hierin einen wesentlichen Faktor bei der interspezifischen Verdrängung. Unter Verwendung eines vergleichbaren Versuchsaufbaus konnte in dieser Arbeit keine Verdrängung aus Höhlen von *A. astacus* seitens *O. limosus* beobachtet werden. Im intraspezifischen Versuchsansatz zeigte *A. astacus* eine deutlich höhere Frequenz in der Höhlennutzung im Vergleich zu der Art *O. limosus*. Bei den interspezifischen Paarungen wurde nur bei den Sömmerlingen von *A. astacus* eine deutliche Verringerung der Frequenz der Höhlennutzung sichtbar. Dieses könnte eine langsame Verdrängung bei Koexistenz durch die gesteigerte Gefährdung durch Prädation zur Folge haben.

Zusammenfassung

Auf Grund der hier untersuchten direkten Interaktionen und der Konkurrenz um Höhlen kann die zu beobachtende langsame Verdrängung der einheimischen Flusskrebsart *A. astacus* durch die invasive Art *O. limosus* in Koexistenz nicht erklärt werden. Untersuchungen weiterer beeinflussender Faktoren, wie zum Beispiel der Einfluss von Prädation, werden folgen.

Danksagung

Diese Untersuchungen entstanden im Rahmen einer Diplomarbeit. Für die Unterstützung möchte ich folgenden Personen besonders danken: Prof. Dr. Ralf Schulz, Prof. Dr. Georg Rüppell, Dr. Holger K. Schulz, Dr. Pzremysław Śmietana, sowie meiner Frau Andrea.

Literatur

- Bovbjerg, R.V. (1953): Dominance order in crayfish *Orconectes virilis* (Hagen). *Physiol. Zool.*, 26: 173-178.
- Bovbjerg, R.V. (1970): Ecological isolation and competitive exclusion in two crayfish (*Orconectes virilis* and *Orconectes immunis*). *Ecology* 51: 225 – 236.
- Blake, M., Nyström, P., Hart, P. (1994): The effect of weed cover on juvenile signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus* Dana) exposed to adult crayfish and non-predatory fish. *Ann. Zool. Fenn.* 31: 297-306.
- Butler, M.J., Stein, R.A. (1985): An analysis of the mechanisms governing species replacements in crayfish. *Oecologia*, 66: 168-177.
- Capelli, G.M., Munjal, B.M. (1982): Aggressive Interactions and resource competition in relation to species displacement among crayfish of the genus *Orconectes*. *Journal of Crustacean Biology*, 2 (4): 486-492.
- Capelli, G.M., Hamilton, P.A. (1984): Effects of food and shelter on aggressive activity in the crayfish *Orconectes rusticus* (Girard). *J. Crustacean Biol.* 4: 252-260.
- Garvey, J.E., Stein, R.A. (1993): Evaluating how chelae size influence the invasion potential of an introduced crayfish (*Orconectes rusticus*). *Am. Midl. Nat.* 129: 172-181.
- Garvey, J.E., Stein, R.A., Thomas, H.M. (1994): Assessing how fish predation and interspecific prey competition influence a crayfish assemblage. *Ecology* 75: 532-547.
- Lozan, J.L. (2000): On the threat to the European crayfish: A contribution with the study of the activity behaviour of four crayfish species (Decapoda: Astacidae). *Limnologica* 30: 156-161.
- Snedden, W.A. (1990): Determinants of male mating success in the temperate crayfish *Orconectes rusticus*: chelae size and sperm competition. *Behaviour* 115: 101-113.
- Söderbäck, B. (1990): Interspecific dominance relationship and aggressive interactions in the freshwater crayfishes *Astacus astacus* (L.) and *Pacifastacus leniusculus* (Dana). *Can.J.Zool.*, 69: 1321-1325.
- Söderbäck, B. (1994): Interactions among juveniles of two freshwater crayfish species and a predatory fish. *Oecologia* 100: 229-235.
- Vorburger, C., Ribí, G. (1999): Aggression and competition for shelter between a native and an introduced crayfish in Europe. *Freshwater Biology* 42: 111-119.

Bewertung der allgemeinen Degradation mittels Makrozoobenthos: Flächennutzung im Einzugsgebiet kontra lokale Gewässermorphologie

Peter Rolauffs

Universität Duisburg-Essen, Campus Essen, FB Biologie und Geografie, Abteilung Hydrobiologie, D-45115 Essen,
peter.rolauffs@uni-essen.de

Keywords: Landnutzung, Gewässermorphologie, Makrozoobenthos, Modellierung, Vorhersage, biozönotische Bewertung

Einleitung

Die ökologische Bewertung von Fließgewässern mittels Makrozoobenthos erfolgt zukünftig anhand dreier Module, welche die verschiedenen Ausprägungen anthropogener Aktivitäten abdecken: allgemeine Degradation, Saprobie und Versauerung. Während die beiden zuletzt genannten Module den Sanierungsbedarf konkreter Stressoren indizieren, vereinigt das Modul allgemeine Degradation im Wesentlichen die Auswirkungen der beiden Elemente Gewässermorphologie und Landnutzung im Einzugsgebiet, wobei die Komponente Gewässermorphologie sich überwiegend an lokalen, punktuellen Strukturen orientiert, wohingegen die Komponente Landnutzung eher auf einen meso- bis makroskaligen flächenhaften Bereich innerhalb von Einzugsgebieten bezogen wird.

Nach bisherigen wissenschaftlichen Publikationen ist bekannt, dass sowohl Strukturen wie auch diverse Nutzungsarten einen Einfluss auf Ausprägung und Qualität von Biozönosen besitzen, offen ist jedoch die Frage nach ihrer jeweiligen Bedeutung speziell im Hinblick auf die biozönotische Bewertung: Wie groß ist der Erklärungsanteil der beiden Elemente auf einen Bewertungsindex? Wird die Biozönose überwiegend von Strukturen oder eher durch existierende Nutzungen geprägt? Die folgenden Ausführungen sollen hierzu konkrete Antworten liefern.

Material und Methoden

Datenerhebung

Die Untersuchungen fanden statt im Rahmen einer Promotionsarbeit, die die angesprochene Fragestellung am Beispiel der schottergeprägten silikatischen Mittelgebirgsbäche (Fließgewässertyp 5) beantworten sollte. Sie stützen sich primär auf vorhandene Datensätze der Forschungsprojekte AQEM und STAR und wurden ergänzt durch eigene, substratspezifische Aufsammlungen an einem weiteren Gewässer. Grundlage der biozönotischen Erhebungen war das *multi habitat sampling* nach der AQEM-Methode; die begleitenden Strukturdaten wurden überwiegend im Gelände anhand des AQEM-Feldprotokolls aufgenommen, die Nutzungsdaten mittels digitaler topographischer Karten (Bearbeitungsjahr: 1996). Dabei wurde zwischen den drei folgenden Nutzungsarten unterschieden: bebaute Flächen, landwirtschaftliche Flächen und Waldflächen; diese Daten wurden jeweils in drei verschiedenen räumlichen Größenskalen ermittelt: dem gesamten Einzugsgebiet (EZG), dem Korridor und dem Subkorridor; die letzten beiden dieser Kategorien weisen einen Streckenbezug

auf und geben an, wie groß der Anteil der Fließstrecke ist, der sich in den verschiedenartig genutzten Flächen befindet; die Kategorie Korridor bezieht sich dabei auf die drei wichtigsten Zuläufe, die Kategorie Subkorridor auf eine Strecke von 2 Kilometern Länge oberhalb einer Probestelle.

Datenauswertung

Zur Auswertung der Daten wurde die Software Statistica in der Version 6.1 verwendet. Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse basieren überwiegend auf einer Kombination aus Korrelationsanalysen und schrittweiser multipler Regressionen. Eine multiple Regression dient dazu, den Zusammenhang zwischen unabhängigen und abhängigen Variablen zu ermitteln, wobei ausschließlich lineare Funktionen zugrunde gelegt werden. Der biozönotische Bewertungsindex ging als abhängige Größe in die Analysen ein, die Umweltvariablen zur Beschreibung von Strukturen und Nutzungen als unabhängige Größen. Als Randbedingung gilt es zu beachten, dass die Anzahl der in eine solche Analyse eingehenden Größen in starkem Maße abhängig ist von der Anzahl der vorhandenen Datensätze (hier: Probestellen); eine Faustformel besagt, dass pro eingehender Größe etwa 10 bis 20 Datensätze vorhanden sein sollten; im vorliegenden Fall stehen den 52 Strukturparametern und 9 Nutzungsvariablen lediglich 31 Probestellen gegenüber. Um dennoch aussagekräftige Ergebnisse zu gewinnen, wurde die multiple Regression auf drei Teilregressionen aufgeteilt. Zu diesem Zweck wurden die Strukturparameter und Nutzungsvariablen zu je einem Index zusammengefasst (über multivariate Berechnung mittels DCA). Die anschließend durchgeführten Teilregressionen konnten sich damit auf die Elemente Struktur und Nutzung sowie auf den Zusammenhang von Struktur-, Nutzungs- und Bewertungsindex (MMI) beschränken (Vorgehensweise gemäß Abbildung 1).

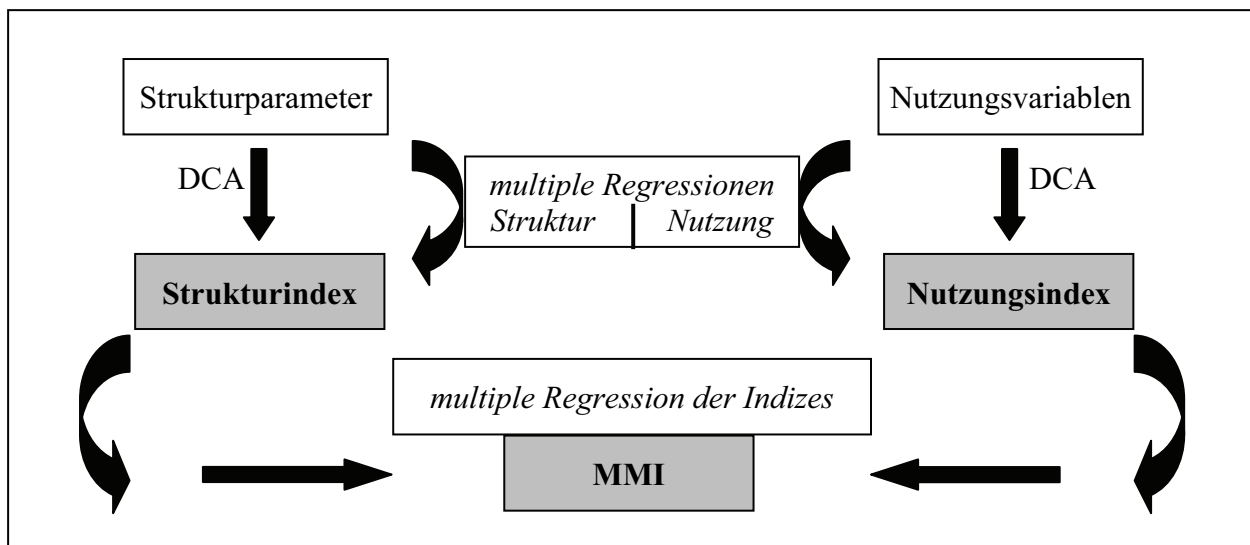


Abb. 1: Übersichtsdiagramm der durchgeführten Regressionsanalysen.

Da trotz der Aufteilung auf drei einzelne Regressionen zu viele unabhängige Größen vorhanden waren, mussten im Vorfeld einer jeden Analyse Korrelationsberechnungen (hier: nach Pearson) durchgeführt werden. Sie hatten zum Ziel, die zahlreichen Umweltvariablen anhand ihrer Korrelation zum entsprechenden Index zu sortieren; so wurden die Strukturparameter mit dem Strukturindex korreliert, um eine Aussage darüber zu erhalten, welche der Einzelvariablen den höchsten Erklärungsanteil an der strukturellen Gesamtsituation einer Probestelle aufweist. Anschließend wurde die schrittweise multiple Regression durchgeführt, wobei sukzessive solange unabhängige Größen hinzugenommen wurden (entsprechend der ermittelten Reihenfolge), bis die Analyse ein nicht mehr signifikantes Ergebnis aufgrund einer zu hohen Anzahl unabhängiger Größen hervorbrachte. Zur

Gewinnung stabilerer Ergebnisse basieren die durchgeführten Berechnungen auf den Mittelwerten der jahreszeitenabhängigen Größen (diverse Strukturparameter, Strukturindex, MMI); die Mittelwerte ergaben sich aus den Einzelwerten aus Frühjahr und Sommer.

Ergebnisse

Strukturen und Strukturindex

Gemäß der Einfachkorrelation besitzen die Parameter Wassertiefe, Eintiefung und fehlende Uferbefestigung sowie Beschattung die größten Erklärungsanteile am Strukturindex (jeweils über 70 %), wobei die Eintiefung zu etwa 90 % mit der Wassertiefe autokorreliert ist und sie daher nicht Eingang fand in die anschließende Regression. Lediglich 8 der 52 Strukturparameter weisen Bestimmtheitsmaße von über 33 % auf. Laut multipler Regression lassen sich mit Hilfe der ersten 3 Parameter (Tabelle 1) bereits 92 % der strukturellen Situation einer Probestelle erklären.

Tab. 1: Bestimmtheitsmaße der Korrelations- und Regressionsberechnungen für die Strukturen an den Probestellen (Auszug aus der Gesamtliste; kursiv gesetzte Parameter sind für das Endergebnis ohne Belang, da die Kenngrößen der entsprechenden multiplen Regression nicht signifikant sind).

Strukturparameter	einfache Korrelation	multiple Regression			
Wassertiefe bei bordvollem Abfluss	0,81	0,81	0,90	0,92	0,92
Anteil Ufer ohne Befestigung	0,70				
Beschattung	0,70				
<i>Anteil Uferlinie mit Gehölzbestand</i>	<i>0,69</i>				
<i>Anteil Siedlungsfläche in der Aue</i>	<i>0,56</i>				
<i>Anteil Ufer mit Betonbefestigung</i>	<i>0,42</i>				

Nutzungen und Nutzungsindex

Die Einfachkorrelation der Nutzungsvariablen mit dem zugehörigen Index ergab, dass die Anteile an Siedlungs- und Waldflächen entlang der Fließstrecken mit etwa 60 - 75 % die größten Erklärungsanteile aufweisen (Tabelle 2). Innerhalb einer jeden räumlichen Größenskala ergeben sich für landwirtschaftliche Flächen die jeweils geringsten Bestimmtheitsmaße: 21 % (EZG), 14 % (Korridor) und 0 % (Subkorridor). Die Nutzungsarten in der Fläche von Einzugsgebieten weisen durchgehend niedrigere Erklärungsanteile auf gegenüber denjenigen im unmittelbaren Umfeld der Fließgewässer. Eine Autokorrelation lag vor zwischen den Variablen Siedlungsanteil (Subkorridor) und Siedlungsanteil (Korridor). Eine parallel durchgeführte entsprechende multivariate Analyse (RDA) brachte vergleichbare Ergebnisse hervor. Unter Berücksichtigung der ersten vier Variablen können 99 % der Nutzungssituation der Gewässer beschrieben werden (rechter Abschnitt von Tabelle 2).

Tab. 2: Bestimmtheitsmaße der Korrelations- und Regressionsberechnungen für die Nutzungen oberhalb der Probestellen (Auszug aus der Gesamtliste; kursiv gesetzte Parameter: Kenngrößen der entsprechenden multiplen Regression sind nicht signifikant).

Nutzungsvariablen	einfache Korrelation	multiple Regression				
Waldanteil (Korridor)	0,75	0,75	0,94	0,96	0,99	0,99
Siedlungsanteil (Subkorridor)	0,71					
Waldanteil (Subkorridor)	0,57					
Siedlungsanteil (EZG)	0,42					
<i>Waldanteil (EZG)</i>	<i>0,28</i>					
<i>Anteil landwirtschaftlicher Flächen (EZG)</i>	<i>0,21</i>					

Indizes von Struktur, Nutzung und Bewertung

Die Durchführung der multiplen Regression auf Grundlage der drei Indizes zu Struktur, Nutzung und Bewertung ergibt die in Tabelle 3 dargestellten Kenngrößen (zur Verbesserung des Modells war nach weiteren Einflussgrößen gesucht worden – hier zeigte sich die mittlere Quellhöhe als eine der aussagekräftigsten Größen). Aus dem multiplen Bestimmtheitsmaß und den beta-Werten der unabhängigen Größen lassen sich die Erklärungsanteile der einzelnen Variablen am biozönotischen Bewertungsindex berechnen – die Werte können als Maß für den Einfluss von Struktur und Nutzung auf die Bewertung interpretiert werden. Demnach wären strukturelle Aspekte am bedeutsamsten, knapp ein Drittel der Varianz ließe sich durch nutzungsbezogene Einflüsse erklären und etwa 20 % wären unabhängig von anthropogener Einflussnahme (mittlere Quellhöhe).

	beta-Wert	b-Wert	Erklärungsanteil
intercept		-0,129	
Strukturindex	0,45	0,345	37 %
Nutzungsindex	0,39	0,281	31 %
mittlere Quellhöhe	0,27	0,001	22 %

Tab. 3: Kenngrößen der multiplen Regression zu Struktur-, Nutzungs- und Bewertungsindex (der beta-Wert gibt den relativen Beitrag einer Größe innerhalb des Modells an; b-Wert = Regressionskoeffizient; intercept = Konstante; die Kenngrößen der Variablen sind signifikant mit $p < 0,01$).

Werden die aus dem Modell (Tabelle 2) hervorgehenden Werte (*predicted values*) mit den real ermittelten Werten des biozönotischen Bewertungsindex (*observed values*) korreliert, zeigt sich eine Übereinstimmung von etwa 90 %. Die entsprechende Größe des Vergleichs zwischen dem einfachen Modell (alleinige Berücksichtigung des Strukturindex) und dem Bewertungsindex beläuft sich auf lediglich 78 %.

Diskussion

Betrachtungsebene Bewertung

Das hier vorgestellte Modell stellt eine Beziehung zwischen den Umwelteinflüssen Struktur, Nutzung, Quellhöhe und der biozönotischen Bewertung her, wobei die Einflüsse gemäß obiger Reihenfolge eine absteigende Bedeutung zeigen; demnach beeinflussen Strukturen das Bewertungsergebnis zu gut einem Drittel und Nutzungen zu knapp einem Drittel. Dass Strukturen auf die Verteilung

von Arten wirken, dürfte heutzutage unbestritten sein – nicht zuletzt resultieren daraus die zahlreichen autökologischen Informationen, wie Strömungspräferenz, Habitatpräferenz und weitere. Bezüglich des Einflusses von Landnutzung liegen zahlreiche Studien aus den USA und aus Neuseeland vor, die insbesondere die Auswirkungen von Landnutzung auf Sedimenteintrag (Allan et al. 1997; Townsend et al. 1997; Sponseller et al. 2001) und Temperaturregime (Sponseller et al. 2001; Death & Joy 2004) beinhalten.

Überraschend ist die relativ geringe Korrelation zwischen dem Anteil landwirtschaftlicher Flächen und dem Bewertungsindex. Hierzu ist zu sagen, dass, auch wenn der direkte Zusammenhang eher niedrig ausfällt, dieser Art der Flächennutzung sehr wohl ein mitentscheidender Einfluss auf Biozöonosen zukommt, da zum einen die Ausdehnung landwirtschaftlicher Flächen in der Vergangenheit stets auf Kosten der bewaldeten Flächen erfolgte, zum anderen solche Aspekte wie das Vorhandensein von Uferrandstreifen oder die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung in den hier durchgeführten Analysen nicht thematisiert werden konnte – speziell die ackerbauliche Nutzung war in den untersuchten Flächen nur von untergeordneter Bedeutung. Diesbezügliche Aussagen von Studien aus den letzten Jahren weisen in einander konträre Richtungen: Während Roy et al. (2003) ebenfalls keine signifikanten Beziehungen zwischen Landwirtschaft und biologischen Kenngrößen ermitteln konnte, weisen andere Autoren dies eindeutig nach (z. B. Carter et al. 1996; Richards et al. 1996).

Mit Hilfe der drei vorgestellten Modelle ist es möglich, ausgehend von acht Umweltvariablen (drei Strukturparameter, 4 Nutzungsvariablen sowie der mittleren Quellhöhe) das Ergebnis der biozönotischen Bewertung mit einer Unsicherheit von etwa 0,05 Einheiten abzuschätzen (Breite einer ökologischen Zustandsklasse = 0,20 Einheiten); die Kenngrößen des Gesamtmodells weisen Unsicherheiten im Bereich zwischen 5 % und 8 % auf. Das primäre Ziel der Arbeiten sollte es jedoch nicht sein, die Bewertung anhand biologischer Qualitätskomponenten überflüssig zu machen, was allein schon unter Berücksichtigung des Textes der Wasserrahmenrichtlinie ausgeschlossen ist. Grundsätzlich kann ein solches Modell immer zweierlei Zwecken dienen: zum einen lässt es sich benutzen, um echte Vorhersagen zu treffen, zum anderen kann es die Bestätigung der Theorie sein, nämlich dann, wenn es zwischen Vorhersage und Beobachtung zu einer weitgehenden Kongruenz kommt (in diesem Fall: 90 %). Das Ziel war daher, die postulierten Zusammenhänge erstmalig quantitativ zu erfassen und die ermittelten Beziehungen mittels des Vorhersagemodells zu verifizieren. Hierfür stand unter anderem ein Set weniger Validationsdaten zu Verfügung, wobei die Genauigkeit des Vorhersagemodells bzgl. der Validationsdaten innerhalb der oben genannten Unsicherheiten lag.

Literatur

- Allan, J.D., Erickson, D.L., Fay, J. (1997): The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149-161.
- Death, R.G., Joy, M.K. (2004): Invertebrate structure in streams of the Manawatu-Wanganui region, New Zealand: the roles of catchment versus reach scale influences. *Freshwater Biology* 49: 982-997.
- Richards, C., Johnson, L.B., Host, G.E. (1996): Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 (Suppl. 1): 295-311.
- Roy A.H., Rosemond, A.D., Paul, M.J., Leigh, D.S., Wallace, J.B. (2003): Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology* 48: 329-346.
- Sponseller, R.A., Benfield, E.F., Valett, H.M. (2001): Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46: 1409-1424.
- Townsend, C.R., Arbuckle, C.J., Crowl, T.A., Scarsbrook, M.R. (1997): The relationship between land-use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchical scales approach. *Freshwater Biology* 37: 177-191.

Das C:N:P-Verhältnis von Periphyton und seine ökologische Relevanz für herbivore Makroinvertebraten

Patrick Fink^{1,2} & Eric von Elert¹

¹Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz, ²Aktuelle Adresse: Max-Planck-Institut für Limnologie, Abteilung Ökophysiologie, August-Thienemann-Strasse 2, 24306 Plön, e-mail: patrickfink@gmx.net.

Keywords: C:N:P Verhältnis, Gastropoda, Homöostase, ökologische Stöchiometrie, Periphyton, *Radix ovata*.

Einleitung

Die Nährstoffstöchiometrie von Algen, besonders das Verhältnis zwischen Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P) beeinflusst häufig die Futterqualität dieser Algen für planktische Herbivore mit ausgeprägt homöostatischem C:N:P-Verhältnis (Sterner & Elser 2002). Bisher gibt es jedoch fast keine Untersuchungen, inwieweit dieser im Plankton intensiv untersuchte Zusammenhang auch für benthische Nahrungsnetze eine Rolle spielt (Frost et al. 2003). Weder ist bekannt, ob herbivore Makroinvertebraten ähnlich wie Daphnien (Hessen & Lyche 1991) homöostatisch in Bezug auf das C:N:P-Verhältnis ihrer Körper sind, noch ob die Futterqualität des Periphyton für diese Herbivoren vom C:N:P-Verhältnis der benthischen Algen bestimmt wird. Hier präsentieren wir die Ergebnisse einer kombinierten Freiland- und Laborstudie, in der die Variation des C:N:P-Verhältnisses von Periphyton und Makroinvertebraten im Freiland über eine gesamte Wachstumsaison erfasst wurde. Aufbauend auf die Ergebnisse dieser Freilanddaten wurde ein Laborexperiment zur Futterqualität von benthischen Algen mit unterschiedlichem C:N:P-Verhältnissen für den benthischen Modellorganismus *Radix ovata* (Gastropoda) durchgeführt.

Material und Methoden

Freilandstudie

Die Freilandprobennahme wurde im Bodensee-Überlingersee in der Nähe des Limnologischen Instituts der Universität Konstanz durchgeführt. In einer Wassertiefe von 40 cm wurden von April bis Oktober 2003 einmal monatlich Makroinvertebraten eingesammelt. An den gleichen Probenahmedaten und -stellen wurden zusätzlich Periphytonproben mit einem „Brush-sampler“ (Peters et al. 2005) genommen. Anschließend wurden die Makroinvertebraten noch lebend in taxonomische Gruppen sortiert und nach Gefriertrocknung das C:N:P Verhältnis von Invertebratenkörpern und Periphytonproben gemessen (Details der Methodik siehe Fink et al. 2006).

Laborexperiment

Für das Laborexperiment wurde als Modellorganismus für einen von filamentösen Algen dominierten natürlichen Biofilm eine Reinkultur der benthischen, filamentösen Grünalge *Ulothrix fimbriata* (SAG 36.86) verwendet. *U. fimbriata* wurde nicht nur unter nährstoffgesättigten Bedingungen,

sondern auch unter N-, P- und P/N-Limitierung kultiviert (Fink & Von Elert, im Druck). Für die Versuche wurde das Medium durch Zentrifugation entfernt und die Algen mit filtriertem Bodenseewasser resuspendiert. Als typischer Weidegänger im Litoral von Seen und größerer Fließgewässer wurde der Modellorganismus *Radix ovata* (Pulmonata, Lymnaeidae) verwendet. *R. ovata* (Draparnaud) ist eine in Mitteleuropa sehr häufige, hermaphroditische Lungenschnecke, die sich hauptsächlich von Aufwuchsalgen auf Hartsubstraten ernährt und zu den dominanten Makroinvertebraten des Bodenseelitorals zählt (Baumgärtner 2004). Für die Versuche wurden juvenile *R. ovata* im Litoral des Bodensee-Überlingersee gesammelt und im Laborexperiment mit Algen aus verschiedenen Kulturen mit unterschiedlicher Nährstoffverfügbarkeit gefüttert. Das Experiment wurde bei 20°C in einer Klimakammer für 35 Tage durchgeführt, wobei die Schnecken täglich Futter in einer Konzentration von 2 mg Kohlenstoff pro Individuum und Tag erhielten. Aus den Messungen der Gehäuselänge vor und nach dem Experiment wurden Gehäuse-Wachstumsraten (als mm/Tag) berechnet (Details siehe Fink & Von Elert, im Druck).

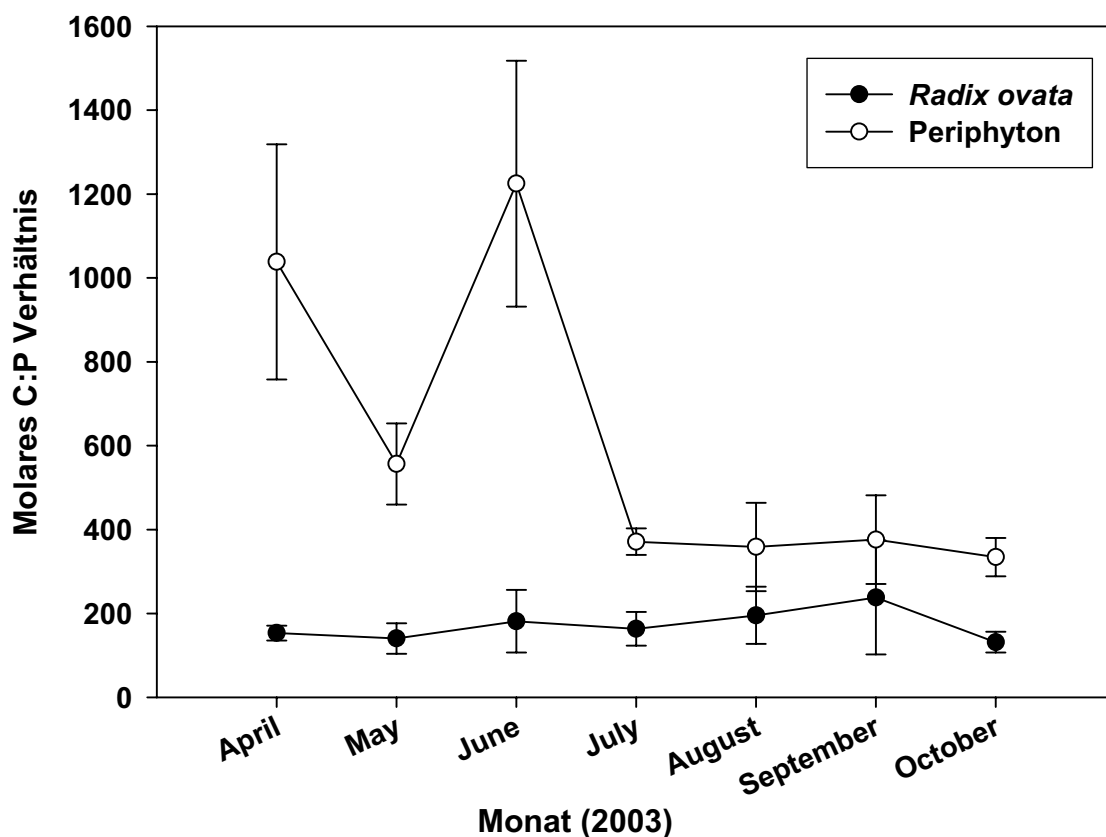


Abb. 1: Saisonaler Verlauf des molaren C:P Verhältnisses der herbivoren Schnecke *Radix ovata* (dunkle Punkte) und ihrer Haupt-Nahrungsquelle, dem Periphyton (helle Punkte) im Litoral des Bodensee-Überlingersee; Werte sind Mittelwerte aus n=4 Replikaten $\pm$ Standardabweichung.

Ergebnisse und Diskussion

Die Analyse der Freilandproben aus dem Bodenseelitoral zeigte, dass benthische Herbivore trotz beachtlicher zeitlicher und räumlicher Variationen im C:N:P Verhältnis ihrer Ressource, des Periphyton, ein relativ konstantes C:N:P Verhältnis in ihren Körpern erhalten. Exemplarisch ist diese Diskrepanz in Abbildung 1 für das C:P-Verhältnis von Bodenseeperiphyton und der pulmonaten

Gastropodenart *Radix ovata* (Draparnaud) dargestellt. Weitere Makrozoobenthos-Taxa finden sich bei Fink et al. (2006). Daher können wohl auch die meisten benthische Invertebraten als im wesentlichen homöostatisch (in Bezug auf ihr Körper-C:N:P-Verhältnis) betrachtet werden.

Im folgenden Laborexperiment wurde dann exemplarisch an *R. ovata* untersucht, ob sich diese Diskrepanz zwischen Nährstoffgehalt zwischen Ressource und Konsument negativ auf das Wachstum herbivorere Makroinvertebraten auswirken kann. Insbesondere untersuchten wir das Potential von P-verarmten, N-verarmten oder P- und N-verarmten Primärproduzenten das Wachstum von *R. ovata* zu limitieren. Wie man an den in Tabelle 1 dargestellten Größenzuwächsen der Schnecken-Gehäuse ablesen kann, hatte die Nährstoffverfügbarkeit im Algenmedium einen starken Einfluss auf das Wachstum der mit diesen Algen gefütterten juvenilen *R. ovata*. Schnecken, die mit P- und N-gesättigten Algen gefüttert wurden, wuchsen signifikant schneller (Einwege-Varianzanalyse: $F_{3, 59} = 114,0$, $p < 0,0001$) als mit nährstofflimitierten Algen gefütterte Schnecken. Die Futterqualität hat also großen Einfluss auf das Wachstum juveniler Schnecken. Überraschenderweise scheint die Futterqualität (hier die P- und N-Verfügbarkeit im Futter) sogar noch wichtiger für das Schneckenwachstum zu sein, als die verfügbare Futtermenge (Fink & Von Elert, *im Druck*).

Tab. 1: Gehäuselängen-Zuwachsraten (mm pro Tag) von *Radix ovata* bei Fütterung mit nährstoff-gesättigt bzw. nährstofflimitiert kultivierten Grünalgen (*Ulothrix fimbriata*) im Laborexperiment.

Nährstoffe in Algenkultur		Gehäuse-Wachstumsrate	Standardabweichung
P	N	mm / Tag	
+	+	0.220	0.027
+	-	0.100	0.023
-	+	0.010	0.010
-	-	0.018	0.018

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass eine geringe Verfügbarkeit von N und besonders P das Wachstum juveniler Schnecken stark limitieren kann. Die im Laborexperiment angebotenen C:N und C:P Verhältnisse der Algen waren in demselben Bereich wie sie während der Sommermonate auch im Freiland gemessen werden konnten (Abbildung 1) und verdeutlichen daher die ökologische Relevanz dieses Befundes (Fink & Von Elert, *im Druck*).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Nährstoffstöchiometrie von Algen, besonders das Verhältnis zwischen Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P) beeinflusst häufig die Futterqualität dieser Algen für planktische Herbivore mit ausgeprägt homöostatischem C:N:P-Verhältnis. Bisher war jedoch weitgehend unbekannt, inwieweit dieser im Plankton intensiv untersuchte Zusammenhang auch für benthische Nahrungsnetze eine Rolle spielt.

Hier konnten wir zeigen, dass geringe Verfügbarkeit von N und/oder P im Periphyton (wie sie auch im Freiland zeitweise vorliegt) zu signifikant verringertem Wachstum von *R. ovata* führen kann. Diese Beeinträchtigung des trophischen Transfers von Primärproduktion zu Herbivoren könnte bei

den im Freiland beobachteten geringen Nährstoffgehalten des Periphyton während der Sommermonate einen massiven Einfluss auf das gesamte benthische Nahrungsnetz haben.

Danksagung

Wir danken C. Gebauer, P. Merkel und O. Walenciak für die Nährstoffanalysen und S. Boekhoff für Hilfe mit dem Laborexperiment. Diese Studie war Teil einer Dissertation im Rahmen des Sonderforschungsbereichs SFB 454 – Bodenseelitoral und wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanziert.

Literatur

- Baumgärtner, D. (2004): Principles of macroinvertebrate community structure in the littoral zone of Lake Constance. Dissertation, Universität Konstanz.
- Fink, P., Peters, L., Von Elert, E. (2006): Stoichiometric mismatch between littoral invertebrates and their periphyton food. *Archiv für Hydrobiologie* (im Druck).
- Fink, P., Von Elert, E. (2006): Stoichiometric constraints in benthic food webs: nutrient limitation and compensatory feeding in the freshwater snail *Radix ovata*. *Oikos* (im Druck).
- Frost, P.C., Stelzer, R.S., Lamberti, G.A., Elser, J.J. (2003a): Ecological stoichiometry of trophic interactions in the benthos: Understanding the role of C:N:P ratios in lentic and lotic habitats. *Journal of the North American Benthological Society* 21: 515-528.
- Hessen D.O. & Lyche A. (1991): Inter- and intraspecific variations in zooplankton element composition. *Archiv für Hydrobiologie* 121: 343-353.
- Peters L., Scheifhacken N., Kahlert M. & Rothhaupt K.-O. (2005): An efficient in situ method for sampling periphyton communities in lakes and streams. *Archiv für Hydrobiologie* 163: 133-141.
- Sterner R.W., Elser J.J. (2002): Ecological stoichiometry: the biology of elements from molecules to the biosphere. Princeton University Press, Princeton.

Einfluss von aquatischen Pilzen auf den Laubabbau von *Gammarus roeseli* im Bodensee-Litoral

C. Aßmann & E. von Elert

Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78343 Konstanz

E-mail: christine.assmann@uni-konstanz.de

Keywords: *Gammarus roeseli*; Invertebraten; Shredder; Laubabbau; Dekomposition; Nahrungswahl; Konditionierung; Bodensee-Litoral; aquatische Pilze

Einleitung

Gammarus roeseli ist der wichtigste Shredder-Organismus in der detritus-basierten Nahrungskette im Bodensee-Litoral. Das Laub, das den Shreddern als Nahrung dient, wird von der Ufervegetation saisonal in den See eingetragen, und, unter anderem, von den Shreddern abgebaut. Es ist aus Fließgewässern bekannt, dass Invertebraten wie Gammariden von aquatischen Pilzen kolonisiertes Laub frischem Falllaub vorziehen (Bärlocher, 1982; Bärlocher & Kendrick, 1973; Graca et al. 2001). Um dieses auch für den Bodensee zeigen zu können, wurde ein Präferenztest für *G. roeseli* mit im Litoral konditioniertem Laub durchgeführt. Außerdem wurde die elementare Zusammensetzung dieses Laubs bestimmt. Von konditioniertem Laub, für das *G. roeseli* eine maximale Fraßrate zeigte, wurden aquatische Pilze isoliert und in Kultur gebracht.

Material und Methoden

Im Sommer 2005 wurde Schwarzerlenlaub im Litoral des Bodensees ausgebracht. Aus diesem Laub wurden wöchentlich Unterproben entnommen und in standardisierte Präferenztests mit *G. roeseli* eingebracht. Parallel wurde Schwarzerlenlaub in Leitungswasser (Durchfluß, 3 l/min) konditioniert und Laub, das in Leitungswasser eingeweicht (3d) war, autoklaviert. Aus den unterschiedlich behandelten Laubsorten wurden Blattscheiben (D = 14 mm) ausgestochen und das Nassgewicht dieser bestimmt. Pro Versuchsansatz wurden 1 *G. roeseli* (Größe 5,0-7,5 mm) und je 1 Blattscheibe der drei unterschiedlich konditionieren Laubblätter für bis zu 48 h inkubiert und 15-18fach repliziert. Aus dem Restgewicht (Nassgewicht) der einzelnen Blattscheiben und der Fraßdauer wurde in jedem Ansatz die Fraßrate für das konditionierte Blattmaterial bestimmt. Außerdem wurde für das im Litoral konditionierte Blattmaterial der partikuläre organische Kohlenstoff und Stickstoff bestimmt.

Am Tag 21, an dem die stärkste Fraßrate für das im Litoral konditionierte Laub festgestellt werden konnte, wurden Blattstücke auf Wasseragar (mit Antibiotika) aufgelegt. Die aus den Blattstücken auswachsenden, morphologisch unterschiedlichen Pilzhyphen, wurden dann auf Malzextraktagar überimpft. Hiernach wurde die „Pancake“-Methode angewandt, um die aquatischen Pilze von Bakterien zu befreien. Dann erfolgte eine morphologische Einteilung der aquatischen Pilze.

Ergebnisse und Diskussion

Die individuelle Fraßraten für im See konditioniertes, für mit Leitungswasser konditioniertes und für autoklaviertes Blattmaterial (Abb. 1) zeigt einen saisonalen Verlauf. Die Fraßrate erreicht für im See konditioniertes Blattmaterial am Tag 21 mit deutlich über 0,8 mg/h ihren höchsten Wert. Die Fraßrate für im See konditioniertes Blattmaterial ist tendenziell verschieden von den Fraßraten für die anderen Laubsorten. Es besteht Möglichkeit, dass die höhere Fraßrate auf eine saisonale Veränderung der Nahrungsinhaltsstoffe (Elemente) zurückzuführen ist (Webster & Benfield, 1986). Aus der Literatur ist bekannt, dass der Stickstoffgehalt des Laubs im Verlauf seiner Dekomposition zunimmt und sein Gehalt an Kohlehydraten abnimmt (Rong & Bärlocher 1995). Um zu zeigen das die Inhaltsstoffe des Blattmaterials keinen Einfluss auf die Fraßrate haben, wurden der Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt pro Milligramm Trockengewicht bestimmt.

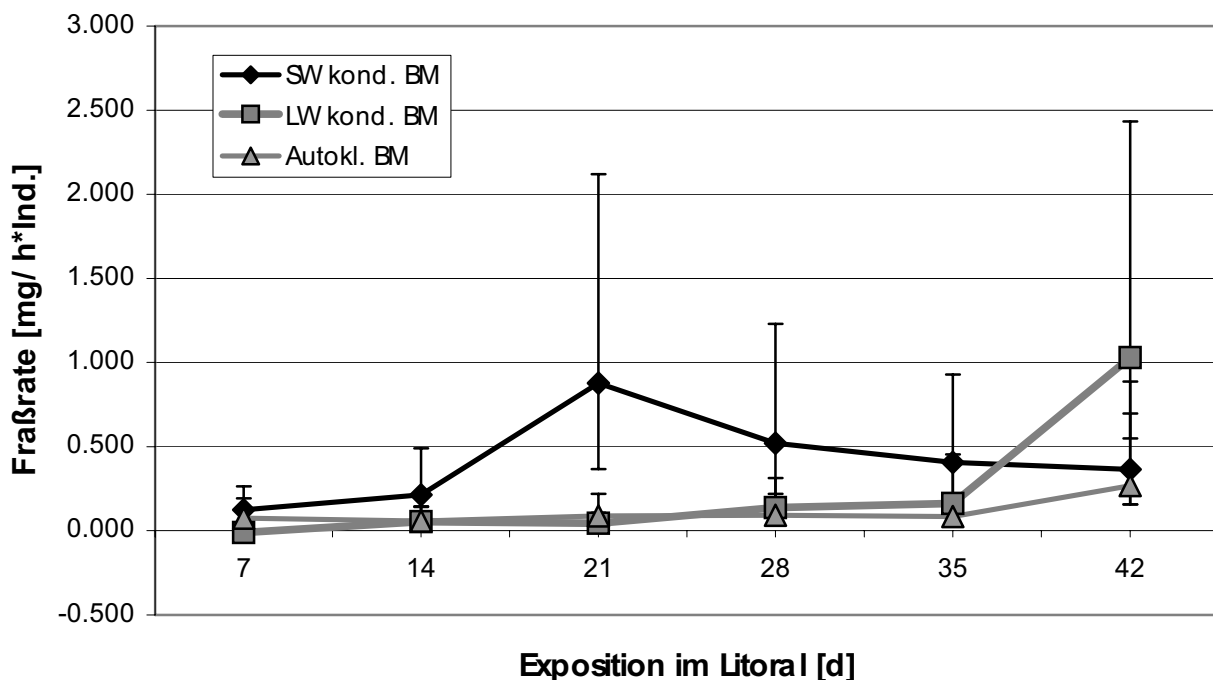


Abb. 1: Mittlere individuelle Fraßrate für konditioniertes Blattmaterial im saisonalen Verlauf.
Mittelw. $\pm$ 95% Vertrauensbereich (n = 15-18)

Der Zeitpunkt der höchsten Fraßrate (21d) für das im See konditionierte Blattmaterial fällt weder mit dem höchsten Wert für den Kohlenstoffgehalt (Abb. 2) noch mit dem höchsten Wert für den Stickstoffgehalt (Abb. 3) zusammen. Dies lässt erkennen, dass der Kohlenstoffgehalt und der Stickstoffgehalt für das im Litoral konditionierte Blattmaterial für die maximale Fraßrate von *G. roeseli* am 21. Tag keine Rolle spielen. Da weder der Kohlenstoff- noch der Stickstoffgehalt des konditionierten Blattmaterials der Grund für die gesteigerte Fraßrate waren, wurden die aquatischen Pilze, die das Laub besiedelten, untersucht. Diese wurden isoliert und morphologisch eingeteilt. Einige Morphotypen der aquatischen Pilze konnten als Oomyceten identifiziert werden.

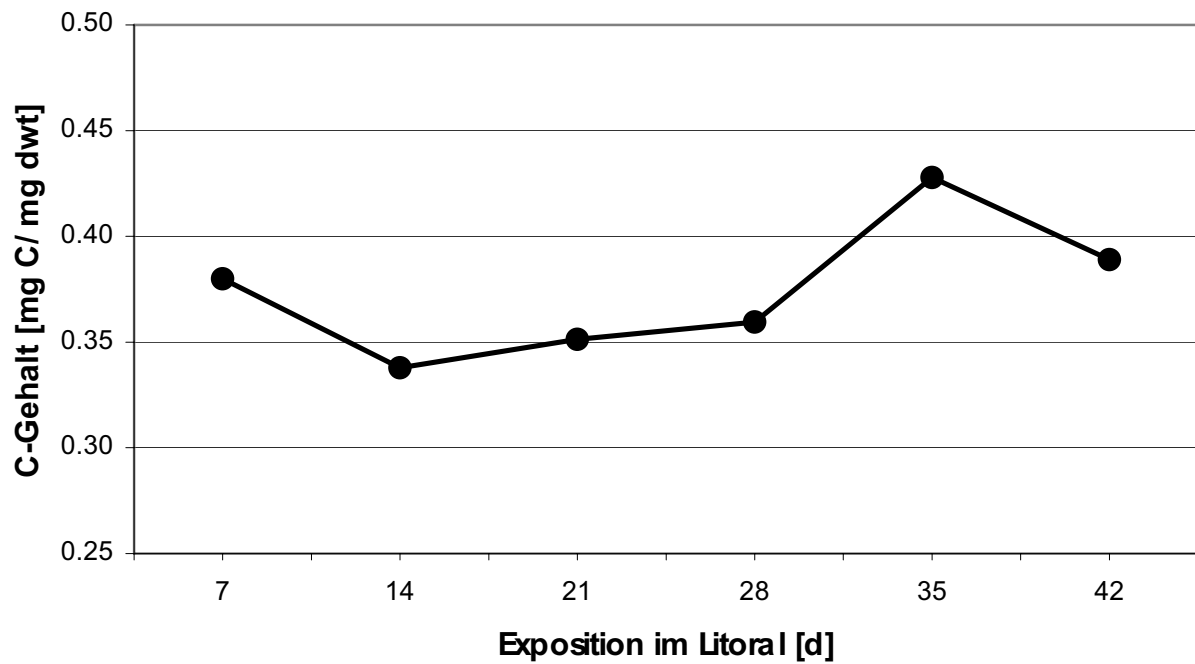


Abb. 2: Saisonaler Verlauf des Kohlenstoffgehaltes des im See konditionierten Blattmaterials (Mittelwert n = 2 Analysen)

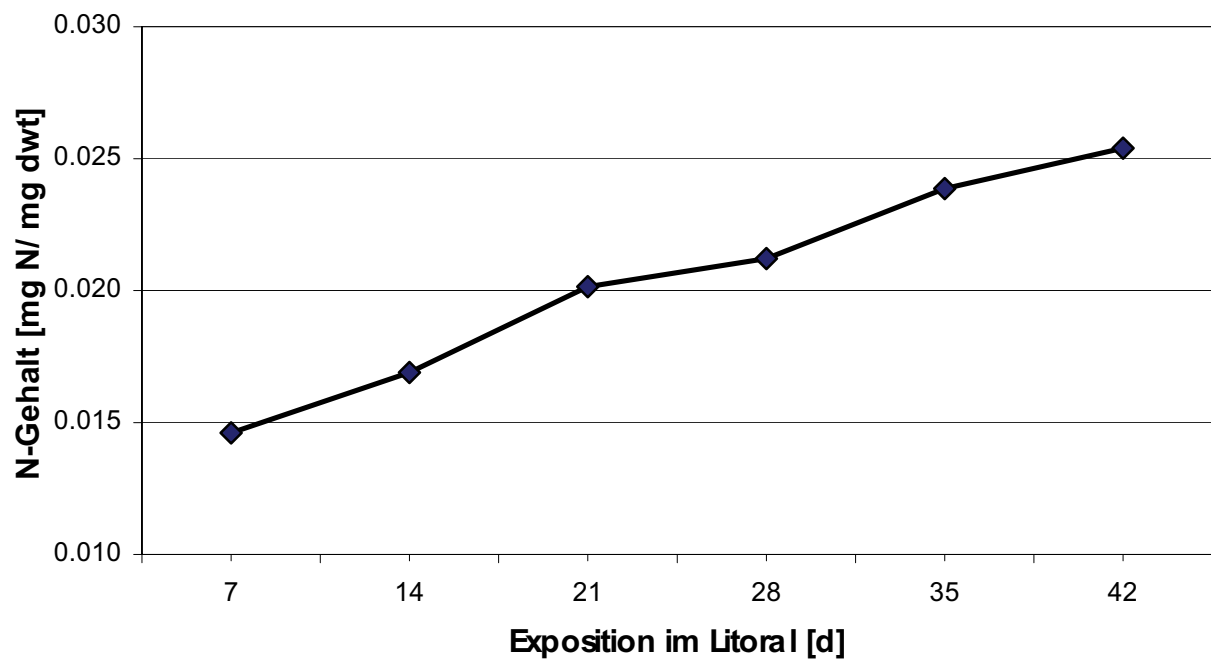


Abb. 3: Saisonaler Verlauf des Kohlenstoffgehaltes des im See konditionierten Blattmaterials (Mittelwert n = 2 Analysen)

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

G. roeseli zeigte für das im Litoral konditionierte Laub am Tag 21 die größte Fraßrate, diese lag deutlich über den Fraßraten der beiden anderen Laubsorten.

Die Auswertung der C:N Zusammensetzung des im Litoral konditionierten Laubs zeigte keinen direkten Zusammenhang zwischen diesen Nahrungsinhaltsstoffen und der Fraßrate für das Blattmaterial.

Man kann annehmen, dass die maximale Fraßrate von *G. roeseli* am 21. Tag von im Litoral konditioniertem Laub auf dessen Besiedlung mit aquatischen Pilzen zurückgeführt werden kann.

Literatur

- Bärlocher, F. (1982): The contribution of fungal enzymes to the digestion of leaves by *Gammarus fossarum* Koch (Amphipoda). *Oecologia* 52: 1-4.
- Bärlocher, F., Kendrick, B. (1973): Fungi and food preferences of *Gammarus pseudolimnaeus*. *Archiv für Hydrobiologie* 72(4):501-516.
- Graca, M.A.S., Cressa, C.; Gessner M.O., Feio, M.J., Callies, K. A. & Barrios, C. (2001): Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwater Biology* 46: 947-957.
- Rong, Q. & Bärlocher, F. (1995): Food selection in three leaf-shredding stream invertebrates. *Hydrobiologia* 316: 173-181.
- Webster, J.R., Benfield, E.F. (1986): Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:567-594.

- DEXHEIMER, K., POEPPERL, R. & MEYER, E.I.: Autökologische Aspekte von Ichthyozönosen in Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes
- SAUER, V., MEYER, E.I. & RISS, H.W.: Die Bedeutung der Sauerstoffversorgung für das Wachstum der Larven des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) während der Embryonalentwicklung
- IMHOLT, C., YOUNGSON, A., MALCOLM, I.A. & MEYER, E.I.: Effects of single and repeated events of low oxygen on embryos of Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.)
- IMHOLT, C., YOUNGSON, A., MALCOLM, I.A. & MEYER, E.I.: Variability of oxygen saturation in the interstitial of spawning habitats of the Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in a near pristine river in the Scottish Highlands
- KANDLER, R. & SCHIRMER, M.: Die gewässerökologische Funktion des Rechten Nebenarms für die Fischbrut der Unterweser
- WACKER, N. & FISCHER, P.: Weshalb verlassen die juvenilen Quappen das Litoral?
- PITSCH, M., KAHL, U., RADKE, R. & BENNDORF, J.: Biomanipulation mit Seeforellen: Raum-zeitliche Verteilungsmuster von Räuber und Beute

Autökologische Aspekte von Ichthyozönosen in Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes

Kai Dexheimer¹, Rainer Poepperl² & Elisabeth I. Meyer³

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, ¹kai_dexheimer@yahoo.de; ²poepperl@uni-muenster.de; ³meyere@uni-muenster.de

Keywords: Norddeutsches Tiefland, Fische, Fischgemeinschaften, multivariate Analyse

Einleitung

Die faunistische Struktur in Bächen und Flüssen unterliegt vielen ineinander greifenden Mechanismen, die auf unterschiedlichste Weise Auswirkungen auf das Arteninventar des Gewässers haben. Fische stellen einen hochmobilen Teil dieser faunistischen Zusammensetzung von Oberflächengewässern dar. Abundanz und Vergesellschaftungsformen der einzelnen Fischarten sind an viele Parameter verknüpft und Schwankungen im Reproduktionserfolg werden in hohem Maße durch abiotische Faktoren verursacht (MILLS & MANN 1985). Zusätzlich bestimmen abiotische Parameter in einer spezifischen geographischen Region die relative Intensität der Prädation und so indirekt die Zusammensetzung des Beutefischspektrums. Die Prädation von Fischen gilt damit ebenfalls als dominanter Strukturfaktor in Ichthyozönosen (JACKSON et al. 2001). In der vorliegenden Studie wird nunmehr der Frage nachgegangen, welche Umweltparameter sich auf die Zusammensetzung einer Ichthyozönose auswirken. Diese abiotischen wie auch biotischen Faktoren können sich einzeln bzw. über Wechselwirkungen mit anderen Einflussgrößen auf das Arteninventar auswirken. Diese Arbeit stellt eine Ergänzung zu Untersuchungen der LAWA, dem FAME-Projekt (z.B. GRENOUILLET et al. 2004) bzw. den verschiedenen beteiligten Landesumweltämtern dar. Alle beteiligten Bundesländer sind daran interessiert, dass die von ihnen erhobenen und zur Verfügung gestellten Daten zu einem besseren Verständnis über die Zusammenhänge zwischen rezentem Fischarteninventar, historisch potentiell vorkommenden Taxa und vorherrschenden abiotischen und biotischen Parametern führt. Die daraus gewonnen Erkenntnisse lassen mögliche verbessernde Maßnahmen im Hinblick auf den in der EG-WRRL geforderten guten ökologischen Zustand europäischer Fließgewässer im Jahre 2015 zu.

Material und Methoden

Datengrundlage

Untersuchungsgebiet ist das Norddeutsche Tiefland als naturgeographisch einheitlicher Raum. Die beprobten Gewässer liegen in Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen-Anhalt. Die zugrunde liegenden Fisch- und Abiotikadaten wurden von dem ehemaligen Niedersächsischen Landesamt für Ökologie; dem Landesamt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW, dem Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-

Holstein, der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern und dem Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow bereitgestellt.

Biotische Klassifikation

In der vorliegenden Studie wurden diejenigen im Norddeutschen Tiefland vorkommenden Fließgewässerfischarten für die eingehende biotische Klassifizierung in ökologische Gilden nach DUBLING et al. (2004) eingeteilt, die auch im Hinblick auf eine Fließgewässerbewertung gemäß EG-WRRL aussagekräftig sind. Da Fischarten dazu neigen, in ihrem Lebenszyklus von der Larve zum adulten Tier die Gilden zu wechseln bzw. in fischarmen Regionen wie dem Norddeutschen Tiefland die sensitiven stenöken Gilden häufig nur durch eine Art vertreten sein können (DUBLING et al. 2004), sind weitere Klassifizierungen notwendig. Daten zu physikalisch-chemischen Parametern der untersuchten Gewässerabschnitte sowie Informationen zur Gewässerstrukturgüte im Untersuchungsabschnitt werden mit den Fischerhebungen verknüpft. Die Motivation liegt in einem objektiven Versuch zur Identifikation von Mustern in Artgemeinschaften und ihre Beziehung zu den gegebenen Umweltfaktoren begründet.

Multivariate Analyse

Um ein standardisiertes Verfahren zur Datenauswertung zu erlangen, mussten die Rohdaten sowohl bei den Fischerhebungs- wie auch den Abiotik- und Strukturparametern spezifiziert werden. Bei den einzelnen Probestellen der Fischerhebungen wurden diejenigen ausgeslektiert, bei denen keine eindeutige geographische Identifizierung anhand von Koordinaten (Rechts- und Hochwert) möglich war. Ebenfalls zum Ausschluss führten nicht vorhandene Abiotik- und Strukturparameter einzelner Probestellen sowie unterrepräsentative Erhebungen mit weniger als 5 Taxa. Die in die multivariate Analyse eingehenden zwei Datenmatrizen der Fischerhebungen und der abiotischen Parameter beinhalteten sowohl ordinale wie auch numerisch strukturierte Datensätze. Die ursprünglich in absoluten Fangzahlen jeder Art aufgeführten Fischerhebungen wurden zur besseren statistischen Auswertung in Abundanzklassen eingeteilt. Die qualitative Beschreibung der einzelnen Ausprägungen in den Rohdatensätzen der Abiotik- und Strukturparameter wurde in eine quantitative Skalierung umgewandelt. In einigen Fällen wurden Erhebungsstellen mehrfach beprobt, was eine Mittelwertberechnung in beiden Datenmatrizen nach sich zog, um auch die Auswirkungen der auftretenden jahreszeitlichen Schwankungen in der statistischen Analyse zu minimieren. Die Beprobungsstrecken der einzelnen Fischerhebungen waren häufig unterschiedlich lang (von 100 m – 3000 m), so dass eine mittlere Beprobungsstrecke von 500 m als Grundlage diente. Die absoluten Fangzahlen wurden auf diesen Wert ab- bzw. aufskaliert. Die multivariaten Gradientenanalysen wurden mit dem Programmpaket „CANOCO 4.5“ durchgeführt. Die graphische Darstellung erfolgte mittels Biplots in dem Programm „Canodraw 4.0“. Die zu diesem Zeitpunkt vorliegenden Ergebnisse sollen am Beispiel des Bundeslandes Niedersachsen, als Zentrum des Norddeutschen Tieflandes, im folgenden dargestellt werden.

Ergebnisse

Biotische Klassifizierung

Die an den Probestellen erfassten Fischarten wurden in einem ersten Arbeitsschritt einer biotischen Klassifikation unterzogen. Dabei wurden die unterschiedlichen Präferenzen und Gildeneinteilungen der verschiedenen Arten berücksichtigt (Abb. 1). Für das Bundesland Niedersachsen zeigt sich eine deutliche Unterteilung in einen rhithralen Teil der Ichthyozönose mit insgesamt 8 Spezies und einen potamalen mit 33 Arten. Innerhalb dieser Potamalfauna lassen sich weitere Untergliederungen

vornehmen, was insgesamt zu einer Clusterung von rheophilen, eurytopen und stagnophilen Potamolithen führt. Ziel dieser und weiterer biotischer Klassifizierungen ist es, in der anschließenden multivariaten Analyse unter Einbeziehung abiotischer Parameter Häufigkeitsmuster und typische Vergesellschaftungen wiederzuerkennen bzw. die Unterschiede zu erklären.

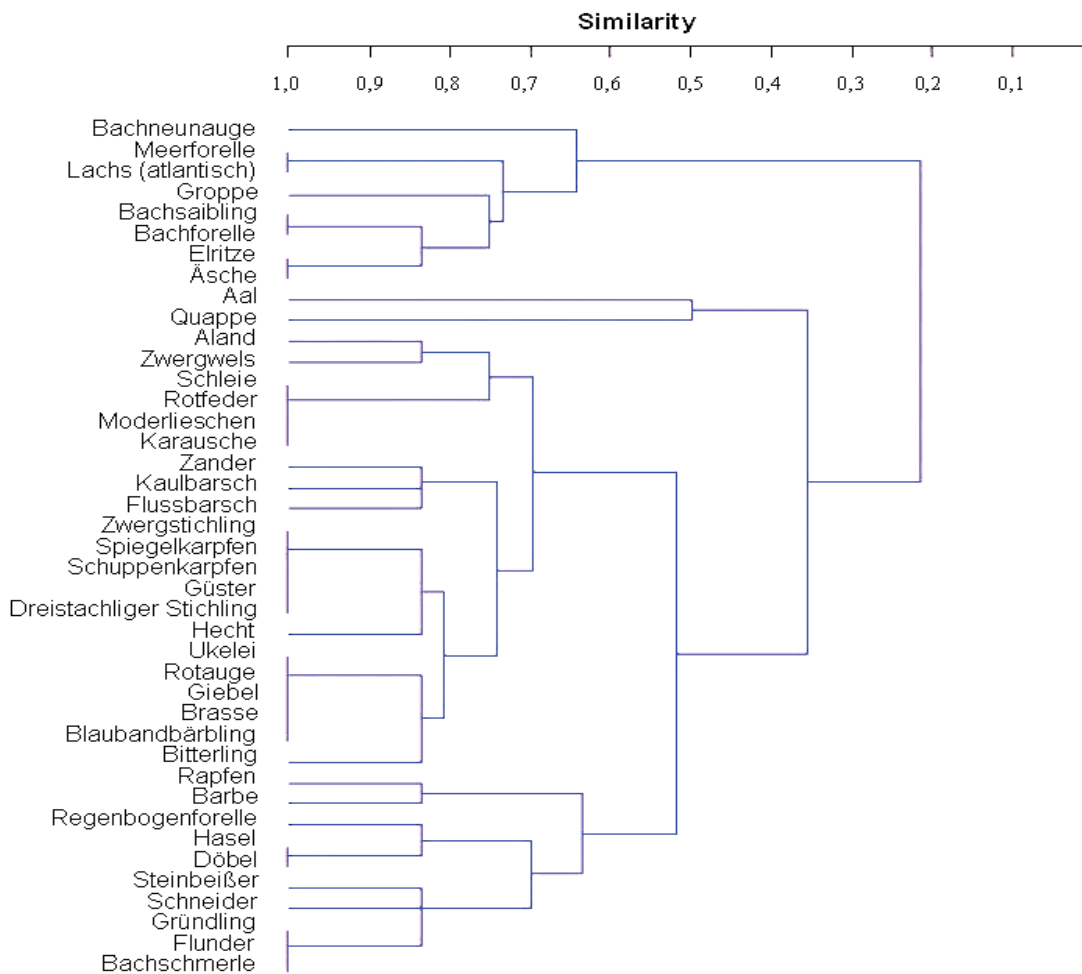


Abb. 1: Klassifizierung niedersächsischer Tieflandfischarten mittels Clusteranalyse (nach Hamming) hinsichtlich der Kriterien Habitat-, Strömungs- und Temperaturpräferenz sowie Reproduktionsstrategie, Trophiegruppe und Mobilitätsverhalten.

Multivariate Analyse

Von den in Niedersachsen eingeflossenen 32 chemischen und strukturellen Parametern wurden durch die statistischen Vortests insgesamt 24 ausselektiert. Mit dem Faktor „Leitfähigkeit“ war hier zum einzigen Mal ein physiko-chemischer Parameter signifikant und ist mit in die Analyse eingegangen. Insgesamt erklärt das Diagramm 10,3 % der totalen Varianz der Häufigkeitsmuster. Die 8 signifikanten Umweltfaktoren wiederum erklären 67,9 % der Varianz der gewichteten Häufigkeiten der niedersächsischen Fischartengemeinschaft. Die Eigenwerte zeigen für die ersten beiden Achsen Zahlen von 0.062 und 0.042. Im Gegensatz dazu zeigen die Achsen drei und vier nur Eigenwerte von 0.025 und 0.015. Insgesamt beinhalten die Erhebungen in den Fließgewässern des niedersächsischen Tieflands 42 Fischarten, die sich im imaginären Habitatraum je nach ökologischen Optima verteilen. Die Parameter „Wasserführung“ und „Uferart“, welche sich im dritten Quadranten befinden, stellen zwar signifikante Umweltfaktoren dar, aber die Fischarten (Ausnahme: Zander) korrelieren kaum mit ihnen (Abb. 2). Die zwei für Unterläufe der Fließgewässer typischen Parameter

„Breite“ und „lenitisch-phytale Habitate“ haben im ersten Quadranten ihre stärkste Ausprägung. Zugleich liefern die „lenitisch-phytalen Habitate“, zusammen mit der „Leitfähigkeit“, den höchsten Erklärungsbeitrag zur vertikalen Achse.

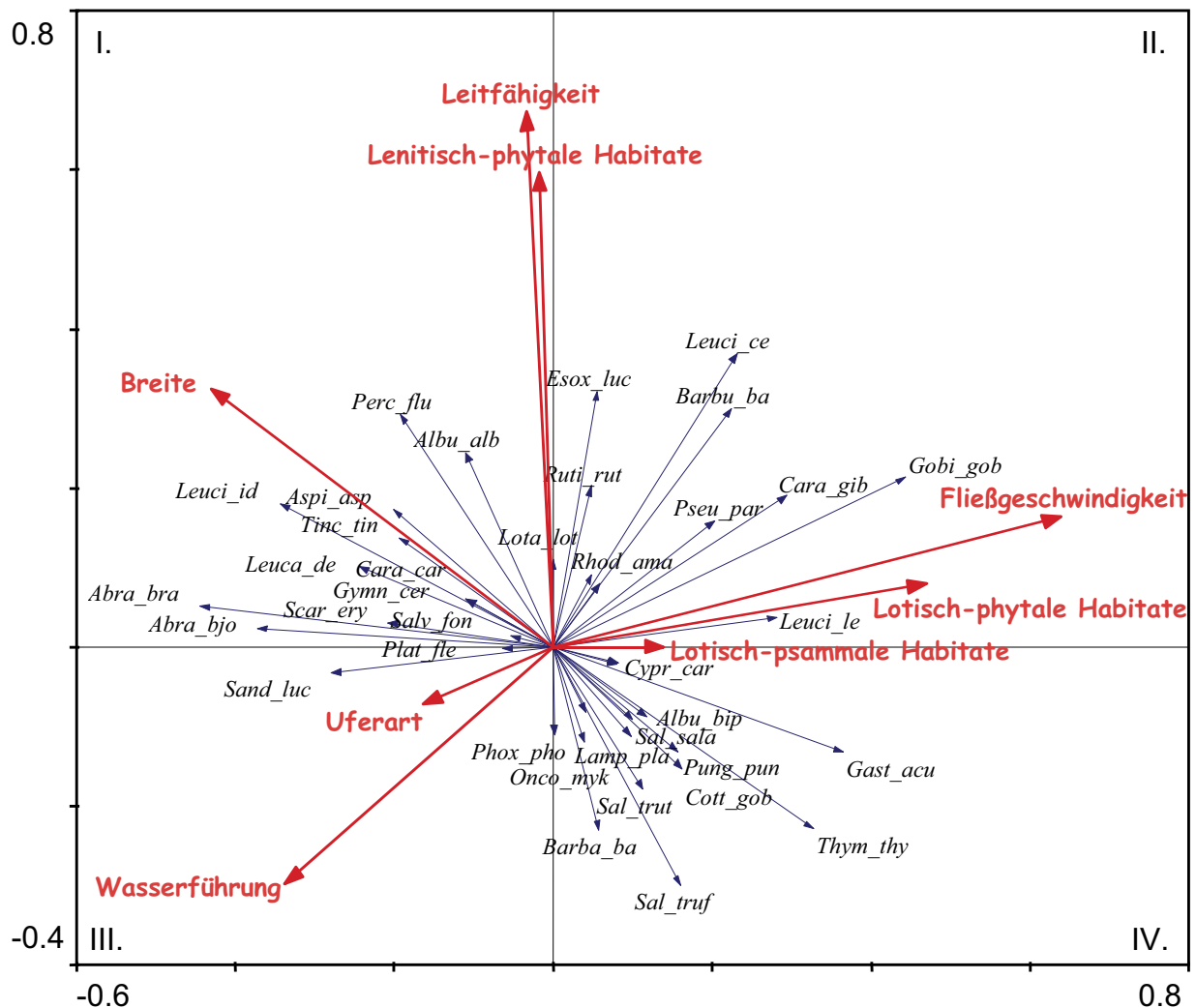


Abb. 2: Redundanzanalyse (RDA) mit Arten und signifikanten Umweltfaktoren der niedersächsischen Tieflandfließgewässer. Dargestellt sind die maximal varianzerklärenden Arten.

Allerdings korrelieren auch hier nur wenige Fischarten mit den beiden Parametern. Neben dem phytophilen Hecht und dem Rotaugen zeigen Quappe und Bitterling eine erhöhte Präferenz in Richtung dieser Parameter, allerdings ist die Länge ihrer Artvektoren eher gering. Dem Faktor „Breite“ liegen hingegen viele Cypriniden-Arten an. Dazu gehören Stillwasserarten wie Schleie, Rotfeder und Moderlieschen ebenso wie Unterlaufarten wie Aland, Brasse und Güster. Zusätzlich befindet sich der piscivore Rapfen in dieser Clusterung der eher breiteren Gewässern zugeneigten Fischarten (Abb. 2). Demgegenüber liefern die drei Parameter „Fließgeschwindigkeit“, „lotisch-phytale“ und „lotisch-psammale“ Habitate den höchsten Erklärungsbeitrag zur horizontalen Achse. Die rheophilen Arten Gründling und Hasel zeigen in diesem Bereich die stärksten Korrelationen. Im vierten Quadranten gibt es keine Ausprägung eines eingeflossenen Umweltparameters, allerdings eine Anhäufung fast aller in der vorliegenden Ichthyozönose vorkommenden rheitralen Arten. Neben den Salmoniden Lachs, Bach- und Meerforelle sind dies Äsche, Groppe, Elritze, Bachneunauge und Schneider. Zusätzlich haben in diesem Bereich die beiden Stichlingsarten sowie Barbe und Regenbogenforelle ihre ausgeprägtesten Häufigkeitsmuster in Bezug auf ihren optimalen Lebensraum. Alle diese Arten korrelieren stark negativ mit dem Strukturparameter „Breite“.

Diskussion

Der Einfluss von biotischen und abiotischen Parametern hängt stark vom räumlichen Maßstab der Untersuchung ab. In terrestrischen wie auch aquatischen Systemen steigt die Habitat- und Umwelt-heterogenität mit dem räumlichen und zeitlichen Maßstab (ZALEWSKI & NAIMAN 1984). Wie aus den ersten Auswertungen zu erkennen ist, haben chemische Parameter nur in seltenen Einzelfällen einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Ichthyozönose. Weitaus stärker scheinen einzelne Habitatfaktoren die Häufigkeitsmuster der einzelnen Fischarten zu beeinflussen. So zeigen alle bisherigen Auswertungen eine erhöhte Affinität der Arten zu spezifischen Habitatkriterien wie Substratheterogenität oder Sohlstrukturen. Deutliche Wirkungen auf die Verteilung der Arten haben auch Parameter wie Fließgeschwindigkeit und Flussbreite, was sich schon in der biozönotische Gliederung der Fließgewässer nach Illies (1961) widerspiegelt. Biotische Interaktionen und die Populationsdynamik beziehen sich deutlich auf Variationen in den abiotischen Komponenten (POWER et al. 1988). Die in den einleitend erstellten biotischen Klassifikationen auftretenden ökologischen Ähnlichkeiten und Vergesellschaftungen lassen sich in den multivariaten Analysen zum Teil wiedererkennen. Sowohl Co-Existenz als auch typische Räuber-Beute Netze werden in den Auswertungen deutlich. Im Gegensatz dazu zeigen die Analysen auch Parameter, die in der Literatur als weniger strukturbindend beschrieben werden. In diesem Fall scheint eine Adaption der Arten an einen weniger optimalen Standort wahrscheinlich. Auch niedrige Abundanzen und das Fehlen einiger Fischarten muss in diesen Fällen noch weiter interpretiert und untersucht werden. Ziel ist es, eine für das gesamte Norddeutsche Tiefland geltende Aussage treffen zu können, welche abiotischen Parameter den größten Einfluss haben.

Danksagung

Besonderer Dank gilt dem ehemaligen Niedersächsischen Landesamt für Ökologie; dem Landesamt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW, dem Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern und dem Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow für die Bereitstellung der Fisch- und Abiotikdaten.

Literatur

- Dußling, U., Bischoff, A., Haberbosch, R., Hoffmann, A., Klinger, H., Wolter, C., Wysujack, K., Berg, R. (2004): Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. - Abschlussbericht, allgemeiner Teil: Grundlagen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Fischfauna. - Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg.
- Grenouillet G., D. Goffaux, P. Kestemont, N. Roset, J. Breine, I. Simoens, de Leeuw J. (2004) : Using fish assemblages to assess ecological condition of European rivers in Western Highlands and Western Plains. Proceedings of the 5th International Symposium on Ecohydraulics, September 12-17 2004, Madrid. Volume 1, p. 165-171.
- Illies, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 46: 205-213.
- Jackson, A. J., Peres-Neto, P. R., Olden, D. O. (2001): What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spital factors. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 157-170.
- Mills, C. A., Mann R. H. K. (1985): Environmentally-induced fluctuation in year-class-strength and their implications for Management. - Journal of Fish Biology 34: 111-118.
- Power, M. E., Stewart, A. J., Matthews, W. J. (1988): Grazer control of algae in an Ozark mountain stream: effects of short-term exclusion. - Ecology 69: 1894-1898.
- Zalewski, M., Naiman, R. J. (1984): The regulation of riverine fish communities by continuum of abiotic-biotic factors. - In: Alabaster, J. S. (Hrsg.). Habitat modification and freshwater fisheries. Batterworth Scientific Ltd., London.

Die Bedeutung der Sauerstoffversorgung für das Wachstum der Larven des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) während der Embryonalentwicklung

Vanessa Sauer, Elisabeth I. Meyer & H. Wolfgang Riss

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, vanessasauer@gmail.com, meyere@uni-muenster.de, riss@uni-muenster.de

Keywords: Atlantischer Lachs (*Salmo salar* L.), Interstitial, Sauerstoffbedarf, Embryonalentwicklung, Kiemen, Blutdurchflussrate

Einleitung

In potentiellen Lachslaichhabitaten wie zum Beispiel im Ruhrsystem und in anderen nordrhein-westfälischen Flüssen konnten zunehmend Sauerstoffkonzentrationen im Interstitialwasser von 5 bis 7 mg/l nachgewiesen werden, welche in der Literatur als letale Grenzwerte für die erfolgreiche Entwicklung von Lachsembryonen (Ingendahl 2001, Niepagenkemper & Meyer 2002). Diese niedrigen Sauerstoffkonzentrationen sind dem hohen Gehalt an feinen organischen und anorganischen Partikeln im Kieslückensystem zuzuschreiben, ein Prozess, der als Kolmation bezeichnet wird (Redeker et al. 2004). Bei einer hohen Kolmation kann sauerstoffreiches Oberflächenwasser nicht mehr in die Tiefen des interstitiellen Raumes gelangen, weshalb die sich dort entwickelnden Lachseier- bzw. Larven einer unzureichenden Sauerstoffversorgung unterliegen (Soulsby et al. 2001, Rubin 1998). Dies ist einer der Gründe, weshalb der Atlantische Lachs (*Salmo salar* L.) als eine in Nordrhein-Westfalen vom Aussterben bedrohte Tierart (Munlv 2003) gilt.

In dieser Arbeit wurde speziell untersucht, welche physiologischen und morphologischen Effekte geringe Sauerstoffsättigungen auf die Larven des Atlantischen Lachses haben. Da die Kieme die Funktion der direkten Sauerstoffaufnahme bzw. Atmung übernimmt, bestand die Vermutung, dass dieses Organ bei einer permanenten Sauerstoffunterversorgung mit morphologischen Veränderungen reagieren müsste. Gleichzeitig müsste sich die Blutdurchflussrate erhöhen, um den aufgenommenen Sauerstoff schneller an die Orte des Sauerstoffverbrauchs zu transportieren.

Material und Methoden

In der ersten Versuchslinie inkubierten Lachseier vom Tag ihrer Befruchtung bis zum 170. Lebenstag permanent bei 5 °C in einer konstant gehaltenen Sauerstoffkonzentration des Hälterungswassers. Die erste Gruppe, die als Kontrollgruppe fungierte, inkubierte unter Normoxie (100 %-Sauerstoffsättigung bzw. 12,7 mg/l Sauerstoffkonzentration). Eine 70 % Sauerstoffsättigung (8,9 mg/l) wurde bei der zweiten Gruppe eingestellt und die dritte Gruppe wurde bei einer 40 % Sättigung (5,0 mg/l) exponiert.

In einer zweiten Versuchslinie wurden mit weiteren Lachslarven zwei temporäre Inkubationen durchgeführt. Bei der ersten temporären Inkubation (T1) sollte getestet werden, ob eine Sauerstoffsättigung von 40 % über 20 Tage in der Entwicklungsphase, in der die Kiemen und der Dottersack durchblutet werden, einen Effekt auf die Entwicklung der Larven bzw. auf die Entwicklung der Kiemen hat. Die zweite temporäre Inkubation (T2) wurde mit weiteren Larven zu einem späteren Entwicklungszeitpunkt durchgeführt, wobei diese Larven insgesamt 21 Tage vor Schlupfbeginn einer Sauerstoffsättigung von 40 % ausgesetzt waren.

Für die im folgenden beschriebenen Untersuchungen wurden bei der ersten Versuchslinie aus jeder Sauerstoffgruppe acht Larven stichprobenartig entnommen sowie aus jeder temporären Gruppe jeweils vier Larven. Jede temporäre Inkubation hatte eine zugehörige 100 % Kontrollgruppe, aus der ebenfalls vier Larven zum Vergleich herangezogen wurden. Zunächst wurde von jeder Larve im unbetäubten Zustand eine Videoaufnahme von einem Gefäß des Dottersacks vorgenommen und anschließend die Zeit gestoppt, die eine beliebige Blutzelle benötigte, um einen definierten Gefäßabschnitt zu passieren. Anhand dieser Daten wurde die mittlere Blutdurchflussrate ermittelt. Anschließend wurden die gleichen Larven betäubt und mit Hilfe eines Messokulares die Körperlänge vermessen. Die Entwicklung der einzelnen Larven wurde ebenfalls untersucht, speziell der Bedeckungsgrad des Kiemendeckels und die Ausbildung der zweiten Filamentreihe der Kiemenbögen sowie die Anzahl der Blutgefäße in sämtlichen Flossen. Am Ende eines Messtages wurden die Larven getötet und die Kiemen vollständig herauspräpariert und vermessen. Um eine Aussage über die Größe der Kiemen machen zu können, musste ein Vergleich mit der durchschnittlichen Körperlänge gemacht werden. Dazu wurden die Kiemenmesswerte einer untersuchten Larvengruppe gemittelt und durch den gemittelten Körperlängenwert dividiert, wodurch sich ein relativer Größenwert ergab.

Ergebnisse

Abbildung 1 veranschaulicht den Verlauf der Entwicklung der Kiemengröße im Verhältnis zur durchschnittlichen Körperlänge. Nach deutlichen Schwankungen während der ersten Entwicklungsphase zeigten alle Larven unter den drei gegebenen Sauerstoffkonzentrationen nach Beendigung der Schlupfphase (119. Tag) eine Beschleunigung in ihrer Entwicklung. Beim Vergleich der drei Gruppen konnte insgesamt ein signifikanter Unterschied der 100 %-Gruppe zu der 70 %-Gruppe verzeichnet werden und ab dem 133. Tag ebenfalls eine signifikante Abweichung zur 40 %-Gruppe, was bedeutet, dass diese Gruppe signifikant größere Kiemebasislängen entwickelte.

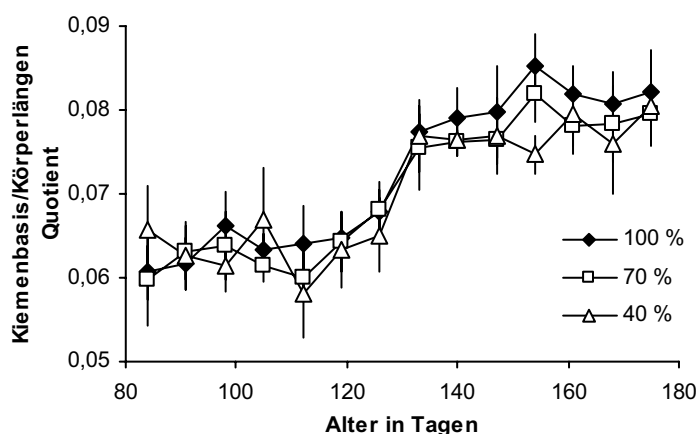


Abb. 1: Verhältnis der Kiemebasislänge zur Körperlänge nach einer Langzeitinkubation der Larven in drei verschiedenen Sauerstoffsättigungen

Die Larven der T1- Gruppe zeigten unter der 40 % Sättigung im Verhältnis zu der 100 %- Kontrollgruppe insgesamt signifikant kleinere Kiemen, was bei den Larven der T2- Gruppe unter 40 % nicht verzeichnet werden konnte.

Bei den hypoxisch gehaltenen Larven der ersten Versuchslinie entwickelten sich die Kiemen tendenziell später aus als bei den Larven unter der 100 % Sättigung. Diese Gruppen zeigten bezüglich der Gefäßausbildung in den sechs untersuchten Flossen signifikant weniger Gefäße bei der Schwanz-, Brust- und Fettflosse. Die Larven der zweiten Versuchslinie zeigten nach einer temporären Sauerstoffunterversorgung ebenfalls tendenziell später entwickelte Kiemen und bei der Brust- und Fettflosse signifikant weniger Blutgefäße.

Unter beiden hypoxischen Bedingungen (40 %, 70 %) waren die Blutdurchflussraten der Larven der ersten Versuchslinie insgesamt signifikant erhöht (Abb. 2). Die Larven der beiden temporären Inkubationen zeigten nach einer Sauerstoffunterversorgung von 20 Tagen dies bezüglich keine signifikanten Unterschiede.

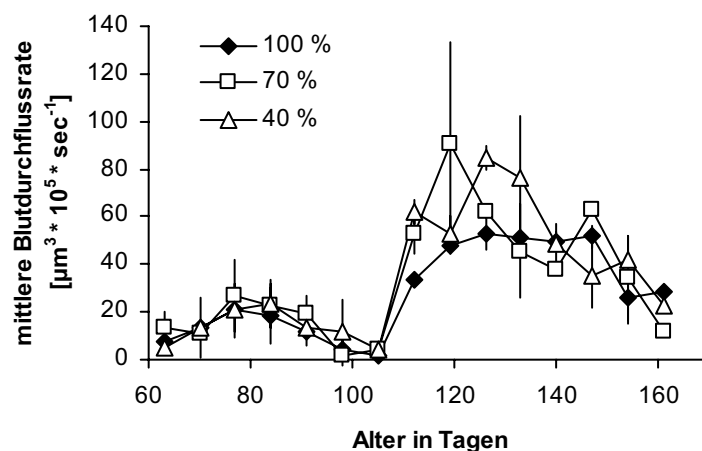


Abb.2: Die Effekte von drei verschiedenen Sauerstoffsättigungen im Langzeitexperiment auf die Entwicklung der Blutdurchflussrate der Lachslarven

Diskussion

In der ersten Entwicklungsphase zeigten die Larven der ersten Versuchslinie keine deutlichen Unterschiede bezüglich des Kiemen-Körperlängen-Verhältnisses. Nach dem Schlupf kam es zu einer deutlichen Entwicklungsbeschleunigung. In der Literatur wird berichtet, dass die Eihülle wie eine Sauerstoffbarriere wirkt, weil sie die Diffusionsdistanz erhöht (Matschak et al. 1998). Durch den verbesserten Zugang zum Sauerstoff nach dem Schlupf konnte dieser möglicherweise leichter aufgenommen werden und dadurch die Metabolismusrate erhöhen, was diesen allgemeinen Anstieg erklären könnte. Ab dem 133. Tag hatte die permanente Sauerstoffunterversorgung einen direkten Effekt auf die Kiemen der Larven der beiden Hypoxiegruppen, denn diese waren ab diesem Zeitpunkt signifikant kleiner als die der Kontrollgruppe. Deshalb musste die Annahme, dass sich Kiemen unter Hypoxie vergrößern würden, verworfen werden. Die Ergebnisse der Studie von Wells & Pinder (1996) könnten die Resultate der Ergebnisse der untersuchten Kiemenbasislänge in dieser Arbeit erklären. Sie fanden heraus, dass Larven bis zum Ende ihres Dotterverzehr mit der Haut atmen und die Kiemen erst mit Beginn der exogenen Nahrungsaufnahme ihre respiratorische Funktion ausüben. Deshalb musste davon ausgegangen werden, dass die Larven der permanenten sowie die der temporären Inkubationen bis zum Ende der Exposition mit der gesamten Hautoberfläche geatmet haben, denn der Dotter war bis Ende Mai bzw. Anfang Juni noch nicht vollständig verbraucht.

Dies erklärt, warum die Larven auf eine dauerhafte 40 %-Sauerstoffsättigung des Hälterungswassers nicht mit einer Vergrößerung der Kieme bzw. Kiemenoberfläche antworteten, da der intensive Gasaustausch an der potentiellen respiratorischen Oberfläche noch nicht stattfand und der geringe Sauerstoffgehalt damit keinen Einfluss auf die Kiemengröße nahm. Dafür hatte dieser aber insbesondere einen Einfluss auf den gesamten Organismus der Larven, denn sie verzeichneten nicht nur geringere Körperlängen sondern auch eine tendenzielle Entwicklungsverzögerung. Die Entwicklung der Kieme, bezogen auf den Kiemendeckel und die zweite Filamentreihe der Kiemenbögen, war bei den Hypoxie- Gruppen tendenziell später ausgebildet. Die Anzahl der Blutgefäße waren bei den Larven dieser Gruppen bei der Schwanz-, Brust- und Fettflosse signifikant geringer. Aufgrund des allgemein festgestellten Entwicklungsrückstands müsste der erste Teil der Hypothese, die für diese Arbeit aufgestellt worden war, verworfen werden. Larven zeigen demnach unter einer permanenten Sauerstoffunterversorgung keine Vergrößerung ihrer Kiemen.

Die Larven der zweiten Versuchslinie (T1), die einer Sauerstoffunterversorgung während der Ausbildung der Gefäße in den Kiemen ausgesetzt waren, zeigten bezüglich des Kiemen-Körperlängen-Verhältnisses ebenfalls signifikant kleinere Kiemen, was bei der T 2- Gruppe nicht festgestellt werden konnte. Hier war die anfängliche Durchblutung der Kiemen weitestgehend abgeschlossen. Dagegen war die Entwicklung der Kieme bei beiden temporären Gruppen tendenziell langsamer, und die Anzahl der Blutgefäße der Brust- und Fettflosse bei der T 1- Gruppe und der Brust-, Fett- und Rückenflosse der T 2- Gruppe war signifikant reduziert.

Während der Eiphasse zeigten alle Larven der ersten Versuchslinie einen leichten Anstieg der Blutdurchflussrate mit einer darauffolgenden Abnahme, die damit erklärt werden kann, dass in dieser Zeit der für diese Berechnung vermessene Gefäßdurchmesser relativ klein war. Ab dem 105. Tag, also zu Beginn der Hauptschlupfphase, nahm die Blutdurchflussrate unter allen drei Sauerstoffkonzentrationen zu. Dies kann zum einen ebenfalls durch den verbesserten Sauerstoffzugang erklärt werden, der sich durch den Verlust der Eihülle einstellt. Der schneller aufgenommene Sauerstoff muss aber auch entsprechend schneller transportiert werden, was diesen allgemeinen Anstieg der Blutdurchflussrate nach dem Schlupf erklären könnte. Insgesamt hatten die Larven, die unter Hypoxie gehalten wurden, eine signifikant höhere Blutdurchflussrate als die Kontrollgruppe. Vermutlich ist dies eine Anpassung der Larven an den niedrigen Sauerstoffgehalt, der wahrscheinlich in gleicher Menge wie unter normoxischen Bedingungen aufgenommen werden musste, was dann zu einer Erhöhung der Transportrate führte. Diese Reaktion ist vermutlich eine adaptive, kardiovaskuläre Kompensation auf die Veränderung des Umweltparameters Sauerstoff (Doudoroff & Shumway 1970). In der Studie von Waller et al. (2000) konnte in einem Langzeitexperiment gezeigt werden, dass niedrige Sauerstoffkonzentrationen im Medium eine Erhöhung der Standardrespirationsrate der Fische und eine Anpassung einiger physiologischer Prozesse wie beispielsweise Kiemenventilation oder Herzfrequenz verursacht. Die metabolische Standardrate, die bei *Oncorhynchus kisutch* in einem solchen Experiment gemessen wurde, stieg unter hypoxischen Bedingungen um bis zu 25 %. Diese Befunde lassen sich auch auf das hier durchgeführte Experiment übertragen. Nach der temporären Inkubation in der 40 %-Sättigung zeigten beide Larvengruppen (T 1 und T 2) keinen signifikanten Unterschied, jedoch eine tendenzielle Erhöhung der Blutdurchflussrate und ebenfalls eine deutliche Erhöhung nach Beendigung der Schlupfphase. Demnach könnte behauptet werden, dass auch kurzzeitige geringe Sauerstoffsättigungen einen Einfluss auf die Blutdurchflussrate haben.

Zusammenfassung

Eine permanente Sauerstoffunterversorgung von 40 % und 70 % bei Lachslarven verursacht eine signifikante Entwicklungsverzögerung bezüglich der Körperlänge, der Größe der Kiemen und der Ausbildung von Blutgefäßen innerhalb der Flossen sowie eine signifikante Erhöhung der mittleren Blutdurchflussrate. Auch eine zeitweilige Sauerstoffunterversorgung (20 Tage) von 40 % während der Ausbildung der Blutgefäße in den Kiemen führt zu einer eindeutigen Entwicklungsverzögerung. Diese Behandlung hat jedoch keinen Einfluss auf die mittlere Blutdurchflussrate.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit ist im Rahmen einer Diplomarbeit entstanden mit dem Ziel, weitere Informationen über den Effekt von geringen Sauerstoffkonzentrationen auf die Physiologie und Morphologie der Larven des Atlantischen Lachses *Salmo salar* L. zu erhalten.

Ich bedanke mich bei allen Beteiligten, die bei der Verwirklichung der Diplomarbeit hilfreich zur Seite standen sowie bei Herrn Dietmar Firzlaß für die Aushändigung der Lachseier.

Literatur

- Doudoroff P., Shumway D.L. (1970): Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes. FAO Food and agriculture organization of the united nations rome; *FAO Fisheries Technical Paper* 86: 14-23.
- Ingendahl D. (2001): Dissolved oxygen concentrations and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rhine. *Journal of Fish Biology* 58: 325-341.
- Matschak T.W., Tyler D.D., Stickland N.C. (1998): Metabolic enzyme activities in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) embryos respond more to chronic changes in oxygen availability than to environmental temperature. *Fish Physiology and Biochemistry* 18: 115-123.
- MUNLV 2003. Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen – Phase 2003-2006. Herausgeber: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW, 40190 Düsseldorf.
- Niepagenkemper O., Meyer E.I. (2002): Messungen der Sauerstoffkonzentration in Flusssedimenten zur Beurteilung von potentiellen Laichplätzen von Lachs und Meerforelle. *Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e. V.* Heft 2: 40-43.
- Redeker M., Weyand M., Nusch E.A. (2004): Restoration of fish passage and results of a master plan established for the Ruhr River Basin. *3rd European Conference on River Restoration*. Conference Proceedings 305-313.
- Rubin J.F. (1998): Survival and emergence of sea trout fry in substrata of different compositions. *Journal of Fish Biology* 53: 84-92.
- Soulsby C., Youngson A.F., Moir H.J., Malcom I.A. (2001): Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: A preliminary assessment. *The science of the total environment* 265: 295-307.
- Waller U., Black E., Burt D., Groot C., Rosenthal H. (2000): The reaction of young coho *Oncorhynchus kisutch* to declining oxygen levels during long-term exposure. *J. Appl. Ichthyol.* 16: 14-19.
- Wells P.R., Pinder A.W. (1996). The respiratory development of Atlantic salmon, I Morphology of gills, yolk sac and body surface. *Journal of Experimental Biology* 199: 2725-2736.

Effects of single and repeated events of low oxygen on embryos of Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.)

C. Imholt¹, A. Youngson², I.A. Malcolm², E.I. Meyer¹

¹ Institute for Animal Evolution and Ecology, Department of Limnology, Westfalian-Wilhelms University; Hüffer Str.1; 48149 Münster; immi@uni-muenster.de, meyere@uni-muenster.de

² Fisheries Research Services, FRS Freshwater Laboratory, Pitlochry, Scotland; A.Youngson@marlab.ac.uk, I.A.Malcolm@marlab.ac.uk

Keywords: Atlantic Salmon, development, oxygen

Introduction

Previous field based studies have characterised episodic periods of low dissolved oxygen (DO) at shallow depths (300mm) beneath the streambed (MALCOLM ET AL., in press). These periods of low DO were associated with the intrusion of chemically-reduced groundwater to the hyporheic zone.. The eggs of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) are deposited in shallow hyporheic gravels (<300mm) and, thus, in affected locations, embryos can be exposed to highly variable DO concentrations during the course of development which can be up to 6 months in duration (November-April). Low oxygen levels affect the survival (INGENDAHL, 2001, EINUM ET AL., 2002; MALCOLM ET AL., 2003b) and development (ALDERDICE ET AL., 1958, SOWDON & POWER, 1983, RUBIN & GLIMSÄTER, 1996) of embryos. Likewise, exposure to reduced groundwater results in delayed hatch and/ or small alevin size relative to unaffected controls (MALCOLM ET AL., 2003B, YOUNGSON ET AL., 2004). From the literature, it appears that low DO is the most likely cause of reduced embryo performance associated with groundwater intrusion, although it should also be recognized that groundwater differs from surface water in respect to many other physical and chemical characteristics. While there are numerous studies of the effects of constant and chronic low DO levels (SILVER ET AL., 1963, SHUMWAY ET AL., 1964, HAMOR & GARSIDE, 1976) we currently lack the process information that links transient exposure to low dissolved oxygen and embryo physiology. As it is probably impossible to adequately investigate these links in the field this laboratory study was devised, as a formalized simulation of observed field conditions, that set and regularized, DO values, transient duration and transient frequency to plausible and non-lethal values. We use this as a context for examining the sub-lethal effects of low DO on embryo development over the period between fertilization and hatch.

Material and Methods

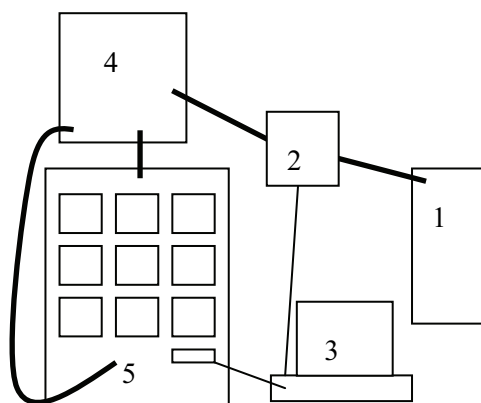
Twelve groups of eggs from wild salmon were exposed to single or repeated 24 hour events of low oxygen concentration (ca. 30% saturation). The number of events experienced by any one group ranged from 0 to 5. The period between any two events was approximately equal and was calculated according to the ts-values introduced by GORDILOV (1996). Tau-somits (ts) describe the te-

perature-depending period that is needed for the genesis of one pair of somits. The treatment protocol is shown in Table 1.

Table 1: Summary of exposures in the experimental treatments.

Date of exposure	mean oxygen concentration [mg/l / % sat.]	mean temperature [°C]	ts-value	developmental stage	degree days	exposed groups (group 11, 12 = control)
18. Dec. 03	3.7 / 31.6	7.2	50	10	75.5	1, 2, 3, 4
12. Jan. 04	3.4 / 27.9	5.6	105	19	155.3	2, 3, 4, 5, 6, 7
29. Jan. 04	3.4 / 26.0	2.9	150	23	212.9	3, 4, 5, 6, 7, 8, 9
18. Feb. 04	3.4 / 29.4	7.7	210	28	308.3	3, 4, 6, 7, 8, 9
14. Mar. 04	3.2 / 27.4	7.3	255	30	363.9	4, 7, 9, 10

The displacement of oxygen with nitrogen is usually used to generate controlled exposure to variable DO under laboratory conditions (SHUMWAY et al., 1964, EINUM et al., 2002). However, in the present study a modified approach was developed, based on a voltage controlled relay which regulated the nitrogen supply depending on the oxygen concentration in the experimental chamber (Figure 1).



Nitrogen was led from a cylinder supply (1) through the voltage controlled relay (2), which could be closed or opened via a computer connected to an oxygen electrode (3) in the test tank. An open relay directs nitrogen into the mixing unit (4) where it displaces oxygen in the water towards the set-point in the test tank (5) with the eggs were exposed to water of variable DO. Egg groups were contained in baskets to achieve separation and to aid transfer.

Figure 1: Experimental setup for exposing salmon eggs to low oxygen conditions

Results

Rates of embryo survival in general were very high in all the low DO exposure regimes. Rates exceeded 95% in every case. There was no relationship between the alevin length and treatment (Spearman correlation, $N=12$, $p=0.39$). However, dry weight showed a significant trend where a greater number of test exposures was associated with a decrease in weight (Pearson correlation, $N=11$, $p=0.075$). Significant differences were detected for the timing of hatch (Randomization-test between all groups, 10000 repeats, $p<0.001$) that correlated with the experimental design (Figure 2).

The median hatching time ranged from 401 to 425 degree days and changed according to the treatment (Figure 2A; Spearman Correlation; $N=12$, $R=-0.78$, $p<0.01$). Additionally, within the main hatching period of each group, more individuals hatched within a shorter period for groups with more low DO exposures (Figure 2B; Spearman Correlation: $N=12$, $R=0.77$, $p<0.01$).

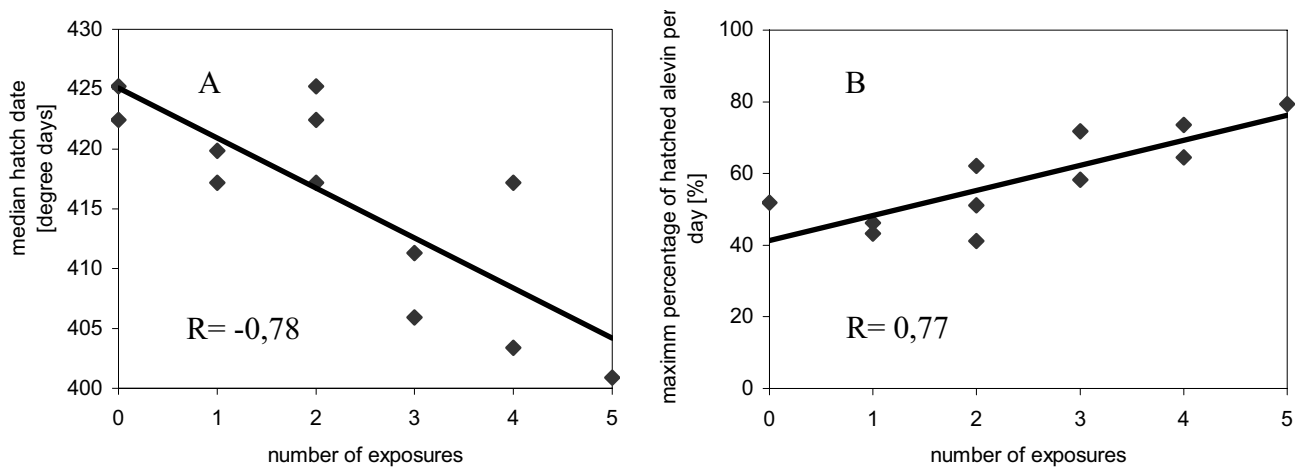


Figure 2: Correlations of different aspects of the hatching behaviour with experimental design

These effects are also evident in the different patterns represented in Figure 3. Additionally, treatment groups with more exposures to low DO tended to show relatively earlier hatching. In Group 4 which was exposed to low DO five times and where hatching began on 16.03, 17% of hatching was completed by 21.03, whereas in the control group hatching began first on the 22.03.

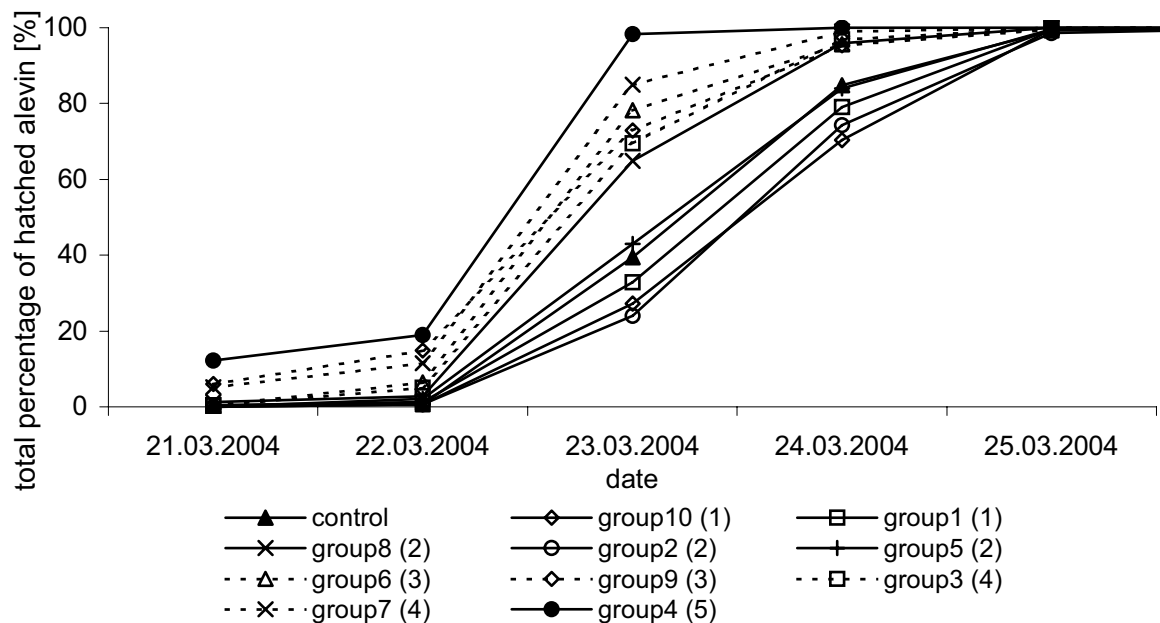


Figure 3: Period of maximum hatching activity. Numbers of low DO exposures are given in brackets.

Discussion

As expected, embryos tolerated single or repeated episodes (24 hr) of low DO (ca. 30% saturation). Sub-lethal effects of the treatment on subsequent patterns of hatching were detected. More frequent repeated exposure was associated with earlier hatch of individuals over a shorter group hatching period. Exposure to low DO may cause permanent physiological impairment of embryos through,

for example, impaired development of blood vessels (NIKINMAA, 2002) or muscle (MATSCHAK ET AL., 1995). No gross effects on body conformation were observed but presumably similar impairments caused the observed differences in hatching. No effects on embryo size were detected although differences are a prominent feature of alevins reared naturally over a range of variable groundwater/ DO regimes (YOUNGSON ET AL., 2004). Differences in patterns of hatching were found to be a sensitive measure of the changes caused by the low DO regimes.

The repeated exposures to low DO conditions were designed to reflect and regularise natural patterns of exposure in streambed gravels (MALCOLM ET AL., in press). After hatch, groups of alevins derived from field experiments where embryos were exposed to natural dynamic variation in DO showed high variation in survival, body size and conformation. These differences were attributable to variations in mean levels of DO which were based on regular but intermittent sampling of the hyporheic environment (MALCOLM ET AL., 2003a, b, YOUNGSON ET AL., 2004). The results of the present study demonstrate that intermittent low DO of moderate magnitude was sufficient to induce detectable developmental change. However, the experiments failed to capture the full range of effects commonly exhibited in stream conditions, probably as a result of the conservative approach to exposure duration and magnitude

The DO values to which embryos were exposed were in the part of the naturally observed range that is not associated with outright mortality. This suggests that other aspects of the challenges, including duration and frequency also have important effects on the outcome. It is therefore likely that differences in frequency and duration of exposure, beyond the range included in the present study, have large and possibly cumulative effects on the outcome. Alternatively, it is possible that by controlling DO alone our simulations, we have failed to capture interactive effects between DO and the other variable aspects of groundwater, such as temperature, alkalinity, pH and metal concentrations, that occur in the more complex, natural field situation.

Summary

This study has shown, that repeated short duration (24hr) exposures to low DO (30% oxygen saturation) which were designed to simulate natural conditions associated with upwelling, low DO groundwater, exerted sub-lethal effects on patterns of salmon embryo performance. Individuals exposed to repeated low DO challenges showed advanced hatching dates and exposed groups showed compressed hatching durations. However, the expected effects on embryo performance were not evident, suggesting that the conservative approach to exposure frequency, magnitude and duration failed to capture important aspects of the field situation.

Acknowledgement

The authors are indebted to the members of the Department of Limnology at the University of Münster, especially Dr. W. Riss, for providing the technical background. Special thanks to Mike Miles at the hatchery in Almondbank in Scotland for his help and advice.

Literature

- Alderdice, D.F., Wickett, W.P., Brett, J.R. (1958). Some effects of temporary exposure to low dissolved oxygen levels on Pacific salmon eggs. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 15(2), 229-249.
- Einum, S., Hendry, A.P., Fleming, I.A. (2002). Egg-size evolution in aquatic environments: does oxygen availability constrain size?. *Proceedings of the Royal Society of London Series B - Biological Science*, 269(1507), 2325-2330.
- Gordilov, Y.N. (1996). Description of the early ontogeny of the Atlantic salmon, *Salmo salar*, with a novel system of interval (state) identification. *Environmental Biology of Fishes*, 47, 109-127.
- Gottwald, S. (1965). Der Einfluß zeitweiligen Sauerstoffmangels in verschiedenen Stadien auf die Embryonalentwicklung der Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri* Rich.). *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften*, 13(1/2), 63-83.
- 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.
- Malcolm, I.A., Soulsby, C., and Youngson, A.F. (in press). High frequency logging technologies reveal state dependant hyporheic process dynamics: implications for hydroecological studies. *Hydrological Processes* (in press).
- Malcolm, I.A., Soulsby, C., Youngson, A.F., Petry, J. (2003 a), Heterogeneity in ground water – surface water interactions in the hyporheic zone of a salmonid spawning stream. *Hydrological Processes*, 17, 601-617.
- Malcolm, I.A., Youngson, A., Soulsby, C. (2003 b). Survival of salmonid eggs in gravel bed streams: effects of Groundwater–surface water interactions. *River Research and Applications*, 19(4), 303-316.
- Matschak, T.W., Stickland, N.C., Crook, A.R., Hopcroft, T. (1995). Is physiological hypoxia the driving force behind temperature effects on muscle development in embryonic Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Differentiation*, 59, 71-77.
- Nikinmaa, M. (2002). Oxygen dependent cellular functions – why fishes and their aquatic environment are a prime choice of study. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, 133, 1-16.
- Rubin J.F. & Glimsater C. (1996). Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *Journal of Fish Biology*, 48, 585-606.
- Sowden, T.K. & Power, G. (1985). Prediction of Rainbow Trout Embryo Survival in Relation to Groundwater Seepage and Particle Size of Spawning Substrates. *Transactions of the American Fisheries Society*, 114, 804-812.
- Shumway, D.L., Warren, C.E., Doudoroff, P. (1964). Influence of Oxygen Concentration and Water Movement on the Growth of Steelhead Trout and Coho Salmon Embryos. *Transactions of the American Fisheries Society*, 93, 342-356.
- Youngson, A.F., Malcolm, I.A., Thorley, J.L., Bacon, P.J., Soulsby, C. (2004). Long residence groundwater effects on incubating salmonid eggs: low hyporheic oxygen impairs embryo development and causes mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 61, 2278-2287.

Variability of oxygen saturation in the interstitial of spawning habitats of the Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in a near pristine river in the Scottish Highlands

C. Imholt¹, A. Youngson², I.A. Malcolm², E.I. Meyer¹

¹ Institute for Evolution and Biodiversity, Department of Limnology, Westfalian-Wilhelms University; Hüffer Str. 1; 48149 Münster; immi@uni-muenster.de, meyere@uni-muenster.de

² Fisheries Research Services, Freshwater Laboratory, Pitlochry, Scotland; A.Youngson@marlab.ac.uk, I.A.Malcolm@marlab.ac.uk

Keywords: Atlantic Salmon, oxygen, variability, optode

Introduction

The Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) is an important economic factor in Scottish fishing industry and tourism. Recent investigations about the stocks of this natural resource indicate declining population densities (YOUNGSON ET AL., 2002). Though salmon stocks can exhibit high variabilities, the rod catches are on a constantly low level (YOUNGSON ET AL., 2002). Besides the changes in the marine environment anthropogenic interferences during the freshwater phase are also playing a role. With constant low numbers of returners from the sea, a decline of smolts will act as a feedback in the following life cycles.

MALCOLM (2002) describes that the recruitment of smolts in the Girnock Burn, a spawning river in the Scottish Highlands, is lower than expected from the number of returning fish from the sea. Fine sediment can be excluded from having significant effects on reproduction (MOIR, 1999). The observed mortality of eggs is therefore attributed to influences of low oxygenated groundwater (MALCOLM, 2002).

A common problem with field studies on small scale variabilities in the interstitial environment is that bigger sample volumes do not represent the conditions in which single eggs or egg pockets develop. GEIST & DAUBLE (1998) point out clearly, that the resolution of the present methods to describe salmon spawning grounds are too rough to permit insight in the microhabitat. The oxygen measurement with optodes is a good alternative to close this knowledge gap (RISS ET AL., submitted). The optical measurement with optodes is based on the principles of the dynamic luminescence deletion with the main advantage that it does not consume any oxygen itself (HOPF & HUNT, 1994).

The aim of this study is the characterisation of spatial and temporal variability of the oxygen saturation in the interstitial environment with the help of the optode technology.

Study site

The Girnock Burn is a near pristine river in the northeast of Scotland. It drains parts of the Lochnagar massif and meets the Dee after 12 km near Braemar. The Dee is reckoned to be one of the best salmon streams on the British Isles. 750 m before the confluence with the Dee an adult- and smolt-trap detects every fish migration into and out of the system. The SEPA (Scottish Environmental Protection Agency) runs a flow gauge at Littlemill with 15 minutes resolution. Due to the

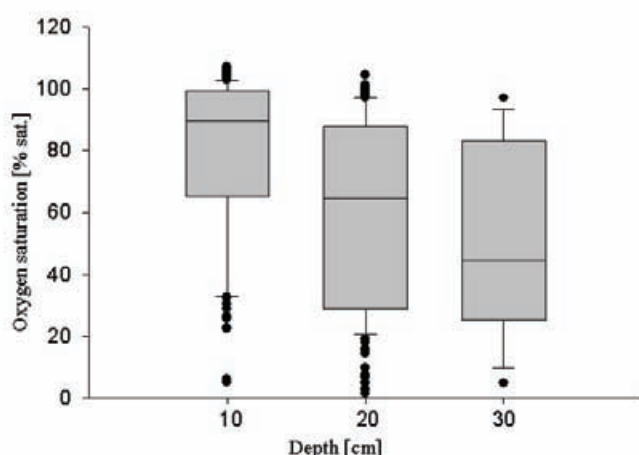
steep gradient, 50% of all spawning activity takes place at only 13% of the Girnock Burn (WEBB ET AL., 2001).

Material und Methoden

Lance cores make it possible to measure oxygen in 10, 20 and 30 cm depth. One core consists of three metal pipes with fine gauze at the tip to avoid fine sediment intrusion (NIEPAGENKEMPER & MEYER, 2002). On 15 sites throughout the catchment area three lance cores were inserted into the sediment respectively. To integrate this study into the research so far the site description of earlier work was adopted. The three lances on each site had a distance of about 20 cm from each other. Nine of these clusters were on site 5, named A to I, and one was on the sites 8, 9, 11, 14, 15 and 17 respectively. Coloured balloons on top of the lances were used for identification and protection against fine sediment. Sites 5, 15 and 17 were measured repeatedly and results of each cluster were plotted in diagrams. To evaluate the temporal variability, data from the flow gauge was compared to the corresponding oxygen values.

Results

Spatial variability



The general conditions show a significant decline of oxygen saturation with increasing depth (Kruskal- Wallis-Test: $N=366$, $p<0,001$) (Fig. 1). For this comparison, data from all clusters were used. All depth display the whole bandwidth of oxygen values. 10 cm had the highest median value (89.91 %), whereas the 20 and 30 cm depth were quite similar in data allocation, though the median oxygen value in 30 cm (44.50 %) was about 20 percent lower than in 20 cm (65.53 %).

Figure 1: Oxygen saturation in 10, 20 and 30 cm depth

The oxygen measurements at the main study site 5 showed high vertical and horizontal variations within all clusters. For example, site 5D (Fig. 2A) exhibits a clear difference between the red lance and the other two. When the red lance had low values in all depth the other two lances showed clearly higher values. Another example is site 5H (Fig. 2B), where the measurement on the 27th of May exhibits a difference from 10 % saturation (green lance) up to 90% saturation (blue lance)

Similar variations were found at the other clusters on site 5 and the lower sections of the Girnock Burn. Solely the results of site 17, just before the confluence with the Dee, indicated good oxygen conditions in all three depths.

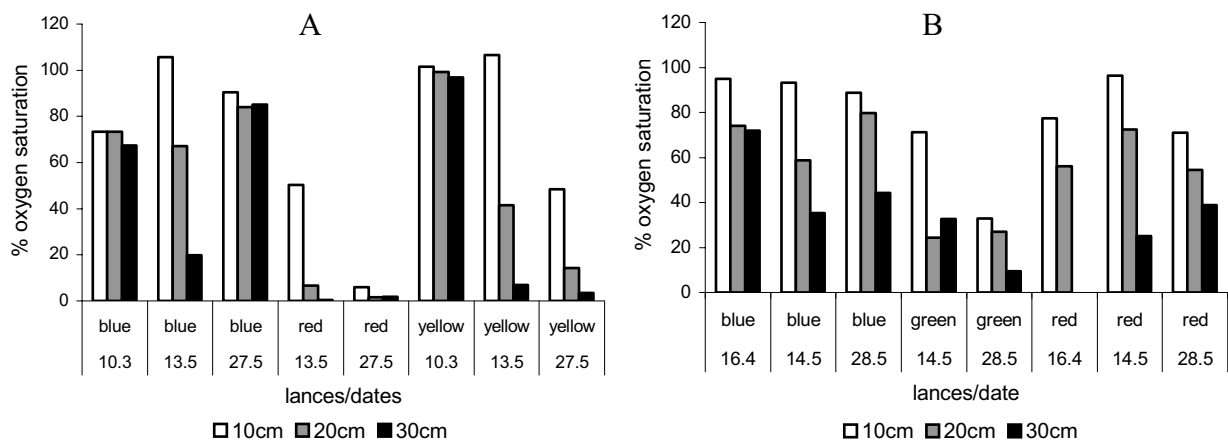


Figure 2: Oxygen values of the clusters 5D and 5H.

Temporal variability

The displayed results reflect the average values of the 5A lances at the respective dates (Fig. 3). The first measurement on 20.02.04 showed the greatest difference between depths. While 10 cm was fully saturated, the level in 20 and 30 cm was just above 20 % saturation. During the further course both deepest depths stayed on the same level, solely the upper depth declined to 50 % saturation. This period was dominated by lower spates up to $1 \text{ m}^3/\text{s}$, whereas the measurements on the 05.03.04 and 09.03.04 were made at 0.55 and 0.61 m^3 . Here the values in 20 cm were slightly higher than in 30 cm depth. After the spate on the 16.03.04 the measurement on the 19.03.04 showed rising saturations in 10 and 20 cm depth and stagnant values in 30 cm depth. The research period so far was characterized by rising baseflow from $0.28 \text{ m}^3/\text{s}$ on the 20.02.04 up to $0.6 \text{ m}^3/\text{s}$ on the 19.03.04. Afterwards, the baseflow declined again to $0.24 \text{ m}^3/\text{s}$ on the 01.04.04. On this day The oxygen measurement resulted in low values for all three depths (26.11 % - 29.72 %). During a spate ($1.5 \text{ m}^3/\text{s}$) on the 06.05.04 the 10 cm showed the highest value, whereas in 30 cm, higher values were measured than in 20cm. Until the end of May the baseflow declined to $0.12 \text{ m}^3/\text{s}$.

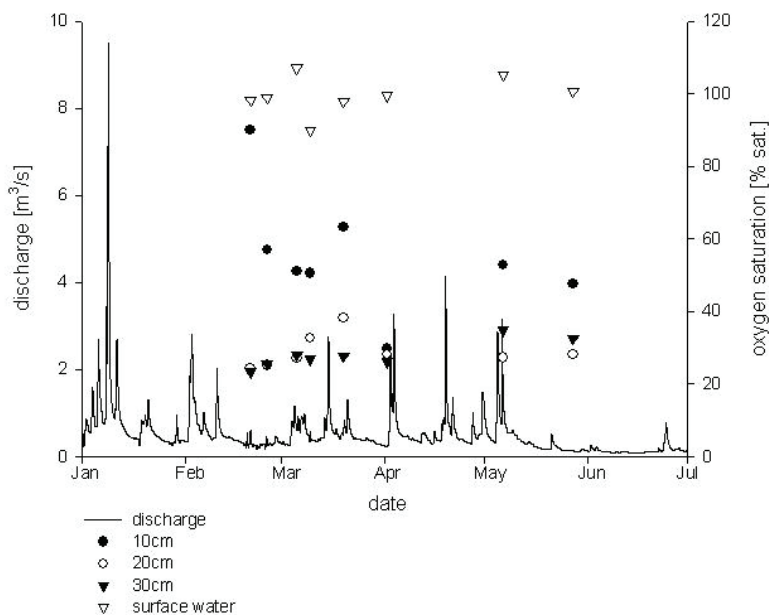


Figure 3: Connection between discharge and oxygen saturation in 10, 20 and 30 cm depth, within the period from February until May 2004. Data were collected from site 5A. Displayed are the average values of the lances

Discussion

This investigation shows that oxygen saturation varies on a very small scale in shallow interstices in the Girnock Burn. This could be demonstrated on nearly all sites examined. With increasing depth serious differences within the same cluster occurred. Furthermore, temporal variations arise with changing discharge. The overlying fluvio-glacial deposits consists of silt and, near to the surface, of gravel and boulders. This heterogenous composition creates various flowpaths where low oxygenated groundwater and surface water are able to interact (BRUNKE & GONSER, 1997). Consequently, upwelling low oxygenated groundwater creates a diversity of different oxygen conditions in shallow interstices. Additionally, infiltration of surface water form short hyporheic flowpath. Hydraulic pressure gradients in front of and behind objects, like boulders or riffels, can drive surface water through the upper regions of the sediment (PACKMAN & SALEHIN, 2003). The extension of these flowpaths varies in depth and distance according to the dimensions of the obstacle. Thus the spatial variability is determined by the influence of low oxygenated groundwater combined with a heterogeneous streambed morphology.

In addition temporal variations occur due to changing hydraulic condition. The exchange processes of groundwater and surface water depend to a great extend on changing stream stage and consequently the resulting changes in hydraulic pressure. Precepitation and interannual fluctuations alter the hydraulic pressure and change the direction of exchange processes (SOPHOCLEUS, 2002). BRUNKE & GONSER (1997) generally distinguish two processes. On the one hand, the infiltration of surface water into the sediment, and on the other hand, the exfiltration of groundwater into the stream. During baseflow conditions and low stream stage, the discharge is dominated by upwelling groundwater and, in the Girnock Burn, by lower oxygen conditions in shallow interstices. Whereas through higher discharge, the increased hydraulic pressure drives more fully saturated surface water into the sediment.

Summary

In an intensively used spawning area, the Girnock Burn in Scotland, a high variability of oxygen saturation in shallow interstices could be demonstrated. Changes occur on a distance of 20 cm at least and are induced by local groundwater/ surface water interactions. The heterogenous streambed morphology and sediment composition create a variety of local flowpaths whereby a mosaic of different oxygen conditions is generated. Temporal changes could be assessed in dependence of changing stream stage. Higher discharge drives surface water into the sediement whereas under baseflow conditions more groundwater contributes to the stream.

Literature

- BRUNKE, M. & GONSER, T. (1997). The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37, 1-33.
- GEIST, D.R. & DAUBLE, D.D. (1998). Redd Site Selection and Spawning Habitat Use by Fall Chinook Salmon: The Importance of Geomorphic Features in Large Rivers. *Environmental Management*, 22(5), 655-669.
- HOPF, H.W. & HUNT, T.K. (1994). Comparison of Clark electrode and optode for measurement of tissue oxygen tension. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 345847, 1-7.
- NIEPAGENKEMPER, O. & MEYER, E.I. (2002). Messungen der Sauerstoffkonzentration in Flusssedimenten zur Beurteilung von potentiellen Laichplätzen von Lachs und Meerforelle. *Veröffentlichungen des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V.*, 2, 1-87.
- MALCOLM, I.A. (2002). Groundwater-surface water interactions in the hyporheic zone of salmon spawning streams: hydrology, hydrochemistry and ecological response, unpublished PhD , University of Aberdeen

- MOIR, H.J. (1999). Characterisation of salmon spawning habitat in the Dee catchment, NE Scotland, unpublished PhD, University of Aberdeen.
- PACKMAN, A.I. & SALEHIN, M. (2003). Relative roles of stream flow and sedimentary conditions in controlling hyporheic exchange. *Hydrobiologia*, 494, 291-297.
- RISS, H.W., MEYER, E.I. & NIEPAGENKEMPER, O. (submitted). A novel and robust device for small scale measurements in riverine sediments – implications for advanced environmental surveys. *Limnol. Oceanogr. Methods*, submitted.
- SOPHOCLEOUS, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of science. *Hydrogeology Journal*, 10, 52-67.
- WEBB, J., H. J. MOIR, GIBBINS, C., SOULSBY, C. (2001). Flow requirements of spawning Atlantic salmon (*Salmo salar*) in an upland stream: implications for water Resources management. *Journal of the Institute of Water and Environmental Management*, 15, 1-8.
- YOUNGSON, A.F., MACLEAN, J.C., FRYER, R.J. (2002). Rod catch trends for early-Running MSW salmon in Scottish rivers (1952-1997): divergence among stock components. *ICES Journal of Marine Science*, 59(4), 836-849.

Die gewässerökologische Funktion des Rechten Nebenarms für die Fischbrut der Unterweser

Rebecca Kandler & Michael Schirmer

Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie, Abt. Aquatische Ökologie, 28334 Bremen, Universität Bremen FB2
rkandler@web.de, schi@uni-bremen.de

Keywords: Flachwasserzone, Fischbrut, Gewässerökologie, Unterweser

Einleitung

Flüsse dienen dem Menschen schon seit jeher als Transportweg, als Wasserlieferant auch für die Landwirtschaft und sie liefern darüber hinaus Nahrungsressourcen. Im Laufe der Jahrhunderte bekamen diese Faktoren eine größere Bedeutung, da die Anzahl und der Bedarf der Menschen stieg. Dies führte allerdings vor allem zu einer zusätzlichen Belastung der Flüsse durch Industrialisierung und Kanalisierung, wie in der Geschichte der Weser. Die Folgen waren Verschlechterungen der Wasserqualität, die Zunahme des Salzgehaltes und ein Rückgang der Fischbestände (Busch et al. 1989), um nur einige Aspekte zu nennen. Einhergehend mit der Kanalisierung und dem Ausbau der Unterweser von 5,0 m auf 10,70 m Wassertiefe in dem Zeitraum von 1887 – 1978 (Busch et al. 1989; Schirmer 1995), ergaben sich weitere Folgeerscheinungen, die sich negativ auf die Tier- und Pflanzenwelt auswirken. So zum Beispiel die Erhöhung des Tidehubs von ehemals 0,2 m auf über 4 m (Lucker et al. 1995), wodurch u.a. Fischlaich und Fischaufwuchsgebiete wegen des längeren Trockenfallens der Uferzonen zerstört wurden (Schirmer 1993). Darüber hinaus zeigen sich heute Verluste ökologisch bedeutender Strukturen wie Wasserpflanzenbestände, Litoralbereiche sowie Flachwasserzonen, welche natürlicherweise an allen in die Nordsee mündenden Fließgewässern vorkommen (Hagge & Greiser 1994; Lucker et al. 1995). Diese Entwicklung ist vor allem bedingt durch den notwendig gewordenen Bau von Uferbefestigungen, welche etwa 60 % der natürlichen Uferzonen der gesamten Unterweser haben verschwinden lassen (Lucker et al. 1995). Die oben genannten Faktoren haben in unterschiedlichem Maße zu einer veränderten Populationsdichte oder Artzusammensetzung (Busch et al. 1984), zu einem Rückgang oder zum völligen Verschwinden zahlreicher Fischarten in der Unterweser beigetragen.

Ziel dieser Arbeit ist das Herausarbeiten der gewässerökologischen Funktion des rechten Nebenarmes der Weser für die Reproduktion der Fischfauna im Vergleich zum Hauptstrom. Untersuchungsgegenstand hierfür war das Individuenaufkommen der Fischbrut in beiden Habitaten (Hauptstrom und Nebenarm). Darüber hinaus sollte untersucht werden, welche abiotischen Parameter in diesem Zusammenhang für das Vorkommen und die Verteilung der Arten von Bedeutung sind. Vor dem Hintergrund der nächsten anstehenden Weservertiefung soll ebenfalls geprüft werden, ob der rechte Nebenarm nach den bisher erfolgten naturfremden Eingriffen im Hauptstrom überhaupt seine ökologische Funktion als Abwuchsgebiet für einheimische Jungfische noch erfüllen kann.

Material und Methoden

Von Mai bis August 2004 (06.05.-04.08.2004) wurden 14-tägig insgesamt zehn Beprobungen durchgeführt. Pro Termin wurden zwei Probenahmestellen (PNS) im Hauptstrom (HS) und zwei im rechten Nebenarm (NA) angelaufen. Von den vier PNS befanden sich zwei am rechten Weserufer und zwei auf der rechten Seite des rechten Nebenarms. Die beiden PNS im Hauptstrom lagen jeweils auf gleicher Höhe mit den beiden im Nebenarm. Für die Befischung wurde zum einen eine Ringwade von 20 m Länge, 2 m Höhe und einer Maschenweite vom 1 mm eingesetzt und zum anderen ein Kescher mit einer Öffnung von 32 cm und ebenfalls einer Maschenweite von 1 mm. Unmittelbar nach dem Auslesen der Ringwade bzw. des Keschers wurden die Fische in 96%-iges Ethanol überführt. An jeder PNS wurden darüber hinaus pro Fang- bzw. Messtag folgende abiotische Parameter einmalig aufgenommen: pH-Wert, Sauerstoff (mg/l und %), Sichttiefe (cm), elektrische Leitfähigkeit (mS/cm) und Temperatur (°C).

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt auf der Höhe von Brake, zwischen UWkm 39 und 43, ist also gelegentlich dem Einfluss des Brackwassers unterworfen und befindet sich nahe der Trübungszone. Die Salzgehalte in diesem Gebiet sind als limnisch bis oligohalin bzw. als brackisch-limnisch (0-5psu) einzuordnen (Arge Weser 1998; Caspers 1959). Aufgrund der kurzfristigen Salzgehaltsschwankungen ist die Artenzahl der im Brackwasser lebenden Organismen klein, da nur wenige mit diesen Bedingungen zurechtkommen (Tardent 1993). Fischereibiologisch zählt die Unterweser nach Frenz (2003) zur Kaulbarsch-Flunder-Region, auch Hypopotamal oder Brackwasserregion genannt (Bick 1998; Gerstmeier & Romig 2003).



Abb.1: Übersichtskarte des Untersuchungsgebiets in der Unterweser und im rechten Nebenarm auf der Höhe von Brake (UWkm 39 – 43)

Ergebnisse

Insgesamt wurden 4412 Jungfische und 28 Larven gefangen. Diese können 15 Arten zugeordnet werden, wobei die Flunder mit 2655 Individuen (60%) dominiert. Hering (17%) und Strandgrundel (11%) zählen ebenfalls zu den eudominanten Taxa in dieser Untersuchung, Stint (5%), Zander (4%) und Dreistachliger Stichling (2%) zu den subdominanten Arten (Tab.1). Die übrigen neun Taxa, von denen sechs der Familie der Cyprinidae angehören, fallen in die Klasse der subrezedenten Arten mit $\leq 2,2\%$. Die weitere Auswertung beschränkte sich ausschließlich auf die eu- und subdominanten Arten.

Tab. 1: Gesamtartentabelle mit absoluten und relativen Artenzahlen, der Klassifizierung nach Dominanzklassen nach SCHWERTFEGGER (1975), hier: I = eudominant ($> 10\%$), II = dominant ($\leq 10\%$), III = subdominant ($\leq 5\%$), IV = rezedent ($\leq 2\%$), V = subrezedent ($< 1\%$) und der Präsenz nach TISCHLER (1993); (N = 4445)

Art	Wissenschaftlicher Name	Familie	Präsenz [%]	Gesamtanzahl	Gesamtanteil [%]	Dominanzklasse
Flunder	<i>Platichthys flesus</i>	Pleuronectidae	90,00	2655	59,73	I
Hering	<i>Clupea harengus</i>	Clupeidae	70,00	775	17,44	I
Strandgrundel	<i>Pomatoschistus microps</i>	Gobiidae	50,00	494	11,11	I
Stint	<i>Osmerus eperlanus</i>	Osmeridae	80,00	213	4,79	III
Zander	<i>Stizostedion lucioperca</i>	Percidae	80,00	177	3,98	III
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Gasterosteidae	50,00	98	2,20	III
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	Cyprinidae	50,00	10	0,22	V
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Cyprinidae	30,00	6	0,13	V
Neunstachliger Stichling	<i>Pungitius pungitius</i>	Gasterosteidae	20,00	5	0,11	V
Brassen	<i>Abramis brama</i>	Cyprinidae	20,00	4	0,09	V
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	Cyprinidae	10,00	3	0,07	V
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	Percidae	10,00	2	0,04	V
Finte	<i>Alosa fallax</i>	Clupeidae	10,00	1	0,02	V
Döbel	<i>Leuciscus cephalus</i>	Cyprinidae	10,00	1	0,02	V
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Cyprinidae	10,00	1	0,02	V

Die Flunder dominierte nicht nur den Gesamtfang, sondern auch die Ichthyozönose in beiden Habitaten (HS = 38 %, NA = 85 %), zu beiden Tidesituationen (HW = 40 %, NW = 68 %) und in beiden Fanggeräten (Rw = 63 %, Ke = 45 %). Bei der Betrachtung der einzelnen Fangtage fällt eine Abnahme der Individuenzahl einiger Arten auf. Flunder und Hering sind vor allem in der ersten Untersuchungshälfte (06.05-16.06.04) vorherrschend, während die Strandgrundel die zweite Unter-

suchungshälfte (30.06-04.08.04) dominiert, allerdings auch mit abnehmender Tendenz. Zander, Stint und Dreistachliger Stichling treten unregelmäßig auf.

Diskussion

Durch ihr signifikant höheres Vorkommen im Nebenarm wird die Vermutung bestätigt, dass dieser für die Flundern eine wichtige Funktion als Aufwuchsgebiet besitzt. Der Schwerpunkt der Flunderpräsenz in der ersten Hälfte der Untersuchung lässt vermuten, dass die Tiere direkt nach ihrem Schlupf in die Flachwasserzone einwandern. Die späteren Fänge belegen, dass sie dieses Habitat über eine längere Zeit besiedeln, zumindest für den Zeitraum von Mai bis Juli, in dem sie nachgewiesen werden konnten. Für den Hering besitzt der rechte Nebenarm, wie erwartet, keine ökologische Funktion als Aufwuchsgebiet. Eine mögliche Erklärung für das Auftreten dieser Art im Hauptstrom wäre, neben Verdriftung, das Aufsuchen besserer Nahrungsbedingungen. Das massenhafte Einwandern der Strandgrundel in die Kleinensiel Plate (max. 125 Ind./m²) (Lange 2003) spricht eindeutig für die Wichtigkeit einer Flachwasserzone in deren Lebenszyklus. Das vermehrte Auftreten der Strandgrundeln in diesem Unterweserabschnitt ist möglicherweise auf die höheren Salzgehalte zurückzuführen. Da die Grundeln aber fast ausschließlich bei Hochwasser im Hauptstrom und bei Niedrigwasser im Nebenarm vorzufinden waren, ist davon auszugehen, dass sie den Nebenarm als Rückzugsgebiet und den Hauptstrom als Nahrungsareal aufsuchen. Für den Stint erfüllt der rechte Nebenarm keine offensichtliche ökologische Funktion. Allerdings wurde der Stint in der Flachwasserzone Pastorengate nachgewiesen (Meyerdirks & Schirmer 2003), so dass davon ausgegangen werden kann, dass juvenile Stinte in Flachwasserbereiche einwandern. Es ist vorstellbar, dass in diesem Fall zu viele Räuber im Nebenarm anwesend oder die Jungtiere aufgrund ihres frühen Schlüpfens schon so schwimmfähig waren, dass der größte Teil der Tiere dem Netz entkommen konnte. Ob der Nebenarm auch für die juvenilen Zander einen Nahrungsgrund darstellt, kann nur vermutet werden, da mit den angewandten Methoden nur ein sehr geringer Teil der Zander nachgewiesen werden konnte, die sich bekanntlich eher im Freiwasser aufhalten. Ähnliches gilt für den Dreistachligen Stichling, für den offen bleiben muss, ob er aufgrund der Methodik unterrepräsentiert war oder tatsächlich andere Habitate bevorzugt. Möglicherweise wandern sie nur als Nahrungsgäste bei Hochwasser in den Nebenarm ein.

Für das gemeinsame Auftreten aller Arten an bestimmten Fangtagen wurden der saisonale Aspekt, der Einfluss von abiotischen Faktoren, welche hier nicht diskutiert wurden (z.B. Strömung, Vegetation etc.) und ein hohes Nahrungsangebot als Erklärung herangezogen. Der Rückgang der Individuenzahlen im Verlauf der Untersuchung wurde auf intra- und interspezifische Konkurrenz, diurnale Wanderungen der schwimmfähiger werdenden Jungfische sowie auf Räuber-Beute-Beziehungen innerhalb der Fischgemeinschaft zurückgeführt. Unterschiede zu den Fangzahlen früherer Arbeiten konnten einerseits mit der abweichenden Lage des Untersuchungsgebietes, der Methodik und Fangsaison und dem unterschiedlich hohen Fangaufwand begründet werden. Andererseits wurde diesbezüglich auf die variierende Überlebensrate der Vorjahresbrut hingewiesen.

Zusammenfassung

Eine große gewässerökologische Funktion des rechten Nebenarms als Aufwuchsgebiet für die Flunder konnte nachgewiesen werden. Für die Strandgrundel kann dies anhand der Ergebnisse und anhand von Vergleichen zu anderen Untersuchungen nur vermutet werden. Da die übrigen Arten, bis auf den Stichling, vermehrt im Hauptstrom auftreten, die Nachweise hoher Individuenzahlen im Nebenarm jedoch fehlen, sprechen die Ergebnisse für den Hauptstrom als bevorzugtes Habitat.

Vermutlich ist der rechte Nebenarm heute nicht mehr in der Lage, einer Reihe von Arten als Aufwuchsgebiet zu dienen, da die naturfeindlichen Eingriffe der Vergangenheit nicht mehr kompensiert werden können. Hinzu kommt die Frage, ob der rechte Nebenarm überhaupt noch eine Flachwasserfunktion besitzt, da er mittlerweile so flach geworden ist, dass er großflächig tiderhythmisch trocken fällt und den Charakter eines Priels bekommen hat. Intakte, mehr oder weniger permanent wasserführende Flachwasserbereiche haben ihre wichtige Funktion im Lebenszyklus einiger Arten schließlich bereits hinreichend unter Beweis gestellt [z.B. Pastorengate (Meyerdirks & Schirmer 2003), Kleinensieler Plate (Lange 2003)].

Danksagung

Wir danken den Mitgliedern der AG Limnologie für die Unterstützung bei dieser Untersuchung, welche als Diplomarbeit im Rahmen einer von der BfG Koblenz geförderten Untersuchung entstand.

Literatur

- ARGE Weser (1998): Die Weser – im Spannungsfeld zwischen Nutzung und Reinhaltung, Schlütersche GmbH & Co. KG, Hildesheim
- Bick, H. (1998): Grundzüge der Ökologie (3.Aufl.), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- Busch, D., Schirmer, M., Schuchardt, B., Schröder, K. (1984): Der Ausbau der Unterweser zum Großschiffahrtsweg und seine Auswirkungen auf das Flußökosystem und die Flussfischerei, N. Arch. f. Nds., Bd.33/1: 60 – 80
- Busch, D., Schirmer, M., Schuchardt, B., Ullrich, P. (1989): Historical changes of the River Weser in G.E.Petts: Historical changes of large alluvial rivers - Western Europe, John Wiley & Sons Ltd, Chichester, S. 297 – 321
- Caspers, H. (1959): Die Einteilung der Brackwasser - Regionen in einem Aestuar, Estratto dall 'Archivio di Oceanografia e Limnologia Supplemento (Vol. XI)
- Frenz, C. (2003): Zur Fischfauna der Fließgewässer Norddeutschlands in Sommerhäuser, Dr. M., Prof. Dr. H. Schuhmacher: Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands, Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG, Landsberg
- Gerstmeier, R., Romig, T. (2003): Die Süßwasserfische Europas – für Naturfreunde und Angler, Franckh – Kosmos Verlags – GmbH & Co, Stuttgart
- Hagge, A., Greiser, N. (1994): Bedeutung und Gefährdung der Flachwassergebiete, Brack- und Süßwasserwatten in Lózan, J. L., E. Rachor, K. Reise, H. v. Westernhagen, W. Lenz (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer – Wissenschaftliche Fakten, Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin
- Lange, J. (2003): Limnologische Funktionskontrolle der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme auf der Kleinensieler Plate – Abschlussbericht, Universität Bremen
- Lucker, T., Busch, D., Knötzel, J., Schirmer, M. (1995): Unterweserausbau, Entwicklung des Schiffsverkehrs und Auswirkungen auf das Flußökosystem in Gerken B., M. Schirmer: Die Weser, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- Meyerdirks, J., M. Schirmer (2003): Die Pastorengate – Entwicklung eines renaturierten Tidebiotops an der Unterweser, Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz Bd.6: 111 – 125
- Schirmer, M. (1993): Fahrwasservertiefungen und ihre Folgen für das Ökosystem – die Fischerei als Verlierer?, Arbeiten des deutschen Fischereiverbandes e.V. 58: 41 – 53
- Schirmer, M. (1995): Eindeichung, Trockenlegung, Korrektur, Anpassung: Die Abwicklung der Unterweser und ihrer Marsch in Gerken, B., M. Schirmer: Die Weser, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- Schwerdtfeger, F. (1975): Ökologie der Tiere – Synökologie (Bd.III), Verlag Paul Parey, Hamburg
- Tardent, P. (1993): Meeresbiologie – Eine Einführung (2.Aufl.), Georg Thieme Verlag, Stuttgart
- Tischler, W. (1993): Einführung in die Ökologie (4. Aufl.), Fischer-Verlag, Stuttgart

Weshalb verlassen die juvenilen Quappen das Litoral?

Nadja Wacker & Philipp Fischer

Limnologisches Institut, Universität Konstanz, D-78457 Konstanz,
nadja.hofmann@uni-konstanz.de, philipp.fischer@uni-konstanz.de

Keywords: Habitatwechsel, Habitatwahl, *Lota lota*, Wasserstandsschwankung, Temperatur

Einleitung

Die Quappe (*Lota lota*), eine auf der nördlichen Hemisphäre verbreitete, kaltstenotherme Fischart, bewohnt in den meisten großen Seen im Verlauf ihrer Ontogenese verschiedene Habitate (Scott und Crossman 1973). In vielen Seen laichen die Quappen im Profundal ab. Nach einer pelagischen Phase wandern die Larven zum Litoral hin und werden benthisch. Im Lauf ihres ersten Lebensjahres verlassen die juvenilen Quappen das Litoral, wandern in das Profundal ab und verbleiben dort.

Die juvenilen Quappen sind im Litoral auf Versteckmöglichkeiten angewiesen, da sie unter starkem Prädationsdruck fischfressender Vögel wie Graureiher und Kormoran stehen (Fischer 2000, Wacker 2005). Als Versteckmöglichkeiten eignen sich vor allem größere Steine, welche ein Interstitial von ausreichender Größe bilden (Fischer 2000). Aufgrund der jahreszeitlichen Wasserstandsschwankungen variiert jedoch das Angebot an geeigneten Versteckmöglichkeiten, so dass die Quappen ihr Habitat wechseln müssen. In folgender Freilandstudie wurde das zeitliche Muster des Habitatwechsels der juvenilen Quappen vom Litoral zum Profundal im Bodensee untersucht, um die zugrundeliegenden Umweltfaktoren zu finden, die diesen Habitatwechsel auslösen.

Material und Methoden

Die Quappen wurden im Zeitraum zwischen Juni 1999 und August 2000 mit kleinen (5 mm Maschenweite) und großen (10 mm Maschenweite) Reusen in den vier Tiefenstufen 0,5 – 1 m, 3 – 8 m, 30 – 35 m, 45 – 50 m gefangen. Alle Quappen wurden gewogen, gemessen sowie ihr Alter anhand der Otolithen bestimmt.

Mit Hilfe von Temperaturloggern, die an den Reusen befestigt waren, wurde stündlich die Temperatur in den beprobten Tiefenstufen gemessen.

Um die Verfügbarkeit von Versteckmöglichkeiten im Litoral an der Probenahmestelle zu untersuchen, wurde der Anteil des steinbedeckten Uferbereichs bestimmt, der bei dem jeweiligen Wasserstand überflutet war. Als Grundlage dienten die Wasserstandsdaten am Hafen von Konstanz. Sie wurden mit Hilfe des Steigungswinkel auf die Probenahmestelle bezogen.

Ergebnisse

Im Profundal wurden die ersten Quappen der Alterklasse 0 im September gefangen. Von Oktober bis Juni wurden Quappen der 1999er Kohorte (Altersklasse 0 bzw. 1) sowohl im Litoral als auch im Profundal gefunden, ab Juli ihres zweiten Lebensjahres (Altersklasse 1) nur noch ausschließlich im Profundal. Die juvenilen Quappen aus dem tiefen Bereich waren signifikant größer als die Quappen gleichen Alters aus dem Flachwasserbereich.

Die Steingröße im Uferbereich variiert mit dem Abstand zum Ufer. Mit zunehmender Entfernung vom Ufer wird die Steingröße geringer und es schließt sich Feinsediment an. Der Wasserstand ist saisonalen Veränderungen unterworfen. Der höchste Wasserstand wird im Frühjahr erreicht. Dabei sind 100 % des steinbedeckten Uferbereichs überflutet. Zusätzlich werden terrestrische Flächen überschwemmt. Ab dem Sommer sinkt der Wasserstand wieder. Bereits im September fällt ein großer Teil des steinigen Uferabschnitts trocken. Das Wasserstandsminimum wird im Winter erreicht, wobei zeitweise alle Steine trocken fallen, so dass der Uferbereich nur Feinsediment ohne Versteckmöglichkeiten für die Quappen aufweist.

Im Litoral sind die juvenilen Quappen großen saisonalen und täglichen Temperaturschwankungen ausgesetzt. Im Sommer können kritische Temperaturen von über 23 °C erreicht werden. Unterhalb der Thermokline bleiben die Temperaturen im Profundal ganzjährig niedrig.

Diskussion

Die Untersuchungen deuten darauf hin, dass die Wassertemperatur sowie die Verfügbarkeit von Versteckmöglichkeiten im Interstitial des Bodensubstrats die ausschlaggebenden Faktoren für den Habitatwechsel sind.

Wie auch in Flüssen (Slavík und Bartoš 2002) können in Seen wie dem Bodensee die raschen Temperaturänderungen im Frühjahr und im Herbst Wanderungen auslösen (Hofmann und Fischer 2002). Im Sommer können länger anhaltender hohe Temperaturen für juvenile Quappen letal sein (Hofmann und Fischer 2003). Darüber hinaus sind juvenile Quappen nicht in der Lage einen schnellen Temperaturabfall, den sie beim Durchwandern der Thermokline ausgesetzt wären (Hofmann und Fischer 2002) zu tolerieren. Dies erzwingt das Verlassen des sich erwärmenden Litorals spätestens im Frühjahr.

Die Tatsache, dass die zeitgleich gefangenen Quappen im Profundal größer waren als jene im Litoral, deutet weiterhin auf einen größen-selektiven Mechanismus hin, wobei die größeren Tiere als erste das Litoral verlassen. Juvenile Quappen sind im Litoral auf interstitielle Versteckmöglichkeiten angewiesen (Fischer 2000). Im Herbst und im Winter scheint die aufgrund des sinkenden Wasserspiegels abnehmende Verfügbarkeit an Versteckmöglichkeiten im Litoral der entscheidende Faktor zu sein, welcher die größeren juvenilen Quappen der Altersklasse 0 zum Verlassen des Litorals zwingt. Durch den zunehmenden Prädationsdrucks bei knapp werdenden Versteckmöglichkeiten kann dies ein wichtiger auslösender Faktor für den Habitatwechsel in den Herbst- und Wintermonaten sein. Im Frühjahr steigt der Wasserstand zwar wieder an, aber da Quappen auch im Winter wachsen, benötigen sie nun größere Steine mit entsprechend größerem Interstitial.

Die Untersuchung ergab deutliche Hinweise, dass sowohl die jahreszeitlichen Temperaturänderungen im Herbst und im Frühjahr als auch ein Mangel an steinigem Bodensubstrat im späten Herbst und im Winter den in großen Seen häufig beobachteten Habitatwechsel der juvenilen Quappen ins Profundal auslösen können.

Literatur

- Fischer, P. 2000. An experimental test of metabolic and behavioural responses of benthic fish species to different types of substrate. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences* 57: 2336-2344.
- Hofmann, N. und P. Fischer. 2002. Temperature preferences and critical thermal limits of burbot – implications for habitat selection and ontogenetic habitat shift. *Transactions of the American Fisheries Society* 131: 1164-1172.
- Hofmann, N. und P. Fischer. 2003. Impact of temperature on food consumption and growth in juvenile burbot. *Journal of Fish Biology* 63: 1295-1305.
- Scott, W.B., and E. J. Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 184: 641–645.
- Slavík, O. und L. Bartoš. 2002. Factors affecting migrations of burbot. *Journal of Fish Biology* 60: 989-998.
- Wacker, N. 2005. Temporal pattern of burbot (*Lota lota* L.) in Lake Constance and environmental factors triggering the ontogenetic habitat shift of juveniles. Dissertation. Universität Konstanz.

Bio-manipulation mit Seeforellen: Raum-zeitliche Verteilungsmuster von Räuber und Beute

Matthias Pitsch¹, Uwe Kahl¹, Robert Radke² & Jürgen Benndorf¹

¹ Institut für Hydrobiologie, TU Dresden, D-01062 Dresden, matthias.pitsch@gmx.de

² Kanzelkopfstr.3, D-67434 Neustadt / Weinstraße, radke@radke-fishplan.de

Keywords: Nahrungsnetz, top-down Steuerung, Bio-manipulation, Seeforelle

Einleitung

Im Rahmen eines Bio-manipulationsexperimentes in der Talsperre Saidenbach (Hülsmann et al. 2005; Radke et al. 2003) fanden auch umfangreiche fischökologische Untersuchungen statt (Kahl & Radke 2006; Radke & Gaupisch 2005; Schulze et al. 2004; Radke et al. 2003; Radke & Kahl 2002) mit dem Ziel einer detaillierten Analyse des Potentials von Seeforellen als Bio-manipulationswerkzeug. Ihr natürliches Vorkommen ist in tiefen Vorgebirgs- und Gebirgsseen mit kühlem und sauerstoffreichem Wasser (Klemetsen et al. 2003). Für das Bio-manipulationsexperiment wurde die mesotrophe Talsperre Saidenbach (Erzgebirge, Sachsen), ausgewählt. Seit 2000 erfolgte ein kontinuierlicher Besatz mit Seeforellen (*Salmo trutta* forma *lacustris* L.), wobei bis 2004 73,5 kg ha⁻¹ Forellen mit einer mittleren Länge von 300-400 mm eingesetzt wurden. Untersuchungen des Fischbestandes vor Beginn des Bio-manipulationsexperiments (Kahl 2003; Kahl et al. 2002) zeigten die erwartete Dominanz der planktivoren Fischarten Plötze und Barsch.

Ziel der Arbeit ist die Analyse, ob neben direkten Fraßeffekten der Seeforellen auf planktivore Fische auch indirekte Effekte der Beutefische als Antwort auf den Besatz des piscivoren Räubers auftreten. Dabei soll die räumliche Verteilung von Seeforelle, Plötze und Barsch im Vordergrund der Untersuchungen stehen.

Material und Methoden

In den Jahren 1998 bis 2004 wurden Kiemennetzbefischungen mit Schwimm- Grund- und Vertikalnetzen im Zeitraum von April bis Oktober durchgeführt (Kahl 2003). Alle Netze wurden über Nacht exponiert, so dass beide Dämmerungsphasen mit eingeschlossen waren. Von allen gefangenen Fischen wurde die Totallänge (TL, mm) und die Frischmasse (g) ermittelt. Zudem wurden zur Nahrungsanalyse Magenproben von allen Forellen entnommen. Zur Berechnung der biomassebezogenen Einheitsfänge (biomass per unit effort, BPUE) wurden die Biomassen entsprechend der Netzfläche und der Expositionszeit normiert (Kahl 2003; Kahl et al. 2002).

Die Fangdaten aus den unterschiedlichen Habitaten (Oberflächenhorizont des Pelagials, tiefes Pelagial, Litoral und tiefer Grundbereich) wurden mit den Volumenanteilen der jeweiligen Habitate normiert (Kahl 2003).

Ergebnisse

Die biomassebezogenen Einheitsfänge (BPUE, Abb. 1) wurden als Mittelwert der Fänge der Probenahmetermine eines Jahres errechnet. Der biomassebezogene Einheitsfang der Seeforellen schwankte zwischen 2,1 und 5,1 kg 100 m⁻² 12 h⁻¹ und nahm trotz des kontinuierlichen Besatzes zwischen 2000 und 2004 nicht zu. Der BPUE von Plötzen lag zwischen 5,7 und 12,8 kg 100 m⁻² 12 h⁻¹ und jener der Barsche zwischen 1,8 und 3,9 kg 100 m⁻² 12 h⁻¹. Der BPUE beider Arten nahm im Untersuchungszeitraum nicht deutlich ab.

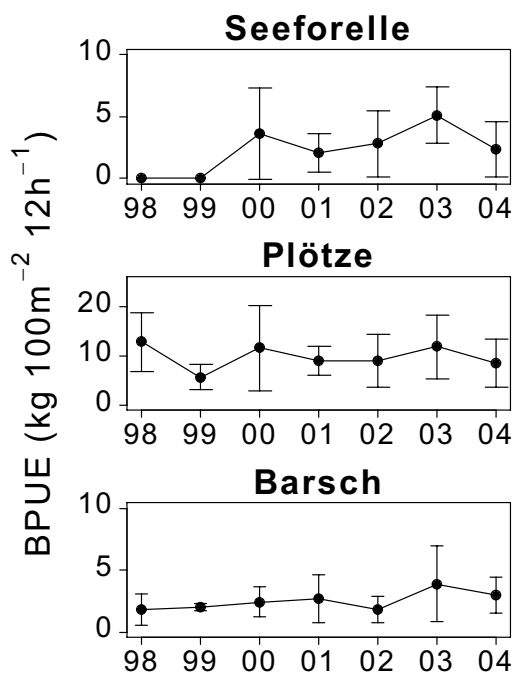


Abb. 1:

Jahresmittelwerte der biomassebezogenen Einheitsfänge (BPUE in kg 100 m⁻² 12 h⁻¹) in der Talsperre Saidenbach in den Jahren 1998 bis 2004. Fehlerbalken geben die einfache Standardabweichung an.

Kleine Plötzen (<100 mm) und mittelgroße Plötzen (100-199 mm) wurden von April bis Oktober fast ausschließlich im Litoral und der oberen Pelagialschicht gefangen (Abb. 2a). Plötzen ≥ 200 mm hatten höhere Biomasseanteile im Litoral und tiefen Pelagial. Die kleinen Barsche wurden von April bis Oktober fast ausschließlich im Litoral und dem tiefen Grundbereich gefangen (Abb. 2b). Mittelgroße (100-199 mm) und große Barsch (≥ 200 mm) wiesen von Mai bis Juli erhöhte Biomasseanteile in der oberen Schicht des Pelagials auf. Mittelgroße Barschen kamen in allen Monaten im tiefen Pelagial vor, große Barsche hingegen nur von Juli bis Oktober.

Seeforellen waren in allen 4 Habitaten zu finden (Abb. 2c). In den Frühjahrsmonaten (April, Mai) wurden hohe Biomasseanteile der Seeforellen im Oberflächenhorizont des Pelagials gefangen. In den Sommermonaten (Juni bis August) sank der Biomasseanteil im oberen Pelagial, wohingegen fast 70 % der Seeforellenbiomasse im tiefen Pelagial gefangen wurde. Im Herbst waren wieder hohe Biomasseanteile an der Pelagialoberfläche zu verzeichnen.

Neben Fischen wurden überwiegend Anfluginsekten und Makrozoobenthos in der Nahrung der Seeforellen gefunden (Abb. 3). Anflugnahrung wurde verstärkt im Frühjahr und Herbst gefressen, kam aber auch in den Sommermonaten in der Forellennahrung vor. In den Sommermonaten lagen die Fischanteile bei bis zu 41%. Im Frühjahr und Herbst waren die Anteile Fisch in der Nahrung deutlich geringer. Die piscivore Ernährungsweise war stark von der Größe der Seeforellen abhängig. Die Seeforellen wechseln mit steigender Größe zur piscivoren Ernährung, wobei erst ab einer TL von über 400 mm von einer vorwiegenden Piscivorie ausgegangen werden kann. In der Talsperre Saidenbach lag die maximale Beutefischlänge bei ca. 24 % der Forellenlänge. Die häufigste Beutefischart war die Plötze, wobei Barsche ebenfalls oft in der Forellennahrung gefunden wurden.

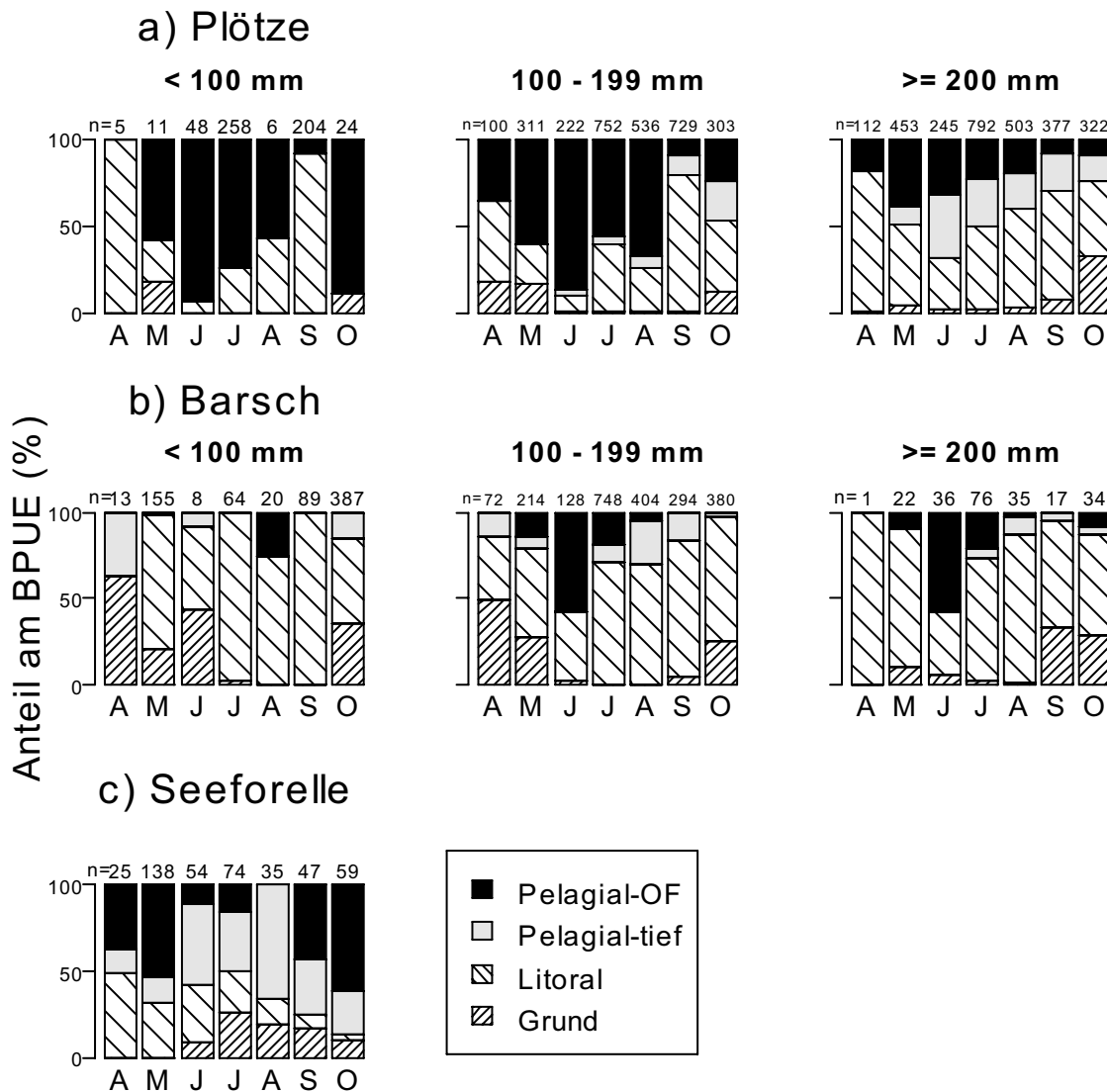


Abb. 2: Saisonale Verteilung der Populationen von Plötze, Barsch und Seeforelle in den Habitaten der Talsperre Saidenbach. Angaben als Biomasseanteile in den Habitaten. Daten von 2000 bis 2004 wurden gepoolt. Die Anzahl der gefangenen Fische wurde als n über den Balken angegeben.

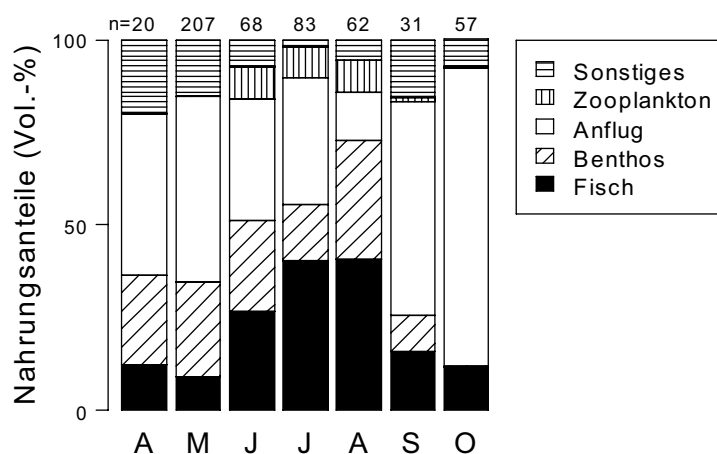


Abb. 3: Saisonale Verteilung der Nahrungszusammensetzung der Seeforellen (Mittelwerte von 2000 bis 2004). Nahrungsanteile wurden als Volumenprozent angegeben. Die Anzahl der untersuchten Forellen wurde über den Balken angegeben.

Diskussion

Trotz des intensiven Besatzes erhöhte sich der Seeforellenbestand nach dem Jahr 2000 nicht. Der Aufbau eines hohen Raubfischbestandes ist jedoch notwendig, um einen starken Fraßdruck auf die planktivoren Fische zu erreichen. Für eine effektive Biomanipulation wird ein Raubfischanteil von 30-40 % angestrebt (Benndorf & Kamjunke 1999; Benndorf 1995). Ein zu geringer Seeforellenbestand ist daher als Ursache für die zunächst geringen Reaktionen der Beutefische hinsichtlich ihrer Abundanz bzw. Biomasse anzunehmen. Neben einem zu geringen Raubfischbestand kann auch eine zeitweilige räumliche Trennung von Räuber und Beute zu einer Verringerung des Fraßdrucks führen. Die Seeforellen kamen jedoch in allen Habitattypen vor, ein allgemeines Refugium gab es somit für die Beutefische nicht. Dennoch zeigten sich deutliche Unterschiede in der saisonalen Habitatpräferenz von Seeforellen und Beutefischen. Zudem wurde eine saisonale Abhängigkeit der Piscivorie der Seeforellen gefunden, wobei verstärkt in den Sommermonaten Fisch konsumiert wurde. In diesem Zeitraum war die Verfügbarkeit von Beutefischen in den pelagischen Habitaten erhöht, da kleine und mittelgroße Individuen von Plötze und Barsch verstärkt in das Pelagial einwanderten. Die vertikale Trennung von Seeforelle (tief) und Plötze/Barsch (oberflächennah) war nicht vollständig (Radke et al. 2003), was zu erhöhter Begegnungswahrscheinlichkeit von Räuber und Beute führte. Ebenso bewirkt eine erhöhte Wassertemperatur im Sommer eine gesteigerte Aktivität der Fische, was ein gesteigertes Prädationsrisiko bedingt.

Seeforellen müssen zwischen optimaler Temperatur (14 °C, Elliot & Hurley 1999) und verfügbarer Nahrungsressource abwägen (trade-off). So unternehmen Seeforellen im Sommer zur Nahrungsaufnahme zeitlich begrenzte Exkursionen in wärmere Wasserschichten, halten sich aber hauptsächlich in tieferen Schichten auf (Kahl 2003, Radke et al. 2003). Anfluginsekten in Magenproben aus den Sommermonaten bestätigen diese Aussage. 0+ Plötzen bevorzugen hauptsächlich das Litoral. Ältere Plötzen wandern in den Oberflächenbereich des Pelagials (Haertel et al. 2002). Dabei sind sie stärker der Prädation pelagischer Räuber ausgesetzt. Unterdrückter Habitatwechsel sowie diurnale Wanderungen von Plötzen sind als Antwort auf einen hohen Prädationsdruck beschrieben worden (Haertel et al. 2002; Radke 1998; Brabrand & Faafeng 1993). Barsche aller Größenklassen waren hauptsächlich im Litoral zu finden, von Mai bis Juni jedoch wurden Barsche aber auch verstärkt im Oberflächenbereich des Pelagials gefunden. Eine Veränderung der Habitatwahl von Barschen und Plötzen aufgrund des Besatzes mit Seeforellen konnte nicht gezeigt werden.

Nahrungsanalysen an Seeforelle zeigten, dass nur ein Teil der Seeforellen piscivor war. Ab einer Totallänge von 250 mm wurden Fische in den Forellenmägen nachgewiesen. Laut Hyvärinen (2004) ist der Erfolg von Seeforellenbesatz von der Nahrungsverfügbarkeit in den ersten Wochen nach Besatz abhängig. Zudem stellte er fest, dass das Größenverhältnis von Beutefisch zu besetzten Seeforellen entscheidend für erfolgreiche Nahrungsaufnahme ist. Kahl (2003) zeigte, dass das Zeitfenster, in dem kleine Beutefische für Seeforellen verfügbar sind, relativ kurz ist. Eine hohe Mortalität der Froelle im Gewässer, sei es durch Nahrungsmangel kurz nach dem Besatz oder durch die Angelfischerei, muss als Grund für den fehlenden Anstieg des Seeforellenbestandes angenommen werden.

Vorläufige Ergebnisse des Jahres 2005 deuten allerdings darauf hin, dass sich der Raubfischanteil deutlich erhöht hat. Zudem wird der Fischbestand nun von Barschen dominiert im Gegensatz zur Plötzendominanz der Vorjahre.

Danksagung

Wir danken L. Paul von der Ökologischen Station Neuzehnhain, der Landestalsperrenverwaltung Sachsen und dem Anglerverband Südsachsen für bereitgestellten Daten. Die Arbeit entstand im Rahmen einer Diplomarbeit im Projekt „Indirekte Effekte der top-down Steuerung des pelagischen Nahrungsnetzes auf den Phosphorhaushalt: Freilandexperiment in der Saidenbachtalsperre“, welches von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert wurde (Be 1671/8-2).

Literatur

- Benndorf, J. (1995): Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 80: 519-534.
- Benndorf, J., Kamjunke, N. (1999): Anwenderrichtlinie Biomanipulation am Beispiel der Talsperre Bautzen. Löbnitz-Druck GmbH, Dresden. 21 pp.
- Brabrand, A., B. Faafeng. (1993): Habitat shift in roach (*Rutilus rutilus*) induced by pike perch (*Stizostedion lucioperca*) introduction: predation risk versus pelagic behavior. *Oecologia* 95:38-46.
- Elliott, J. M. & Hurley, M. A. 1999. A new energetics model for brown trout, *Salmo trutta*. *Freshwater Biology* 42: 235-246.
- Haertel, S. S., Baade, U., Eckmann, R. (2002): No general percid dominance at mesotrophic lake conditions: insights from the quantification of predator-prey interactions. *Limnologica* 32: 1-13.
- Hülsmann, S., Horn, H., Horn, W., Kahl, U., Paul, L., Radke, R. J., Benndorf, J. (2005): Einfluss der Nahrungsnetzstruktur auf den Phosphorhaushalt: Erste Ergebnisse aus einem Freilandexperiment in der Talsperre Saidenbach. DGL Tagungsbericht 2004: 414-418.
- Hyvärinen, P. (2004): Determining the optimal release window for lake-stocked brown trout – interaction between release size, prey availability, predation risks and fishing mortality. University of Helsinki, Academic Dissertation in Fisheries Science. (Summery).
- Kahl, U. (2003): Dominanzverhältnisse, Interaktionen und räumliche Verteilung von Barsch, Plötze und Seeforelle in der mesotrophen Dissertation, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, TU Dresden. 117 pp.
- Kahl, U., Radke, R. J. (2006): Habitat and food resource use of perch and roach in a deep mesotrophic reservoir: enough space to avoid competition? *Ecology of Freshwater Fish* 15: 48-56.
- Kahl, U., Radke, R. J., Benndorf, J. (2002): Ausgangszustand einer Fischartengemeinschaft vor der Biomanipulation: Spezifische Bedingungen in einer tiefen, mesotrophen Talsperre mit geringem Litoralanteil. DGL Tagungsbericht 2001: 324-329
- Klemetsen, A., Amundsen, P.,-A. Dempson, J., B. Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F., & Mortensen, E. (2003): Atlantic Salmon *Salmo salar* L., browntrout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 1-59.
- Persson, L. (1987): Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). *Oecologia* 73: 170-177.
- Radke, R. J. (1998). Strukturbildende Prozesse in Fischartengemeinschaften mesotropher Seen des norddeutschen Tieflandes. UFO, Atelier für Gestaltung und Verlag GdR. 139 pp.
- Radke, R. J., Graupisch, A. (2005): Effects of phytoplankton-induced turbidity on predation success of piscivorous Eurasian perch (*Perca fluviatilis*): possible implications for fish community structure in lakes. *Naturwissenschaften* 92: 91-94.
- Radke, R. J., Kahl, U. (2002): Effects of filter-feeding fish [silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.)] on phyto- and zooplankton in a mesotrophic reservoir: results from an enclosure experiment. *Freshwater Biology* 47: 2337-2344.
- Radke, R. J., Kahl, U., Benndorf, J. (2003): Food-web manipulation of drinking water reservoirs with salmonids: vertical distribution of prey and predator. *Limnologica* 33: 92-98.
- Schulze, T., Kahl, U., Radke, R. J., Benndorf, J. (2004): Consumption, abundance and habitat use of *Anguilla anguilla* in a mesotrophic reservoir. *Journal of Fish Biology* 65: 1543-1562.

RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., NIXDORF, B. & MISCHKE, U.: Bewertung der natürlichen Seen Deutschlands anhand des Phytoplanktons

DOKULIL, M. & TEUBNER, K.: Bewertung der Phytoplanktonstruktur stehender Gewässer gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Der modifizierte Brettum Index

Bewertung der natürlichen Seen Deutschlands anhand des Phytoplanktons

Ursula Riedmüller¹, Eberhard Hoehn¹, Brigitte Nixdorf² & Ute Mischke³

¹ LBH, Glümerstr. 2a, D-79102 Freiburg, E-Mail Hoehn: lbh@gmx.de, E-Mail: Riedmüller bnoe@gewaesserfragen.de

² Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: b.nixdorf@t-online.de

³ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, D-12587 Berlin, E-Mail: mischke@igb-berlin.de

Keywords: Seenbewertung, Phytoplankton, EU-Wasserrahmenrichtlinie, biologische Trophieindikation, Methodenstandards

Einleitung

Im Rahmen der nationalen Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurde für die Komponente Phytoplankton in natürlichen Seen ein biologisch begründetes Bewertungsverfahren entwickelt. Das Phytoplankton kann in Seen in erster Linie als Anzeiger für die Belastung „Eutrophierung“ dienen (Järnefelt 1952, Heinonen 1980, Hörnström 1981, Brettum 1989). In der im Vorfeld durchgeführten Literaturstudie von Knopf et al. (2001) wurde zu rund 300 Phytoplanktontaxa Angaben zu typischem Verhalten im trophischen Spektrum gefunden. Für etwa 250 Taxa beschrieben die Autoren eine Vorliebe für bestimmte Trophiezustände. Fußend auf dieser Erkenntnis wurde davon ausgegangen, dass neben der absolut erreichten Biomasse des Phytoplanktons auch die taxonomische Zusammensetzung zu einer Trophiebewertung von Seen herangezogen werden kann.

Das Bewertungssystem sollte im Sinne einer zuverlässigen Indikation auf mehreren Kenngrößen basieren und die verschiedenen Seentypen berücksichtigen. Folgende Bewertungsmetriks zur Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse gemäß EU-WRRL wurden entwickelt: 1. Biomassemetrik (Gesamtbiovolumen/Probe bzw. Saisonmittel). 2. "Algenklassen"-Metrik (Biovolumina und relative Verhältnisse der Algengruppen). 3. Phytoplanktontaxa-Seen-Index (PTSI, Vorkommen und Dominanz von Phytoplanktontaxa). Darüber hinaus wird im bundesweiten Praxistest des Verfahrens (Projektzeitraum 2005/2006) u.a. die Integration des DI-Prof (**D**iatomeen-**I**ndex **P**rofundal), als zusätzliche Bewertungsgröße geprüft. Dieser wurde von Schönfelder (2004) für natürliche Seen des Tieflands entwickelt. Die Metriks 1 und 2 wurden von der Arbeitsgruppe Prof. Brigitte Nixdorf und Dr. Ute Mischke erarbeitet. Der Metrik 3 "PTSI" wurde von LBH Freiburg entwickelt und die Ergebnisse sollen in diesem Vortrag und Bericht im besonderen vorgestellt werden.

Datengrundlage

Die Basis der Auswertungen stellte eine plausibilisierte Datenbank dar, welche mit Phytoplanktondaten aus früheren Seenuntersuchungsprogrammen der Landesämter in Deutschland sowie mit Daten von neun österreichischen Seen des Kärntner Instituts für Seenforschung zusammen gestellt wurde. Sie umfasst derzeit rd. 180.000 Phytoplanktonbefunde in 8.900 Proben und 904 Seenjahren sowie die trophischen Begleitparameter Sichttiefe, Gesamtphosphor und Chlorophyll a. Die Daten

stammen aus insgesamt 288 unterschiedenen Wasserkörpern in 250 Seen. Neuerhebungen waren nicht Bestandteil des Projektes. Die Seentypen des Mittelgebirges sind derzeit wegen Datenmangel nicht in Bearbeitung. Neben standardisierten Vorgaben zu Probenahme und Zählstrategie in Gelände und Labor wurde erstmalig für Deutschland eine taxonomisch vereinheitlichte operative Taxaliste für das Phytoplankton der Fließgewässer und natürlicher Seen zusammen gestellt. Diese Liste enthält u.a. das Mindestbestimmbarkeitsniveau für die WRRL-konforme Bewertung sowie eine Kennzeichnung der bisher für Seen ermittelten Indikatortaxa zur Trophieindikation, im Sinne einer besonderen Berücksichtigung am Mikroskop.

Empirische Ermittlung von Indikatortaxa im Phytoplankton

Korrespondenzanalysen ergaben unterschiedliche Planktonbiozönos in den Ökoregionen Alpen und Voralpen (im weiteren Text mit AVA abgekürzt) sowie im Norddeutschen Tiefland (im weiteren Text mit TL abgekürzt). Darüber hinaus wurde aus ökologischen Erwägungen vorausgesetzt, das sich die Biozönos in geschichteten und polymiktischen Seen unterscheiden. Demzufolge wurden für drei Kalibrationsdatensätze AVA, geschichtete Seen des Tieflandes (TLgesch) und ungeschichtete Seen des Tieflandes (TLunge) unterschiedliche Indikatorlisten angestrebt. Die getrennte Behandlung der polymiktischen Voralpenseen konnte aufgrund zu geringer Anzahl an Seenbeispielen in der Datenbank nicht durchgeführt werden.

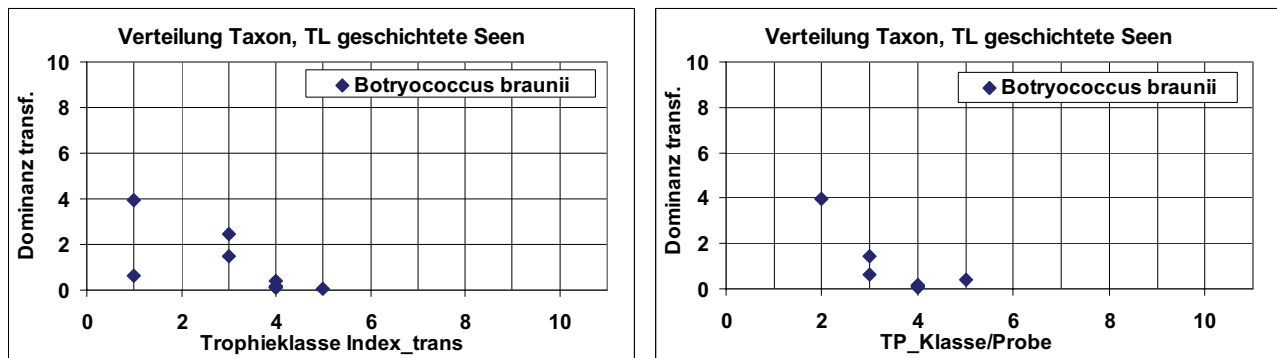
Mit Hilfe verschiedener Darstellungen der Taxonverteilung im Trophiespektrum war die Identifizierung von Indikatortaxa möglich. Als Trophiegradienten kamen die Kenngrößen LAWA-Index als modifizierte Größe Index-trans und der Gesamtphosphor am Probenahmetag und im Saisonmittel als transformierte Indexgröße zur Anwendung. Sowohl Index-trans als auch die transformierten TP-Werte orientieren sich an den in der LAWA (1999) vorgeschlagenen Umrechnungstabellen und Transformationen. Sie nehmen Werte von 0,5-5 ein und sind mit dem LAWA-Index hinsichtlich ihrer Größenordnung direkt vergleichbar.

Zur Berechnung der Stetigkeit von Taxa in einem bestimmten Trophieniveau mussten Trophieklassen bzw. Gruppen von Seenjahren gleicher Trophie gebildet werden. Die Untersuchungsjahre wurden hierzu auf Basis ihres Index-trans in eine von zehn Trophieklassen eingeteilt (s. Abb. 1). In der Ökoregion AVA wurde angepasst an die vorliegende Stichprobe der mesotrophe und im der Ökoregion TL der eutrophe Bereich differenzierter betrachtet. Jeder Probenbefund einer Art ging als Dominanz ihres Biovolumens oder angelehnt an Brettum (1989) als Dominanz*Stetigkeit in die Darstellungen und Berechnungen ein. Die Dominanz wurde aufgrund der besseren Darstellbarkeit und Verständlichkeit mit der Quadratwurzel transformiert. Für einige Abbildungstypen (s. Bsp. in Abb. 1) wurde nur die maximale Dominanz einer Art im betrachteten Seenjahr verwendet.

Für jedes Taxon wurden steckbriefartig drei Abbildungen zur Trophiepräferenz sowie eine Abbildung zur Saisonalität des Vorkommens für jede Ökoregion bzw. Schichtungstypgruppe zusammengestellt (Bsp. für Taxonverteilung im Trophiespektrum s. Abb. 1). Im Falle einer charakteristischen Verteilung eines Taxons im Trophiespektrum, erfolgte die Vergabe von 20 Punkten in die Trophieklassen. Diese sollte sowohl die Trophiepräferenz als auch die auftretende Streuung so gut wie möglich erfassen.

Durch gewichtete Mittelwertbildung wurden aus den Punkteverteilungen numerische Trophieschwerpunkte (im weiteren als TSP abgekürzt) errechnet, welche wiederum die mathematische Dimension des in Deutschland verbreiteten LAWA-Index und deshalb gute Verständlichkeit besitzen (s. Tab. 1).

Die Standardabweichung der gewichteten Mittelwertbildung wurde als Maß für die Standorttreue verwendet und daraus sog. Stenökiefaktoren abgeleitet (Wertebereich 1-4, 1=geringe und 4=starke Bindung an TSP) (s. Tab. 1).



Trophieklasse	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Bezeichnung LAWA (1999)	o	m1	m2	e1	e2/1	e2/2	p1/1	p1/2	p2	h
<i>Botryococcus braunii</i>	8	6	3	2	1					

Abb. 1: Beispielabbildungen des Taxonsteckbriefs sowie Punktevergabe für die Phytoplanktontaxa im Trophiespektrum der geschichteten Seen des Tieflandes.

Sowohl die Punkteverteilungen als auch die TSP-Werte wurden einer intensiven Prüfung anhand von Literaturdaten, insbesondere bereits bestehenden trophischen Einstufungen durch verschiedene Autoren und anhand weiterer Berechnungen und Abbildungen unterzogen. Für den Kalibrationsdatensatz AVA konnten 111, für den Datensatz TLgesch 123 und den Datensatz der polymiktischen Seen des Tieflandes TLunge 96 Indikatortaxa vorgeschlagen werden.

Tab. 1: Tabellenauszug aus der Indikatorliste für die geschichteten Tieflandseen. Trophieklassen und -grenzen sind an der LAWA-Klassifizierung (1999) orientiert. TSP=Trophieschwerpunkte; TAW=Trophieankerwerte.

Indikatortaxon TLgesch/ Trophieklassen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	TSP	TAW	Stenökiefaktor
Bezeichnung LAWA (1999)	o	m1	m2	e1	e2/1	e2/2	p1/1	p1/2	p2	h			
(Klassenmitten LAWA-Index)	1,00	1,75	2,25	2,75	3,13	3,38	3,63	3,88	4,25	4,75			
<i>Ankyra judayi</i>		6	6	6	2						2,3	2,0	2
<i>Ankyra lanceolata</i>		2	8	8	2						2,5	2,4	3
<i>Aphanizomenon gracile</i>	1	3	4	5	5	1	1				2,6	2,6	1
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>				1	2	3	5	5	4		3,7	4,6	3
<i>Aphanocapsa incerta</i>		2	8	7	2	1					2,5	2,4	3
<i>Aphanothece clathrata</i>	4	5	4	4	2	1					2,1	1,6	1
<i>Aulacoseira islandica</i>		2	2	10	3	2	1				2,8	2,9	2
<i>Bitrichia chodatii</i>	7	7	4	2							1,7	1,0	1
<i>Botryococcus braunii</i>	8	6	3	2	1						1,7	1,0	1

Die Anwendung der Indikatorlisten sowie die Berechnung des PTSI erfolgt auf der Basis eines Probenbefundes nach der Formel:

$$PTSI = \frac{\sum (Abundanzklasse_i \times TAW_i \times Stenökiefaktor_i)}{\sum (Abundanzklasse_i \times Stenökiefaktor_i)}$$

PTSI = Phytoplankton-Taxa-Seen-Index pro Probe

Abundanzklasse_i = Abundanzklasse des i-ten Taxons in der Probe, Biovolumenklassen nach Tab. 2.

TAW_i = Trophieankerwert des i-ten Indikatortaxons

Stenökiefaktor_i = Stenökiefaktor des i-ten Indikatortaxons

Tab. 2: Klassenbildung des Biovolumens eines Indikatortaxons zur Verrechnung im PTSI.

Klassen Biovolumen (mm ³ /l)	Abundanzklasse
< 0,0001	1
0,0001-0,001	2
0,001-0,01	3
0,01-0,1	4
0,1-1	5
1-10	6
> 10	7

Einer gültigen Probenbewertung sollten mindestens 4 Indikatortaxa zugrunde liegen. Zur Bewertung eines Untersuchungsjahres erfolgt eine arithmetische Mittelung der Probenergebnisse, wobei mindestens drei gültige Indices pro Jahr zur Verfügung stehen sollten.

Tab. 3: Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse mit dem Ergebnis des PTSI.

Zustandsklassen/ Typisierungskriterium	Seen- Subtyp	Referenztrophie/ sehr gut	gut	mäßig	unbefried.	schlecht
Alpen und Voralpen		1	2	3	4	5
Voralpen, polymiktisch	1	< 2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	> 3,5
Alpen, geschichtet	4	< 1,5	1,5-2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	> 3,0
Voralpen, geschichtet	2+3	< 2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	> 3,5
Norddeutsches Tiefland		1	2	3	4	5
geschichtet u. VQ 1,5 – 15	10.1	< 2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	> 4,0
geschichtet u. VQ >15	10.2	< 3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	4,0-4,5	> 4,5
geschichtet u. VQ < 1,5	13	< 2,0	2,0-2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	> 3,5
polymiktisch, VQ > 1,5 u. mittlere Tiefe > 3 m	11.1	< 3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	4,0-4,5	> 4,5
polymiktisch, VQ > 1,5 u. mittlere Tiefe ≤ 3 m	11.2	< 3,5	3,5-4,0	4,0-4,5	4,5-5,0	> 5,0
Flussseen polymiktisch	12	< 3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	4,0-4,5	> 4,5
polymiktisch u. VQ < 1,5	14	< 2,5	2,5-3,0	3,0-3,5	3,5-4,0	> 4,0

Der PTSI kann theoretisch Werte von 0,5-5,2 einnehmen. Er liegt in einem analogen Wertebereich zum LAWA-Index (1999) und kann somit als gut verständliche Größe zusätzliche Informationen auf Basis der biologischen Verhältnisse vermitteln.

Der PTSI stellt zunächst lediglich eine biologisch ermittelte Kenngröße zur Beschreibung der Trophie dar. Erst der Vergleich mit dem potentiell natürlichen Trophiezustand oder der Referenztrophie (s. Tab. 3) ermöglicht die Aussage über eine Degradation des Gewässers und schließlich die Bewertung. Im Projekt wurden für die verschiedenen Seentypen Referenzzustände vorgeschlagen (Tab. 3). Werden diese Referenzbereiche sowie der gute Zustand eingehalten, ergibt sich gemäß EU-WRRL kein Handlungsbedarf zur Verbesserung der Gewässersituation. Liegen die Werte in den Zustandsklassen 3-5, d.h. mäßig bis schlecht, ist ein Sanierungsbedarf indiziert.

Im Gesamtgefüge der Seenbewertung mit Phytoplankton wird der PTSI mit den beiden weiteren Metriks "Gesamtbiovolumen im Saisonmittel" und "Dominanz von Algenklassen" seentypspezifisch gewichtet und verrechnet.

Zusammenfassung und Ausblick

Das empirisch entwickelte Bewertungsverfahren für die natürlichen Seen Deutschlands anhand des Phytoplanktons beruht im ersten Entwurf auf der Berücksichtigung der drei biologisch ermittelbaren Metriks "Biomasse", "Algenklassen" und "PTSI" (Phytoplanktontaxa-Seen-Index). Thema der vorliegenden Publikation ist die Entwicklung und Anwendungsbeschreibung des PTSI, welcher eine Trophie-Einschätzung und Bewertung von Seen auf Basis von Indikatorarten zulässt.

Der Endbericht zu diesem Projekt, in dem das gesamte Verfahren beschrieben ist und in dem u.a. die Indikatorlisten, Bewertungstabellen und -beispiele enthalten sind, wird nach Prüfung und Freigabe durch den Projektgeber voraussichtlich ab März 2006 über die Universität Cottbus sowie über die oben genannten Autoren verfügbar sein. In dem derzeit ebenfalls laufenden Praxistest soll das Bewertungsverfahren geprüft und an neuen Datensätzen validiert und optimiert werden..

Danksagung

Der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser sei für die Förderung des Projektes gedankt. Ebenso herzlichen Dank an den (LAWA-) Expertenkreis Seen, welcher die fachliche Begleitung auf eine sehr freundlich motivierende und kompetente Weise durchführt.

Literatur

- Brettum, P. (1989): Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton.-NIVA, Postbox 33, Blindern, Oslo, deutsche Übersetzung von Bodo Maier.
- Hörnström, E. (1981): Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologica* 13: 249-361.
- Brettum, P., 1989. Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton.-NIVA, Postbox 33, Blindern, Oslo.
- Järnefelt, H. (1952): Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. *Ann. Acad. Scient. Fenn. A IV*, Biol. 18: 1-29.
- Knopf, K., Hoehn, E., Mischke, U. & B. Nixdorf (2000): Klassifizierungsverfahren von Seen anhand des Phytoplanktons. Teil I der Literaturstudie über „Ökologische Gewässerbewertung – Phytoplankton“ im Auftrag der ATV/DVWK und LAWAG-AG „Stehende Gewässer“, 100 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin. 74 S
- Mathes, J., Plambeck, G. & J. Schaumburg (2002). Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf, B. & R. Deneke (Hrsg.), Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Aktuelle Reihe BTU Cottbus, Sonderband.

Bewertung der Phytoplanktonstruktur stehender Gewässer gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Der modifizierte Brettum Index

Martin Dokulil & Katrin Teubner

Institut für Limnologie, Österreichische Akademie der Wissenschaften, A-5310 Mondsee, Mondseestrasse 9;

e-mail: martin.dokulil@oeaw.ac.at, katrin.teubner@oeaw.ac.at

Keywords: WRRL, Wasserqualität, biologische Beurteilung, Alpenseen, Österreich

Einleitung

Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (EU), kurz WRRL ist am 23.12.2000 in Kraft getreten. Sie fordert für alle Oberflächengewässer mit einem Einzugsgebiet >10 km² die Erreichung eines ‚guten ökologischen Zustandes‘ binnen 15 Jahren.

Vorgangsweise und Datenbasis

In einem Vorprojekt (Dokulil 2003) wurde der Index nach Brettum (1989) in seiner Originalversion und unter Verwendung der norwegischen Taxongewichte auf einen Datensatz aus Österreich angewendet. Aus den Ergebnissen ließ sich die grundsätzliche Tauglichkeit des Index ableiten. Es galt daher in einem nächsten Schritt, die Indexwerte der Arten aus den Brettum-Listen durch Vergleich mit den in Österreich vorliegenden Daten zu überprüfen und für nicht aufgeführte Taxa zu erweitern (Kalibration), an die Qualitätsstufen der ÖNORM M6231 (2001) anzupassen und den siebenstufigen Index auf die fünfstufige Skale der WRRL zu reduzieren. Zugleich musste ein abgestuftes Berechnungsschema erarbeitet werden, welches letztlich eine einfache Berechnung der Abweichung vom Referenzzustand (Ecological Quality Ratio, EQR) nach REFCOND (2003) ermöglichen soll.

Zur Berechnung, Erweiterung und Absicherung der Indexwerte nach Brettum wurden mehrjährige Datensätze aus 20 österreichischen Seen ausgewählt wobei die Konzentration an Gesamtphosphor als Bezugssystem (Trophie-Klassifizierung) gewählt wurde. Der Neusiedlersee wurde, trotz guter Datenlage, als Sondertyp vorläufig nicht mitberücksichtigt. Viele Seen in Österreich sind wiederum in sehr gutem Zustand. Im Bereich 40-60 µg TP L⁻¹ liegen nur einige wenige Daten vor, im Bereich >60 µg TP überhaupt keine. Um zu einer ausgewogeneren Beurteilung zu kommen, wurden neun Seen aus Deutschland (Region Berlin-Brandenburg) mit in die Analyse einbezogen.

So konnte sichergestellt werden, dass auch höhere trophische Niveaus in die Analyse einfließen. Diese Datenbasis ermöglicht zugleich eine länderübergreifende Auswertung und schlägt so gewissermaßen eine Brücke nach Norden zu Brettum.

Insgesamt standen 29 Seen mit 2429 Probestermen und 167 Planktonarten zur Verfügung, was zusammen mit den Messwerten für Gesamtphosphor (TP) eine Datenmatrix mit 408 072 Einträgen ergibt.

Alle Auswertungen wurden auf der Basis vorhandener quantitativer Phytoplanktonanalysen aus den Jahren 1976-2003 durchgeführt. Diese werden auf ihre Vollständigkeit und Verwendbarkeit zur Beurteilung des Zustands der Seen im Sinne der WRRL nach der ÖNORM M6231 überprüft. In

mehreren Fällen mussten taxonomische Kompromisse bzw. Zusammenlegungen zu größeren Gruppen in Kauf genommen werden. Selten vorkommende oder nur vereinzelt auftretende Arten wurden vor der Analyse ausgeschieden.

Das Material umfasst im wesentlichen Proben aus verschiedenen Tiefenstufen, die über das Epilimnion gemittelt wurden sowie in einigen Fällen Mischproben der euphotischen Zone. Die Untersuchungsergebnisse stammen aus Proben, welche zu allen Jahreszeiten, oft sogar monatlich oder vierzehntägig gesammelt wurden. Die Anzahl der Analyseresultate pro See variiert von 25 über 12 bis hinunter zu 6 mal pro Jahr. Die Anzahl der analysierten Jahre pro See liegt zwischen 1 und 22.

Auswertung des Datensatzes

Bei der Benutzung von Phytoplankton-Analysen zur Bestimmung der Wasserqualität sind Ergebnisse in drei Stufen zu begutachten:

1. Das maximale, gemessene Totalvolumen und das Durchschnittsvolumen während der Vegetationsperiode für einen See.
2. Das gesamte Volumen für jede Gruppe oder Klasse von Algen (z.B. Blaualgen, Grünalgen, Kieselalgen usw.) und deren prozentueller Anteil am Gesamtvolumen des Phytoplanktons.
3. Die Menge der einzelnen Arten, und besonders guter Indikatorarten, im Verhältnis zum gesamten Biovolumen des Phytoplanktons.

Die zusammenfassende Auswertung der Resultate aller drei Stufen ist ausschlaggebend für die endgültige Einschätzung der Wassergüte (Brettum 1989).

Biovolumen

Gesamtvolumen und Durchschnittsvolumen des Phytoplanktons sind in erster Linie bei der Einschätzung des Trophieniveaus bzw. Wachstumspotentials eines Sees von Interesse. Im allgemeinen sind das Biovolumen des Phytoplanktons und seine Zusammensetzung bessere Indikatoren für den Trophiegrad als z.B. Phosphor, da es sich dabei um das Endergebnis aller Umwelteinflüsse im Wasser handelt, auch jener Faktoren, die nicht erfasst wurden. In Abbildung 1 ist die Korrelation der maximalen zu den mittleren Biovolumina des Phytoplanktons im Jahr dargestellt ($r^2=0.88$, $p < 0.001$, $n = 239$). Daraus lässt sich eine hohe Übereinstimmung der beiden Parameter ablesen.

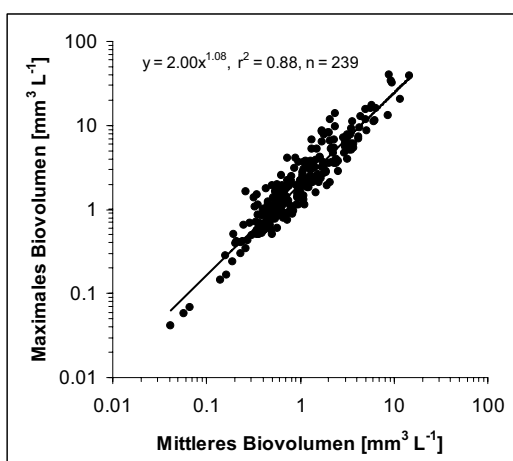
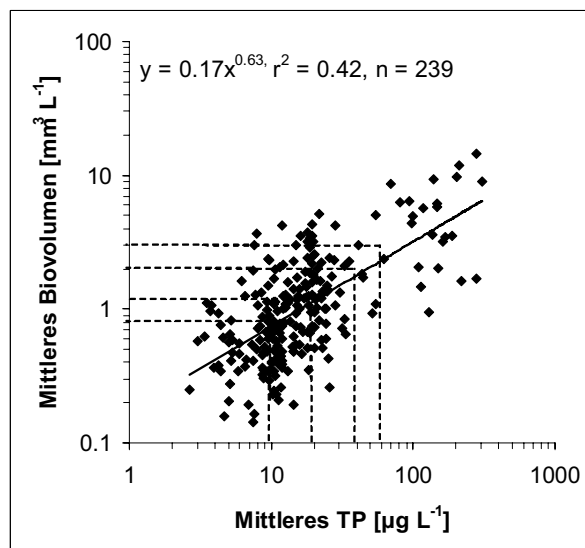


Abb. 1: Korrelation des maximalen zum mittleren Biovolumen, beide in $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$ für 29 Seen.

Doppeltlogarithmische Darstellung. Die Gleichung, das Bestimmtheitsmaß und die Anzahl der Wertepaare ist in der Graphik angegeben.

Aus der Abhängigkeit der mittleren jährlichen Biovolumina vom Gesamtphosphor (Abbildung 2) lassen sich Grenzwerte für die Biovolumina der trophischen Ebenen ableiten (Tabelle 1).

Abb. 2: Abhängigkeit des mittleren Biovolumens in $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$ von der mittleren Gesamtphosphorkonzentration (TP) für 29 Seen. Doppeltlogarithmische Darstellung. Die Gleichung, das Bestimmtheitsmaß, die Anzahl der Wertepaare sowie die Grenzwerte (strichlierte Linien) sind in der Graphik angegeben.



Tab. 1: Grenzwerte des Gesamt-Biovolumens für die trophischen Intervalle.

Jahresmittel [$\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$]	Trophisches Niveau
< 0.8	oligotroph
0.8 - 1.2	mesotroph
1.2 - 2.0	schwach-eutroph
2.0 - 3.0	stark-eutroph
> 3.0	hypertroph

Für das Biovolumen des Phytoplanktons im Mondsee und zwei typische Zeitperioden lässt sich eine gute Übereinstimmung der berechneten mit der tatsächlichen Qualitätsstufe feststellen (Abb. 3).

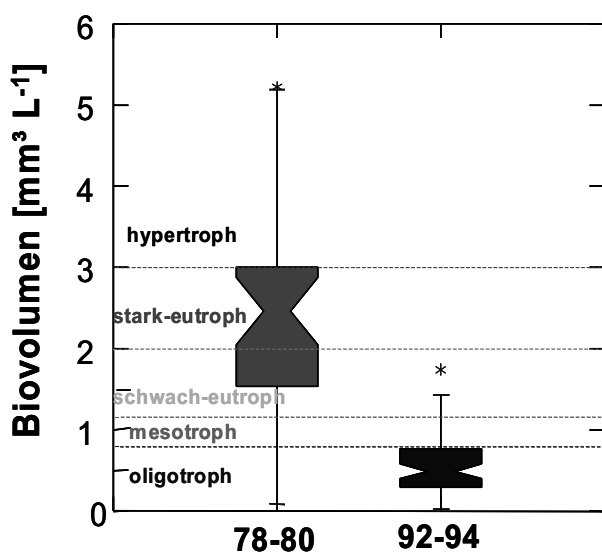


Abb. 2: Abhängigkeit des mittleren Biovolumens in $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$ von der mittleren Gesamtphosphorkonzentration (TP) für 29 Seen. Doppeltlogarithmische Darstellung. Die Gleichung, das Bestimmtheitsmaß, die Anzahl der Wertepaare sowie die Grenzwerte (strichlierte Linien) sind in der Graphik angegeben.

Algengruppen als Indikatoren

Eine Gruppe von Organismen enthält, selbst wenn sie aus sich in vielerlei Hinsicht nahestehenden Arten besteht, Arten mit zum Teil sehr unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen und weist daher unterschiedliche Reaktionen auf Veränderungen ein und desselben Parameters auf. Aus diesem Grund kann eine Einschätzung der Gewässerqualität, welche von der gesamten Mengenvariation der Gruppen ausgeht, in vielen Fällen weniger aussagekräftig sein als Ergebnisse, welche auf den einzelnen Arten aus diesen Gruppen fußen. Trotz dieser Einschränkungen sagt die Gruppenzusammensetzung, und nicht zuletzt die Dominanz oder das ganz oder teilweise Fehlen einzelner Gruppen im Phytoplankton einiges über die Wasserqualität aus. In Tabelle 2 werden die Dominanzverhältnisse als prozentueller Anteil am Gesamtvolumen des Phytoplanktons dargestellt.

Tab. 2: Dominanzverhältnisse der Algengruppen in Relation zum Gesamt-Biovolumen des Phytoplanktons. Fett bzw. Kursiv hervorgehoben sind alle Anteile >90%.

Taxon. Einheit	Biovolumen [mm ³ L ⁻¹]				
	<0.8	0.8-1.2	1.2-2.0	2.0-3.0	>3.0
Chrysophyceen	100	88	91	80	10
Cryptophyceen	100	58	56	56	42
Dinophyceen	100	90	58	48	47
Chlorophyceen	72	94	100	86	65
Euglenophyceen	48	34	25	100	30
Cyanophyceen	33	59	65	81	100
Bacillariophyceen	83	89	86	86	100

Oligotrophe Gewässer sind durch die Gruppen der Chrysophyceen, Cryptophyceen und Dinophyceen charakterisiert. Die Dinophyceen und Chlorophyceen beherrschen den mesotrophen Bereich. Der stark eutrophe Bereich wird durch Euglenophyceen charakterisiert. Im Bereich höchster Biomassen und daher hoher Trophie dominieren die Cyanobakterien und die Diatomeen (Kieselalgen). Letztere zeigen allerdings eine Verteilung mit relativ großen Prozentanteilen am gesamten Phytoplankton über die ganze Skala von oligotrophen bis zu hypertrophen Gewässern und haben daher als Gruppe betrachtet wenig Indikatorwert.

Ähnliche Muster lassen sich auch für die Verteilung im Phosphorgradienten und saisonal im Jahr darstellen (hier nicht wiedergegeben).

Der Indikatorwert der einzelnen Arten

Die Indexwerte der Arten aus der Brettum-Studie wurden durch Vergleich mit den vorliegenden Daten überprüft und für die in Österreich vorkommenden Arten ergänzt, erweitert und abgesichert. Aus den Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Taxa im P-Gradienten wurde eine fünf-stufige Wichtungstabelle abgeleitet und zur Berechnung der Indices herangezogen. Dabei traten einige taxonomische Probleme auf. So sind vor allem die kleinen zentrischen Diatomeen bei der mikroskopischen Analyse schwer bis gar nicht bis zur Art bestimmbar. Sie wurden daher häufig als Sammelgruppe bzw. in Größenklassen erfasst, was zu Ungenauigkeiten in der Einstufung über den Plankton-Index führt, wenn diese Gruppe stark dominiert. Trotzdem ergab sich insgesamt für die 29 Seen und alle vorhandenen Untersuchungsjahre eine befriedigende Übereinstimmung mit den tatsächlichen Gegebenheiten, bzw. mit den Phosphorkonzentrationen. Das daraus abgeleitete, durch Berechnung des relativen Abstandes abgestufte Bewertungsschema ermöglicht eine richtige Bewertung des Gewässerzustandes und die Ableitung von ökologischen Qualitätsverhältnissen zum

Referenzzustand (EQR nach REFCOND 2003). Dieses Schema befindet sich zur Zeit in der Überprüfungsphase mit unabhängigen Datensätzen und wird deshalb hier nicht im Detail dargestellt.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die ausgearbeiteten Einstufungen der Phytoplanktonarten für Österreich führen zusammen mit der vorgeschlagenen Klassifizierung nach Brettum (1989) in den meisten Fällen zu richtigen ökologischen Bewertungen. Abweichungen vom Referenzzustand können richtig wiedergegeben werden, sofern der typspezifische Referenzzustand richtig eingeschätzt wird.

Nach Abschluss der Testphase, soll daraus ein multimetrischer Index unter Verwendung von Gesamt-Biovolumen, Index aus Algengruppen, Index aus den einzelnen Taxa, Index aus funktionellen Algengruppen (Padisák et al. 2005) und eventuell Chlorophyll-a entwickelt werden.

Danksagung

Wir möchten uns beim Österreichischen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (*Lebensministerium*) für den Auftrag ‚Bewertung des ökologischen Zustandes stehender Gewässer gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie‘, die Finanzierung und die technische Unterstützung herzlich bedanken. Des weiteren gilt unser Dank dem Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Scharfling, dem Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt, dem Amt der Salzburger Landesregierung Abt. 13, Ref. 13/04 Gewässerschutz, Salzburg, dem Technisches Büro für Ökologie Donabaum & Wolfram OEG, Wien, sowie der Systema Bio- und Management Consulting GmbH, Wien, für die großzügige Datenverfügbarkeit und die gute Zusammenarbeit.

Literatur

- Brettum, P. (1989): Algen als Indikatoren der Wasserqualität in norwegischen Binnengewässern. NIVA, Trondheim, (in Norwegisch; Deutsche Übersetzung B.G. Meier), 112 S.
- Dokulil, M.T., Hg. (2003): Typspezifische Referenzbedingungen für die integrierende Bewertung des ökologischen Zustandes stehender Gewässer Österreichs gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Phase 2. Projektabschlußbericht, BMLFUW, Wien, 94 S.
- ÖNORM M6231, 2001. Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern. Österreichisches Normungsinstitut, Wien, 58 S.
- REFCOND (2003): Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. – Final version 7.0, 302003-02-14, 89 pp.

- STELZER, D., SCHRANZ, C. & SCHAUMBURG, J.: Seenbewertung mit Makrophyten und Phytobenthos in Deutschland
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., PALL, K. & MOSER, V.: Ergebnisse zur Interkalibrierung (EG-WRRL) der Seenbewertung mit Makrophyten & Phytobenthos – Vergleich der nationalen Verfahren von Deutschland und Österreich
- SCHRANZ, C. & SCHAUMBURG, J.: Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern – Das Bewertungsverfahren zur Umsetzung der WRRL in Deutschland
- TÄUSCHER, L.: Beitrag zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Land Brandenburg mit Hilfe von Phytobenthos- und Makrophyten-Untersuchungen
- SCHÜTZ, W., VEIT, U. & KOHLER, A.: Die Makrophyten-Vegetation der Oberen Donau und ihre Bewertung nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie
- VEIT, U. & KOHLER, A.: Methoden(-vergleich) zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten
- GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J.: Phytobenthos (ohne Diatomeen und Charales) – eine Komponente zur Bewertung von Fließgewässern
- FOERSTER, J. & GUTOWSKI, A.: Fädige Grünalgen in unseren Fließgewässern – es ist nicht alles *Cladophora glomerata* ...

Seenbewertung mit Makrophyten und Phytobenthos in Deutschland

Doris Stelzer¹, Christine Schranz² & Jochen Schaumburg³

¹ Nornenweg 2b, 85521 Hohenbrunn-Riemerling, stelzerd@mnet-online.de, ^{2,3} Bayerisches Landesamt für Umwelt, Lazarettstr. 67, 80636 München, Christine.Schranz@lfu.bayern.de, Jochen.Schaumburg@lfu.bayern.de

Keywords: EG-Wasserrahmenrichtlinie, Gewässerbewertung, Makrophyten, Phytobenthos, Seentypologie

Einleitung

Zur ökologischen Bewertung von Litoralstellen in Seen gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Europäische Union 2000) wurde von Schaumburg et al. (2004) ein bundesweit gültiges Verfahren für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos entwickelt. Dieses Bewertungssystem wurde im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (seit 2005: Bayerisches Landesamt für Umwelt) in einem bundesweit angelegten Test an 52 Seen auf Plausibilität und Praxistauglichkeit überprüft. Zeitgleich fanden in einigen Bundesländern weitere Kartierungen und Datenerhebungen auf Grundlage des neu entwickelten Systems statt, deren Ergebnisse in die Auswertungen einfließen konnten.

Die gesammelten neuen Erkenntnisse, Erfahrungen und Anregungen aus diesen Projekten sowie die erweiterte Datenbasis (Tabelle 1) führten zu Anpassungen und Weiterentwicklungen des Verfahrens. So wurde beispielsweise die Gewässertypologie weiter unterteilt, um eine differenziertere Bewertung der Wasserkörper zu ermöglichen, und eine Methode zur Bewertung ganzer Seen bzw. Wasserkörper entwickelt. Der benötigte Untersuchungsaufwand wurde reduziert und die Berechnungswege vereinfacht. Das Bewertungsverfahren für das Teilmodul Diatomeen sowie die Handlungsanweisung werden derzeit noch überarbeitet. Die aktualisierte Version der Handlungsanweisung (Schaumburg et al. 2004a) wird in Kürze im Internet unter:

www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/am_e.htm bereitstehen. Nachfolgend wird das veränderte Verfahren nach dem derzeitigen Stand vorgestellt.

Tabelle 1: Datenstruktur Seen

	Makrophyten	Diatomeen
Gewässer	142	143
Stellen	484	217

Untersuchungsmethoden

Ermittlung der Stellenzahl

In Seen, in denen bislang noch keine Gesamtkartierung der Makrophytenvegetation durchgeführt wurde, soll eine Übersichtskartierung erfolgen, bei welcher der gesamte Litoralbereich in Abschnitte unterteilt untersucht wird. Pro Abschnitt sollte im Flachwasser eine Diatomeenprobe genommen

werden. Damit wird sichergestellt, dass ein repräsentativer Gesamteindruck des Gewässers gewonnen wird und alle Belastungsquellen lokalisiert werden. Die Übersichtserfassung der Makrophyten kann z. B. durch Tauchkartierung nach Melzer & Schneider (2001) erfolgen. Voraussetzung für die spätere Auswertung ist die Einhaltung der von Stelzer et al. (2005) vorgegebenen Tiefenstufen sowie die Abschätzung der Pflanzenmengen nach Kohler (1978).

Bei Folgeuntersuchungen können gezielt Stellen ausgewählt werden, die einen repräsentativen Überblick über die submerse Vegetation ermöglichen. Ist eine gründliche Erstuntersuchung des Gewässers nicht möglich, kann die Anzahl der benötigten Transekte alternativ anhand von

- Seeoberfläche und Uferentwicklung sowie
- Ufermorphologie und Ufernutzung

abgeschätzt werden. Je größer und komplexer ein Gewässer ist, desto mehr Stellen müssen untersucht werden. Tabelle 2 gibt abhängig von der Oberfläche des Gewässers die Spanne der benötigten Transekte an. Bei stark untergliederten Seen sollten die Seebecken wie verschiedene Wasserkörper behandelt werden, d. h. für jedes Seebecken sollte die erforderliche Transektzahl anhand der Tabelle ermittelt werden. Abhängig von der Vielseitigkeit der Ufermorphologie und der Ufernutzung wird die genaue Anzahl der Transekte bestimmt.

Tabelle 2: Empfohlene Transektzahlen in Abhängigkeit der Seeoberfläche

(BB = Brandenburg, BW = Baden-Württemberg, BY = Bayern, MV = Mecklenburg-Vorpommern, NI = Niedersachsen, SH = Schleswig-Holstein)

Oberfläche des Wasserkörpers	Anzahl der Transekte	Beispiele
< 0,5 km ²	1 - 5	+/- abgegrenzte Buchten/Seeteile
0,5 - 2,0 km ²	4 - 8	Gr. Gollinsee (BB), Dieksee (SH), Mindelsee (BW)
2,0 - 5,0 km ²	5 - 10	Gr. Stechlinsee (BB), Schliersee (BY), Breiter Luzin (MV)
5,0 - 10 km ²	6 - 12	Westensee (SH), Tegernsee (BY), Parsteiner See (BB)
10 - 20 km ²	8 - 15	Wittensee (SH), Dümmer (NI), Walchensee (BY)
20 - 50 km ²	10 - 20	Selenter See (SH), Steinhuder Meer (NI), Gr. Plöner See (SH)
50 - 100 km ²	20 - 30	Starnberger See (BY), Chiemsee (BY)
> 100 km ²	30 - 50	Müritz (MV), Bodensee (BW)

Der jeweils niedrigste Wert für eine Seegrößenklasse gilt für weitgehend einheitliche Wasserkörper ohne stark ausgeprägte Buchten oder Inseln. Als Anhaltspunkt kann hier die Uferentwicklung (Werte bis ca. 2,0) herangezogen werden. Auch die Steilheit der Seeufer sollte keine starken Unterschiede aufweisen. Die Nutzung des Umlandes darf keine lokalen (Nährstoff-) Belastungen erwarten lassen.

Kartierung der Makrophytevegetation

Die Untersuchung der Makrophytenflora erfolgt in der Zeit von Juni bis August alternativ durch Taucher oder vom Boot aus nach Schaumburg et al. (2004a). Erfasst werden alle submersen sowie unter der Mittelwasserlinie wurzelnden, makrophytischen Wasserpflanzen (Characeen, Wassermoose und Gefäßpflanzen). Die Transekte bzw. Untersuchungsabschnitte werden in vier Tiefenstufen gegliedert (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m, 4 m bis zur unteren Vegetationsgrenze). Als untere Vegetationsgrenze wird die Tiefe angegeben, in der zuletzt dichte Bestände festgestellt werden.

Die Häufigkeiten der ermittelten Arten werden für jede Tiefenstufe anhand der fünfstufigen Skala nach Kohler (1978) getrennt abgeschätzt. Für die weiteren Auswertungen müssen die geschätzten Pflanzenmengen (P) über die Funktion $Q = P^3$ in Quantitäten (Q) umgerechnet werden, um ein metrisches Niveau zu erhalten (KÖHLER & JANAUER 1995).

Phytobenthos-Probenahme: Diatomeen

Die Ergebnisse des Praxistests zeigten, dass die einmalige Untersuchung der Probestellen in der Regel ausreicht, um zuverlässige Bewertungsergebnisse zu erhalten. Die in Schaumburg et al. (2004a) vorgesehene zweimalige Probenahme konnte deshalb auf eine Probenahme pro Jahr begrenzt werden, die sich in der Regel mit der Makrophytenkartierung kombinieren lässt, was den Arbeits- und Kostenaufwand reduziert. Lediglich Probestellen, die stark versauert sind oder kurzfristige Veränderungen der Diatomeenflora erwarten lassen, müssen weiterhin zweimalig untersucht werden.

Die Probenahme der Diatomeenflora erfolgt an Bodensedimenten, wobei Hartsubstrate, wenn sie für den jeweiligen Gewässertyp charakteristisch sind, bevorzugt werden sollten. Die Präparation und die mikroskopische Auswertung erfolgen gemäß Schaumburg et al. (2004a).

Typologie

Die Seentypologien für Makrophyten und Diatomeen nach Schaumburg et al. (2004) basieren auf Korrespondenzanalysen der Referenzstellen (Artenzusammensetzung und Häufigkeiten) und konnten mit dem erweiterten Datensatz erweitert werden. Jedem Gewässertyp liegt ein eigenes Leitbild für die Bewertung nach WRRL zugrunde. Untersuchte Probestellen lassen sich anhand der abiotischen Faktoren Ökoregion, Kalziumgehalt (maximale Ca^{2+} -Konzentration), Schichtungsverhalten, Substrat sowie Einfluss des Einzugsgebiets einem Seentyp zuordnen. Wie Abbildung 1 zeigt, weisen die Typologien eine gute Übereinstimmung mit der Seentypologie nach Mathes et al. (2002) auf.

Beschreibung	nach Mathes et al. 2002	Makrophyten	Diatomeen
Voralpensee; $VQ > 1,5$; ungeschichtet	1	AKp	D2
Voralpensee; $VQ > 1,5$; geschichtet	2	AK(s)	D1
Voralpensee; $VQ \leq 1,5$; geschichtet	3		
Alpensee	4		
Mittelgebirge; circum neutral	9	MTS	D3
Mittelgebirge; elektolytarm			D4
Mittelgebirge; dystroph			D5
Tiefland; $VQ > 1,5$; geschichtet	10	TKg10	D6 a&b
Tiefland; $VQ \leq 1,5$; geschichtet	13	TKg13	D9
Tiefland; $VQ > 1,5$; ungeschichtet lange Verweildauer	11	TKp	D7
Tiefland; $VQ > 1,5$; ungeschichtet kurze Verweildauer	12		D8
Tiefland; $VQ \leq 1,5$; ungeschichtet	14		D10

Abbildung 1: Gegenüberstellung der Seentypologien (Stand November 2005)

Bewertung des ökologischen Zustandes

Nach den Vorgaben der WRRL ist der Ökologische Zustand eines Gewässers aus der Abweichung der Biozönose von Referenz in Artenzusammensetzung und Abundanz zu ermitteln. Für die Bewertung mit dem Teilmodul **Makrophyten** wird diese Abweichung nach Stelzer (2003) durch die Berechnung des „Referenzindex“ (RI) ermittelt. Hierfür wurden drei typspezifische Artengruppen definiert: Referenzarten (A), indifferente Arten (B) und Störzeiger (C). Der RI wird berechnet durch: % Gesamtquantitäten A - % Gesamtquantitäten C. Die Zusatzkriterien „untere Vegetationsgrenze“ und Massenvorkommen bestimmter Arten werden nach dem erneuerten Verfahren direkt mit dem RI verrechnet. Bei fehlenden Makrophyten ist zu prüfen, ob Makrophytenverödung vorliegt, was der ökologischen Zustandsklasse 5 (schlechter Zustand) entspricht.

Die Bewertung des Teilmoduls **Diatomeen** nach Schaumburg et al. (2004) wird derzeit noch überarbeitet. Das Verschneiden der beiden Komponenten Makrophyten und Diatomeen erfolgt durch Bildung des arithmetischen Mittels der Teilkomponenten, die zuvor auf eine Einheitsskala normiert wurden.

Eine Neuerung stellt die Gesamtbewertung von Seen dar, die aus dem arithmetischem Mittel der Stellenbewertungen, an denen beide Komponenten untersucht wurden, errechnet wird. Werden Daten ausgewertet, die aus Abschnittskartierungen des gesamten Litoralbereichs durch Taucher gewonnen wurden, müssen die Einzelwertungen entsprechend den Abschnittslängen gewichtet werden. Bei der begründeten Annahme von Makrophytenverödung darf Gesamtbewertung des Sees nicht besser als 3 (mäßig) ausfallen, selbst wenn die Diatomeen einen besseren Zustand anzeigen.

Ausblick

Derzeit findet eine Überarbeitung der Diatomeenbewertung sowie der Gesamtbewertung statt. Die Neuerungen sollen nochmals in der Praxis überprüft und weiter verbessert werden.

Um die Auswertungen zu erleichtern wird im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt ein DV-Tool entwickelt, das den Anwendern zur Verfügung gestellt werden wird.

Danksagung

Die Autoren danken den Ländervertretern für die Bereitstellung von Kartierungsdaten sowie für zahlreiche wertvolle Anregungen zur Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens, und der Länderearbeitsgemeinschaft Wasser für die finanzielle Unterstützung.

Literatur

- Europäische Union (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Union, L 327/1, 22.12.2000.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft + Stadt 10/2: 73-85.
- Kohler, A., Janauer, G. A. (1995): Zur Methodik der Untersuchungen von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: Steinberg, C.E.W.; Bernhardt, H.; Klapper, H. (Hrsg.): Handbuch angewandte Limnologie. Ecomed-Verlag, S. 3-22.
- Mathes, J., Plambeck, G., Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. - In: R. DENEKE; NIXDORF, B. (Hrsg.): Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002: 15–23.

- Melzer, A., Schneider, S. (2001): Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung in Seen. In: Steinberg, C.E.W.; Calmano; Klapper, H.; Wilken [Hrsg.]: Handbuch Angewandte Limnologie. Verlag Ecomed. Kap. VIII-1.2.1: 1-13.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Köpf, B., Schranz, C., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. und Foerster, J. (2004): Makrophyten und Phytobenthos in Flüssen und Seen. Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Informationsbericht 1/04: 262 S.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Köpf, B., Schranz, C., Schneider, S., Stelzer, D. & Hofmann, G. (2004a): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos; <http://www.bayern.de/lfw/projekte/welcome.htm>
- Stelzer, D. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Seenbewertung. Ein Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Promotion am Department für Ökologie, Wissenschaftszentrum Weihenstephan der TU München, <http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2003/stelzer.pdf>
- Stelzer, D., Schneider, S., Melzer, A. (2005): Macrophyte based assessment of lakes – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. Int. Rev. Hydrobiol. 90/2: 223-237

Ergebnisse zur Interkalibrierung (EG-WRRL) der Seenbewertung mit Makrophyten & Phytobenthos – Vergleich der nationalen Verfahren von Deutschland und Österreich

Jochen Schaumburg¹, Christine Schranz¹, Doris Stelzer², Karin Pall³ & Veronika Moser³

¹ Bayerisches Landesamt für Umwelt, Lazarettstraße 67, 80636 München, e-mail: jochen.schaumburg@lfu.bayern.de

² Nornenweg 2b, 85521 Hohenbrunn, e-mail: stelzerd@mnet-online.de

³ Systema Consulting GmbH, Bensasteig 8, A-1140 Wien, e-mail: systema@aon.at

Keywords: EG-Wasserrahmenrichtlinie, Interkalibrierung, Makrophyten, Phytobenthos, Ökoregion Alpen

Einleitung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Europäische Union 2000) sieht eine leitbildbezogene ökologische Bewertung von Fließgewässern und Seen vor. Diese soll durch die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten & Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fische erfolgen. Als Hilfskriterien dienen chemisch-physikalische und morphologische Gewässerbedingungen. Für die Leitbilddefinition sind Gewässertypen zu beschreiben. Die Bewertung ist Bestandteil des neuen Flussgebietsmanagements, das auf der Basis von Flussgebietseinheiten stattfindet und als ein Hauptziel die Erreichung des guten ökologischen Zustands bis zum Jahr 2015 vorsieht.

Da die EU-Mitgliedsstaaten jeweils eigene nationale Bewertungsverfahren für jede Biokomponente entwickeln, schreibt die WRRL die Interkalibrierung der Verfahren vor. Ein solcher Abgleich der Methoden ist vor allem zwischen Nachbarstaaten notwendig, die in derselben Ökoregion liegen und daher gleiche Gewässertypen bewerten und auch solchen, die in internationalen Flussgebieten liegen oder sich grenzüberschreitende Seen, See-Einzugsgebiete oder Küstenabschnitte teilen.

Vorgaben der EU für die Interkalibrierung

Die EU-WRRL erfordert einen Abgleich der Ergebnisse der ökologischen Bewertung je Biokomponente

- zwischen Mitgliedsstaaten mit gleichen Gewässertypen
- an den Grenzen der ökologischen Zustandsklassen sehr gut/gut sowie gut/moderat
- mit Daten von mindestens 2 Untersuchungsstellen pro Gewässertyp und Zustandsgrenze.

Bisher wurden folgende Festlegungen für die Durchführung der Interkalibrierung europaweit abgestimmt:

- wichtige (=häufige) EU-Gewässertypen
- bedeutendste Gewässerbelastungen je Gewässerkategorie (Fluss, See, Küste)
- für diese Belastungen sensibelste biologische Qualitätselemente

- Kriterien für die Stellenauswahl
- Metadaten Fragebogen
- 6 Geographische Interkalibrierungsgruppen (regionale Staatengruppen = GIG) je Gewässerkategorie: Nordic, Atlantic, Central, Alpine, Mediteranean, Eastern continental

Deutschland ist an den GIG “central” und “alpine” beteiligt. Zwischen drei fachlichen Optionen kann für die Interkalibrierung je Biokomponente gewählt werden, wobei auch Mischungen verschiedener Optionen möglich sind:

1. Alle Mitgliedsstaaten eines GIG verwenden dasselbe Bewertungsverfahren, was eine IC theoretisch überflüssig macht
2. Eine oder mehrere für die Biokomponenten gemäß WRRL relevante Einzelkenngrößen, so genannte „Common metrics“, werden verglichen (z.B. Chl. a, Planktonbiomasse, Artenzahl etc.)
3. Die Ergebnisse WRRL-konformer Bewertungsverfahren werden verglichen

Material und Methoden

Von den fünf Mitgliedsstaaten des alpinen GIG Seen stehen bei zweien, Deutschland und Österreich, Verfahren zur Bewertung der biologischen Teilkomponente Makrophyten zur Verfügung. Deutschland hat bereits ein Bewertungsverfahren für die WRRL-konforme Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos entwickelt, welche die Teilkomponenten Makrophyten und Benthische Diatomeen enthält (Schaumburg et al. 2004a, b). Österreich hat bisher für die Teilkomponente Makrophyten ein Verfahren entwickelt. Für die Interkalibrierung der Verfahren beider Staaten wird versucht, die Option drei zu verwenden. Dabei wurden in einem ersten Schritt die Ergebnisse für die Makrophytenbewertung verglichen, worüber hier berichtet wird. In einem zweiten Schritt sollen die österreichischen Makrophytenergebnisse mit denjenigen der deutschen Gesamtbewertung aus den Modulen Makrophyten und Diatomeen verglichen werden. Nach Auswertung dieser Schritte soll schließlich der entscheidende Schritt erfolgen. Dieser beinhaltet einen Vorschlag für Klassengrenzen zur Bewertung der beiden Seetypen des alpinen GIG. Dies sind tiefe (mittlere Tiefe >15m) bzw. flache (mittlere Tiefe < 15m) Seen der Alpen und des Alpenvorlandes.

Kurze vergleichende Beschreibung der beiden nationalen Vorgehensweisen für Makrophyten:

Kriterium	Deutschland	Österreich
Probenahme	Transekte (Rechen oder Taucher)	Transekte (Taucher)
Festlegung der Lage & Zahl repräsentativer Transekte	nach Seefläche und -form, Nutzung des Ufers bzw. EZG	Echosondierung, Arealzuordnung
Abundanzschätzung	nach Kohler (1978) in 5 Stufen	
Tiefenverbreitung der Arten	in Stufen bis zur Vegetationsgrenze Stufen festgelegt	Stufen variabel
Nationale Seetypen	2 biozönotische Typen, Kriterien nach Mathes et al. 2002	3 höhenabhängige Typen, Kriterium trophischer Grundzustand

Referenzbetrachtung	Artengruppen (Referenz bis Störzeiger)	reale Ref. Gesellschaften
Bewertungsmetriks	Referenzindex, Makrophytenverödung, bestandsbildende Arten Veg. Grenze	Veg. Grenze und -dichte, Artenspektrum, Trophieindex
Gesamtbetrachtung Seewasserkörper	Mittelwert der Einzeltransekte	nach der Arealzuordnung gewichteter Index

Beide Verfahren unterscheiden sich hauptsächlich durch die Art der Transektfestlegung sowie die Seetyp- und Referenzannahmen. Für letztere wird in Österreich von höhenabhängig unterschiedlichen trophischen Typen und damit Referenzbedingungen ausgegangen. Referenzzustände wurden dort anhand realer und aktueller Untersuchungsdaten festgelegt, da angenommen wird, dass sich in Österreich noch eine ausreichende Anzahl von Seen im Referenzzustand befinden. In Deutschland ist dies nicht der Fall, sodass Referenzen und Typen anhand von literaturgestützten Annahmen und Sedimentuntersuchungen definiert werden mussten.

Da die Entwicklung zur Gesamtbetrachtung ganzer Seewasserkörper in Deutschland zum Zeitpunkt der Datenvergleiche für die Interkalibrierung noch nicht beendet war, wurden für den Vergleich beider Verfahren ausschließlich Daten einzelner Transekte herangezogen. Es wurden von jedem Land Artenlisten mit Abundanzen zu ca. 50 Gewässerstellen mit beiden Bewertungsansätzen für Makrophyten bewertet. Die Ergebnisse wurden vergleichend diskutiert. Aus dieser Expertendiskussion resultierten Anpassungen beider Verfahren und Wiederholungen des Vergleiches.

Ergebnisse und Diskussion

Die folgende Abbildung zeigt die ersten Ergebnisse der Bewertung von Seestellen in Deutschland und Österreich mit beiden Verfahren (Abb. 1).

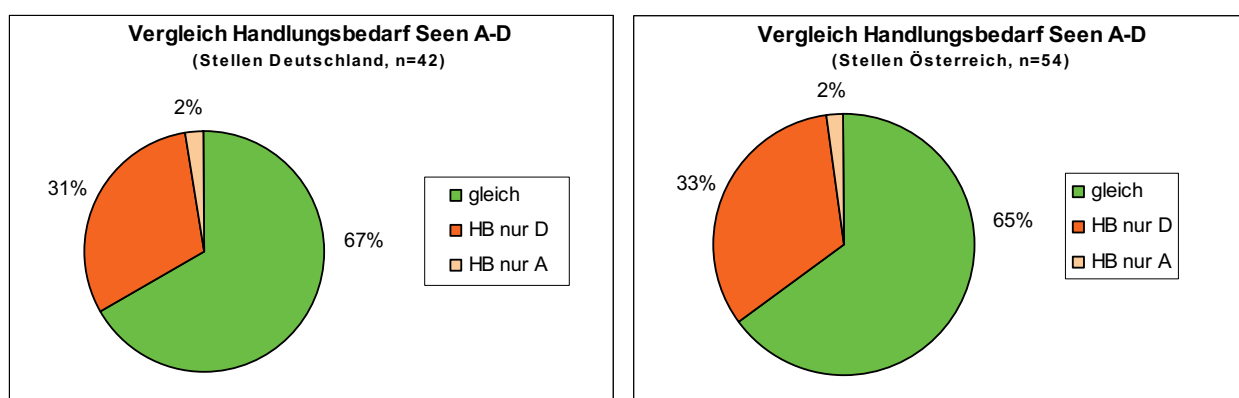


Abb. 1: Vergleich der Makrophytenbewertungsergebnisse von Deutschland und Österreich bez. Handlungsbedarf nach WRRL: gleich = Stellen identischer Bewertung mit beiden Verfahren (sehr gut oder gut); HB = Stellen mit Handlungsbedarf (moderat oder schlechter)

Der Vergleich zeigt, dass beide Verfahren in zwei Drittel der Fälle zu gleichen Ergebnissen kommen. Bei diesen Stellen handelt es sich in beiden Ländern um solche im wahrscheinlich sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand. Bei einem Drittel der Stellen unterscheiden sich die Ergebnisse

beider Verfahren. Es handelt sich um Stellen im wahrscheinlich moderaten bis schlechten Zustand, wo also Handlungsbedarf nach WRRL ausgelöst würde. Mit dem deutschen Verfahren würde in fast einem Drittel der Fälle Handlungsbedarf ausgelöst, während dies mit dem österreichischen Verfahren nur bei 2% der Stellen der Fall wäre. Die Verfahren unterscheiden sich also vor allem bei den belasteteren Seen. Mit Hilfe der folgenden Darstellung lässt sich diese Aussage präzisieren (Abb. 2).

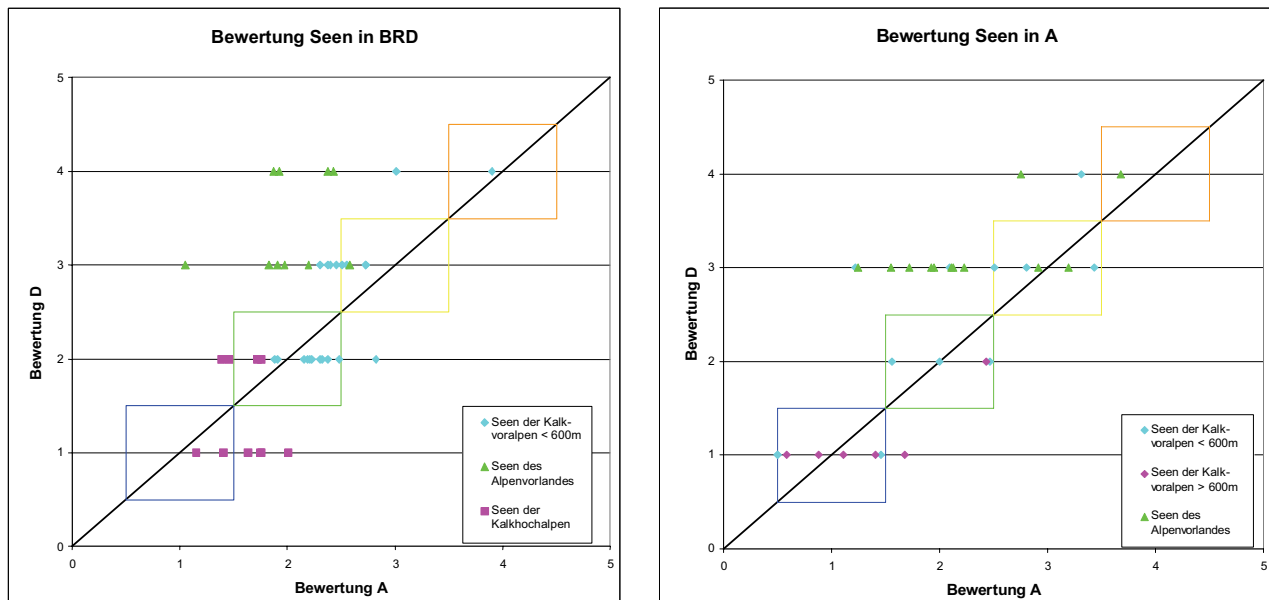


Abb. 2: Vergleich der Makrophytenbewertungsergebnisse von Deutschland und Österreich (Achsen jeweils Zustandklassen 1 bis 5): Alle Seen wurden den drei österreichischen Seetypen zugeordnet (Symbole & Farben gemäß Legende)

Es wird deutlich, dass vor allem die flacheren Alpenvorlandseen durch das deutsche Verfahren strenger bzw. das österreichische Verfahren moderater bewertet wurden. Außerdem bewertet das deutsche Verfahren die Seen der Hochalpen etwas moderater.

Diese Unterschiede haben im Wesentlichen die folgenden Gründe:

1. Es werden die unterschiedlichen Referenzannahmen in beiden Ländern erkennbar, die sich vor allem bei den Alpenvorlandseen deutlich im Bewertungsergebnis auswirken. Die Vorstellung österreichischer Experten von unterschiedlichen höhenabhängigen trophischen Grundzuständen ist grundsätzlich nachvollziehbar. So ist für Hochalpenseen die geringste Grundbelastung anzunehmen, während für tiefer gelegene Seen durch Akkumulationseffekte aus den Einzugsgebieten eine erhöhte Grundbelastung vorstellbar ist. Ob diese Unterschiede jedoch so gravierend sind, wie in Österreich angenommen, bleibt zu klären. Sedimentuntersuchungen aus bayerischen Seen sämtlicher dort vorkommender Seetypen geben deutliche Hinweise darauf, dass auch die flacheren Alpenvorlandseen vor ca. 80 Jahren noch mindestens im oligo- bis mesotrophen Zustand waren, also von geringerer Produktionsintensität als mesotrophe Seen (z.B. Hofmann & Schaumburg 2005a, b). Alpenseen waren deutlich oligotroph. Eine biologische Unterscheidung zwischen oligotroph und ultraoligotroph war durch diese Untersuchungen bisher nicht möglich. Aus deutscher Sicht und Datenlage bieten sich zwei trophische Grundzustände für den Alpenraum an. Oligotroph für die Alpenseen und etwas moderater für flachere Voralpenseen, wobei „flacher“ und „etwas“ noch zu konkretisieren sind. Die österreichische Grundannahme für Voralpenseen wird aus deutscher Sicht für zu moderat gehalten, da die heute noch am stärksten belasteten bayerischen Voralpenseen an

den meisten Uferstellen nach dem österreichischen Verfahren gute Bewertungen erhalten und kein Handlungsbedarf dadurch gesehen wird. Diese Seen wurden von Deutschland bei der Bestandsaufnahme nach WRRL 2004 mit der Prognose „Zielerreichung unwahrscheinlich“ an die EU gemeldet.

2. Das österreichische Verfahren verwendet ausschließlich Makrophyten als Bewertungsmodul für die benthischen Pflanzen nach WRRL. Das deutsche Verfahren hat mit den benthischen Diatomeen ein zweites Modul, das mit den Makrophyten zu einem Gesamtergebnis verrechnet wird. Aus deutscher Sicht ist diese Vorgehensweise zielführender zur Umsetzung der WRRL-Vorgaben. Makrophyten reagieren träge auf Veränderungen der Belastung, sie sind eher Langzeitindikatoren der Trophie. Diatomeen reagieren schnell auf Veränderungen, sie sind daher Kurzzeitindikatoren. Die vielen abwassertechnischen Sanierungsmaßnahmen an Seen, die sowohl in Deutschland als auch in Österreich stattgefunden haben, wirken sich auf die Makrophytenvegetation langsam und daher spät aus. Aktuelle Bewertungen ausschließlich mit Makrophyten zeigen daher einen früheren (oft schlechteren) Trophiezustand an, als aktuell gerechtfertigt wäre. Die Kombination mit den Diatomeen relativiert daher die Bewertung mit Makrophyten zu einem aktuelleren (oft besseren) Zustand. Darüber hinaus kann aus dieser Kombination die trophische Entwicklungsrichtung eines Sees abgeleitet werden, wie Schaumburg et al. (2001) zeigen konnten.

Fazit

Der Vergleich der beiden Makrophytenbewertungsmethoden hat die grundsätzliche Verwendbarkeit und Vergleichbarkeit beider Verfahren dokumentiert. Ein großer Teil der Bewertungsergebnisse stimmte überein. Die Diskussion der nicht übereinstimmenden Ergebnisse hat in einem ersten Schritt zu Anpassungen und Verbesserungen beider Verfahren geführt. Die verbleibenden Unterschiede basieren auf den noch unterschiedlichen Referenzbetrachtungen. Die nächsten Schritte sollten sein: Diskussion und Annäherung der Referenzannahmen für Alpenvorlandseen, Vergleich des deutschen Gesamtverfahrens (inkl. Diatomeen) mit dem österreichischen Verfahren und ein Vergleich der Bewertungen gesamter Seewasserkörper.

Literatur

- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A., & Foerster, J. (2004a): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlußbericht an das Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 0330033) und die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Projekt Nr. O 11.03). - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): 635 S., München.
http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/pub_g.htm
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Köpf, B., Schranz, C., Schneider, S., Stelzer, D., Hofmann, G. (2004b): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): 45 S., München.
- Hofmann, G., Schaumburg, J. (2005a): Seesedimente in Bayern: Waginger-Tachinger See, Diatomeenflora in Sedimentkernen August 2002. – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft Materialien Nr. 121: 1–76, München. http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/qual_seen/seelit.htm
- Hofmann, G., Schaumburg, J. (2005b): Seesedimente in Bayern: Simssee, Diatomeenflora in Sedimentkernen August 2002. – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft Materialien Nr.122:1–76, München. http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/qual_seen/seelit.htm
- Schaumburg, J., Hehl, I., Hupfer, M., Köpf, B., Raeder, U., Melzer, A., Seele, J., Traunspurger, W. (2001): Kleinseen in Bayern – Ökologische Bewertung von Freiwasser, Sediment, Ufer und Einzugsgebiet. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 1/01: 281 S., München.

Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern – Das Bewertungsverfahren zur Umsetzung der WRRL in Deutschland

Christine Schranz & Jochen Schaumburg

Bayerisches Landesamt für Umwelt, Lazarettstr. 67, 80636 München,
Christine.Schranz@lfu.bayern.de, Jochen.Schaumburg@lfu.bayern.de

Keywords: EG-Wasserrahmenrichtlinie, Gewässerbewertung, Makrophyten, Diatomeen, Phytobenthos, biozönotische Typologie

Einleitung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (Europäische Union 2000, WRRL) sieht eine leitbildbezogene ökologische Bewertung von Fließgewässern und Seen vor. Diese soll durch die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten & Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fische erfolgen. Als Hilfskriterien dienen chemisch-physikalische und morphologische Gewässerbedingungen. Die benthische Gewässerflora wird dabei als **eine** Biokomponente, bestehend aus Makrophyten und Phytobenthos definiert. Das bedeutet, die Biokomponente ist sehr heterogen, sie setzt sich aus makroskopischen Organismen (z. B. höhere Wasserpflanzen, Algen, Moose) und aus mikroskopischen Organismen (z.B. Kieselalgen, Algen) zusammen. Im Auftrag von BMBF und LAWA wurde vom ehemaligen Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft (jetzt Bayer. Landesamt für Umwelt) das deutsche Verfahren für die Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit Hilfe der benthischen Flora (Makrophyten & Phytobenthos) im Sinne der EG-WRRL erarbeitet. Erstmals wurde dieses im Jahr 2004 von SCHAUMBURG et al. (2004 a und b) vorgelegt. Darauf folgend konnte das Verfahren anhand neu erhobener Daten getestet und überarbeitet, für neu hinzugekommene Gewässertypen erweitert und die Datenbasis erweitert werden (Tabelle 1). Anregungen, Kritikpunkte und Verbesserungsvorschläge von verschiedenen Bearbeitern und Bundesländern wurden geprüft und ebenfalls eigearbeitet.

Tabelle 1: Datenstruktur

	Makrophyten	Diatomeen	Phytobenthos ohne Diatomeen
Gewässer	311	478	188
Stellen	389	692	276
Proben		1258	

Biozönotische Typologie

Für die Leitbilddefinition sind nach den Vorgaben der WRRL Gewässertypen zu beschreiben. Dafür wurden Gewässer, die sich durch eine ähnliche Biozönose im Referenzzustand auszeichnen zu Gruppen zusammengefasst. Die bundesweit nach einer einheitlichen Methode erhobenen biozönotischen Daten wurden hierzu mit verschiedenen Methoden analysiert, wie z.B. CA oder

hierarchische Clusteranalyse. Als Ergebnis konnten neun biozönotische Typen (incl. Untertyp) bezüglich der Makrophyten, 21 biozönotische Typen (incl. Untertypen) bezüglich der benthischen Kieselalgen und sechs biozönotische Typen bezüglich des Phytobenthos ohne Kieselalgen ermittelt werden.

Als Typbestimmend wurden folgende Parameter ermittelt:

- Ökoregion (MDP)
- Gewässerlandschaft nach Briem (D)
- Einzugsgebietsgröße (D)
- mittlere Breite (M)
- mittlere Tiefe (M)
- Fließgeschwindigkeit (M)
- Grundwassereinfluss (M)
- Gesamthärte (MP)
- Säurekapazität (P)

Die Typzuweisung der zu untersuchenden Gewässerstrecken wurde im Falle der Diatomeen und des Phytobenthos ohne Diatomeen eng an die Fließgewässertypologie der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) nach SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004) angelehnt. Die Makrophytentypen können mittels abiotischer Parametern unter Zuhilfenahme von Steckbriefen ermittelt werden (SCHAUMBURG et al. 2005).

Bewertung nach den Vorgaben der WRRL

Die Bewertung eines Gewässerabschnittes erfolgt nach den Vorgaben der WRRL auf der Basis der taxonomischen Zusammensetzung und Abundanz der Makrophyten- & Phytobenthoszönose. Die in der Richtlinie enthaltenen normativen Begriffsbestimmungen beschreiben den von Menschen (nahezu) unbeeinflussten Zustand eines Gewässers als Referenzzustand (ökologische Zustandsklasse 1). Die in einem solchen Gewässer enthaltene Biozönose ist die Referenzbiozönose. Die Zustandsklassen 2 (guter ökologischer Zustand) bis 5 (schlechter ökologischer Zustand) werden mit zunehmendem Grad der Abweichung einer kartierten Biozönose von der Referenzbiozönose vergeben (Degradation).

Anhand der erhobenen Datensätze wurden für jeden ermittelten biozönotischen Makrophyten- & Phytobenthostyp mit Hilfe von klassischen vegetationsökologischen Tabellen und autökologischen Arbeiten spezifische Referenzarten, für die Teilorganismengruppen Makrophyten und Phytobenthos ohne Diatomeen, auch Zeiger mittlerer Belastung und Störzeiger ausgewiesen (siehe auch SCHAUMBURG et al. 2005).

Makrophyten

Für die Makrophyten wurden Artenlisten entwickelt, die Referenzarten (Artengruppe A), Arten mittlerer Belastung bzw. Ubiquisten (Artengruppe B) und Störzeiger (Artengruppe C) enthalten.

Die bei der Kartierung erhobenen Häufigkeitsklassen nach KOHLER (1978) werden in Quantitätsstufen umgerechnet, d.h. in die dritte Potenz gesetzt. Mit diesen Werten kann der Referenzindex als Maß der Abweichung der Biozönose von der Referenzbiozönose berechnet werden (Gleichung 1).

Gleichung 1: Berechnung des Referenzindex

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI = Referenzindex

Q_{Ai} = Quantität des *i*-ten Taxons aus Gruppe A

Q_{Ci} = Quantität des *i*-ten Taxons aus Gruppe C

Q_{gi} = Quantität des *i*-ten Taxons aller Gruppen

n_A = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A

n_C = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C

n_g = Gesamtzahl der Taxa aller Gruppen

Je nach Gewässertyp werden zusätzliche relevante Kriterien berücksichtigt, wie z.B. ein Versauerungsmodul in den silikatisch und rhithral geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges oder das Kriterium „Helophyten dominanz“ in den kleineren Gewässern des Norddeutschen Tieflandes (SCHAUMBURG et al. 2005).

Diatomeen

Für das Teilmodul Diatomeen wurden verschiedene Referenzartenlisten ausgewiesen, zum einen zwei Listen „Allgemeine Referenzarten“, diese unterscheiden sich in der geochemischen Präferenz (silikatisch oder karbonatisch) der darin enthaltenen Arten und kommen in verschiedenen Gewässertypen, je nach geochemischem Charakter des Gewässers, zur Anwendung. Zum anderen wurden Arten den sogenannten „Typspezifischen Referenzarten“ zugewiesen, die nur für den jeweiligen ausgewiesenen Typ relevant sind. Die relativen Abundanzen der jeweils anzuwendenden allgemeinen und typspezifischen Referenzartenlisten werden aufsummiert.

Ein zweiter Baustein der Kieselalgenbewertung ist der 1999 von ROTT et al. veröffentlichte Trophieindex.

Je nach Gewässertyp werden zusätzliche relevante Kriterien berücksichtigt, wie z.B. ein Versauerungsmodul in den silikatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges oder der Halobienindex nach ZIEMANN (1999) (SCHAUMBURG et al. 2005).

Die Ergebnisse dieses Indexes werden mit den Referenzartensummen verrechnet.

Ergänzend zu den vier Modulen der Bewertung können weitere Auswertungen der Gesellschaftsstrukturen vorgenommen werden. Diese können Interpretationshilfen liefern. Diese zusätzlichen Auswertungen sind „Häufigkeit planktischer Taxa in Bächen und kleinen Flüssen“, der „Rote-Liste-Index“ (SCHAUMBURG et al. 2004) und „Autökologische Heterogenität“ (SCHAUMBURG et al. 2005).

Phytobenthos ohne Diatomeen

Für das Phytobenthos ohne Diatomeen wurden Artenlisten entwickelt, die Referenzarten (Artengruppe A), weniger sensible Arten (Artengruppe B), Eutrophierung bzw. einen mäßigen bis unbefriedigenden Zustand anzeigende Arten (Artengruppe C) und Störzeiger (Artengruppe D) enthalten.

Die bei der Kartierung und der Mikroskopie erhobenen Häufigkeitsklassen nach KOHLER (1978) werden quadriert. Mit diesen Werten kann der Bewertungsinex als Maß der Abweichung der Biozönose von der Referenzbiozönose berechnet werden (Gleichung 2).

Gleichung 2: Berechnung des Bewertungsindex

$$BI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^{n_B} Q_{Bi} - \frac{1}{2} \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci} - \sum_{i=1}^{n_D} Q_{Di}}{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} + \sum_{i=1}^{n_B} Q_{Bi} + \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci} + \sum_{i=1}^{n_D} Q_{Di}} * 100$$

BI = Bewertungsindex
 Q_A = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie A
 Q_B = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie B
 Q_C = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie C
 Q_D = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie D
 i = 1 bis n_A , n_B , n_C , n_D

Zusätzlich werden Massenvorkommen einzelner Arten, wie z. B. *Cladophora glomerata* berücksichtigt, die in geringen Mengen an Standorten guter Qualität durchaus vorkommen können, bei Auftreten mit großen Häufigkeiten jedoch Störzeiger darstellen.

Das Verfahren für die Teilkomponente Phytobenthos ohne Diatomeen ist relativ zeitaufwändig. Deshalb wurde in der zweiten Phase der Verfahrensentwicklung ein reduziertes Verfahren vorgestellt, das alternativ angewendet werden kann.

Gesamtmodul Makrophyten & Phytobenthos

Für die Bewertung nach WRRL werden die berechneten Indices auf eine einheitlich Skala umgerechnet und die so entstandenen Werte gemittelt. Dieser Mittelwert kann einer ökologischen Zustandsklasse nach EG-WRRL zugewiesen werden.

Indizierte Probleme und Belastungen

Mit dem vorgelegten Verfahren wird zum einen eine **Allgemein integrierende Indikation** vorgenommen. Die verschiedenen Indizes berechnen den Grad der Abweichung der Biozönose von der typspezifischen Referenzbiozönose. Die Trophie wird u.a. durch den Index von Rott (1999) ermittelt. Ausserdem wird eine Störung der räumlichen Pflanzenstruktur aufgezeigt.

Zum anderen werden Stoffbelastungen indiziert, wie Nährstoffbelastung, Versauerung und Salzbelastung.

Ausblick

Derzeit wird im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt ein DV-Tool entwickelt, das den Anwendern zur Verfügung gestellt werden wird.

Eine zweite Testphase des Verfahrens hat begonnen, die Ergebnisse werden weiter zur Absicherung des Verfahrens beitragen.

Danksagung

Die Autoren danken den Ländervertretern für die Bereitstellung von Kartierungsdaten sowie für zahlreiche wertvolle Anregungen zur Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens, und der Länderearbeitsgemeinschaft Wasser, dem Bundesumweltamt und dem Land Bayern für die finanzielle Unterstützung.

Literatur

- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Hofmann, G., Gutowski, A., Foerster, J. (2004b): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 0330033), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (O 11.03).
http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/am_g.htm
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, P., Hofmann, G., Gutowski, A., Foerster, J. (2004a): Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Schlussbericht. Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 0330033), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (O 11.03).
http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/pub_g.htm
- Sommerhäuser, M., Pottgiesser, T. (2004): Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD, Stand Februar 2004. http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/typ_anhang_typen_tabelle.pdf
- Schaumburg, J.; Schranz, C.; Stelzer, D.; Hofmann, G.; Gutowski, A.; Foerster, J. (2005): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL
http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/welcome.htm
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft + Stadt 10/2: 73–85
- Rott, E., Binder, N., Van Dam, H., Ortler, K., Pall, K., Pfister, P., Pipp, E. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien: 1–248
- Ziemann, H., Nolting, E., Rustige, K.H. (1999): Bestimmung des Halobienindex. – In: Von Tümpling, W., Friedrich, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung 2: 310–313

Beitrag zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Land Brandenburg mit Hilfe von Phytobenthos- und Makrophyten-Untersuchungen

Lothar Täuscher

Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Straße 2e, D-14554 Seddiner See,
e-mail: gewaesseroekologie-taeuscher@gmx.de

Keywords: EU-WRRL, Brandenburg, Fließgewässer, Monitoring, Phytobenthos, Makrophyten

Einleitung

Einen Überblick der Möglichkeiten der Nutzung des (Mikro-)Phytobenthos und der Makrophyten als Indikator des ökologischen Zustandes von Fließgewässern geben die Arbeiten von Foerster et al. (2004), Gutowski et al. (2004), Meilinger (2003), Schaumburg et al. (2004a, b, 2005a, b) und Täuscher (2004).

Material, Methoden, Bewertungen, Untersuchungsgewässer

Es wurde eine Bewertung von 15 Abschnitten verschiedener Fließgewässer im Land Brandenburg [Dahme bei Neue Mühle; Dosse bei Saldernhorst; Havel (Oder-Havel-Kanal) bei Hennigsdorf und in Potsdam: Humboldtbrücke; Nuthe bei Babelsberg; Oder bei Hohenwutzen und bei Ratzdorf; Plane bei Brandenburg; Rhin bei Kietz; Schwarze Elster bei Arnsnesta; Spree bei Leibsch und bei Neuzittau; Stepenitz bei Wittenberge; Ucker: Straßenbrücke Niden-Nechlin; Welse: Straßenbrücke Vierraden] nach der „Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos“ des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (Schaumburg et al. 2004b) vorgenommen, wobei auch lokale Aspekte des nordostdeutschen Tieflandes und syntaxonomische und synökologische Besonderheiten berücksichtigt wurden (vgl. Kies in Geissler & Kies 2003, Täuscher 1993, 1996a, b, 1998a, b, 2000, 2001, 2002).

Wichtige Fakten (z.B. Probenahmeprotokolle, Fotos der Probenahmestellen, Fotos wichtiger (Mikro-)Phytobenthos-Taxa) sind in Täuscher (2004) dokumentiert.

Ergebnisse und Diskussion

(Mikro-)Phytobenthos

Die tabellarische Zusammenstellung der benthischen Algen wurde nach Schaumburg et al. (2004a, b, 2005a, b) getrennt nach Diatomeen (s. Tabelle in Täuscher 2004) und (Mikro-)Phytobenthos ohne Diatomeen (s. Tabelle 1) vorgenommen, wobei autökologische Angaben zu den Arten nach Literaturbefunden (vgl. Täuscher 2004 und zit. Lit.) mit angegeben werden.

Da die biozönotisch ausgerichtete Gewässertypisierung bisher wenig entwickelt ist (Schaumburg et al. 2005b und zit. Lit.), werden die in den untersuchten Fließgewässern gefundenen benthischen und metaphytischen Mikroalpengesellschaften (incl. synökologischer Angaben) nach Täuscher (1998a und zit. Lit.) vorgestellt, wie dies auch Kies in Geissler & Kies (2003) mit der Beschreibung von Mikro- und Makroalgen-Gemeinschaften tut (Tabelle 2).

Tabelle 1: (Mikro-)Phytobenthos-Taxa (ohne Diatomeen) aus den untersuchten Fließgewässern

(modifiziert nach Täuscher 2004 und zit. Lit.)

Abkürzungen: otr. = oligotroph; mtr. = mesotroph; eutr. = eutroph; polytr. = polytroph;
 o = oligosaprob; bm = beta-mesosaprob; am = alpha-mesosaprob.; p = polysaprob

Taxa	Autökologie
Cyanophyta / Cyanobacteria / Nostocophyceae (Blaualgen / Cyanobakterien)	
<i>Aphanothece stagnina</i> (Sprengel) A. Braun in Rabenhorst	eutr.-polytr., bm-am
<i>Geitlerinema splendidum</i> (Greville ex Gomont) Anagnostidis	eutr.-polytr., bm-am
<i>Komvophoron constrictum</i> (Szafer) Anagnostidis et Komarek	eutr.-polytr., bm-am
<i>Leptolyngbya foveolarum</i> (Rabenhorst ex Gomont) Anagnostidis et Komarek	mtr.-eutr., bm
<i>Merismopedia elegans</i> A. Braun in Kützing	eutr., bm
<i>Oscillatoria limosa</i> C.A. Agardh ex Gomont	eutr.-polytr., bm-am
<i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gomont	polytr., am
<i>Phormidium chlorinum</i> (Kützing ex Gomont)) Anagnostidis = <i>Oscillatoria chlorina</i> Kützing ex Gomont	eutr.-polytr., p
<i>Phormidium formosum</i> (Bory ex Gomont) Anagnostidis et Komarek	polytr., am-p
<i>Phormidium retzii</i> (C.A. Agardh) Gomont ex Gomont	eutr., o-bm
<i>Phormidium rimosum</i> (Komarek) Anagnostidis et Komarek	-
Tribophyceae / Xanthophyceae (Gelbgrünalgen)	
<i>Tribonema</i> spec. (cf. <i>viride</i> Pascher ; <i>vulgare</i> Pascher)	-
<i>Vaucheria</i> spec.	-
Chlorophyta s.l. / Chlorophyceae, Ulvophyceae, Charophyceae (Grünalgen)	
Chaetophorales	
<i>Chaetophora</i> spec.	-
<i>Pseudendoclonium basiliense</i> Vischer	eutr.-polytr., bm-am
<i>Stigeoclonium tenue</i> (C.A. Agardh) Kützing	eutr., am
Cladophorales	
<i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kützing	(mtr.) eutr. (polytr.) bm (-am)
<i>Rhizoclonium riparium</i> (Roth) Harvey	-
Microsporales	
<i>Microspora</i> spec.	-
Oedogoniales	
<i>Oedogonium</i> spec.	-
Ulotrichales	
<i>Geminella mutabilis</i> (Nägeli) Wille	eutr., bm
<i>Ulothrix zonata</i> (Weber et Mohr) Kützing	mtr.-eutr., bm
<i>Ulothrix</i> spec.	-
<i>Uronema confervicolum</i> Lagerheim	eutr., bm
Ulvaes	
<i>Enteromorpha clathrata</i> (Roth) Greville	halophil
<i>Enteromorpha intestinalis</i> (L.) Link	halophil
Desmiales (Zieralgen)	
<i>Closterium acerosum</i> (Schränk) Ehrenberg ex Ralfs	eutr.-polytr., bm-am
<i>Closterium ehrenbergii</i> Meneghini ex Ralfs	mtr.-eutr., o-bm
<i>Closterium moniliferum</i> (Bory) Ehrenberg ex Ralfs	eutr., bm
<i>Closterium</i> spec.	-
<i>Cosmarium botrytis</i> Meneghini ex Ralfs	otr.-eutr., o-bm
Zygnematales / Zygnemales	
<i>Mougeotia</i> spec.	-
<i>Spirogyra</i> spec.	-
<i>Zygnema</i> spec.	-

Tabelle 2: Benthische und metaphytische Mikroalgenengesellschaften

Benthische Mikroalgenengesellschaften

Cladophoretum glomeratae (P. Allorge 1921) Margalef 1948 emend. Täuscher 1996 typicum

(= **Eu-Cladophoretum** Täuscher 1996 incl. **Pleusto-Cladophoretum** A. Lindner 1978 n.n.)

Synökologie: eutroph, beta-mesosaprob

Stigeoclonio-Cladophoretum Täuscher 1996

Synökologie: polytroph, beta- bis alpha-mesosaprob

Enteromorphetum compressae Kornas et Medwecka-Kornas 1949

incl. **Pleusto-Enteromorphetum** A. Lindner 1978 n.n.

Süßwasservariante mit *Enteromorpha intestinalis*-Entwicklungen

Synökologie: eutroph bis polytroph, beta-mesosaprob, halophil

Melosiretum variantis Budde 1930

Synökologie: eutroph, beta-mesosaprob

Oscillatorietum limosae (A. Kurz 1922) Prat ms. in Hadac 1944

Synökologie: polytroph, beta- bis alpha-mesosaprob

Ulothricetum Fjordingstad 1964 emend. Täuscher 1993

Synökologie: polytroph, beta- bis alpha-mesosaprob

Metaphytische Mikroalgenengesellschaft

Closterietum acerosi (Deflandre 1925) Kies 2003 emend. Täuscher 2006

(Basionym: *Closterium acerosum*-Gemeinschaft Kies nov. ass. 2003; Synonym: *Closterietum commune* Deflandre 1925, da es keine Art „*Closterium commune*“ gibt, musste dieses Syntaxon emendiert werden)

Charakterarten: *Closterium acerosum*, *Closterium ehrenbergii*, *Closterium leibleinii*, *Closterium moniliferum*, *Cosmarium botrytis*;

Synökologie: eutroph, beta-mesosaprob, elektrolytreich ($> 500 \mu\text{S/cm}$)

Makrophyten

In Tabelle 3 sind sowohl die submersen und natanten Makrophyten als auch die typischen Wasserpflanzengesellschaften der untersuchten Fließgewässer-Abschnitte mit ihren aut- und synökologischen Charakteristika zusammengestellt.

Diskussion

Sowohl die (Mikro-)Phytobenthos-Besiedlung als auch die Makrophyten-Vorkommen sind in den untersuchten Fließgewässern Indikator für nährstoffreiche (eutrophe bis polytrophe) und mäßig bis stark organisch belastete (beta- bis alpha-mesosaprobe) Verhältnisse, wobei auch an einigen Stellen eine erhöhte Salzbelastung durch halophile Arten angezeigt wird. Die halophile *Enteromorpha intestinalis* ist ein Indikator für Salz-(Chlorid-)Belastungen in Binnengewässern, die hohe Leitfähigkeiten bewirken, wie dies in der Weise bei Vierraden mit Leitfähigkeiten von $> 1000 \mu\text{S/cm}$ und Chlorid-Werten $> 80 \text{ mg/l}$ zum Ausdruck kommt. Lokal kann eine höhere organische Belastung indiziert werden, da es besonders im schlammigen Sedimentbereich und/oder zwischen (absterbenden) Makrophyten (besonders im Spätherbst) zu einem höheren Sauerstoffverbrauch mit Sauerstoffuntersättigungen kommt, was noch durch geringe Fließgeschwindigkeiten (mit fehlendem physikalischen Sauerstoffeintag) unterstützt wird. Im Gegensatz dazu werden im Freiwasser durch die benthischen Algen und die submersen Makrophyten beta-mesosaprobe Verhältnisse angezeigt. An einigen Probenahmestellen bzw. in einzelnen Proben war eine benthische Kieselalgen-Besiedlung vorherrschend.

Die Untersuchungsabschnitte der Dahme, Havel incl. Oder-Havel-Kanal bei Hennigsdorf, Nuthe und Oder sind phytoplanktondominiert oder durch starke Aufwirbelungen durch Schiffsverkehr geprägt (vgl. auch Täuscher 2002). In diesen planktondominierten Fließgewässern mit

Tabelle 3: Aut- und synökologische Charakteristik der aquatischen Makrophyten

Abkürzungen: mtr. = mesotroph; eutr. = eutroph; polytr. = polytroph;
o = oligosaprob; bm = beta-mesosaprob; am = alpha-mesosaprob

Taxa	Autökologie nach Täuscher (1996b, 2001)
<i>Amblystegium riparium</i> (L. ap. Hedw) B.S.G.	mtr.-eutr., (o-)bm
<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville et f. <i>submersa</i>	mtr.-eutr., o-bm
<i>Callitriche</i> spec. (ohne Früchte keine Art-Bestimmung möglich!)	-
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	eutr.-polytr., bm-p
<i>Elodea canadensis</i> Michaux fil.	eutr., bm(-am)
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	eutr., o-bm
<i>Lemna minor</i> L.	eutr., bm
<i>Lemna trisulca</i> L.	mtr.-eutr., o-bm
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	eutr., bm
<i>Nasturtium microphyllum</i> (Boenn.) Rchb. et f. <i>submersum</i>	mtr.-eutr., bm
<i>Nuphar lutea</i> L.	mtr.-eutr., bm
<i>Potamogeton friesii</i> L.	mtr.-eutr., bm
<i>Potamogeton natans</i> L.	mtr.-eutr., o-bm
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	eutr.-polytr., am
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	(mtr.-)eutr., bm
<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	eutr., bm
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L. et f. <i>natans</i>	eutr., bm
<i>Sparganium emersum</i> Rehmann et f. <i>fluitans</i>	eutr., bm-am
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleiden	eutr., bm-am
Syntaxa	Synökologie nach Täuscher (1996a, b)
Hydrocharitetum morsus-ranae Rübel 1933 emend. Passarge 1964	eutr., bm
Lemno-Spirodeletum polyrrhizae W. Koch 1954 emend. Th. Müller et Görs 1960	eutr., bm
Potamogetonietum perfoliati W. Koch 1926 emend. Passarge 1964	eutr., bm
Sagittario-Sparganietum emersi R. Tüxen 1953	eutr., bm

Chlorophyll-a-Gehalten im Freiwasser als Biomasseäquivalent der planktischen Mikroalgen von $> 8 \mu\text{g/l}$ und geringen Sichttiefen (meist keine Grundsicht) sind das (Mikro-)Phytobenthos und die submersen Makrophyten von untergeordneter Bedeutung, d.h. sie sind auf Uferbereiche mit geringer Wassertiefe beschränkt oder fehlen ganz. Bei diesen Beprobungen wurden bei der mikroskopischen Auswertung auch planktische Mikroalgen-Taxa (vor allem Cyanophyta/Cyanobacteria, Bacillariophyceae, Chlorophyta s.l.) beobachtet, aber nicht erfasst. Täuscher (2002 und zit. Lit.) fand im Oder-Havel-Kanal in Planktonproben die tychoplanktische *Oscillatoria limosa*, die die Charakterart vom benthischen Oscillatorietum limosae ist (s. oben).

Bei der Auswahl der brandenburgischen Untersuchungsstellen fehlen die aufwuchsdominierten Fließgewässer, wie z.B. die kleinen Fließgewässer in Moränendurchbruchstätern („Salmoniden-Niederungsbäche“) als Abflussstrecken oder Schaltstrecken zwischen mesotrophen Seen, in denen auch benthische Rotalgen (Rhodophyta / Florideophyceae: z.B. *Hildenbrandia rivularis*) zu finden sind (Täuscher & Täuscher 1994, Täuscher 1998a,b, 2000).

Danksagung

Die Ergebnisse entstanden im Rahmen eines Auftrages des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg.

Literatur

- Foerster, J., A. Gutowski & J. Schaumburg (2004): Defining types of running waters in Germany using benthic algae: A prerequisite for monitoring according to the Water Framework Directive. – J. Appl. Phycology 16: 407-418.
- Geissler, U. & L. Kies (2003): Artendiversität und Veränderungen in der Algenflora zweier städtischer Ballungsgebiete Deutschlands: Berlin und Hamburg. – Nova Hedwigia, Beiheft 126: 1-777.
- Gutowski, A., J. Foerster & J. Schaumburg (2004): On the use of benthic algae, excluding Diatoms and Charales, for the assessment of the ecological status of running fresh waters. A case history from Germany. – Oceanological and Hydrobiological Studies (Gdansk) 33: 3-15.
- Meilinger, P. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. – Diss. TU München, 128 S. + Anhang.
- Schaumburg, J., C. Schranz, J. Foerster, A. Gutowski, G. Hofmann, P. Meilinger, S. Schneider & U. Schmedtje (2004a): Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. – Limnologia 34: 283-301.
- Schaumburg, J., U. Schmedtje, C. Schranz, B. Köpf, S. Schneider, P. Meilinger, G. Hofmann, A. Gutowski & J. Foerster (2004b): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 88 S.
- Schaumburg, J., C. Schranz, P. Meilinger, D. Stelzer, G. Hofmann, J. Foerster, A. Gutowski, S. Schneider, B. Köpf & U. Schmedtje (2005a): Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern und Seen – Das deutsche Bewertungsverfahren: Entwicklung, Praxistest und Ausblick. – In: Feld, C.K., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (eds.): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. – Limnologie aktuell 11: 63-75.
- Schaumburg, J., U. Schmedtje, C. Schranz, B. Köpf, S. Schneider, P. Meilinger, D. Stelzer, G. Hofmann, A. Gutowski & J. Foerster (2005b): Bewertungsverfahren Makrophyten und Phytobenthos für Fließgewässer- und Seen-Bewertung in Deutschland nach EG-WRRL. – Informationsbericht des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 1/05: 1-245.
- Täuscher, H. & L. Täuscher (1994): Hydrobotanische Untersuchungen an und in Gewässern von Berlin und Brandenburg I. Bemerkungen zum Vorkommen limnischer Rotalgen (Rhodophyta). – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 127: 171-175.
- Täuscher, L. (1993): Algengesellschaften als Indikatoren der Gewässergüte der kleinen Berliner Fließgewässer Panke und Wuhle. – Lauterbornia 14: 23-30.
- Täuscher, L. (1996a): Algen- und Makrophytengesellschaften als Indikatoren der Trophie und Saprobie in planktondominierten Fließgewässern Nordostdeutschlands. – Lauterbornia 26: 77-83.
- Täuscher, L. (1996b): Beitrag zur Gewässerökologie des Elbe-Havelwinkels (Sachsen-Anhalt). – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 33: 40-50.
- Täuscher, L. (1998a): Mikroalgengesellschaften der Gewässer Nordostdeutschlands und ihre Nutzung zur Bioindikation. – Feddes Repertorium 109: 617-638.
- Täuscher, L. (1998b): Limnologisch-ökologische Charakteristik der Fließgewässer des Naturparks „Uckermärkische Seen“ (Brandenburg). – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 1997 (Frankfurt/M.), Bd. II: 734-738.
- Täuscher, L. (2000): Inventur limnischer Rotalgen-Funde in Gewässern Nordostdeutschlands. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 1999 (Rostock), Bd. II: 1033-1037.
- Täuscher, L. (2001): Die aquatische Mikro- und Makrophyten-Besiedlung der Mittellabe und ihrer Auengewässer im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“ (Brandenburg, Sachsen-Anhalt). – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg): 127-130.
- Täuscher, L. (2002): Beitrag zum Phytoplankton nordostdeutscher Kanäle. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2001 (Kiel), Bd. II: 599-603.
- Täuscher, L. (2004): Erfassung der Aufwuchsalgen (ohne Diatomeen) in Fließgewässern zur Ausweisung von Referenzzuständen gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie an ausgewählten Übersichtsmessstellen des Landes Brandenburg. – Bericht Institut für angewandte Gewässerökologie im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Seddin, 25 S. + Anhang.

wichtige Ergänzung:

Pätzolt, J. (2004): Bewertung der brandenburgischen Fließgewässer mit Makrophyten. –
In: Landesumweltamt Brandenburg (LUA): Umweltdaten aus Brandenburg Bericht 2004,
Potsdam: 58-62.

Charakterarten; Fließgeschwindigkeit (FG)

Rhithral
FG 0,2 m/s

Potamal
FG 0,07 m/s

Fließgeschwindigkeit > 0,6 m/s → mechanisch bedingte geringe Makrophytendeckung

Die Makrophyten-Vegetation der Oberen Donau und ihre Bewertung nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Wolfgang Schütz¹, Uwe Veit² & Alexander Kohler²

¹ Büro für Ökologie und Vegetationskunde, Hochburg 11, D - 79312 Emmendingen, wschuetz@gmxpro.de

² Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, D - 70593 Stuttgart, uweveit@uni-hohenheim.de, kohleral@uni-hohenheim.de

Keywords: Donau, Makrophyten, Wasserrahmen-Richtlinie, Referenzzustand

Einleitung

Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaften fordert die umfassende ökologische Bewertung der europäischen Gewässer. Eine wichtige Komponente der geplanten Monitoring-Programme zur Langzeitüberwachung von Fließgewässern ist die makrophytische Vegetation. Unter dem Begriff „Makrophyten“ wird eine taxonomisch heterogene Gruppe von Gewässerorganismen zusammengefasst, die sich aus Höheren Pflanzen, Moosen und Makroalgen zusammensetzt. Die neuen gesetzlichen Vorgaben erfordern zwangsläufig eine intensivere Beschäftigung mit dieser für die Gewässerbewertung bislang vernachlässigten Gruppe. Ein wichtiger Schritt in diese Richtung war die Kartierung und Bewertung der Makrophyten-Vegetation der Donau und ihrer Altarme in Baden-Württemberg, die nicht nur die aktuelle Verbreitung der Wasser- und Uferpflanzen im Donauebiet dokumentiert, sondern deren Entwicklung anhand früherer Kartierungen (KONOLD et al. 1989, 1991) und alter Angaben zur Flora und Vegetation nachzeichnet. Auf der Grundlage dieser Daten wurden Referenzzustände und Degradationsstadien der Vegetation abgeleitet und bestehende Verfahren zur Bewertung von Fließgewässern weiterentwickelt.

Methoden

Untersuchungsgebiet

Nach dem Zusammenfluss von Brigach und Breg bis zum Eintritt in den Weißjura bei Geisingen mäandriert die Donau bei geringem Gefälle in einer weiten, ursprünglich versumpften und oft überschwemmten Talaue. In einem allmählich enger werdenden Tal zieht die Donau in großen Schleifen durch die Massenkalkfelsen des Weißen Jura, deren Verkarstung die Ursache für die Versickerung der Donau in manchen Jahren darstellt. Mit dem Eintritt in die Süßwassermolasse unterhalb von Scheer wird aus dem mäandrierenden Fluss ein ausgebautes, gestreckt oder in weiten Bögen dahinfließendes Gerinne. Unterhalb von Riedlingen tritt die Donau nochmals in die harten Weißjura-Schichten ein, was wiederum eine Verengung des Tales verursacht. Nach Munderkingen weitet sich das Tal erneut auf, durchflossen von der ab hier wiederum konsequent begradigten Donau. Der Zufluss der Iller in Ulm markiert das Ende der untersuchten Donautrecke.

Kartierung

Für die Kartierung wurde die Methode nach KOHLER (1978) verwendet, die für eine lückenlose Erfassung der Vegetation von Fließgewässern am besten geeignet ist. Das Gewässer wird dazu in Abschnitte eingeteilt und die Menge der vorkommenden Arten für jeden Abschnitt nach einer 5-teiligen Skala geschätzt (1 – sehr selten, 2 – selten, 3 – verbreitet, 4 – häufig, 5 – massenhaft). Deutliche Änderungen in der Beschattung, der Fließgeschwindigkeit, der Sohlbeschaffenheit oder der Wassertiefe, Einleitungsstellen von Abwässern, Zuflüsse oder Stauwehre führten zur Abgrenzung eines Abschnitts, ebenso eine abrupte Änderung in der Artenzusammensetzung. Moose und nicht sofort identifizierbare Höhere Pflanzen wurden gesammelt und später bestimmt.

Insgesamt wurden 218 km Gewässerstrecke kartiert, wovon auf die Fließstrecke der Donau einschließlich ihrer Kanäle 187 km entfallen. Nicht mitgerechnet sind dabei der Öpfinger Stausee und die Stauseenkette bei Erbach mit einer Länge von insgesamt 9.3 km sowie Altarme von ca. 22 km Länge, die auf die 21 untersuchten Altarme einschließlich der beiden durchgehend kartierten Quellbäche Braunsel und Wulfbach entfallen. Das Gesamtsystem der Gewässer wurde in 212 Abschnitte eingeteilt, von denen 163 die Donau unterteilen. Bei bereits früher untersuchten Fließstrecken wurden möglichst die Abschnitte des Erstbearbeiters übernommen.

Auswertung

Die Auswertung erfolgte deskriptiv durch verschiedene Indices (SCHÜTZ et al. 2005). Die in Abb. 1 verwendete „Relative Pflanzenmenge“ (RPM) gibt den prozentualen Anteil einer Art bezogen auf die Gesamt-Pflanzenmenge eines Fließgewässers an (JANAUER et al. 1993). Basierend auf alten Literaturangaben und Herbarstudien wurden Referenzzustände für die Obere Donau ermittelt und Degradationsstadien definiert. Auf deren Grundlage wurde eine numerische Methode entwickelt, mit welcher der „ökologische Zustand“ anhand eines einfachen Punkteverfahrens bestimmt werden kann („Referenzindex_{Donau}“). Dazu wurden Qualitätskriterien so formalisiert, dass für sechs verschiedene Komponenten jeweils zwischen 0 und 3 Punkten vergeben werden können, je nachdem wie nahe sich diese Komponente am Referenzzustand befindet.

Ergebnisse

Auf der gesamten Gewässerstrecke wurden unterhalb der Niedrigwasserlinie insgesamt 132 Arten registriert, von denen 60 als Makrophyten anzusprechen sind. In der Donau selbst wuchsen 32 Makrophyten, von denen 25 zu den Höheren Pflanzen und sieben zu den Moosen gehören. Artenreicher waren die Altwässer mit insgesamt 102 Arten, von denen 47 Makrophyten waren. Die „Relative Pflanzenmenge“ der gesamten kartierten Gewässer für 2003/2004 verteilt sich zu über 60 % auf drei Arten, von denen der Flutende Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*) und das Quellmoos (*Fontinalis antipyretica*) nur in der Donau vorkommen (Abb. 1). Die Teichrose (*Nuphar lutea*) ist in den Altwässern und den Donau-Stauseen bei Erbach die häufigste Wasserpflanze. Weitere 12 Arten haben einen Mengenanteil zwischen 1 und 6 %, die 33 restlichen, im „Residual“ zusammengefassten Arten, erreichen nur etwas mehr als 8 % an der Gesamtmenge der Pflanzen. Unterschiede in der Artenzusammensetzung im Längsverlauf der Donau waren gering. Im Mittel kamen pro Donau-Abschnitt (mittlere Länge ca. 1 km) 4,5 Makrophyten-Arten vor.

Ein Vergleich der 2003/2004 durchgeführten Kartierung mit der von 1988/89 ergab nur geringe Unterschiede in der Artenzusammensetzung der meisten Donau-Abschnitte und in der relativen Häufigkeit der Arten. Allerdings fand zwischen 1988 und 2004 in einigen Abschnitten auch eine Ausbreitung bestimmter Wasser- und Uferpflanzen (Teichfaden (*Zannichellia palustris*), Brunnen-

kresse (*Nasturtium officinale*) u.a.) nach der Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen statt. Aus der Analyse alter Quellen lässt sich eine deutliche Verarmung der Makrophyten-Flora der Donau ableiten, deren Beginn bereits in die Zeit der „Flußkorrektur“ vor 100 bis 150 Jahren fällt und sich bis in die 1960er bis 1970er Jahre fortsetzte. Generell sind eutrophierungsempfindliche Arten in der Donau zurückgegangen, während sich eutrophierungstolerante Arten ausbreiten konnten. Besonders breitblättrige Laichkräuter (*Groenlandia densa*, *Potamogeton alpinus*, *P. lucens*, *P. natans*, *P. perfoliatus*) und Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*) sind von einem starken Rückgang betroffen. Zugenommen haben fädige Grünalgen, auch der eutraphente Teichfaden (*Zannichellia palustris*) hat sich in jüngster Zeit ausgebreitet. Häufig und weit verbreitet waren auch schon früher *Ranunculus fluitans* und *Fontinalis antipyretica*.

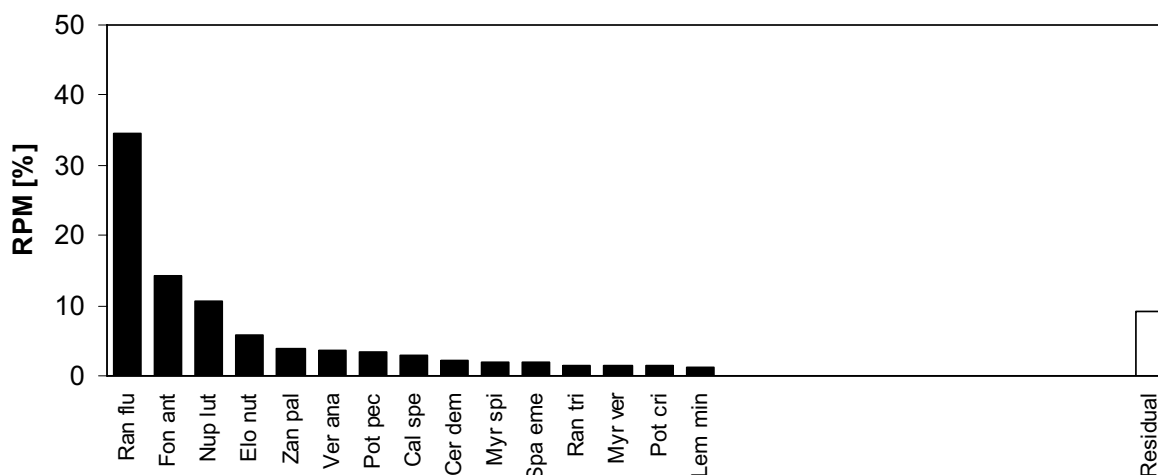


Abb. 1: Dominanzstruktur der Makrophyten in der Donau und ihren Altarmen zwischen Donau-eschingen und Ulm für die Jahre 2003/04

Ausgehend von diesen Befunden lassen sich Referenzzustände und Degradationsstadien für die Obere Donau definieren (Tab. 1; Degradationsstadien vgl. SCHÜTZ et al. 2005). Die stärksten Abweichungen von der Referenz konnten in langsam fließenden Strecken und vor allem in Stauhaltungen beobachtet werden, eine deutlich geringere in schnell fließenden Strecken im Weißen Jura.

Tab. 1: Referenzzustand für die Makrophyten-Vegetationstypen der Oberen Donau.

langsam fließende Abschnitte	<i>Ranunculus fluitans</i> codominant, Wassermoose subdominant, Breitblättrige Laichkräuter (<i>Potamogeton natans</i> , <i>P. alpinus</i> , <i>P. lucens</i> , <i>P. perfoliatus</i> , <i>Groenlandia densa</i>), <i>Hippuris vulgaris</i> , <i>Nuphar lutea</i> , <i>Sparganium emersum</i> co- bis subdominant, Fehlen oder Subdominanz von schmalblättrigen Laichkräutern, Fehlen von <i>Elodea</i> spp., <i>Lemna</i> spp., <i>Zannichellia palustris</i> , <i>Potamogeton crispus</i> , Fehlen oder Subdominanz langfädiger Grünalgen (<i>Cladophora</i> u. a.); Artenzahl > 7
schnell fließende Abschnitte	<i>Ranunculus fluitans</i> dominant, <i>Fontinalis antipyretica</i> codominant, weitere Wassermoose (<i>Hygroamblystegium</i> spp., <i>Rhynchostegium riparioides</i> , <i>Cinclidotus</i> spp.) und <i>P. perfoliatus</i> subdominant; schmalblättrige Laichkräuter fehlend, Fehlen oder Subdominanz langfädiger Grünalgen; Artenzahl > 5

Die für die Donau entwickelte numerische Methode basiert auf den Beiträgen, die unterschiedliche ökologische Gruppen zur „Relativen Pflanzenmenge“ eines Flussabschnitts beisteuern: (1) die Leitarten *Ranunculus fluitans* und (2) *Fontinalis antipyretica*, (3) die Magnopotamiden einschließlich *Hippuris vulgaris*, *Nuphar lutea* und *Sparganium emersum*, (4) die „Störzeiger“ *Elodea canadensis*, *E. nuttallii*, *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus*, *Lemna minor* und *Zannichellia palustris*, (5) die fädigen Grünalgen und das Verhältnis der Algen-Pflanzenmenge zur Pflanzenmenge der Makrophyten, (6) die Zahl der Makrophyten-Arten.

Für jede der sechs verschiedenen Komponenten werden zwischen 0 und 3 Punkte vergeben und diese aufsummiert. Ein sehr guter bis guter ökologischer Zustand ist bei einer Gesamtpunktzahl von >15 gegeben, ein mäßiger von 10-15, ein unbefriedigender von 4-9 und ein schlechter Zustand bei 3 oder weniger Punkten. Demnach befindet sich der größte Teil der Donau in einem mäßigen ökologischen Zustand und nur ein sehr kleiner Teil in einem guten bzw. schlechten Zustand (Tab. 2). Die Werte unterscheiden sich deutlich von dem ebenfalls berechneten „Referenzindex_{Fließgewässer}“ (SCHAUMBURG et al. 2004), welcher für den ökologischen Zustand der Oberen Donau tendenziell bessere Werte ergibt.

Tab. 2: Ökologischer Zustand der untersuchten Donau-Abschnitte in Baden-Württemberg, ermittelt nach dem Bewertungsverfahren „Referenzindex_{Donau}“

Ökol. Zustand	Anzahl Abschnitte*	% Fließstrecke
sehr gut/gut	7	2,2
mäßig	98	63,6
unbefriedigend	52	30,7
schlecht	4	3,5

* 2 Abschnitte wurden nicht klassifiziert

Diskussion

Die Dokumentation von Veränderungen der Gewässerflora und –vegetation durch einen Vergleich mit älteren Angaben ist eine wichtige, wenn nicht gar unverzichtbare Komponente bei der Entwicklung von Leitbildern und der Definition von Degradationsstadien. Darüber hinaus ermöglicht sie die Identifikation möglicher Ursachen für den Rückgang oder die Ausbreitung bestimmter Makrophyten. Demnach lassen sich deutliche Änderungen der Flora auf die „Flußkorrektur“ vor 100 Jahren zurückführen und andererseits einer später einsetzenden Verschmutzung der Donau zuschreiben, die sich bis in die 1970er Jahre fortsetzte (SCHÜTZ et al. 2005). Die dokumentierte Veränderung unterstreicht die Bedeutung mehrerer Arten, besonders einiger breitblättriger Laichkräuter, als einfach zu identifizierende Bioindikatoren. Eine zwischen 1988 und 2004 beobachtete Ausbreitung von einiger Wasser- und amphibischer Uferpflanzen im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen legt nahe, dass eine strukturelle Diversifizierung auch zu einer Zunahme der Artenzahl, aber vor allem eutraphenten Arten zugute kommen wird. Mit einer schnellen Ausbreitung mesotraphenter Arten ist aufgrund der Konkurrenz durch Algen und starkwüchsige, eutraphente Arten nicht zu rechnen. Die Ergebnisse des für die Obere Donau entwickelten Leitbild-orientierten Bewertungsverfahrens ergeben im Vergleich zum „Referenzindex_{Fließgewässer}“ für den ökologischen Zustand tendenziell schlechtere Werte. Ein direkter Vergleich beider Verfahren ist jedoch problematisch, da unterschiedliche Bewertungsparameter verwendet werden. Bedeutsam erscheint uns im Unterschied zum „Referenzindex_{Fließgewässer}“ die Berücksichtigung des Sammelparameters „langfädiger Grünalgen“ als Eutro-

phierungsindikator, die Niedrigwasserlinie als Obergrenze der Kartierung und die Einstufung der Arten in ein flexibleres Bewertungssystem.

Zusammenfassung

In den Jahren 2003 und 2004 wurde die gesamte Wasser- und Ufervegetation der Oberen Donau und ihrer Altarme von Donaueschingen bis Ulm kartiert. Auf einer Gewässerstrecke von 218 km wurden unterhalb der Niedrigwasserlinie insgesamt 60 Makrophyten-Arten registriert. In der Donau selbst wuchsen 32 Makrophyten, von denen 25 zu den Höheren Pflanzen und sieben zu den Moosen gehören. Vorherrschende Arten sind der Flutende Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*) und das Quellmoos (*Fontinalis antipyretica*), die nur in der Donau vorkommen, während die Teichrose (*Nuphar lutea*) die Altwässer und Staustrecken beherrscht. Aus der Analyse alter Quellen lässt sich eine Verarmung der submersen Flora der Donau ableiten, deren Beginn bereits in die Zeit der „Flußkorrektur“ vor 100 bis 150 Jahren fällt. Eutrophierungsempfindliche Arten, insbesondere breitblättrige Laichkräuter sind stark zurückgegangen oder verschollen, während sich eutrophierungstolerante Arten ausbreiten konnten. Aus einer Kombination älterer Angaben zur Flora der Donau und nachfolgenden Kartierungen konnten Referenzzustände und Degradationsstadien der Wasservegetation hergeleitet werden. Ein eigens für die Donau entwickeltes Bewertungsverfahren weist für die Obere Donau einen überwiegend „mäßigen“ ökologischen Zustand aus. Die stärksten Abweichungen vom Referenzzustand konnten in langsam fließenden Strecken und vor allem in Stauhaltungen beobachtet werden. Eine zwischen 1988 und 2004 beobachtete Ausbreitung von Wasser- und Uferpflanzen ist in der Folge mehrerer Renaturierungsmaßnahmen eingetreten.

Danksagung

Unser Dank gilt besonders Herrn Dr. Klepser, V. Sipos, E. Falusi, K. Pall und den Mitarbeitern der Gewässerdirektion Donau/Bodensee, in deren Auftrag diese Untersuchung durchgeführt wurde.

Literatur

- Janauer, G. A., Zoufal, P., Christof-Dirry, P., Englmaier, P. (1993): Neue Aspekte der Charakterisierung und vergleichenden Beurteilung der Gewässervegetation. Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie Univ. Hohenheim 2: 59-70.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft + Stadt 10: 73-85.
- Konold, W., Pfeilsticker, R., Jöst, M., Schütz, W., Oßwald, C., Leba, C. (1989): Donausanierung zwischen Laiz und Zwiefaltendorf. Landschaftsökologischer Teil. Abschlußbericht. Universität Hohenheim.
- Konold, W., Pfeilsticker, R., Jöst, M., Oßwald, C., Leba-Wühl, C. (1991): Donausanierung zwischen Zwiefaltendorf und Ulm. Landschaftsökologischer Teil. Abschlußbericht. Universität Hohenheim.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A., Foerster, J. (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Schlussbericht. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München (Hrsg.), 635 S.
- Schütz, W., Veit, U., Sipos, V., Falusi, E., Pall, K., Kohler, A., Böcker, R. (2005): Makrophyten-Kartierung der Donau in Baden-Württemberg nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Ein qualitativer und quantitativer Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie und zur Biodiversität. Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim. Beiheft 20. 166 S.

Methoden(-vergleich) zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten

Uwe Veit & Alexander Kohler

Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320), D-70593 Stuttgart,
unweveit@uni-hohenheim.de, kohleral@uni-hohenheim.de

Keywords: Makrophyten, ökologische Bewertung, Methodenvergleich, Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung

Spätestens seit Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) werden Methoden und Verfahren benötigt, mit denen anhand der an einem Standort herrschenden Organismengemeinschaft auf die Qualität des ökologischen Zustands an diesem Standort geschlossen werden kann. Zu den in der EU-Wasserrahmenrichtlinie genannten Qualitätskomponenten zählen unter anderem auch Makrophyten, deren bioindikative Eigenschaften dazu genutzt werden können. Insbesondere lässt sich aus dem Vorkommen bestimmter Pflanzenarten auf die Trophie eines Gewässers schließen. Auch die Strömungsgeschwindigkeit und damit die Sediment-Eigenschaften sowie die Beschattung der Wasserfläche beeinflussen in Abhängigkeit von der Wasserhärte direkt die Verbreitung von Wasserpflanzen.

Diese Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren und der Verbreitung von Makrophyten können zur Ableitung des ökologischen Zustands eines Fließgewässers genutzt werden, wobei in den letzten Jahren mehrere Bewertungsmethoden dafür entwickelt wurden. Bei den zu berechnenden Indices muss unterschieden werden, ob sich diese allein auf die Präsenz und/oder Abundanz verschiedener Makrophyten-Arten beziehen oder ob dabei auch bioindikative Eigenschaften der Makrophyten in Form von Artenlisten berücksichtigt werden. Dabei wird einer Auswahl an Arten ein definierter Zahlenwert als Maß für deren Abhängigkeit von einem bestimmten Faktor zugeordnet. Bei Leitbild-orientierten Bewertungsverfahren und Modellierungen wird versucht, möglichst viele Standort-Parameter und die Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Arten bei der Ableitung des ökologischen Zustands zu berücksichtigen. In Tab. 1 sind für die verschiedenen Typen von Bewertungsmethoden einige Beispiele aufgeführt.

In diesem Beitrag werden für zwei süddeutsche Fließgewässer-Systeme einige ausgewählte Indices berechnet und miteinander verglichen, um die spezifischen Vor- und Nachteile der verschiedenen Bewertungsansätze beurteilen zu können.

Material und Methoden

Grundlage für die Auswertungen sind die Ergebnisse der Makrophyten-Kartierungen in der Friedberger Au im Jahr 2001 (n. p.) sowie in der Donau in den Jahren 2003 und 2004 (PALL et al. 2004, SCHÜTZ et al. 2005). Die Kartierung wurde in beiden Fällen mit der Methode nach KOHLER (1978) durchgeführt.

Tab. 1: Übersicht über wichtige Gruppen und Beispiele von Indices zur Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern.

	Biodiversitäts-Indices	Experten-Metrics	Multi-Metrics-Ansätze	Leitbild-orientierte Verfahren	Modellierung
Indices	- Artenzahlen - Arten-Diversität⁽¹⁾ - α-Diversität⁽²⁾ - Simpson-Index⁽³⁾	- Trophie-Index Makrophyten⁽⁴⁾ - Referenzindex Fließgewässer⁽⁵⁾ - Mean Trophic Rank⁽⁶⁾	- Gewichtete Kombination ausgewählter Biodiversitätsindices und Experten-Metrics⁽⁷⁾	- Floristisch-ökologische Flusszonen⁽⁸⁾ - Klassifizierung nach Zustandsklassen⁽⁹⁾	- LEAFPACS - CCA-Modelle⁽¹⁰⁾ - Artificial Intelligence
Daten-grundlage	- Präsenz-/Absenz-Daten	- Abundanzwerte - Arten- und Wertelisten	- Präsenz-/Absenz-Daten - Abundanzwerte - z. T. Arten- und Werteliste	- Abundanzwerte - Referenzzustände und abgeleitete Degradationsstufen	- Datensätze mit Abundanzen und Umweltfaktoren
Länder	- Schweden	- Deutschland - Frankreich - Großbritannien	- Niederlande - Deutschland - Österreich	- Deutschland	

⁽¹⁾ VEIT & KOHLER (2005); ⁽²⁾ SHANNON & WEAVER 1949; ⁽³⁾ SIMPSON (1949); ⁽⁴⁾ SCHNEIDER 2000; ⁽⁵⁾ SCHAUMBURG et al. 2004; ⁽⁶⁾ HOLMES et al. 1999; ⁽⁷⁾ SIMON & LYONS (1995); ⁽⁸⁾ KOHLER et al. 1974; ⁽⁹⁾ VAN DE WEYER 2004; ⁽¹⁰⁾ LEGENDRE & LEGENDRE (1998).

Berechnet wurden ein Biodiversitätsindex, der an die spezielle Situation in Fließgewässern angepasst wurde (VEIT & KOHLER 2005), als Beispiele für Experten-Metrics der Trophie-Index Makrophyten (SCHNEIDER 2000) sowie der Referenzindex Fließgewässer (SCHAUMBURG et al. 2004) sowie ein Multi-Metrics-Ansatz (SCHÜTZ et al. 2005). Außerdem wurde mit der Einteilung in floristisch-ökologische Flusszonen ein Leitbild-orientiertes Verfahren angewandt (KOHLER et al. 1974). Die Bewertung bzw. Beurteilung erfolgte jeweils auf Abschnittsebene.

Ergebnisse

In Abb. 1 sind die Ergebnisse der einzelnen Bewertungsansätze graphisch dargestellt. Je nach gewähltem Index bzw. Auswertungsverfahren unterscheidet sich die Bewertung des ökologischen Zustands z. T. erheblich, was an den unterschiedlichen Säulenhöhen zu erkennen ist, wobei der ökologische Zustand mit zunehmender Säulenhöhe besser zu werten ist. Während der Trophie-Index Makrophyten und die Ausweisung floristisch-ökologischer Flusszonen zu einer vergleichbaren Bewertung führen, weisen die besonders artenreichen Abschnitte in den Gewässern der Friedberger Au ein deutlich höheres trophisches Niveau auf als die Abschnitte mit geringer Arten-Diversität. Somit widersprechen sich in diesem Beispiel offenbar die beiden Zielvorstellungen, sowohl die Trophie der Gewässer zu verringern als auch einen großen Artenreichtum anzustreben.

Am Beispiel der Oberen Donau zeigt sich, dass sich die Trophie über weite Strecken kaum verändert, gleichzeitig aber der aus dem Referenzindex abgeleitete ökologische Zustand kleinräumig erheblich differiert. Je nach Bewertungsansatz kann die Bewertung zwischen Referenzindex und Doanu-Index für ein und denselben Abschnitt von gut bis unbefriedigend schwanken. Hierin spiegeln sich die zugrundeliegenden Bewertungskriterien und letztlich die gewählten Referenzbedingungen wider. Beim Donau-Index wurde versucht, aus alten Quellen den ursprünglichen Zustand der Donau für dieses Gebiet zu rekonstruieren, wohingegen für den Referenz-Index Fließgewässer heute existierende, möglichst unbeeinflusst erscheinende, typspezifische Gewässerstrecken deutschlandweit dazu ausgewählt wurden.

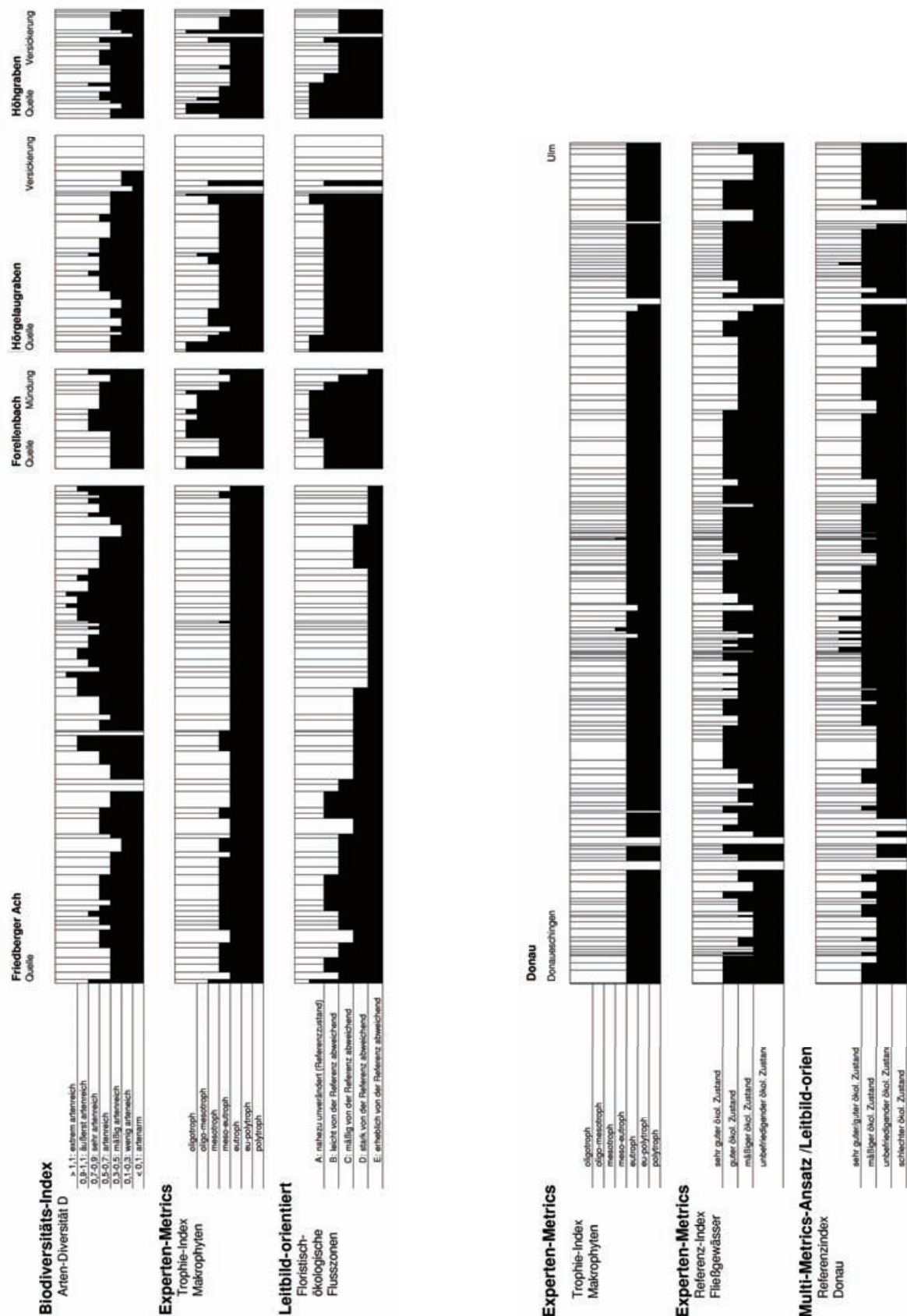


Abb. 1: Bewertung des ökologischen Zustands anhand der Biodiversität, des „Trophie-Index Makrophyten“, des "Referenzindex_{Fließgewässer}", des Referenzindex_{Donau}" und anhand floristisch-ökologischer Flusszonen am Beispiel der Fließgewässern der Friedberger Au für 2001 und der Donau für 2004.

Diskussion

Der Vergleich verschiedener Bewertungsmethoden zeigt deutliche Unterschiede in der Einstufung einzelner Gewässerabschnitte. Je nach gewähltem Index kann die Einstufung von gut bis unbefriedigend variieren, je nachdem, welcher Aspekt für die Bewertung berücksichtigt wird (z. B. Biodiversität oder Trophie).

Die Biodiversitätsindices beschränken sich auf die Bewertung der Artenvielfalt. Dabei wird häufig der Artenreichtum mit einer hohen ökologischen Wertigkeit gleichgesetzt. Da allerdings sowohl strukturell abwechslungsreiche Gewässer als auch gestörte Gewässer z. B. mit partieller Eutrophierung durch eine hohe Artenzahl gekennzeichnet sind, lässt sich aus der Artenzahl nicht unmittelbar auf den ökologischen Zustand schließen. Gleichzeitig weisen anthropogen wenig beeinflusste, oligotrophe Gewässer ebenso wie stark verbaute, strukturarme Gewässer eine tendenziell geringere Artenzahl auf. Somit lässt sich alleine aufgrund der Biodiversität noch keine endgültige Aussage über den ökologischen Zustand eines Gewässers machen.

Zur Berechnung der Experten-Metrics müssen verschiedene Listen mit der quantitativen, numerischen Einstufung von Pflanzenarten hinsichtlich definierter Faktoren erstellt werden. Diese anhand empirischer Untersuchungen bzw. durch sogenanntes Experten-Wissen erstellten Wertetabellen führen zu einer Beschränkung auf bestimmte Ökoregionen, da bei der Erstellung der Tabellen nur eine begrenzte Anzahl an Regionen berücksichtigt werden kann. Somit können selbst bei einer Unterscheidung unterschiedlicher Gewässertypen hinsichtlich Lage und hydrologischem Regime mit diesen Methoden nur Typ-charakteristische Gewässer(-abschnitte) bewertet werden. Eine Ausweitung des Bewertungsansatzes auf zusätzliche Gewässertypen ist nur eingeschränkt und mit großer Vorsicht möglich.

Auch den Leitbild-orientierten Ansätzen fehlt es häufig an einer allgemeineren Gültigkeit der Bewertungsmaßstäbe. Dieses aus der Landschaftsökologie stammende Vorgehen erfordert zunächst die Ermittlung eines Leitbildes für ein bestimmtes Gewässer oder einen Gewässertyp, das sich naturbedingt von Fall zu Fall unterscheidet. Die Bewertung einzelner Abschnitte erfolgt in der Regel weniger mathematisch als vielmehr anhand einer Beurteilung von Wissenschaftlern, die versuchen, die Abschnitte aufgrund der Gesamtheit verschiedener Faktoren gemäß dem aufgestellten Leitbild einzuordnen.

Multi-Metrics Ansätze gehen hier einen etwas anderen Weg. Dabei wird versucht, möglichst viele, wertfreie Parameter wie z. B. die Artenzahl, die Dominanzverhältnisse unter den Arten, die Häufigkeit verschiedener Lebensformen etc. zu ermitteln und diese erst später über ein Punktesystem zusammenzuführen. Der Schwerpunkt hierbei liegt auf ökologischen Funktionen und Eigenschaften, die nicht an das Vorkommen bestimmter Arten gekoppelt sind. Bei diesen Verfahren spielen Artenlisten und Wertetabellen meist eine untergeordnete Rolle. Lediglich Trophie-Indices werden als typische Experten-Metrics bei Multi-Metrics-Verfahren teilweise herangezogen. Somit eignen sich diese Verfahren, um sowohl unbekannte Gewässer, für die zunächst kein Leitbild vorliegt, als auch Gewässertypen, die bei der Aufstellung von Artenlisten nicht berücksichtigt wurden, zu bewerten, da überwiegend allgemein gültige ökologische Prinzipien zur Bewertung herangezogen werden. Somit bieten derzeit Multi-Metrics-Ansätze am ehesten die Möglichkeit, Ökoregion-übergreifend und damit auch europaweit den ökologischen Zustand von Fließgewässern vergleichend bewerten zu können.

Tab. 2: Einschätzung der genannten Bewertungsverfahren zur Ableitung des ökologischen Zustands von Fließgewässern.

	Biodiversitäts-Indices	Experten-Metrics	Multi-Metrics-Ansätze	Leitbild-orientierte Verfahren	Modellierung
Einfachheit der Berechnung	++	+	+	0	-
Europaweite Anwendungsmöglichkeit	+	0	++	-	0
Ökologische Aussagekraft	-	+	++	++	++

- : schlecht; 0 : bedingt; + : gut; ++ : sehr gut.

Schlussfolgerungen

Eine Beurteilung der betrachteten Bewertungsansätze anhand der genannten Kriterien zeigt, dass Multi-Metrics-Ansätze die derzeit beste Möglichkeit darstellen, den ökologischen Zustand von Gewässern unterschiedlicher geographischer Regionen möglichst vergleichbar zu beurteilen (Tab. 2). Bei einem überschaubaren Berechnungsaufwand weisen sie ein hohes Maß an ökologischer Aussagekraft auf.

Literatur

- EU-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327: 1-72.
- HOLMES, N. T. H., NEWMAN, J. R., CHADD, S., ROUEN, K. J., SAINT, L. & DAWSON, F. H. (1999): Mean Trophic Rank: A User's Manual. - Environment Agency R&D Technical Report E38. Environment Agency, Bristol, England, 141 S.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft + Stadt 10: 73-85.
- KOHLER, A., BRINKMEIER, R. & VOLLRATH, H. (1974): Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. - Ber Bayer. Bot. Ges. 45: 5-36.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. (1998): Numerical Ecology. Elsevier Science, Amsterdam, 853 S.
- PALL, K., MOSER, V., SIPOS, V., FALUSI, E., HIPPELI, S., KOHLER, A. (2004): Makrophytenvegetation der Donau und ihrer Altarme zwischen Rottenacker und Öpfingen. Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft 18, 62 S.
- SCHAUMBURG, J., SCHMEDTJE, U., SCHRANZ, C., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasser-rahmenrichtlinie. Schlussbericht. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München (Hrsg.), 635 S.
- SCHNEIDER, S. (2000): Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Shaker Verlag, Aachen, 182 S.
- SCHÜTZ, W., VEIT, U., SIPOS, V., FALUSI, E., PALL, K., KOHLER, A., BÖCKER, R. (2005): Die Makrophyten-Vegetation der Donau in Baden-Württemberg. Ein qualitativer und quantitativer Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasser-rahmenrichtlinie und zur Biodiversität. Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft 20, 166 S.
- SIMON, T. P., LYONS, J. (1995): Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In: Davis, W. S., & Simon, T. P. (ed.) Biological Assessment and Criteria. Tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers. New York.
- VAN DE WEYER, K. (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. Landesumweltamt NRW, Merkblätter 30, 106 S.
- VEIT, U., KOHLER, A. (2005): Beurteilung und Vergleich der Makrophyten-Diversität in Fließgewässern. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2004 (Potsdam): 478-482.
- SHANNON, C.E., WEAVER, W. (1949): The Mathematical Theory of Communication. The University of Illinois Press.
- SIMPSON, E. H. (1949): Measurement of diversity. Nature 163: 688.

Phytobenthos (ohne Diatomeen und Charales) – eine Komponente zur Bewertung von Fließgewässern

Antje Gutowski¹ & Julia Foerster²

¹ Hohenkampsweg 25, D-28355 Bremen, e-mail: a.gutowski@t-online.de, ² Universität Bremen, FB 2 Biologie /Chemie, AG Kirst, Leobener Str. NW 2, D-28359 Bremen, Tel 0421-218-2582, e-mail: foerst@uni-bremen.de

Keywords: Fließgewässer, Bewertung, Wasserrahmenrichtlinie, EU-WRRL, Algen, Phytobenthos

Einleitung

Benthische Algen und Cyanobakterien sind geeignete Indikatoren für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern. Sie sind als biologische Qualitätskomponenten in die von der EU verabschiedete Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, EU 2000) ausdrücklich einbezogen. Im Rahmen des von der LAWA und vom BMBF geförderten Forschungsprojektes PHYLIB (Schaumburg et al. 2004) wurde ein erster Ansatz zur Bewertung von Fließgewässern anhand der Komponente Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-WRRL entwickelt. Bei diesem Verfahren werden zur Bewertung von Fließgewässern im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland neben den Makrophyten (inkl. Charales) und den Diatomeen auch die übrigen benthischen Algen (Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen) genutzt. Im Rahmen eines bundesweiten Praxistestes wurden im Sommer 2004 Untersuchungen an 65 weiteren Probestellen durchgeführt. Viele dieser Stellen lagen im Norddeutschen Tiefland, da vor allem die Bewertung der karbonatisch geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mithilfe des Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen noch mit Unsicherheiten behaftet war. Die Auswertungen dieser Daten führten zu einer deutlichen Verbesserung des Bewertungsverfahrens für die Teilkomponente Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen („übriges Phytobenthos“). Zum einen wurden die in Schaumburg et al. (2004) aufgestellten, biozönotisch begründeten Fließgewässertypen überarbeitet. Dazu wurde die aktuelle Version der Fließgewässertypologie (Sommerhäuser & Pottgiesser 2004) berücksichtigt. Für alle Fließgewässertypen wurden zusätzliche Taxa in die Indikatorliste aufgenommen. Die Einstufungen einiger Taxa wurden revidiert, um dem Kriterium der Typspezifität mehr Gewicht beizumessen. Diese Veränderungen führen dazu, dass nun eine größere Anzahl an Probestellen mithilfe des Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen gesichert bewertet werden kann. Zusätzlich wurde ein vereinfachtes Verfahren entwickelt, bei dem mit einem geringeren Zeitaufwand für die mikroskopische Analyse in vielen Fällen ein gesichertes Bewertungsergebnis erreicht werden kann.

Material und Methoden

Das Vorkommen benthischer Algen (excl. Diatomeen und Charales) wurde bundesweit an insgesamt 217 Probestellen von 177 Fließgewässern untersucht. Die Probenahmen erfolgten im Rahmen des PHYLIB-Projektes im Winter 2000/01 sowie im Sommer 2001. Für den Praxistest wurden die Probenahmen im Sommer 2004 durchgeführt. Die Probenahme erfolgte nach dem „Multiple Habitat Sampling“-Prinzip. Die gefundenen Taxa wurden so genau wie möglich bestimmt und ihre

Abundanz auf einer fünfstufigen Skala geschätzt (Tab. 1). Genauere Angaben zur Probenahme und zur mikroskopischen Auswertung sind in der Handlungsanweisung zu finden, unter: www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/welcome.htm

Tab. 1: Häufigkeitsschätzungen

Häufigkeit	Beschreibung
5	massenhaft, mehr als 1/3 des Bachbettes bedeckend (Deckungsgrad > 33 %)
4	häufig, aber weniger als 1/3 des Bachbettes bedeckend (Deckungsgrad 5–33 %)
3	makroskopisch selten, gerade noch erkennbar (Vermerk im Feldprotokoll: „Einzelfund“ oder „5 % Deckungsgrad“) oder mikroskopisch massenhaft
2	mikroskopisch häufig
1	mikroskopisch selten

Während für das PHYLIB-Projekt zu den meisten Probestellen von den jeweils zuständigen Behörden Daten zur Gewässerchemie gemäß der gültigen DIN-Vorschriften erhoben und dem Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft für die Auswertungen zur Verfügung gestellt worden waren, war dies bei den im Praxistest untersuchten Probestellen leider nicht der Fall. Daher konnte nur ansatzweise mit multivariaten Methoden (CA, CCA) gearbeitet werden. Stattdessen fand eine eingehende Auswertung der erhobenen Daten über vegetationssoziologischen Kreuztabellen statt. Für die Analysen wurde die Fließgewässer-Typologie von Sommerhäuser & Pottgiesser (2004) zu Grunde gelegt. Die Algenvorkommnisse wurden Typ für Typ analysiert.

Ergebnisse und Diskussion

Biozönotisch relevante Fließgewässertypen

Bei der Bearbeitung der vegetationssoziologischen Kreuztabellen stellte sich heraus, dass sich die in den Untersuchungen nachgewiesenen Algengesellschaften über mehrere Fließgewässertypen sehr ähnelten. Zudem sind die viele benthische Algen über mehrere Typen hinweg verbreitet. Eine Differenzierung des Bewertungsverfahrens für jeden einzelnen der in Sommerhäuser & Pottgiesser (2004) aufgeführten Fließgewässertypen ist somit zur Zeit nicht möglich. Die multivariaten Auswertungen ergaben, dass wesentliche Unterschiede in den Algengemeinschaften von der geochemischen Prägung des Fließgewässers und der Ökoregion abhängen. Daher wurden für die Überarbeitung des Bewertungsverfahrens vier Gruppen unterschieden, die jeweils mehrere Typen gemäß der Fließgewässertypologie von Sommerhäuser & Pottgiesser (2004) enthalten:

- silikatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge
- karbonatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge
- karbonatisch geprägte oder basenreiche organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland
- silikatisch geprägte oder basenarme organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland

Die eigenen Analysen zeigen, dass die Unterscheidungen hinsichtlich der geochemischen Prägung im Norddeutschen Tiefland für das Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen stringenter durchgeführt werden müssen als in der Fließgewässer-Typologie von Sommerhäuser & Pottgiesser (2004) aufgeführt. Dies betrifft vor allem zwei Fließgewässer-Typen (14 und 16), die nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) sowohl silikatisch als auch karbonatisch geprägte Fließgewässer enthalten können. Diese unterscheiden sich aber grundlegend hinsichtlich der Besiedlung mit benthischen Algen (Abb. 1). Ähnliches gilt für die Zuordnung der organisch geprägten Gewässer, die nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) nun sowohl in einer basenarmen als auch einer basenreichen Variante auftreten können. Für eine Bewertung mithilfe des Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen müssen diese Ausprägungen jeweils getrennt voneinander behandelt werden. Stattdessen werden für die Bewertung des ökologischen Zustandes die basenreichen organisch geprägten Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland mit den karbonatisch geprägten Fließgewässern zusammengefasst, da sie sich hinsichtlich der Algenbesiedlung sehr ähneln. Auch werden für eine Bewertung zur Zeit die silikatisch geprägten Fließgewässern mit den basenarmen organisch geprägten Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland zusammengefasst, obwohl hier einige Unterschiede in der Algenbesiedlung zu erkennen waren. Da aber bisher nur sehr wenige Probenahmen an silikatisch geprägten Fließgewässern durchgeführt wurden, ließ sich kein eigenes Bewertungsverfahren erstellen.

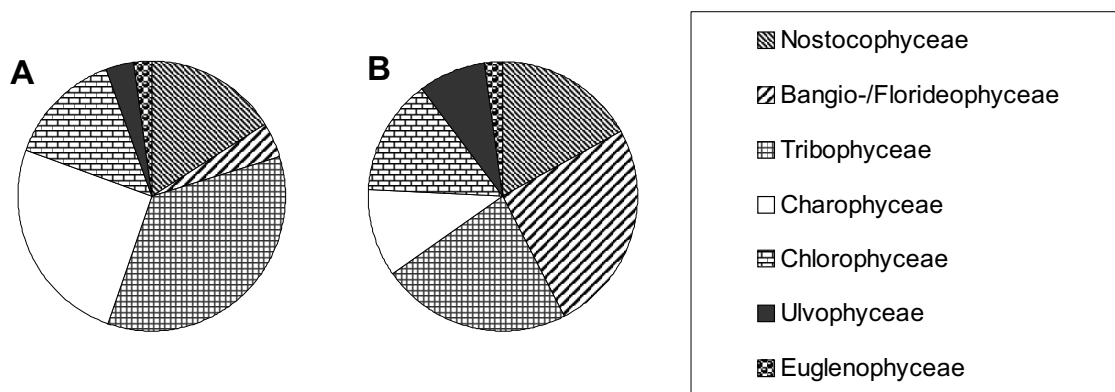


Abb. 1: Abundanzen der Algenklassen für silikatisch (A) und karbonatisch (B) geprägte Sand- und Kiesbäche im Norddeutschen Tiefland

Im Rahmen des Praxistestes wurden auch Fließgewässer untersucht, die zu den drei von Sommerhäuser & Pottgiesser (2004) neu aufgestellten Typen gehören. Die Seeausflüsse (Typ 21) und die in den Typ 23 gefassten Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflussten Ostseezuflüsse lassen sich hinsichtlich ihrer Algenflora jeweils als eigener Typ abgrenzen. Der in Sommerhäuser & Pottgiesser (2004) Typ der Marschengewässer (Typ 22) war dagegen hinsichtlich der Algengemeinschaften nicht besonders auffällig. Allerdings wurden hier auch nur vier Standorte mäßiger Qualität untersucht und keine einzige Referenzstelle. Für diese drei Fließgewässertypen konnte zur Zeit noch kein Bewertungsverfahren entwickelt werden, da hier jeweils nur wenige Probestellen untersucht wurden. Weitere Untersuchungen an diesen Fließgewässern wären höchst interessant.

Überarbeitung der Indikatorarten-Listen

Die Überarbeitung der Typologie führte auch zur Überprüfung der Indikatorarten und deren Einstufung in die vier Bewertungskategorien (Schaumburg et al. 2004). Die im PHYLIB-Projekt erarbeiteten Einstufungen der Indikatorarten bezogen sich vor allem auf das Vorkommen der Taxa hinsichtlich trophischer und saprobieller Zustände. Nun wurden weitere Literaturangaben einbezogen. Dabei wurden Angaben zur Vergesellschaftung der Indikatorarten und zum Vorkommen hinsichtlich der geochemischen Ausprägung der Fließgewässer stärker beachtet als dies im PHYLIB-Projekt geschehen war. Arten, die an Fließgewässer einer bestimmten geochemischen Prägung gebunden sind, werden als typspezifische Arten für die entsprechenden Fließgewässertypen aufgefasst und dementsprechend in den entgegengesetzten Fließgewässertypen als Störzeiger angesehen.

Mehrere Gattungen wurden aus der Bewertung herausgenommen, da die darin enthaltenen Arten sehr unterschiedliche ökologische Ansprüche haben. Auch *Phormidium autumnale* wurde jetzt aus Bewertung herausgenommen, da es sich hier offensichtlich um eine Sammelart handelt. Nach Komárek & Anagnostidis (2005) existieren bei diesem Taxon sehr unterschiedliche Ökotypen, die aber morphologisch nicht zu unterscheiden sind.

Veränderungen beim Bewertungsindex

Die Vorgehensweise zur Berechnung des Bewertungsindex sowie die dafür verwendete Formel blieben unverändert. Zwei kleine Veränderungen wurden eingeführt: zum einen gilt die errechnete Bewertung jetzt erst dann als gesichert, wenn bei weniger als fünf indikativen Taxa die Summe der quadrierten Deckungsgrade mehr als 16 beträgt. Auch wurden die Klassengrenzen nun anders gesetzt als im PHYLIB-Projekt. Die jetzt einheitlicher und gleichmäßiger verteilten Klassengrenzen gelten nun durchgängig für alle Fließgewässertypen.

Vereinfachtes Verfahren

Um die für die mikroskopische Analyse benötigte Arbeitszeit zu begrenzen, wurde ein vereinfachtes Bewertungsverfahren entwickelt. Dafür werden bei der mikroskopischen Analyse nur die mikroskopisch massenhaft auftretenden Arten bestimmt und dokumentiert. Somit ergeben sich (unter Berücksichtigung der in den Feldprotokollen enthaltenen Angaben) nur die Häufigkeitsklassen 3, 4 und 5 (vgl. Tab. 1). Auch mit dem vereinfachten Verfahren lassen sich im Mittelgebirge noch etwa 65 - 75 % der Befunde gesichert bewerten. Während bei den karbonatisch geprägten und den basenreichen organisch geprägten Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland immer noch etwa 50 % aller Befunde auch mit dem reduzierten Verfahren gesichert bewertet werden können, sinkt der Anteil der gesichert bewertbaren Befunde bei den silikatisch geprägten und den basenarmen organisch geprägten Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland dramatisch. Hier können mit dem reduzierten Verfahren nur noch 20 % der Befunde gesichert bewertet werden, während bei einer vollständigen Analyse auch in dieser Fließgewässergruppe 75 % der Befunde gesichert bewertet werden konnten. Daher sollte bei den silikatisch geprägten und den basenarmen organisch geprägten Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland für eine Bewertung des ökologischen Zustandes auf jeden Fall das vollständige Verfahren angewendet werden.

Zusammenfassung

Das PHYLIB-Verfahren (Schaumburg et al., 2004) wurde in einem bundesweiten Praxistest überprüft. Für die Teilkomponente Phytobenthos excl. Charales und Diatomeen ergaben sich dabei einige Veränderungen. Für diese Organismen lassen sich vier biozönotisch relevante Fließgewässertypen abgrenzen, für die nun eine typbezogene Bewertung möglich ist:

- silikatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge
- karbonatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge
- karbonatisch geprägte oder basenreiche organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland
- silikatisch geprägte oder basenarme organisch geprägte Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland

Diese biozönotisch begründeten Fließgewässertypen umfassen jeweils mehrere Typen gemäß der Fließgewässertypologie von Sommerhäuser & Pottgiesser (2004). Dabei reicht für die Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes eine Nennung des Fließgewässertypes nach Sommerhäuser & Pottgiesser (2004) alleine nicht aus. Informationen zur geochemischen Prägung des Fließgewässers sind unabdingbar für eine Zuordnung zu den biozönotischen Typen.

Zusätzlich wurde ein vereinfachtes Bewertungsverfahren entwickelt, bei dem die Bewertung des ökologischen Zustands nur über die makroskopisch auffälligen und die mikroskopisch massenhaft auftretenden Taxa erreicht werden soll. Dieses vereinfachte Verfahren bringt in vielen Fällen angemessene und zum vollständigen Verfahren vergleichbare Ergebnisse. Es kann aber nicht in allen Fließgewässertypen angewendet werden.

Literatur

- EU – Europäische Union (2000): Richtlinie/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Union, L 327/1, 22.12.2000.
- Komárek, J. & Anagnostides K. (2005): Cyanoprokaryota. II. Oscillatoriales. – In: Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L. & Schlagerl, M. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19.2. Elsevier Verlag, München, 759 S.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2004): Die Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen (Stand: Februar 2004) http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl_ftyp.htm
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, P., Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2004): Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Schlussbericht. – Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 0330033), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (O 11.03).
http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/pub_g.htm
- Sommerhäuser, M. & Pottgiesser, T. (2004): Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD, Stand Februar 2004. http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/typ_anhang_typen_tabelle.pdf.

Fädige Grünalgen in unseren Fließgewässern – es ist nicht alles *Cladophora glomerata* ...

Julia Foerster¹ & Antje Gutowski²

¹ Universität Bremen, FB 2 Biologie /Chemie, AG Kirst, Leobener Str. NW 2, D-28359 Bremen, e-mail: foerst@uni-bremen.de, ² Hohenkampsweg 25, D-28355 Bremen, e-mail: a.gutowski@t-online.de

Keywords: Fließgewässer, Bewertung, EU-WRRL, Phytobenthos, Grünalgen

Einleitung

Benthische Algen bilden eine Vielzahl von Wuchsformen aus. Neben verschiedenfarbigen Überzügen oder Flecken auf Steinen und anderen festen Substraten können sie gelatinöse Formen, unverzweigte oder verzweigte fädige Formen oder aber blatt- oder röhrenförmige Thalli ausbilden. Die Zusammensetzung und Abundanz der benthischen Algen excl. Charales und Diatomeen ist eine Teilkomponente zur Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässerprobestellen gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (Schaumburg et al. 2004), bei der die aktuell vorhandene Zusammensetzung der Phytobenthos-Gemeinschaft mit der für den jeweiligen Fließgewässertyp charakteristischen Referenzgesellschaft abgeglichen wird. Für das Bewertungssystem wurden die relevanten Taxa in vier Kategorien eingeteilt. Jede Kategorie versucht jeweils solche Taxa zusammenzufassen, die für eine Indikation des ökologischen Zustandes eine vergleichbare Aussagekraft haben. Für die Einstufung der Taxa ist neben einer Indikation von Trophie und Saprobie die Spezifität im Vorkommen für den jeweiligen Fließgewässertyp entscheidend. So wurden in der Kategorie „A“ Charakterarten des jeweiligen Fließgewässertyps gefasst, deren Vorkommen auf Probestellen mit geringen Nährstoff- und Belastungsverhältnissen begrenzt ist. In die Kategorie „B“ wurden Arten eingestuft, die ebenfalls geringe Belastungen anzeigen, die aber in ihrem Vorkommen nicht so eng begrenzt sind. In die Kategorie „C“ wurden tolerante Arten eingestuft, die höhere Nährstoff- und Belastungszustände anzeigen. Indikatorarten für sehr hohe Nährstoff- und Belastungsverhältnisse wurden in die Kategorie „D“ eingestuft. Während dieses Bewertungsverfahrens alle Wuchsformen und Organisationsstufen der benthischen Algen berücksichtigt werden, werden in der öffentlichen Wahrnehmung besonders oft die „fädigen Grünalgen“ als Indikatoren für eine Beeinträchtigung des Gewässers gesehen. Im angloamerikanischen Raum werden Algen, die unter geeigneten Bedingungen Massenvorkommen ausbilden können, als „nuisance algae“ (Ärgernis, Belästigung) bezeichnet. Auch in Deutschland wird in einigen bisherigen Bewertungsverfahren (z.B. LÖLF & LWA 1985) nach dem Vorkommen von „fädigen Grünalgen“ gefragt, ohne diese weiter zu differenzieren. Die Analyse aber zeigt, dass es sich bei dieser „Gruppe“ um eine breite Palette unterschiedlichster Arten, Gattungen und Algenklassen handelt, die für eine Bewertung des ökologischen Zustandes differenziert betrachtet werden müssen. Einige wichtige Vertreter der „grünen, fädigen“ benthischen Algen sollen daher hier vorgestellt werden.

Material und Methoden

Im Rahmen des PHYLIB-Projektes (2000-2003) sowie des anschließenden Praxistestes (im Jahr 2004) wurde das Vorkommen benthischer Algen (excl. Diatomeen und Charales) an 217 Probestellen von 177 Fließgewässern bundesweit untersucht. Die Taxa wurden so genau wie möglich bestimmt und ihre Abundanz auf einer fünfstufigen Skala geschätzt (Schaumburg et al. 2004, siehe auch Gutowski & Foerster in diesem Band). Genauere Angaben zur Probenahme, zur Analyse und zum Bewertungsverfahren mit Hilfe des Phytobenthos sind im Internet unter www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/welcome.htm zu finden. Für die hier vorgestellten Auswertungen wurde die Abundanz der Taxa mittels Spearman Rank Korrelationen zu den Werten der Gewässerchemie in Bezug gesetzt, wobei ein Niveau von 0,05 für signifikante bzw. von 0,01 für höchst signifikante Korrelationen angenommen wurde. Die Daten zur Gewässerchemie waren von den jeweils zuständigen Behörden nach DIN-Vorschriften ermittelt und im Rahmen des PHYLIB-Projektes dem Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft zur Verfügung gestellt worden.

Ergebnisse und Diskussion

Bei mehr als 90 % der Probenahmen konnten „Fädige Grünalgen“ nachgewiesen werden. Sie waren an den Probestellen in 65 % der Fälle in makroskopisch auffälligen Mengen vorhanden. Massenvorkommen konnten jedoch nur an wenigen Probestellen festgestellt werden. Dies ist vielleicht teilweise dadurch bedingt, dass ein Großteil der im Rahmen des PHYLIB-Projektes untersuchten Probestellen als potentielle Referenzstandorte galten, die nur wenig belastet sein sollten.

Bei der mikroskopischen Analyse zeigte sich, dass die im Feld eingesammelten „grünen, fädigen Algen“ zu 36 verschiedenen Arten zugerechnet werden, die zu einer Vielzahl von Gattungen und zu fünf verschiedenen Algenklassen gehören. In taxonomisch-systematischer Hinsicht handelt es sich also um eine sehr heterogene „Gruppe“ von Algen. Auch an den einzelnen Probestellen war der Bewuchs heterogen, meistens konnten pro Probestelle 3-4 verschiedene Taxa der fädigen grünen Formen gefunden werden. Lediglich in 14 % der Probenahmen bestand der Bewuchs der „fädigen Grünalgen“ nur aus einem Taxon.

Im Folgenden sollen einige wichtige Taxa exemplarisch vorgestellt werden.

Am häufigsten konnte *Oedogonium* spp. (Chlorophyceae) nachgewiesen werden, allerdings oft nur mit geringer Abundanz. Eine Artbestimmung war nicht möglich, da dafür sexuelle Reproduktionsorgane ausgebildet sein müssen. Diese waren aber im Freilandmaterial nie vorhanden. Ihre Bildung ließ sich auch im Labor nicht indizieren. *Oedogonium* spp. war in allen Fließgewässertypen vorhanden, trat jedoch hauptsächlich in den silikatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges auf. Die Abundanz von *Oedogonium* spp. wies keine Korrelationen zu den zur Verfügung stehenden Chemieparametern auf. Im PHYLIB-Bericht (Schaumburg et al., 2004) wurde dieses Taxon daher als unspezifischer Störzeiger charakterisiert und in die Kategorie „C“ eingestuft. Diese Einschätzung wurde durch den Praxistest weitgehend unterstützt. Jedoch soll jetzt in silikatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges das Vorkommen geringer Abundanzen von *Oedogonium* spp. besser bewertet werden (Kategorie B), da es sich hierbei um eine für diesen Fließgewässertyp charakteristische Form handelt.

Die höchsten Abundanzen in den Untersuchungen erreichten die Ulvophyceae *Cladophora* spp. und *Rhizoclonium hieroglyphicum*. Ihre Abundanzen sind höchst signifikant positiv korreliert zum pH-Wert, zur Leitfähigkeit, zur Härte und Säurekapazität sowie zu den NO₃-N-, TP-, SRP- und NO₂-N

-Gehalten. Die Art *Cladophora glomerata* ist eine typische Hartwasserform. Sie tritt auch in unverschmutzten kleinen Bächen auf, erreicht aber an eutrophen Standorten Massenvorkommen (Symoens et al., 1988). Die Art ist allerdings nur begrenzt tolerant gegen Schwermetalle, bei höheren Konzentrationen wird sie durch *Stigeoclonium* ersetzt (John et al., 2002). Bei unseren Untersuchungen war *Cl. glomerata* in fast allen Fließgewässertypen zu finden, kam aber besonders häufig in karbonatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges vor. In Schaumburg et al. (2004) wurde *Cl. glomerata* als unspezifischer Störzeiger in die Kategorie „C“ eingestuft. Nach den Ergebnissen des Praxistests wird das Auftreten von *Cl. glomerata* nun differenziert betrachtet: in karbonatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges wird das Vorkommen von geringen Mengen als charakteristisch für diesen Fließgewässertyp angesehen und deswegen besser bewertet (Kategorie B). Massenvorkommen von *Cl. glomerata* allerdings werden auch in diesen Fließgewässern negativ gewertet.

Makroskopisch auffällige Polster können auch durch *Vaucheria* spp. (Tribophyceae) gebildet werden. Bei unseren Untersuchungen erreichte *Vaucheria* spp. insgesamt höhere Abundanzen als *Cladophora glomerata*. Die Abundanzen von *Vaucheria* spp. zeigen eine signifikante positive Korrelation zum Sauerstoffgehalt des Gewässers sowie eine signifikante negative Korrelation zum TP-Gehalt. *Vaucheria* sp. war in allen Fließgewässertypen vorhanden. Die Arten dieser Gattung sind sowohl im Süß- als auch im Brack- und Salzwasser zu finden (Krieg et al., 1988). In Schaumburg et al. (2004) wurde das Taxon als unspezifischer Störzeiger angesehen und in die Kategorie „C“ eingestuft. Analog zur Bewertung von *Cladophora glomerata* wird das Vorkommen von *Vaucheria* sp. nach dem Praxistest differenziert betrachtet. Das Auftreten von geringeren Mengen in karbonatisch geprägten Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes wird jetzt besser bewertet (Kategorie B). Recht häufig und teilweise auch mit größeren Mengen konnte in unseren Untersuchungen *Stigeoclonium* spp. (Chlorophyceae) nachgewiesen werden. Die Abundanzen von *Stigeoclonium* sp. zeigen eine signifikante positive Korrelation zum BSB₅ -Wert des Gewässers. Dies deckt sich mit Angaben in der Literatur, wonach *Stigeoclonium* sp. insbesondere im Sommer in schnell strömendem Wasser mit hohem Gehalt an organischem Material und Schwermetallen dominant auftritt (John et al., 2002). Nach Schaumburg et al. (2004) gilt *Stigeoclonium* spp. als starker Störzeiger und steht daher in Kategorie „D“. Die Ergebnisse des Praxistestes bestätigen diese Einstufung.

Auch Arten der Gattung *Ulothrix* (Chlorophyceae) wurden häufiger nachgewiesen. Vor allem *Ulothrix zonata* trat oft in größeren Mengen auf. Die Abundanzen von *Ulothrix* spp. zeigen eine signifikante negative Korrelation zum Chlorid- und zum SRP-Gehalt des Gewässers. Auch Schmedtje et al. (1998) sehen den Schwerpunkt von *Ulothrix zonata* im oligo-mesotrophen Bereich. Dagegen charakterisieren Rott et al. (1999) sie als meso-eutrophe Art. *Ulothrix zonata* trat besonders häufig in silikatisch geprägten Fließgewässern des Mittelgebirges auf. In Schaumburg et al. (2004) wurde die Art als sensible Art mit weiter Toleranz angesehen und in die Kategorie „B“ gestellt. Diese Einstufung wurde im Praxistest bestätigt.

Draparnaldia mutabilis (Chlorophyceae) wurde von uns nur ein einziges Mal im Oberlauf eines silikatisch geprägten Baches im Mittelgebirge gefunden. Schmedtje et al. (1998) sehen den Verbreitungsschwerpunkt der Art im oligo-mesotrophen Bereich. Rott et al. (1999) stufen sie als oligotrophe Art ein. Auch Simons et al. (1999) beschreiben die Art als eutrophierungsempfindlich, während sie in England auch in relativ verschmutzten Flüssen vorkommen kann (John et al., 2002). Nach Schaumburg et al. (2004) ist die Art sehr sensibel und charakteristisch für silikatisch geprägte Fließgewässer im Mittelgebirge (Kategorie A). Aufgrund der widersprüchlichen Literaturangaben und der sehr geringen Nachweise in Deutschland wurde diese Art nun aus dem Bewertungsverfahren herausgenommen.

Grünlich aussehende Fäden, verzweigt oder unverzweigt, können auch durch Rotalgen gebildet werden! Die Gattungen *Lemanea* spp. und *Paralemanea* spp., die zu den Florideophyceae gehören, bilden bereits makroskopisch auffällige, feste und tlw. raue, oft bräunlich bis oliv-grün gefärbte fädige Thalli. Arten der Gattungen *Lemanea* und *Paralemanea* wurden von uns mehrfach gefunden, sie traten fast ausschließlich in silikatisch geprägten Fließgewässern im Mittelgebirge auf. Es konnten jedoch keine signifikanten Korrelationen zur Gewässerchemie nachgewiesen werden, so dass Aussagen zur Trophie und Saprobie von uns zur Zeit nicht getroffen werden können. Schmedtje et al. (1998) sehen den Schwerpunkt der Art *Lemanea fluviatilis* im mesotrophen Bereich. Die Taxa dieser Gruppe wurden daher in Schaumburg et al. (2004) ebenso wie nach den Ergebnissen des Praxistests als Indikatoren für relativ gute ökologische Zustände angesehen und in die Bewertungskategorien „A“ und „B“ eingestuft.

Neben den bisher aufgeführten Taxa waren bei unseren Untersuchungen des öfteren Fadenjochalgen wie *Mougeotia* und *Spirogyra* zu finden. Auch die zu den Grünalgen im engeren Sinne (Chlorophyceae) gehörende Gattung *Microspora* war mit mehreren Arten vertreten. Insbesondere *Microspora amoena* war häufig zu finden. Das Auftreten dieser Arten kann hier leider nicht ausführlich dargestellt werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

„Grüne, fädige Algen“ treten deutschlandweit an vielen Fließgewässern auf. Jedoch zeigt sich bei der mikroskopischen Analyse, dass es sich hierbei sowohl in taxonomisch-systematischer Hinsicht als auch in ökologischer Hinsicht um eine sehr heterogene Gruppe handelt. Für eine Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern müssen diese Arten differenziert behandelt werden.

Einige Taxa wiesen deutliche und gute Korrelationen zu einigen Umweltparametern auf. Dabei weist nicht in jedem Fall eine hohe Abundanz der Algen auf eine Belastung des Fließgewässers hin. Während eine solche Korrelation für *Cladophora glomerata* gezeigt werden konnte, wies *Vaucheria* sp. eine gegenläufige Tendenz auf: sie trat an Stellen mit niedrigeren TP-Konzentrationen mit höheren Deckungsgraden auf. Außerdem zeigen die einzelnen Taxa unterschiedliche Präferenzen in bezug auf die Fließgewässertypen. Daher werden diese Taxa für eine Bewertung des ökologischen Zustandes unterschiedlich eingesetzt (Schaumburg et al., 2004 und 2005). Die hier vorgestellten Taxa sind in dem Bewertungsverfahren nach Schaumburg et al. (2004 und 2005) über alle vier Bewertungskategorien hinweg zu finden. Daher ist für eine Bewertung des ökologischen Zustandes eine sorgfältige mikroskopische Analyse und eine Bestimmung mindestens bis auf Gattungsniveau, in einigen Fällen bis auf Artniveau nötig. Weiterhin ist zu beachten, dass mit den hier dargestellten „fädigen, grünen Algen“ nur eine kleine Gruppe des gesamten Phytobenthos herausgegriffen wurde. Für eine solide Bewertung eines Fließgewässers müssen nach unserer Auffassung benthische Formen aller Algenklassen herangezogen werden (siehe auch Gutowski & Foerster, in diesem Band). Weder die Zusammenfassung aller „fädigen Grünalgen“ noch eine Reduktion und Beschränkung der Bewertung nur auf diese Gruppe ist sinnvoll und angebracht.

Literatur

- Gutowski, A., Foerster, J. (2005): Phytobenthos (ohne Diatomeen und Charales) – eine Komponente zur Bewertung von Fließgewässern. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Eigenverlag der DGL, Werder, in diesem Band.
- John, D.M., Whitton, B.A., Brook, A.J. (Hrsg. 2002): The freshwater algal flora of the British Isles: An identification guide to freshwater and terrestrial algae. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 702 S.
- Krieg, H., Eller, T., Kies, L. (1988): Verbreitung und Ökologie der Vaucheria-Arten (Tribophyceae) des Elbe-Ästuars und der angrenzenden Küste. Helgoländer Meeresuntersuchungen 42, 613-636
- Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NW (LÖLF), Recklinghausen & Landesamt für Wasser und Abfall NW (LWA), Düsseldorf (1985): Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern. Woeste-Druck Verlag Essen, 2. Auflage, 65 S.
- Rott, E., Pfister, P., van Dam, H., Pipp, E., Pall, K., Binder, N., Ortler, K. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern, Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz, taxonomische und toxikologische Anmerkungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien. 248 S.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2004): Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Schlussbericht. – Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 0330033), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (O 11.03).
http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/pub_g.htm
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2005): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ in Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Endbericht. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (O 2.04).
- Schmedtje et al. (1998) Schmedtje, U., Gutowski, A., Hofmann, G., Leukart, P., Melzer, A., Mollenhauer, D., Schneider, S., Tremp, H. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/98. 501 S.
- Simons, J., Lokhorst, G.M., van Beem, A.P. (1999): Benthische zoetwateralgen in Nederland. KNNV Uitgeverij, Utrecht, 280 S.
- Symoens J.J., Kusel-Fetzmann E., Descy J. (1988): Algal communities of continental waters. S. 183 – 221 in: Symoens J.J. (Hrsg.): Vegetation of inland waters. Kluwer Acad. Publ. Dordrecht, 404 S.

- ZENKER, A., BAIER, B. & BÖHMER, J.: Bewertungsverfahren für Seen mittels Makrozoobenthos nach den Ansprüchen der WRRL
- BÖHMER, J., MEIER, C., ZENKER, A., BAIER, B. & HERING, D.: Ökologische Aussagen und Interpretationsmöglichkeiten von biologischen Kenngrößen bei der Bewertung des ökologischen Zustands nach der Wasserrahmenrichtlinie
- SUNDERMANN, A. & HAASE, P.: Variabilität von Makrozoobenthosproben vor dem Hintergrund der Umsetzung der EU-WRRL
- MARTEN, M.: Bewertung von Makrozoobenthos-Befunden aus unterschiedlichen Aufsammlungsverfahren mit dem AQEM European Stream Assessment Programm
- DITTRICH, M. & AHRENS, B.: Vergleich des Zeitsammelverfahren/Lebensortierung im Freiland (DIN 38 410) mit dem Multihabitatsampling/Totsortierung im Labor (modifiziertes AQEM/STAR-Verfahren) in der Praxis: Auswirkungen auf die Fließgewässerbewertung nach WRRL
- TÖDTMANN, C., POEPPERL, R. & MEYER, E.I.: Können Zusammenhänge zwischen Makrozoobenthos und Gewässerstrukturgüte für eine Defizitanalyse genutzt werden?
- BÖHME, D.: Zur qualitativen Vorhersagbarkeit von Referenzbiozönosen anhand regional präzisierter Fließgewässertypen
- BIRKE, K. & LORENZ, A.: Reference conditions missing? Go East! Herleitung eines biozönotischen Leitbildes für große sandgeprägte Tieflandflüsse mittels polnischer Referenzstellen

Bewertungsverfahren für Seen mittels Makrozoobenthos nach den Ansprüchen der WRRL

Armin Zenker¹, Beate Baier¹ & Jürgen Böhmer²

¹ Institut für Zoologie, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart, Germany, azenker@uni-hohenheim.de

² Bioforum GmbH, Sudetenstr. 34, D-73230 Kirchheim / Teck, Germany

Keywords: Makrozoobenthos, Bewertung, Wasserrahmenrichtlinie, Stehgewässer, Seen, Metric

Einleitung

Multimetrische Verfahren zur Gewässerbewertung anhand der Makrozoobenthosfauna sind in Deutschland bisher nur für Fließgewässer bekannt. International werden dagegen auch zur Stehgewässerbewertung metricgestützte Verfahren herangezogen (Blocksom et al. 2002, Lewis et al. 2001, Gerritsen et al. 1998). Für die natürlichen Seen des Tieflandes (mit Ausnahme der Flusseen) und der Alpen-/Voralpenregion wurde jetzt ein multimetrisches Verfahren nach den Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie entwickelt, dass neben der traditionell betrachteten Trophiezunahme auch andere Beeinträchtigungen wie z.B. den Eintrag von Schwermetallen, Pestiziden und anderen Spurenstoffen sowie die Degradation der Uferstruktur in die Bewertung mit einbezieht.

Nachdem das Verfahren für die häufigsten natürlichen Stehgewässertypen nach Mathes et al. (2003) anwendbar ist, soll in diesem Rahmen erläutert werden, wo derzeit die Grenzen und Möglichkeiten für eine Bewertung von Stehgewässern mittels Makrozoobenthos liegen. Außerdem wird diskutiert, welche Ursachen für die Streuung der Bewertungsergebnisse bzw. für eine Fehlbewertung verantwortlich sein können und wie diese zu umgehen sind.

Datengrundlage und Auswahlkriterien

Zur Entwicklung eines multimetrischen Verfahrens ist einerseits wichtig, dass die eingehenden Einzelmetrics anhand eines Belastungsgradienten belegen, dass sie auf eine Belastungsänderung stärker reagieren, als sie dies auf Grund der natürlichen Streuung der Daten tun würden. Andererseits war es uns ebenso ein Anliegen, ein Verfahren präsentieren zu können, dass zum einen als Verfahren selbst nachvollziehbar ist. Zum anderen sollten alle verwendeten Einzelmetrics eine biologische Erklärung für ihre Reaktion auf eine Belastung beisteuern können.

Um den besten Multimetrischen Index für jeden Gewässertyp zu finden, wurden alternative Metrickombinationen ähnlich der Auswahl der Einzelmetrics gegen mehrere Belastungsparameter (wie Nutzung im Einzugsgebiet bzw. Anteile der Naturvegetation) korreliert, wobei als zusätzliches Kriterium die gute Trennung zwischen den Belastungsklassen gut und mäßig beachtet wurde. Auf diese Weise wurde die bestmögliche Trennschärfe im Grenzbereich zwischen „kein Handlungsbedarf“ und „Sanierungsbedarf“ gemäß den Ansprüchen der WRRL erreicht.

Eine ausführliche Herleitung des Verfahrens ist mit Nennung der Kriterien und Details zur Berechnung in Baier & Zenker (2004) beschrieben und erläutert.

Wie sich bei der Validierung mit Neudaten für das Tiefland bzw. bei der Verfahrensanpassung an die Ökoregion Alpen/Voralpen (Illies 1978) gezeigt hat, sind Datensätze aus einer Tiefenzone sowohl Voraussetzung für eine Verfahrenskonstruktion zur Seebewertung als auch später bei der Anwendung zur Bewertung unbekannter Störgrößen. Ein Datensatz entspricht im Folgenden der Beprobung eines Teilbeckens in einer Tiefenzone zu einem Probenahmedatum.

Für das Tiefland standen zur Verfahrensentwicklung 306 Datensätze aus dem Litoral, dem Profundal und ohne Zuordnung der beprobten Zone zur Verfügung, die mit diversen Probenahmestandards beprobt waren. Dagegen waren für die Validierung des Tieflandverfahrens ausschließlich Datensätze aus dem Litoral vorhanden, die eindeutig dem Eulitoral (170) bzw. dem Sublitoral (149) zugeordnet werden konnten. Von diesen Validierungsdatensätzen stammten 90 aus neuen Erhebungen.

Zur Anpassung des Verfahrens an die Ökoregion Alpen/Voralpen lagen 30 Datensätze ausschließlich aus dem Sublitoral vor. Diese waren allesamt nach der Probenahmenvorschrift von Böhmer & Baier (2001), sprich nach einem Standard, erhoben und gaben somit eine sehr konsistente Datenbasis zur Verfahrensanpassung wieder. Aufgrund der dennoch geringen Datenlage wurde vorerst ein einheitlicher Bewertungsansatz für den Grobtyp Alpen/Voralpen (Typgruppe 1-4) erarbeitet.

Ergebnisse

Das Bewertungsverfahren ist als typspezifischer Multimetrischer Index aus drei bis sieben Einzelmetrics aufgebaut. Dabei sind die Metrics den Typen Zusammensetzung und Abundanz wie etwa der Anteil der Insecta, Toleranz (z. B. saprobielle Valenzen), Vielfalt und Diversität - beispielsweise Shannon-Wiener-Diversität - und funktionelle Gruppen (z. B. Ernährungstypen) zuzuordnen und werden somit den Anforderungen der WRRL gerecht. Für die einzelnen Gewässertypen unterscheidet sich das Bewertungsverfahren in der Zusammensetzung der verwendeten Einzelindices, wobei einige Metrics Bestandteil der Multimetrischen Indices mehrerer Seetypen sind (siehe Tabelle 1). In diesen Fällen gelten aber abweichende Referenz- und Belastetwerten für die einzelnen Seetypen. So zeigt beispielsweise die Abnahme des prozentualen Anteils der Insekten an der Gesamtfauuna sowohl in den Seen der Ökoregion Alpen/Voralpen als auch in Seetyp 11 eine Belastung an. Während der Referenzwert für die Alpenseen allerdings bei 95 % liegt, ist der Referenzwert für Seetyp 11 mit 80 % deutlich niedriger.

Die in den Multimetrischen Indices enthaltenen Einzelmetrics reagieren auf unterschiedliche Belastungen wie z. B. Nährstoffeinträge, Sauerstoffdefizite, Schwermetalle, Pestizide, Versauerung und Strukturdegradation (siehe Tabelle 1). So lässt die Betrachtung der Einzelmetricergebnisse auch Rückschlüsse auf die jeweilige Belastungsursache zu.

Es gibt jedoch mehrere Faktoren, die zur Streuung der Ergebnisse oder gar zu einer Fehleinstufung bei der Bewertung führen können. In erster Linie sind dies der Untersuchungszeitraum (Jahreszeit), die Probenehmer bzw. die angewandte Methode und die beprobte Zone. So zeigt ein Vergleich der Metricergebnisse aus verschiedenen Jahreszeiten für die Seen der Alpen und Voralpen, dass die Werte im Sommer und Herbst im Vergleich zum Frühjahr deutlich niedriger liegen. Bei Einzelfallbetrachtungen von Seen, an denen durch verschiedene Probenehmer jeweils mehrere Jahreszeiten beprobt wurden, wird deutlich, dass die Unterschiede zwischen den Jahreszeiten größer sind als die Unterschiede zwischen den Probenehmern. So wurde beispielsweise der Wörthsee im Frühjahr 2002 und 2004 von verschiedenen Probenehmern beprobt, nach dem multimetrischen Verfahren dennoch mit 0,50 bis 0,55 sehr ähnlich bewertet. Die multimetrischen Werte im Sommer 2001 lagen indessen zwischen 0,35 und 0,41, und damit eine ganze Zustandsklasse schlechter. Dies gilt

allerdings nur, wenn beide Probennehmer nach dem gleichen Standard vorgegangen sind. Die Anwendung verschiedener Probenahmetechniken würde zu einer weiteren Streuung der Metricergebnisse führen.

Tab. 1: Zusammensetzung der Multimetricen Indices und biologische Aussage der Metrics für die Seen der Alpen und Voralpen (Typgruppe 1 - 4) und des Tieflandes (Typ 10, 11, 13 und 14)

*¹Oritz et al. 2005, *²Camargo et al. 2004, *³Winner et al. 1980, *⁴Leska 2002, *⁵Irving & Connell 2002, *⁶Gong et al. 2000, *⁷Gerritsen et al. 1998, *⁸Michaletz et al. 2005, *⁹Chovanec & Raab 1997, *¹⁰Schmidt 1985, *¹¹Herrmann et al. 1995, *¹²Costantini et al. 2005, *¹³Schulz 2003, *¹⁴de Bisthoven et al. 2005, *¹⁵Bazzanti et al. 1997, *¹⁶Armitage et al. 1983, *¹⁷Moog 1995, *¹⁸Fittkau et al. 1992

Metric	für Seetyp	biologische Aussage	bei steigender Belastung
% Detritusfresser (HK)	Typgr. 1-4, 10, 14	viel organische Feinsedimente u. hoher Nährstoffgehalt * ¹ ; Reaktion auf Schwermetalle* ³ ; unempfindliche Organismen wie Oligochaeta und Chironomidae dominieren	Zunahme
% Räuber (Art)	Typgr. 1-4,	allgemeiner Störungsanzeiger; hohe Diversität der Räuber steht für trophische Komplexität und hohe Variabilität der Habitatstrukturen* ⁴	Abnahme
% Weidegänger (HK)	10	ein Großteil der mit hoher Gewichtung als Weidegänger eingestufteten Arten sind Ephemeroptera, Trichoptera und Coleoptera, benötigen freie Flächen mit Algenbewuchs ohne viel organisches Feinsediment	Abnahme
% Fortbewegungstyp kriechend/laufend (HK)	11	stellen hohe Ansprüche an Substrat und Habitatstrukturen; kommen v.a. in Makrophytenbewuchs vor	Abnahme
% Sessile (Ind)	Typgr. 1-4,	bei geringem Lichteinfall und steigender Sedimentation nimmt Algenbewuchs ab und macht Platz für Sessile, die gegenüber Sedimentation toleranter sind * ⁵	Zunahme
% Phytalbewohner (Ind)	Typgr. 1-4,	hohe Ansprüche an Substrat und Struktur; v.a. empfindliche Taxa wie Ephemeroptera und Trichoptera betroffen; höhere Biodiversität in Seen mit Makrophytenbewuchs* ⁶	Abnahme
% Limnobionte (HK)	11	v.a. Odonata und Coleoptera, die auf Makrophytengürtel angewiesen sind	Zunahme
% Strömungsindifferente (HK)	13	hauptsächlich Ubiquisten hinsichtlich der meisten Umweltbedingungen	Zunahme
Anzahl ETO-Taxa	10	empfindliche Taxa gegenüber Schwermetallen * ³ , Sauerstoffzehrung und Eutrophierung* ⁷ * ⁸ , Strukturdefiziten * ⁹	Abnahme
% ETO (Art)	Typgr. 1-4,		Abnahme
Shannon-Wiener-Diversität	13	Biodiversität	Abnahme
% Crustacea (Ind)	14	empfindlich gegenüber Versauerung, Schwermetallen, Pestiziden * ¹¹ * ¹² * ¹³	Abnahme
% Insecta (Ind)	Typgr. 1-4, 11	Insekten höhere Habitatansprüche als Nichtinsekten (v.a. Ephemeroptera und Trichoptera)	Abnahme
% Odonata (Ind)	10, 13	hohe Ansprüche an Uferstruktur * ⁹ * ¹⁰	Abnahme
% Orthocladiinae von Chironomidae (Ind)	13	Orthocladiinae empfindlicher gegenüber Sauerstoffmangel, organischer Verschmutzung und Schwermetallen als andere Chironomiden * ¹⁴ * ¹⁵	Abnahme
ASPT	10	Sensitivität gegenüber organischer Verschmutzung * ¹⁶	Abnahme
ASPT (Ind)	13		Abnahme
% Xeno- + Oligosaprobe (Ind)	14	Empfindlichkeit gegenüber niedrigen Sauerstoffgehalten bzw. die Fähigkeit mit niedrigen O ₂ -Konzentrationen zurechtzukommen* ¹⁷ ; neben der Trophie spielt auch die Saprobie eine Rolle im Stoffkreislauf von Stehgewässern * ¹⁸	Abnahme
% alpha-Mesosaprobe (Ind)	Typgr. 1-4,		Abnahme
% Polysaprobe (HK)	11		Zunahme

Sowohl die Multimetrischen Indices als auch die darin enthaltenen Einzelindices zeigen unterschiedliche Korrelationen mit den Belastungsparametern für die unterschiedlichen Tiefenzonen (Eulitoral, Sublitoral, Profundal). So erreicht beispielsweise das Metric „Prozentanteil Libellen“ bei Seetyp 10 für Eulitoralproben einen Korrelationsfaktor von -0,37 mit der Nutzungsklasse, während es für Sublitoralproben mit $R = -0,65$ und für Profundalproben mit $R = -0,25$ korreliert.

Wie aus der Tabelle 2 hervorgeht, korrelieren die Multimetrischen Indices mit der Nutzung im Einzugsgebiet, wobei hier diffuse wie punktuelle Einträge erfasst werden. Obwohl das Verfahren an dieser Nutzungsklasse geeicht wurde, reagieren die Multimetrischen Indices aber auch auf Trophie und sehr stark auf die Uferstruktur (nur für Tiefland, für Alpenseen lagen keine Angaben zur Uferstruktur vor).

Tab. 2 Korrelationskoeffizienten (Spearman-Rangkorrelation) der Multimetrischen Indices zu verschiedenen Belastungsgradienten

Nutzungsklasse anhand der Flächennutzung sowie der Kläranlagen im Einzugsgebiet, Trophiebewertung nach LAWA (1998), Uferstruktur anhand des Anteils natürlicher Ufervegetation.

Seetyp	Typgr. 1-4	10	11	13	14
Belastungsparameter					
Nutzungsklasse	-0,82	-0,59	-0,34	-0,37	-0,32
Trophiebewertung	-0,73	-0,65	-0,18	-0,62	-0,79
Uferstruktur		0,95	0,75	0,72	0,84

Diskussion

Die Ergebnisse der Validierung des Tieflandverfahrens haben gezeigt, dass die Uferstruktur eines Sees auch einen starken Einfluss auf die Benthosgemeinschaft des Sublitorals hat. Intakte Uferstrukturen sind vor allem für die Sublitoral- und auch Profundalbewohner wichtig, die einen Teil ihres Lebenszyklus an Land verbringen. Für die Alpen- und Voralpenseen lagen keine Uferstrukturdaten vor, an denen gezeigt werden konnte, dass dieses Verfahren neben Trophie und Nutzung auch Strukturdegradation anzeigt. Allerdings sind im Multimetrischen Index für die Alpen- und Voralpenseen auch Einzelindices wie der Anteil der ETO-Arten enthalten, die auf Strukturdegradation reagieren. Dies müsste bei einer Validierung des Alpenverfahrens noch verifiziert werden.

Einzelne Tiergruppen bzw. Indices reagieren auch auf bestimmte Biozide und Schwermetalle, wegen fehlender Begleitdaten konnte aber kein Gradient nachgewiesen werden.

Während die anderen biologischen Komponenten (Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos) vornehmlich eine Trophieindikation leisten, können demnach mit dem Makrozoobenthos auch andere Belastungen wie Strukturdegradation und/oder toxische Einflüsse mitbewertet werden.

Die Validierung des Tieflandverfahrens hat auch gezeigt, dass viele der Metrics sich im Rahmen der Tiefenzonierung eines Stehgewässers sehr variabel verhalten. Das bedeutet, dass jede Beeinträchtigung sich in den verschiedenen Zonen ganz unterschiedlich niederschlägt. Das Gesamtverfahren ist allerdings an Sublitoralproben geeicht, so dass für diese Zone auch die reellsten Bewertungsergebnisse erzielt werden. Das Verfahren wurde aber auch so stabil entwickelt, dass sowohl Infralitoraldaten als auch Litoraldaten, von denen keine sichere Zuordnung zu Infralitoral oder Sublitoral möglich ist, vertretbar bewertet werden können. Auf keinen Fall sollten aber Daten aus dem Eulitoral oder Profundal verwendet werden, da sonst die Bewertungsergebnisse zu gut oder zu schlecht ausfallen.

Bei der beprobten Jahreszeit hat sich zumindest für das Alpen/ Voralpenverfahren zeigen lassen, dass vor allem im Sommer schlechtere Bewertungsergebnisse erzielt werden als im Frühjahr. Es können sich also fehlerhafte Bewertungen ergeben, wenn nicht im Frühjahr oder Herbst beprobt wird.

Am wichtigsten ist folglich, bei der Neuerhebung von Datensätzen für alle entwickelten Verfahren nach einem Standard bzw. der vorhandenen Probenahmenvorschrift vorzugehen. Eine überarbeitete Fassung der standardisierten Probenahmenvorschrift befindet sich im LAWA-Abschlußbericht 2005, der derzeit erstellt wird. Wie die Erfahrungen im Rahmen des Fließgewässer-Praxistest 2004 gezeigt haben, ist eine Schulung der zukünftigen Probenehmer durch die Verfahrensentwickler äußerst sinnvoll und trägt viel zur Erhebung qualitativ hochwertiger Datensätze bei.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Für die natürlichen Seen des Tieflandes (mit Ausnahme der Flusseen) und der Alpen-/ Voralpenregion stehen nun multimetrische Bewertungsverfahren anhand der Makrozoobenthosfauna zur Verfügung, die verschiedene Belastungen wie Nährstoffeinträge, Einträge von Spurenstoffen und Strukturdegradation integrieren.

Reaktionen der Metrics traten in allen Tiefenzonen auf, wobei aber die stärksten Korrelationen für Sub- und Eulitoralproben, die schwächsten für Profundalproben zu verzeichnen waren. Die Verfahren wurden an Sublitoraldaten geeicht, so dass diese Zone bei zukünftigen Neuerhebungen auch beprobt werden sollte. Auch die Beprobung zu unterschiedlichen Jahreszeiten hat einen deutlichen Effekt auf das Bewertungsergebnis, ebenso wie die Anwendung unterschiedlicher Probenahmetechniken. Eine einheitliche Datenerfassung nach einem Probenahmestandard ist also eine wichtige Voraussetzung für eine korrekte Bewertung der Seen.

Das Verfahren für die Alpen-/ Voralpenseen sollte demnächst noch validiert werden. Interessant wäre hierbei auch, Daten aus dem Nachbarland Österreich mit einzubeziehen. Dort sind in letzter Zeit Daten an vergleichbaren Voralpen- und Alpenseen erhoben worden.

Die Anpassung der Bewertungsverfahren an künstliche und erheblich veränderte Gewässer sowie die Ableitung des ökologischen Potentials anhand des Makrozoobenthos für diese Stehgewässer steht derzeit noch aus. Erste Daten wurden jetzt an Talsperren in Thüringen erhoben.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen eines Auftrages der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), der wir für die Förderung des Projektes an diese Stelle danken.

Literatur

- Armitage, P.D., D. Moss., J.F. Wright & M.T. Furse (1983): The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research* 17 (3): 333-347.
- Baier, B & Zenker, A. (2004): Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern. *Limnologie Aktuell*: 121-135.
- Bazzanti, M., Seminara, M., Baldoni, S. (1997): Chironomids from three temporary ponds of different wet phase duration in Central Italy. *Journal of Freshwater Ecology* 12 (1): 89-99.
- Blocksom KA, Kurtenbach JP, Klemm DJ, Fulk FA & Cormier SM. (2002): Development and evaluation of the lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMI) for New Jersey lakes and reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment* 77 (3):311-333.

- Böhmer J. & B. Baier (2001): Vorschrift zur standardisierten, semiquantitativen Makrozoobenthosprobenahme in Seen > 50 ha für die ökologische Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie. Unveröff. Bericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. 5 Seiten.
- Camargo, J. A., A. Alonso & M. de la Puente (2004): Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96 (1-3): 233-249.
- Chovanec, A., Raab, R. (1997): Dragonflies (Insecta, Odonata) and the ecological status of newly created wetlands. – Examples for long-term bioindication programmes. *Limnologica* 27(3-4): 381-392.
- Costantini, M. L., Mancinelli, G., Mandrone S., Rossi, L. (2005): Combined effects of acidification and competition on the feeding preference of a freshwater macroinvertebrate (Crustacea: Isopoda): a laboratory experiment. *Marine and Freshwater Research* 56 (7): 997-1004.
- de Bisthoven, L. J., Gerhardt, A., Soares, A. M. V. M. (2005): Chironomidae larvae as bioindicators of an acid mine drainage in Portugal. *Hydrobiologia* 532: 181-191.
- Fittkau, E. J., M. Colling, G. Hofmann, N. Reiff, W. Riss, C. Orendt & M. Hess (1992): Biologische Trophieindikation im Litoral von Seen. Materialien Nr. 31 des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft: 173 Seiten.
- Gerritsen, J., R. E. Carlson, D. L. Dycus, C. Faulkner, G. Gibson, J. Harcum & S. A. Markowitz (1998): Lake and reservoir bioassessment and biocriteria - Technical Guidance Document. www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html
- Gong, Z. J., P. Xie & S. D. Wang (2000): Macrozoobenthos in 2 shallow mesotrophic Chinese lakes with contrasting sources of primary production. *Journal of the North American Benthological Society*, 19 (4): 709-724.
- Herrmann, J., Degermann, E., Gerhardt A., Johansson, L., Lingdell, P. E. Muniz, I.P. (1995): Acid-stress effects on stream biology. *Ambio* 22 (5): 298-307.
- Illies, J. (1978): *Limnofauna Europaea*. Stuttgart, Gustav Fischer, 532 S.
- Irving, A. D. & S. D. Connell (2002): Sedimentation and light penetration interact to maintain heterogeneity of subtidal habitats: algal versus invertebrate dominated assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 245: 83-91.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Gewässerbewertung stehende Gewässer: Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. 74 Seiten.
- Leska S. F. (2002): Evaluating the biological condition of bellvue streams using invertebrates and diatoms. http://www.seanet.com/~leska/publications/Fore_Bellevue_Report_2002.pdf
- Lewis, P.A., D.J. Klemm, & W.T. Thoeny. (2001): Perspectives on use of a multimetric lake bioassessment integrity index using benthic macroinvertebrates. *Northeastern Naturalist* 8(2):233-246
- Mathes, J., G. Plambeck & J. Schaumburg (2003): Der Entwurf zur Seentypisierung in Deutschland im Hinblick auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU. Tagungsberichte der Deutschen Gesellschaft für Limnologie – Jahrestagung Braunschweig 30.9.-4.10.2002: 47-51.
- Michaletz, P. H., K. E. Doisy & C. F. Rabeni (2005): Influences of productivity, vegetation, and fish on macroinvertebrate abundance and size in Midwestern USA impoundments. *Hydrobiologia* 543: 147-157.
- Moog, O. (1995): *Fauna Aquatica Austriaca*. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Herausgegeben im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft. Wien.
- Ortiz, J. D, Marti, E., Puig, M. A. (2005): Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia* 545: 289-302.
- Schmidt, E. (1985): Habitat inventarization, characterization and bioindication by a "representative spectrum of Odonata spezie (RSO)". *Odonatologica* 14: 127-133.
- Schulz, R. (2003): Using a freshwater amphipod in situ bioassay as a sensitive tool to detect pesticide effects in the field. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22 (5): 1172-1176.
- Winner R. W., M. W. Borsel & M. P. Farrell (1980): Insect community structure as an index of heavy-metal pollution in lotic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37: 647-655.

Ökologische Aussagen und Interpretationsmöglichkeiten von biologischen Kenngrößen bei der Bewertung des ökologischen Zustands nach der Wasserrahmenrichtlinie

Jürgen Böhmer¹, Carolin Meier², Armin Zenker³, Beate Baier³ & Daniel Hering²

¹ Bioforum GmbH, Sudetenstr. 34, 73230 Kirchheim/Teck, boehmer@uni-hohenheim.de

² Hydrobiologie Universität Duisburg-Essen, Universitätsstraße 5, 45141 Essen

³ Zoologie Universität Hohenheim, Garbenstr. 30, 70593 Stuttgart

Keywords: Biologische Bewertung, Metrics, Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung

Biologische „Kenngrößen“, „Qualitätsparameter“, „Maßzahlen“, „Indices“ oder auch „Metrics“ sind Begriffe, die alle im Rahmen der ökologischen Gewässerbewertung Anwendung finden, aber letztlich dieselbe Bedeutung haben. Alle bezeichnen biologische Aspekte in Klassen oder Zahlenwerten an stelle von textlichen Beschreibungen der biologischen Eigenschaften. So kann beispielsweise die Aussage „die Lebensgemeinschaft hat einen potamalen Charakter“ auch in Zahlenwerten wie „Anteil der Potamalarten = 70 %“ ausgedrückt werden. Der Begriff „Metrics“ stammt aus Nordamerika, wo er streng genommen nur für diejenigen Kenngrößen gilt, die deutlich auf anthropogene Belastungen reagieren (Karr & Chu 1999). In Deutschland wird er jedoch meistens als generelle Bezeichnung für alle biologischen Kenngrößen benutzt.

Metrics werden zumeist nicht isoliert betrachtet, sondern zu einer Gesamtaussage („multimetrischer Index“) kombiniert. Beim Verrechnen der Zahlen zu einer Gesamtbewertung geraten jedoch häufig die Bedeutung und die Aussagemöglichkeiten der Metrics in den Hintergrund, und der Sinn des gesamten Bewertungsansatzes ist nicht mehr ersichtlich. Dabei können die Metrics ein viel differenzierteres Bild als nur eine Gesamtbelastung aufzeigen. Aus diesem Grund werden die Eigenschaften von Metrics prinzipiell dargelegt und ihre Interpretierbarkeit erläutert.

Die nachfolgenden Aussagen werden zwar überwiegend am Beispiel des Makrozoobenthos dargestellt, sind aber für alle Organismengruppen gültig. Weitere Informationen und Literaturstellen zum Thema sind unter www.fliessgewaesserbewertung.de zu finden.

Anforderungen an Metrics

Drei Hauptanforderungen werden in der Literatur zu Metrics immer wieder angeführt (z.B. Karr & Chu 1999):

1. Ökologischer Sinn
2. Hypothese der Reaktion auf Belastung
3. Belastungsreaktion nachweisbar.

Als Beispiel zur Erläuterung dieser Anforderungen soll der Anteil der Potamalarten in der Makrozoobenthosgemeinschaft dienen:

Der ökologische Sinn des Metrics liegt in seiner Aussage zu Lebensraumansprüchen der Makrozoobenthostaxa. Im Vergleich zu Rhithralarten beanspruchen Potamalarten u. a. feinere Substrate, geringere Strömung und höhere Sommertemperaturen.

Das Metric muss darüber hinaus erklärbar sein. Es sollte eine Hypothese der Reaktion auf Belastung existieren. Im Falle der Potamalarten wird eine Zunahme des Anteils erwartet, da Belastungen oft mit Feinsedimenteintrag (Detritus, Boden) verbunden sind, im Falle von Stauhaltungen vermehrt geringe Strömung und feine Sedimente vorherrschen sowie organische Einträge zu Sauerstoffzehrung und Zunahme an organischen Feinpartikeln (FPOM) führen.

Die erwartete Belastungsreaktion muss natürlich auch in den Gewässern zu beobachten sein. Abb. 1 zeigt eine positive Korrelation am Beispiel von 177 Fließgewässerabschnitten grobmaterialreicher, karbonatischer Mittelgebirgsbäche (Typ 7) (Spearman Rangkorrelationskoeffizient = 0,4).

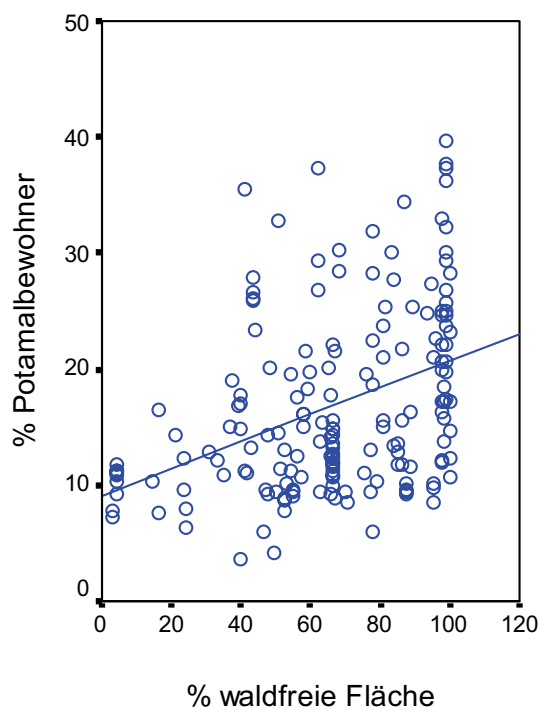


Abb. 1: Zunahme des Anteils der Makrozoobenthos-Potambewohner in grobmaterialreichen, karbonatischen Mittelgebirgsbächen Deutschlands (Typ 7) mit zunehmender Belastung. Als Belastungsgradient dient hier der Anteil waldfreier Fläche – ähnliche Korrelationen werden auch für andere Belastungsmaße beobachtet (Parameter der Strukturgütekartierung, Anteil Siedlungsflächen, Anteil Ackerflächen etc.). N = 177

Aussagen der Metrics

Letztlich sollen die Metrics zur Erfassung des Belastungszustandes der Gewässer dienen, indem deren Abweichung vom Sollwert bewertet wird.

Abb. 1 zeigt jedoch ein eher typisches Bild bei der Analyse der Korrelationen: Der Zusammenhang zwischen Belastungsgradienten und Metric ist zwar erkennbar, aber die Streuung ist doch meistens größer als erhofft. Das liegt zum Teil darin begründet, dass der betrachtete Belastungsgradient (% waldfreie Fläche in Abb. 1) nur einen Teil der wirksamen Belastungen umfasst, aber auch darin, dass nicht nur Belastungen, sondern viele Umweltfaktoren die Metrics beeinflussen.

Aus einzelnen Metrics kann die Gesamtbelastungssituation also nicht abgeleitet werden!

Der Einfluss natürlicher Umweltfaktoren kann verkleinert werden durch:

- Separate Betrachtung von Gewässertypen und Ableitung typspezifischer Referenzwerte; je feiner die Gewässertypen, desto geringer wird der Einfluss der natürlichen Umweltfaktoren.

- Wahl robuster Metrics
- Vermeidung von probenamemethodischer Varianz (z.B. keine Probenahme nach Extremhochwässern, Beschränkung auf eine Jahreszeit)
- Kombination verschiedener Metrics,
 - um belastungsunabhängige Schwankungen der Einzelmetrics zu minimieren, darüber hinaus aber auch,
 - um verschiedene grundlegende Aspekte der Lebensgemeinschaften abzudecken (die Wasserrahmenrichtlinie nennt Vielfalt, empfindliche Taxa und Zusammensetzung der Biozönose) und
 - um verschiedene Belastungsarten zu erfassen, da die Metrics unterschiedliche Reaktionsmuster auf verschiedene Belastungsarten aufweisen.

Metrics reagieren unterschiedlich stark auf verschiedene Belastungsarten, sind aber nie 100%ig spezifisch (Böhmer et al. 1999). Selbst die als spezifisch für saprobielle Belastung betrachteten saprobiellen Valenzen (Beispiel in Abb. 2) sowie der Saprobienindex reagieren in gewissem Umfang auch auf verschiedene weitere Belastungsarten.

Einzelmetrics können folglich zwar auf die Belastungsart hinweisen, diese aber nicht sicher belegen. Die Betrachtung mehrerer Metrics ist daher notwendig, um klarere Aussagen zu erhalten.

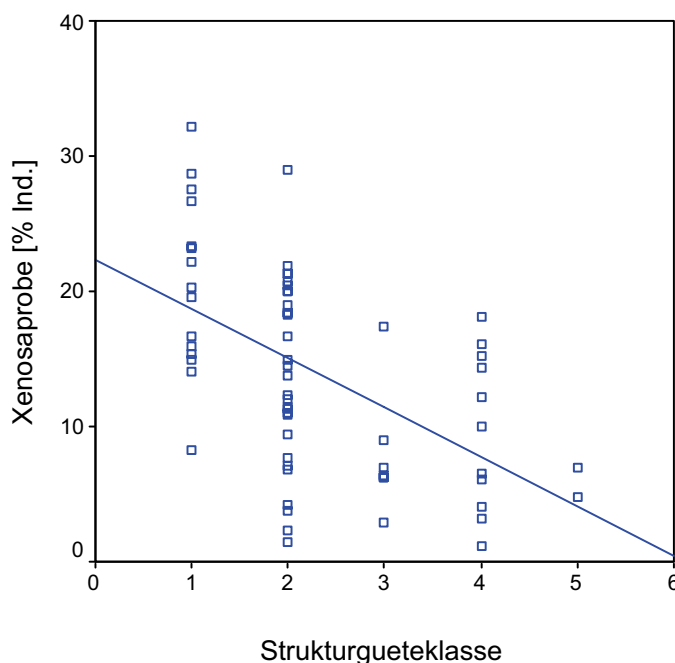


Abb. 2: Zusammenhang zwischen der Gewässerstrukturgüte und dem Anteil xenosaprobier Organismen in saprobiell wenig belasteten Alpenbächen Deutschlands. Obwohl saprobielle Indices als relativ spezifisch für den saprobiellen Zustand betrachtet werden, ist eine Reaktion auf die Gewässerstruktur deutlich erkennbar. N = 66

Die spezifischen Eigenschaften der in der Fließgewässerbewertung mittels Makrozoobenthos berücksichtigten Metrics wurden zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Manuskriptes gerade in Form von Metric-Kennblättern zusammengestellt. Tab. 1 gibt ein vorläufiges Beispiel dafür. Die fertigen Kurzdarstellungen werden ab Frühjahr 2006 im Internet verfügbar sein (www.fliessgewaesserbewertung.de).

Diese Kurzdarstellungen sollen Informationen für die Berechnung und Interpretation der Metrics im Rahmen der Gewässerbewertung nach Wasserrahmenrichtlinie liefern. Natürlich können und sollten aber auch weitere, nicht bewertungsrelevante Metrics zur Detailanalyse des Zustands eines Gewässers herangezogen werden.

Tab. 1: Vorläufiges Beispiel für die zum Zeitpunkt der Manuskripterstellung in Arbeit befindlichen Kurzdarstellungen für bewertungsrelevante Makrozoobenthos-Metrics.

Kurzdarstellung „Metrics Makrozoobenthos“	
Funktionale Metrics	<i>Rheoindex (HK)</i> (Rheoindex nach Banning, berechnet auf Grundlage von Abundanzklassen)
Bewertungsrelevant für die Typen:	5, 5.1, 6, 7
Beschreibung:	Der Rheoindex gibt das Verhältnis der rheophilen und rheobionten Taxa eines Fließgewässers zu den Stillwasserarten und Ubiquisten an. Es werden die Anteile verschiedener Strömungstypen berücksichtigt, was letztendlich auf die biologisch wirksamen Strömungsverhältnisse im untersuchten Gewässerabschnitt schließen lässt. Die Berechnung des Rheoindex soll Störungen aufzeigen, die sich durch die Veränderung des Strömungsmusters (durch Ausbau und/oder Aufstau) in der Biozönose einstellen.
Formel:	$Rheoindex(Individuenzahlen) = \frac{2 * \sum (h_i RIB_1)}{2 * \sum (h_i RIB_1) + 2 * \sum (h_i RIB_2) + \sum (h_i RIB_3)}$ $h_i RIB_1$ = Abundanzklassen der Taxa mit einer "1" (Fließwasserorganismen) $h_i RIB_2$ = Abundanzklassen der Taxa mit einer "2" (Stillwasserorganismen) $h_i RIB_3$ = Abundanzklassen der Taxa mit einer "3" (Strömungsindifferente)
Referenzen zur Entwicklung und Definition	Banning, M. (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos dargestellt am Beispiel der Donau. Essener ökologische Schriften 9. Westarp-Wiss., Hohenwarsleben.
Referenzen zur Anwendung	Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & Zenker, A. (2004): Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. Hydrobiologia 516, 215-228. Hering, D., Meier, C., Rawer-Jost, C, Feld, C.K., Biss, R., Zenker, A., Sundermann, A., Lohse, S., Böhmer, J. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. Limnologica 34, 398-415.
Ökologische Aussage des Metric:	Der Rheoindex spiegelt die biologisch wirksamen Strömungsverhältnisse wider; ein Wert nahe 1 steht für eine strömungsliebende Biozönose, Werte nahe Null für eine Gemeinschaft aus Stillwasserarten und Ubiquisten. Da die meisten strömungsliebenden Arten auch höhere Ansprüche an die Wasserqualität und Sauerstoffversorgung stellen, und naturgemäß meist mit gröberen Substraten assoziiert sind, wirken sich auch stoffliche Belastungen und Substratveränderungen auf den Rheoindex aus.
Reaktion auf Belastung:	Abnahme bei Stressoren mit potamalisierender Wirkung wie Wasserentzug, organischer Belastung sowie Eintrag von Feinsedimenten. Zunahme bei Stressoren mit rhithralisierender Wirkung wie Kanalisierung.

Interpretation der Metricergebnisse

Da Metrics die Eigenschaften und häufig die ökologischen Ansprüche der Biozönosen ausdrücken, können deren Abweichungen vom Referenzzustand gut interpretiert werden. Sie können daher gute Dienste zur Detailanalyse der Belastungssituation und zur Ableitung von Sanierungsmaßnahmen leisten. Man muss sich aber davor hüten, Schlussfolgerungen auf einzelne Metrics zu gründen, da die Spezifität der Metrics dazu nicht ausreicht. Als Beispiel zur Erläuterung sollen hier der Rheo-

index, ein Maß für die Strömungspräferenz der Makrozoobenthosgemeinschaft (s. Tab.1) dienen. Wenn der Rheoindex zu niedrig im Vergleich zum Sollzustand ausfällt, so kann das an einem Rückgang der Strömungsgeschwindigkeiten durch Aufstau oder Wasserentzug liegen, es kann aber auch eine Folge saprobieller Belastung oder des Eintrags von Feinsedimenten sein. Eine bessere Interpretation der Belastungssituation bringt erst die Betrachtung weiterer Metrics. Liegt beispielsweise keine deutliche Zunahme des Saprobienindex vor, so kann saprobielle Belastung ausgeschlossen werden. Wenn dann der Anteil Feinsedimentbewohner stärker vom Soll abweicht als der Rheoindex, so liegt wahrscheinlich eine Feinsedimentbelastung vor. Je mehr Metrics betrachtet werden, desto präzisere Schlussfolgerungen sind möglich. Da meistens Mischbelastungen vorliegen, wird man in vielen Fällen aber keinen eindeutigen Hauptbelastungsfaktor ermitteln können.

Häufig wird auch in Frage gestellt, ob es überhaupt Sinn macht, die Belastungssituation aus biologischen Bewertungsverfahren abzuleiten, da eine direkte Betrachtung der Belastungssituation (z.B. Gewässerstrukturgüte) doch viel einfachere und bessere Ergebnisse liefere. Doch gerade der Vergleich zwischen den direkt erfassten Belastungsparametern (= Ursachen) mit den biologischen Detailergebnissen (= Wirkungen der Belastungen) gibt den höchsten Aussagewert, da hieraus abgeleitet werden kann, welche der bekannten Belastungsparameter den höchsten Effekt auf die Lebensgemeinschaften haben, und welche der möglichen Sanierungsmaßnahmen voraussichtlich die stärksten Auswirkungen auf den ökologischen Zustand der Lebensgemeinschaften haben wird.

Fazit

Metrics drücken Eigenschaften der Biozönosen in Zahlen aus. Dabei spiegeln sie ökologische Zusammenhänge wider und reagieren in erklärbarer Weise auf Belastungen. Sie sind daher geeignet für die Gewässerbewertung nach Wasserrahmenrichtlinie und lassen Schlussfolgerungen zu den biologisch wirksamen Belastungen zu.

Danksagung

Diese Studie basiert auf den Ergebnissen mehrerer LAWA- und UBA-geförderter Projekte zur ökologischen Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie. Unser Dank richtet sich an diese Institutionen für die vergangene und noch andauernde Förderung.

Literatur

- Karr, J.R. & E.W. Chu (1999): Restoring Life in Running Waters - Better Biological Monitoring. Island Press, Covelo, CA
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Kappus, B., Blank, J., Hock, C. & Siber, R. (1999): Integrierte ökologische Fließgewässerbewertung - Erarbeitung von Grundlagen zur leitbildorientierten biologischen Fließgewässerbewertung im Mittelgebirge. Handbuch Angewandte Limnologie. ecomed, Landsberg, 60 S. + 130 S. Anhang.

Variabilität von Makrozoobenthosproben vor dem Hintergrund der Umsetzung der EU-WRRL

Andrea Sundermann & Peter Haase

Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum, Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung,
Biebergemünd, Andrea.Sundermann@senckenberg.de, Peter.Haase@senckenberg.de

Keywords: EU-Wasserrahmenrichtlinie, Bewertung, Makrozoobenthos, Variabilität

1. Einleitung und Problemstellung

Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist es, Gewässer anhand biologischer Qualitätskomponenten (u.a. Makrozoobenthos) zu bewerten. Wird dabei ein Gewässer als „mäßig“ (3) oder schlechter eingestuft, stehen in der Regel kostenintensive Verbesserungsmaßnahmen an, die bei einem „guten“ (2) Bewertungsergebnis nicht vorgesehen sind. Vor dem Hintergrund der hohen Kosten im Fall einer Sanierung stellt sich die Frage, wie sicher das Bewertungsergebnis der jeweiligen Qualitätskomponente ist – ein Gesichtspunkt, der in Form der Forderung nach einer „Schätzung hinsichtlich des [...] Grads der Zuverlässigkeit und Genauigkeit“ der Bewertungsergebnisse in der EU-WRRL verankert wurde (Anhang V, Absatz 1.3). Ist die Zuverlässigkeit eines Bewertungsergebnisses gering, ist eine Aussage zum ökologischen Zustand und damit u. U. die Rechtfertigung einer Sanierung des Gewässers nicht möglich. Die geringe Zuverlässigkeit von Bewertungsergebnissen geht dabei mit einer hohen Variabilität der Daten einher. Je höher die Variabilität der Daten ist, desto geringer ist die Zuverlässigkeit der Bewertungsergebnisse. In der vorliegenden Studie soll vor dem Hintergrund der genannte Problematik für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos untersucht werden, wie groß die Variabilität zweier Proben ist, die an vergleichbaren Probestellen eines Gewässers genommen wurden und wie sich diese Variabilität auf Bewertungsergebnisse auswirkt.

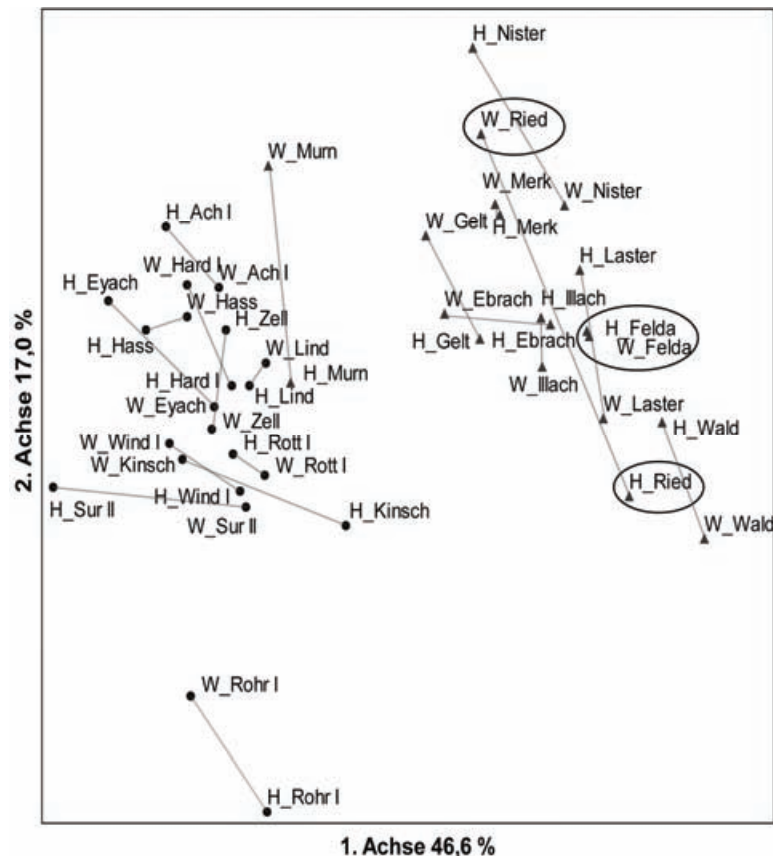
2. Material und Methoden

Um die Variabilität von Makrozoobenthosproben vergleichbarer Probestellen zu beschreiben, wurde innerhalb eines strukturell und hydromorphologisch ähnlichen Gewässerabschnitts eine Hauptprobe (H-Probe) sowie in einer räumlichen Distanz von 100 bis 650 Metern gewässeraufwärts eine Wiederholungsprobe (W-Probe) genommen. Die Bearbeitung der Proben erfolgte nach dem standardisierten Verfahren, welches in Haase et al. (2004) beschrieben wurde, d.h. Multi-Habitat-Sampling mit anschließender Laborsortierung. Der Vergleich der H- und W-Proben wurde an insgesamt 21 verschiedenen Gewässern durchgeführt, so dass insgesamt 42 Proben bearbeitet wurden. Die beprobten Gewässer gehören im Wesentlichen zum Typ 3 „Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes“ und 5 „Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“ (vgl. Pottgießer & Sommerhäuser 2004). Lediglich je eines der untersuchten Gewässer ist dem Typ 1 (Fließgewässer der Alpen) bzw. Typ 2 (Fließgewässer des Alpenvorlandes) zuzurechnen. Die Berechnung von Bewertungsergebnissen (MMI: multimetrischer Index) erfolgte mittels der Software AQEM 2.5.

3. Ergebnisse

Zunächst wurden die Taxalisten der H- und W-Proben einer Ordination (NMS) unterzogen. Es wird deutlich, dass H- und W-Proben eines Gewässers in der faktoriellen Ebene unterschiedlich weit auseinanderliegen. Das bedeutet, dass einige H- und W-Proben sich sehr ähnlich sind (z.B. Felda), andere hingegen sehr unterschiedlich sind (z.B. Riedbach, siehe Abb. 1). Als ein direktes Maß für die Ähnlichkeit zweier Taxalisten wurde der Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis berechnet. Die Werte für den Ähnlichkeitsindex nach Bray Curtis liegen im Mittel für den gesamten Datensatz bei 0,52 (Standardabweichung $\pm 0,12$), d.h. im Mittel ähneln sich die entsprechenden H- und W-Proben nur zu rund 50%.

Abb. 1: Ergebnis der NMS mit Haupt- (H) und Wiederholungsproben (W). N = 42, Stress: 11,8. Linien verbinden die zusammengehörigen Haupt- und Wiederholungsproben.



In Abb. 2 wurden u.a. die Taxazahlen aus H- und W-Proben sowie die Differenz aus beiden Proben als Box-Plot-Darstellung (linke Graphik) dargestellt. Insgesamt variieren die Taxazahlen von 23 bis 60. Der Median der Taxazahlen in der H- und W-Probe liegt bei 44 bzw. bei 45. Die Differenz der Taxazahl aus H- und entsprechender W-Probe beträgt im Median 7, wobei diesbezüglich eine starke Variabilität festgestellt werden kann. So betragen der minimale und maximale Unterschied der Taxazahlen aus H- und W-Probe 1 bzw. 20. Die rechte Graphik der Abb. 2 zeigt die Individuenzahlen der H- und W-Proben sowie die Differenz aus beiden Proben. Die insgesamt festgestellten Individuen pro Probe liegen zwischen 744 bis 6472 und sind somit sehr unterschiedlich. Im Median beträgt die Anzahl der Individuen in der H-Probe 1969 und in der W-Probe 1687. Die Differenz der Individuenzahlen zwischen der H- und W-Probe liegt im Median bei 907 Individuen. Maximale Unterschiede von über 5000 Individuen sowie eine Standardabweichung von 1364 Individuen im Hinblick auf die mittlere Differenz deuten auf eine hohe Variabilität zwischen den jeweiligen H- und W-Proben hin. Aus diesen Ergebnissen wird deutlich, dass im Hinblick auf die Taxa- und Individuenzahlen und die daraus resultierenden Ähnlichkeiten z.T. deutliche Unterschiede zwischen den Taxalisten der H- und W-Proben bestehen.

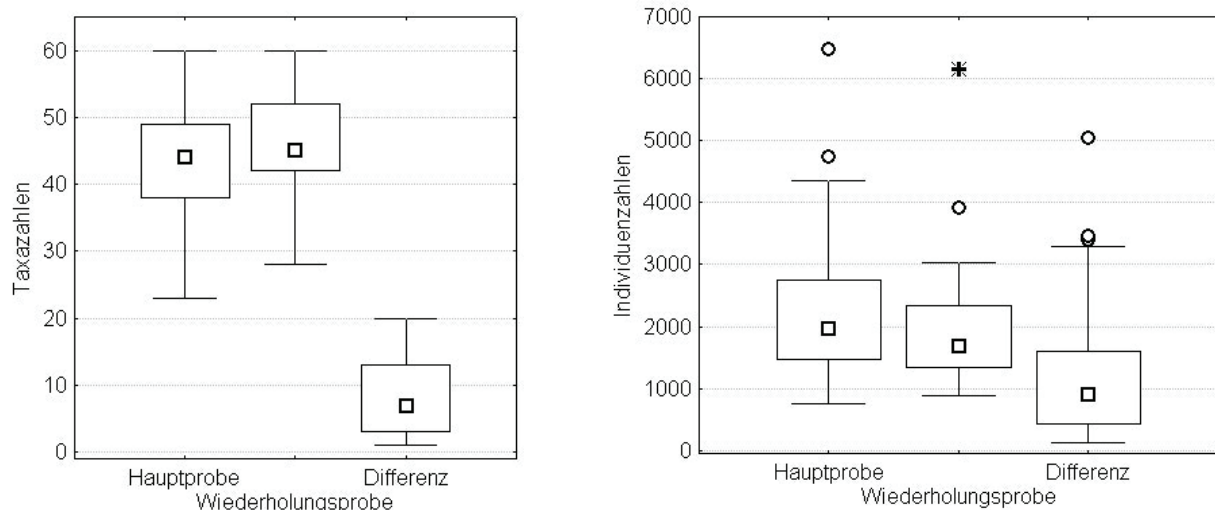


Abb. 2: Taxazahlen (linke Abbildung) und Individuenzahlen (rechte Abbildung) aus Haupt- und Wiederholungsprobe sowie absolute Differenz aus beiden Proben.

N = 21. □ Median; Box: 25-75%-Perzentil; I Bereich ohne Ausreißer; ○ Ausreißer; * Extremwert.

Im Folgenden wurde untersucht, ob sich diese Unterschiede auf Metricwerte und/oder Bewertungsergebnisse auswirken. Um diesen Aspekt zu überprüfen, wurden in Abb. 3 beispielhaft für zwei Metrics die jeweiligen Werte der H- und W-Proben als Scatterplot dargestellt. Die Winkelhalbierende in jedem Diagramm stellt das Optimalergebnis dar. Punkte, die auf der Winkelhalbierenden liegen, repräsentieren identische Metricergebnisse in H- und W-Proben. Es wurde die Korrelation zwischen den Ergebnissen der H- und W-Probe berechnet (Rangkorrelation nach Spearman). Der Rangkorrelationskoeffizient (R) sowie der zugehörige Signifikanzwert sind für den jeweiligen Metric im entsprechenden Diagramm aufgeführt.

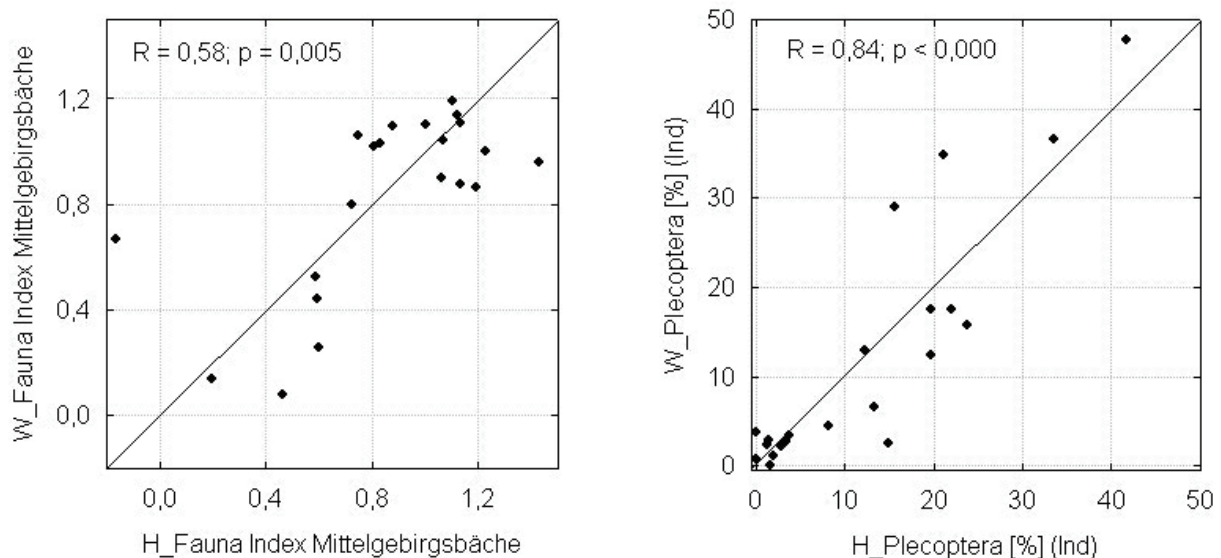


Abb. 3: Scatterplots der Metricergebnisse aus H- und W-Probe.

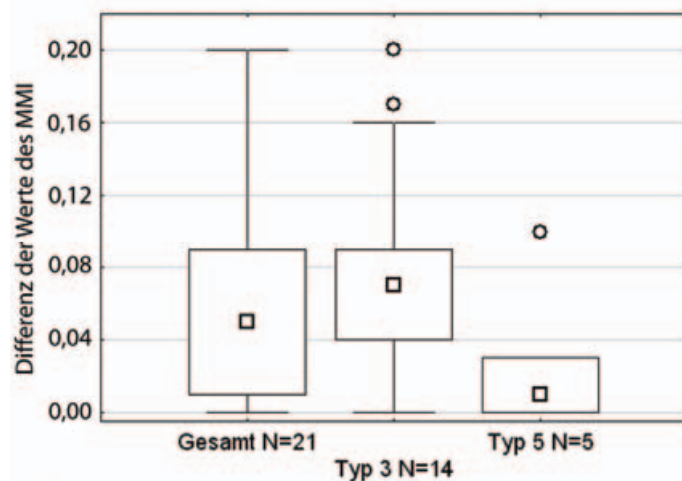
Die Ergebnisse der Rangkorrelation sind für die beiden Metrics sehr unterschiedlich und liegen bei $R = 0,58$ für den Metric „Fauna Index Mittelgebirgsbäche“ und $R = 0,84$ für den Metric „Plecoptera [%] (Ind.)“, wobei die Ergebnisse der Korrelationsanalysen mit $p > 0,05$ signifikant sind. Es fällt

auf, dass die Ergebnisse der H- und W-Proben zum Teil erhebliche Unterschiede aufweisen. So beträgt z.B. die maximale Differenz des prozentualen Anteils der Plecoptera an der Gesamtbiozönose 13,6 %-Punkte, wobei die mittlere Abweichung bei 4,4 %-Punkten liegt. Eine starke Streuung der Messpunkte in den graphischen Darstellungen sowie der niedrige Korrelationskoeffizient im Falle des Metrics „Fauna Index Mittelgebirgsbäche“ geben Hinweise auf eine hohe Variabilität der Metricergebnisse aus H- und W-Proben.

Wichtiger als die Betrachtung der Differenzen der Kandidatenmetrics ist die Auswirkung der Differenzen auf den multimetrischen Index (MMI). Auch wenn die biozönotischen Unterschiede zwischen den H- und W-Proben sehr hoch sind, sind diese Unterschiede vernachlässigbar, solange sie sich nicht in den Bewertungsergebnissen niederschlagen.

Um diesen Aspekt zu überprüfen, wurden die Bewertungsergebnisse in Form des multimetrischen Index (MMI) in Abhängigkeit vom Gewässertyp berechnet. Die Differenz der Werte des MMI der jeweiligen H- und W-Proben sind in der Abb. 4 dargestellt. Wird der gesamte Datensatz (N = 21) betrachtet, liegt die Differenz der MMI-Werte im Median bei 0,05, wobei die maximale Abweichung der MMI-Werte aus H- und W-Probe 0,20 beträgt. Eine nach Gewässertypen differenzierte Betrachtung der Bewertungsergebnisse zeigt, dass die Differenz der MMI-Werte der H- und W-Proben für den Gewässertyp 5 deutlich niedriger ausfallen als für den Gewässertyp 3. Im Median liegt die Abweichung für die Gewässer des Typs 3 bei 0,07 und für die Gewässer des Typs 5 bei 0,01.

Abb. 4: Absolute Differenz der Werte des multimetrischen Index (MMI). Darstellung der Ergebnisse des gesamten Datensatzes (N = 21) und getrennt für Gewässertypen 3 (N = 14) und 5 (N = 5).
□ Median; Box: 25-75%-Perzentil;
I Bereich ohne Ausreißer;
○ Ausreißer



4. Diskussion

Die Analyse der Individuen- und Taxazahlen zeigt, dass z.T. extrem große Unterschiede zwischen den H- und W-Proben bestehen. Dieser Unterschied spiegelt sich in den z.T. extrem geringen Ähnlichkeiten der H- und W-Proben zueinander sowie in den abweichenden Metricergebnissen wider. Obwohl H- und W-Proben an vergleichbaren Probestellen (vgl. Sundermann 2005) nach einer einheitlichen Vorgehensweise genommen wurden, unterliegen die Ergebnisse demnach einer großen Variabilität. Im Hinblick auf die Auswirkung der Variabilität auf den multimetrischen Index, letztlich also auf das Bewertungsergebnis für die „Allgemeine Degradation“ des Gewässers (vgl. Meier et al 2005), zeigt sich tendenziell ein etwas anderes Bild. Die getrennte Betrachtung der Differenz der MMI-Werte der H- und W-Proben zeigte, dass die Differenz für die Gewässer des Typs 5 deutlich geringer war als für die Gewässer des Typs 3. Diese Beobachtung lässt sich vermutlich dadurch begründen, dass das Bewertungssystem für die Gewässer des Typs 3, auf dessen Basis die Bewertungsergebnisse der vorliegenden Studie berechnet wurden, noch als vorläufig anzusehen

ist (vgl. Meier et al. 2004). Es ist zu vermuten, dass bei einem überarbeiteten Bewertungssystem die Differenzen der MMI-Werte geringer ausfallen werden, als für das vorläufige System. Unter dieser Annahme scheinen die Abweichungen in den Taxalisten durch den multimetrischen Bewertungsansatz aufgefangen zu werden. Auch wenn die Ergebnisse der vorliegenden Studie im Hinblick auf die unterschiedlichen der Bewertungsergebnisse der H- und W-Proben aufgrund der relativ geringen Anzahl der untersuchten Gewässer lediglich als Tendenz zu werten sind, konnten Haase et al. (im Druck) in vergleichbaren Studien ähnliche Beobachtungen machen. Letztlich untermauern diese Ergebnisse das Konzept eines multimetrischen Bewertungsansatzes (vgl. Meier et al. 2004). Dennoch sollte es das Ziel sein, die Variabilität der Daten möglichst gering zu halten. Im Hinblick auf diesen Aspekt stellt sich die Frage, wo die Ursachen für die Variabilität der Taxalisten zu suchen sind. Ein Aspekt ist, dass auch bei Einsatz einer einheitlichen Methode aus den einzelnen Bearbeitungsschritten durchaus eine nicht zu unterschätzende Variabilität der Daten resultiert (vgl. Clarke et al. im Druck, Haase et al. im Druck). Daher muss als Fazit der vorliegenden Studie herausgestellt werden, dass durch **Schulung** der Anwender in der Praxis eine einheitliche Anwendung der Methoden gewährleistet werden sollte. Darüber hinaus zählt die **Qualitätssicherung** der Daten zu den wesentlichen Aspekten. Dass qualitätssichernde Maßnahmen in Form eines „Audits“ zielführend die Variabilität der Daten minimieren, zeigt der erfolgreiche Einsatz in Großbritannien (Dines & Murray-Bligh 2000). Ein gewisser Anteil der Variabilität wird allerdings auch durch die vorgeschlagenen Maßnahmen nicht vermieden werden können. Dies betrifft die natürliche bedingte Variabilität der Daten, wobei hier der Aspekt der Ungleichverteilung der Organismen im Gewässer („Patchiness“) eine Rolle spielt.

Danksagung

Ein Teil der Datensätze konnte im Rahmen der von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser geförderten Forschungsprojekte O 3.02, O 4.02 und O 3.04 erhoben werden.

Literatur

- Clarke, R.T., A. Lorenz, L. Sandin, A. Schmidt-Kloiber, J. Strackbein, N.T. Kneebone & P. Haase (im Druck): Effects of sampling and sub-sampling variation using the STAR-AQEM sampling protocol on the precision of macroinvertebrate metrics. - *Hydrobiologia*.
- Dines, R.A. & J.A.D Murray-Bligh (2000). Quality assurance and RIVPACS. In: Wright, J.F., D.W. Sutcliffe and M.T. Furse: Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. - Freshwater Biological Association, Ambleside.
- Haase, P., S. Lohse, S. Pauls, K. Schindehütte, A. Sundermann, P. Rolaufts & D. Hering (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. - *Limnologia* 34 (4): 349-365.
- Haase, P., J. Murray-Bligh, S. Lohse, S. Pauls, A. Sundermann, R. Gunn & R. Clarke (im Druck): Assessing the impact of errors in sorting and identifying macroinvertebrate samples. - *Hydrobiologia*.
- Meier, C., H. Daniel, P. Rolaufts, R. Biss, J. Böhmer, C. Rawer-Jost, A. Zenker, P. Haase, A. Sundermann, F. Schöll, (2004): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Vorläufiger Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. www.fliessgewaesserbewertung.de
- Meier, C., D. Hering, P. Haase, A. Sundermann & J. Böhmer (2005): Die Bewertung von Fließgewässern mit dem Makrozoobenthos. - *Limnologie aktuell* 11: 76-90.
- Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - In: C. Steinberg, W. Calmano, R.-D. Wilken & H. Klapper (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg. Lfg. 7/04. VIII-2.1:1-16 + Anhang.
- Sundermann, A. (2005): Variabilität von Makrozoobenthosproben und Bewertungsergebnissen der Fließgewässer vor dem Hintergrund der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. - Dissertation am Fachbereich Biologie der Philipps-Universität Marburg.

Bewertung von Makrozoobenthos-Befunden aus unterschiedlichen Aufsammlerverfahren mit dem AQEM European Stream Assessment Programm

Michael Marten

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW),
Postfach 100163, 76231 Karlsruhe, E-Mail: Michael.Marten@lubw.bwl.de

Keywords: AQEM, Makrozoobenthos, Saprobie, general degradation, Trendbiomonitoring, Gewässergüte

Einleitung und Untersuchungsumfang

Im Rahmen des bundesweit an 150 Untersuchungsstellen durchgeführten LAWA-Praxistests 2004, wurde in Baden-Württemberg an 16 Untersuchungsstellen das neu entwickelte Verfahren zur Fließgewässerbewertung mit Makrozoobenthos nach AQEM erprobt. Zusätzlich zu diesen von der LAWA beauftragten Erhebungen wurden parallele Untersuchungen mit zwei in Baden-Württemberg angewandten Verfahren zur biologischen Gewässeranalyse (Gewässergüteuntersuchung, Trendbiomonitoring) durchgeführt. Dabei wurde die Methode Trendbiomonitoring wiederum von zwei Untersuchergruppen parallel angewandt (TBM 1 und TBM 2). Ebenso zeitgleich wurde auch eine Untersuchung der Probestellen durch den Autor vorgenommen.

Bei diesen insgesamt 5 Paralleluntersuchungen wurden die aquatischen Stadien des Makrozoobenthos nach folgenden Schemata beprobt: AQEM = Methode AQEM, Stand 3/2004, Besammlung von 20 Teilflächen, Laborauslese aus Unterproben, Individuen hochgerechnet auf m²; GÜTE = Methode Güteuntersuchung Baden-Württemberg, Zeitsammelmethode (60 Min.), Freilandauslese, Individuen pro m² (im Feld geschätzt); TBM 1 und TBM 2 = Trendbiomonitoring, Zeitsammelmethode (90 Min.), Freilandauslese, Anzahl gesammelter Individuen, 7 Häufigkeitsklassen (Feld); MARTEN = Trendbiomonitoring (verkürzt), Zeitsammelmethode (60 Min), Freilandauslese, Anzahl gesammelter Individuen, 7 Häufigkeitsklassen (Feld).

Die 16 Probestellen in Baden-Württemberg wurden von den zuständigen Fachleuten des Landes ausgewählt und entsprachen den von der LAWA vorgegebenen Kriterien zur Berücksichtigung möglichst aller im Land vorhandenen Fließgewässertypen und Belastungsstufen. Sie wurden hinsichtlich ihrer generellen ökologischen Qualität gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie nach den bestehenden Vorkenntnissen voreingestuft (s. LAND, Tabelle 1). Weitere Voreinstufungen in das 5-stufige Bewertungssystem wurden einerseits durch die von der LAWA beauftragten Untersucher und Anwender der AQEM-Methode, andererseits durch den Autor vor Ort vorgenommen: Beprobt wurden folgende Stellen (Probestellen-Code, Gewässer und Lage, Fließgewässertyp, Voreinstufung Land): IL807.00, Eschach uh. Leutkirch, 2, good; AR001.00, Obere Argen bei Harratried, 3, high; IL909.99, Iller uh. Ulm-Wiblingen, 4, good; EN112.00, Kleine Enz oh. Calmbach, 5.1, high; KO411.00, Fichtenberger Rot bei Wielandsweiler, 6, high; AI008.00, Aich bei Steinenbronn, 6, good; PF027.00, Walzbach oh. Jöhlingen, moderate; QP022.00, Lipbach in Mühlheim, 7, high; EY004.00, Eyach uh. Lautlingen, 7, good; JA401.00, Erlenbach oh. Neunstetten, 7, moderate;

WU306.00, Wutach oh. Gauchach-Mündung, 9.1, high; JA314.00, 9.1, Jagst in Muldingen, good; KO113.00, 9.1, Kocher in Wasseraldingen moderate; XL042.00, Innerer-Rhein bei Niederhausen, 19, high/good; EL916.00, 19, Mühlbach uh. Altenheim, good; SB025.00, Wagbach oh. Mündung, 19, moderate.

Ergebnisse

Die Untersuchungsergebnisse werden hinsichtlich der festgestellten Taxa- und Artenzahlen sowie den mit der AQEM-Software errechneten ökologischen Güteklassen, differenziert nach den Modulen Organic Pollution und General Degradation, verglichen. Den Vergleichen der Taxa- und Artenzahlen liegen Befunde der folgenden Tiergruppen zugrunde: Mollusca, Hirudinea, Crustacea, Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Trichoptera. Die übrigen Gruppen des Makrozoobenthos wurden für den biologischen Vergleich nicht berücksichtigt, da bei diesen das Aufnahmeniveau z. T. sehr unterschiedlich war. In die Berechnungen mit der AQEM-Software sind dagegen alle Ergebnisse eingegangen.

Taxa- und Artenzahlen

An allen 16 Probestellen zusammengenommen wurden folgende Taxa-/Artenzahlen ermittelt: TBM 1: 243/188; TBM 2: 227/184; MARTEN: 196/157; GÜTE: 164/125; AQEM: 161/91. Diese Reihenfolge ist auch an den meisten der einzelnen Probestellen zu erkennen (vgl. Abb.1 + 2).

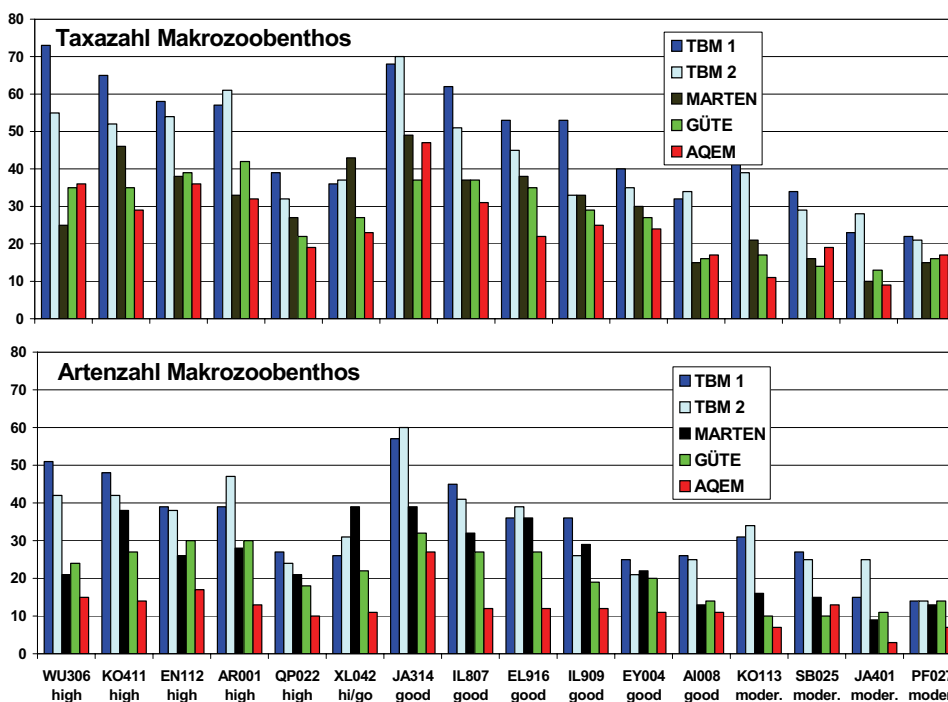


Abb. 1 + 2: Taxa- und Artenzahlen der 5 Paralleluntersuchungen an den 16 Probe stellen des LAWA-Praxistests in Baden-Württemberg.

stellen gemittelte Anzahl unterschiedener Taxa waren bei TBM 1 im Mittel 72% bis zur Art bestimmt, bei TBM 2 79%, bei MARTEN 83% bei GÜTE 76% und bei AQEM 49%. Damit wurden durch die AQEM Aufsammlermethode die geringste Anzahl biologischer Taxa erfasst und auch die Bestimmungstiefe, d. h. die Zuordnung der Arten war bei dieser Methode am schlechtesten.

Über alle Probestellen gemittelt wurden folgende Taxa-/Artenzahlen festgestellt:

TBM 1: 47,4/33,9;

TBM 2: 42,3/33,4;

MARTEN: 29,8/24,8;

GÜTE: 27,6/20,9;

AQUEM: 24,8/12,2.

Auffällig ist, dass nicht nur die Anzahl der Taxa und Arten zwischen den Untersuchungsmethoden deutlich verschieden und bei AQEM am niedrigsten ist, sondern auch das Verhältnis zwischen Taxa- und Artenzahl. Bezogen auf die über die Probe-

Ökologische Bewertung nach AQEM

Die Berechnung der ökologischen Qualität der untersuchten Fließgewässer nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie erfolgte mit AQEM European Stream Assessment Program (Version 2.3.4, 8/2004). Bewertungsergebnisse nach den drei Modulen Organic Pollution, General Degradation und Acidification waren nicht für jede Probestelle zu erzielen, so ist der Säurezustand nur für Gewässer der Typen 5 und 5.1 auswertbar, d. h. von den 16 Probestellen in B.-W. nur für die kleine Enz (EN 112.00). Für Typ 4, große Flüsse des Alpenvorlandes (hier: Iller, IL 909.99) ist das Modul General Degradation nicht anwendbar.

Die erzielten Ergebnisse für Organic Pollution und General Degradation sind in Tabelle 1 aufgeführt und den Voreinstufungen durch die Fachleute des Landes sowie einzelner Bearbeiter (AQEM und Autor) gegenübergestellt. Die Zuordnung der 5 unterschiedenen Klassen der ökologischen Qualität zu Ziffern wurde sinngemäß zur bisherigen Gewässergütekonvention mit 1 = high, 2 = good, 3 = moderate, 4 = poor, 5 = bad vorgenommen. Aus den Ziffern wurde die mittlere Einstufung über alle Probenstellen berechnet (MW), sowie die Klassenspanne über die Probestellen (MAX-MIN), die prozentuale Übereinstimmung (% Deckung) mit dem Ergebnis von AQEM und die prozentuale Übereinstimmung mit der Voreinstufung durch das Land. Bei Berechnung der prozentualen Übereinstimmungen wurden auch Abweichungen um mehr als eine Klasse berücksichtigt, aber dennoch auf die einfache Anzahl der Probestellen bezogen. D. h. bei maximalen Unterschieden der Bewertungsergebnisse (z. B. an allen Stellen Sprung von Klasse 1 auf 5) ergäben sich deutlich weniger als 0 % Übereinstimmung, nämlich -300% "Übereinstimmung". Eine Übereinstimmung von 0 % ergäbe sich z. B., wenn die Einstufung an allen Probestellen nur um jeweils eine Klasse abweicht.

Tab. 1: Die ökologische Qualität nach AQEM auf Basis der Ergebnisse von 5 Parallelerhebungen im Vergleich zu verschiedenen Voreinstufungen durch das Land B.-W. (LAND= Sollwert) und Untersucher vor Ort (AQEM, MARTEN). * Mittelwert (Wert bezogen auf Organic Pollution/Wert bezogen auf General Degradation)

	AI008	AR001	EL916	EN112	EY004	IL807	IL909	JA314	JA401	KO113	KO411	PF027	QP022	SB025	WU306	XL042	MW	MAX-MIN	% Deckung mit AQEM	% Deckung mit Voreinstufung Land
Organic Pollution																				
TBM 1	3	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	2	1	3	2	2	2.2	2.0	81	59
TBM 2	2	2	2	1	2	2	2	2	3	3	2	2	1	3	2	2	2.1	2.0	69	72
MARTEN	3	2	2	2	2	2	2	3	3	3	2	2	2	3	2	2	2.3	1.0	81	47
GÜTE	3	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	3	1	3	2	2	2.3	2.0	88	66
AQEM	3	2	2	2	2	2	2	3	4	3	2	3	1	3	2	2	2.4	3.0	100	53
Voreinstufung																				
LAND	2	1	2	1	2	2	2	2	3	3	1	3	1	3	1	1.5	1.9	2.0	31 (53/9)*	100
AQEM	2.5	2	-	1	3	2	3	1.5	4	3	1	3	2	3.5	1	2	2.3	3.0	40 (43/36)*	53
MARTEN	3	2	2	2	1	2	2	2	4	3	1	3	1	4	1	3	2.3	3.0	53 (63/40)*	53
General Degradation																				
TBM 1	4	1	2	1	1	2	-	2	4	3	2	3	1	4	1	2	2.2	3.0	20	57
TBM 2	3	2	3	1	2	2	-	2	4	2	2	3	2	4	1	3	2.4	3.0	40	37
MARTEN	4	2	3	2	2	2	-	3	4	3	2	4	1	4	1	3	2.7	3.0	67	23
GÜTE	4	2	3	1	2	2	-	2	5	4	2	4	2	4	1	3	2.7	4.0	60	17
AQEM	4	2	4	2	2	2	-	3	4	4	1	4	2	4	2	3	2.9	3.0	100	3

Bezüglich der **Organic Pollution** führen die nach AQEM erhobenen Befunde im Durchschnitt (MW) zu einer geringfügig schlechteren Einstufung als die Ergebnisse der übrigen Methoden. Die Detektionsbreite (Differenz Maximum Minimum) ist hier am größten. Die Übereinstimmung im

Bewertungsergebnis zwischen den einzelnen Erhebungsmethoden ist sehr groß. Es treten nur vereinzelt Abweichungen um eine Klasse auf, wobei die zugrunde liegenden Indices dann meist nahe der Klassengrenze liegen. Verglichen mit der Voreinstufung durch das Land B.-W., diese quasi als Soll- bzw. Zielwert genommen, ist die Übereinstimmung jedoch deutlich geringer, insbesondere beim Bewertungsergebnis auf Basis der AQEM-Untersuchungsmethode.

Im Falle der **General Degradation** weist wieder die AQEM-Methode im Durchschnitt die geringste ökologische Qualität aus. Die Detektionsbreite ist bei den Bewertungen basierend auf den Güteuntersuchungen am besten, ansonsten zwischen den Methoden genau gleich. Insgesamt weichen die Bewertungsergebnisse zwischen den Methoden stärker voneinander ab, als bei der Organic Pollution; insbesondere die Bewertungen basierend auf den Untersuchungen zum Trendbiomonitoring (TBM 1 + 2). Die stärksten Abweichungen bezogen auf die Voreinstufung LAND zeigen sich bei AQUEM. Nur drei der 15 hier zu vergleichenden Probestellen entsprechen im Bewertungsergebnis nach AQEM der Voreinstufung. An zwei Probestellen liegen die Ergebnisse um 2 Klassen auseinander, an einer Probestelle um 1,5 Klassen.

Einfluss der Häufigkeitsangabe der Taxa auf das Bewertungsergebnis

In Tabelle 2 sind die Bewertungen auf Basis der Erhebungen nach der bisherigen Methode zur Gewässergütekartierung in Baden-Württemberg dargestellt, berechnet unter Eingabe 5 verschiedener Abundanzangaben: 1. Individuenzahlen/m² wie vom Probennehmer abgeschätzt, 2. Individuenzahlen hochgerechnet aus den Angaben der Häufigkeitsklasse (HK), 3. Häufigkeitsklassen, heruntergerechnet aus den Individuenzahlen, 4. Häufigkeitsklassenwerte wie vom Probennehmer angegeben. 5. Berücksichtigung nur der Präsenz der Arten (mit Ziffer 1).

Organic Pollution	AI008	AR001	EL916	EN112	EY004	IL807	IL909	JA314	JA401	KO113	KO411	PF027	QP022	SB025	WU306	XL042
GÜTE-Individuen	3	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	3	1	3	2	2
GÜTE-Individuen aus HK	3	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	3	1	3	2	2
GÜTE-HK aus Individuen	3	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	3	1	3	2	2
GÜTE-HK	3	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	3	1	3	2	2
GÜTE-Präsenz	3	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	3	1	3	2	2
General Degradation																
GÜTE-Individuen	4	2	3	1	2	2	-	2	5	4	2	4	2	4	1	3
GÜTE-Individuen aus HK	4	1	3	1	2	2	-	2	5	4	1	4	2	4	1	3
GÜTE-HK aus Individuen	4	1	3	1	2	2	-	2	4	3	2	4	1	4	1	3
GÜTE-HK	4	1	3	1	2	2	-	2	4	3	2	4	1	4	1	3
GÜTE-Präsenz	4	1	3	1	2	2	-	2	4	3	2	4	1	4	1	3

Tab. 2: Einfluss unterschiedlicher Häufigkeitsangaben auf das Bewertungsergebnis (näheres s. Text).

Für die Bewertung der Organic Pollution hat die Häufigkeitsangabe keinerlei Bedeutung, bei Bewertung der General Degradation kommt es zu geringen Abweichungen. Werden Individuenzahlen berücksichtigt, führt dies zu einer schlechteren Einstufung an 4 von 15 Probestellen. Werden nicht die vom Untersucher angegebenen Individuenzahlen berücksichtigt, bzw. auf Individuenzahlen umgerechnet, kann die Probestelle JA 401 nicht mehr mit Degradationsstufe 5 ausgewiesen werden. Eine Einstufung, die allerdings auf Basis der anderen Untersuchungsmethoden einschließlich der AQEM-Erfassungsmethode auch nicht erzielt wurde (vgl. Tab. 1).

Zusammenfassende Diskussion und Fazit

Die Ergebnisse der 5 Paralleluntersuchungen an den 16 Probestellen des LAWA-Praxistests in Baden-Württemberg zeigen, dass bei etwa vergleichbarem Zeitaufwand für die Feldarbeit (60 bis 90 Minuten) große Unterschiede in der Erfassungsvollständigkeit der für die biologische Indikation verwendeten Arten bestehen. In der Anleitung zur AQEM-Software (AQEM 2004) "wird empfoh-

len, das Programm nur mit Taxalisten zu verwenden, die mit der in Haase & Sundermann (2004) oder AQEM consortium (2002) geschilderten Besammlungsmethode erhoben wurden". Die AQEM-Methode zeichnet sich durch differenzierte Teilflächen-Probenahme mit anschließendem Siebverfahren und Lebendinspektion auf zerbrechliche und geschützte Arten aus und ist daher bzgl. der Feldarbeit eher an der Obergrenze des genannten Zeitrahmens angesiedelt. Nur bei dieser Methode fällt dann im Labor die eigentliche, quantitative Aussammelarbeit der mit dem Probematerial zusammen konservierten Tiere an, die nach eigenen Erfahrungen bei 700 zu entnehmenden Tieren durchschnittlich gut 4 Stunden dauert (nach neuer Vorschrift 350 Tiere = ca. 2,5 Std., incl. Subsampling). Der darauf folgende Bestimmungsgang der Tiere ist mit vergleichbarem Aufwand bei allen Methoden verbunden. Gerade im Hinblick auf den hohen Aufwand für die Methode AQEM ist die Ausbeute an biologischen Indikatoren mit im Mittel der Probestellen etwas mehr als der Hälfte (gegenüber GÜTE) bzw. z. T. deutlich weniger als der Hälfte der Arten (versus TBM 1 + 2 und MARTEN) äußerst dürftig. Dies gilt umso mehr, als nach der allgemeinen Erfahrung die besseren Indikatoren in der Regel nicht die Massenarten, sondern eher die selteneren Charakterarten und Habitatspezialisten sind. Die geringe Artenausbeute der AQEM Methode ist einerseits besonders in Gewässern mit geringer Substratdiversität (Sandbach, Kiesschotterbach) auf die zwar repräsentative, aber dann überwiegende Besammlung des prägenden Substratyps mit vielleicht geringer Artendiversität (dto.) zurückzuführen. Andererseits bringt das Sieben und Konservieren und anschließende Subsampling der Proben, unweigerlich Bestimmbarkeitsverluste durch Verstümmeln der Tiere mit sich. Auch die quantitative Totauslese der Proben führt bei Massenvorkommen einzelner Arten dazu, dass ggf. die selteneren Arten nicht in die Auswahl zur Bestimmung kommen.

Die Unterschiede in der ökologischen Bewertung zwischen den verschiedenen Aufsammlungsmethoden sind dagegen vergleichsweise gering; bei der Bewertung der Organic Pollution vernachlässigbar, bei der General Degradation vorhanden aber nicht dramatisch. Praktisch keinen relevanten Einfluss scheint die Häufigkeitsangabe bei der Verrechnung des biologischen Befundes zu haben. Lediglich bei der Ausweisung der Klasse für die General Degradation kommt es in 4 von 15 Fällen zu einer höheren (schlechteren) Einstufung bei Berücksichtigung von Individuenzahlen. Laut Handbuch zur AQEM-Software "sollen Abundanzen der vorgefundenen Taxa als Individuen/m² eingegeben werden. Die Verrechnung von Häufigkeitsklassen führt zu wissenschaftlich nicht fundierten, bzw. nicht nachvollziehbaren Ergebnissen." (AQEM 2004). Dies kann angesichts der vorliegenden Befunde nicht nachvollzogen werden. Weitaus bedeutender ist die verhältnismäßig große, d. h. von den 5 Untersuchungsverfahren im Schnitt sogar die größte Abweichung der Bewertung auf Basis der AQEM-Erfassung von der Voreinstufung durch das Land B.-W.

Die auf Basis der bisher in Baden-Württemberg angewendeten Untersuchungsmethoden generierten Bewertungen kommen dem von den Fachleuten des Landes gesetzten Bewertungs-Zielwert deutlich näher. Dies spricht dafür, die bewährten und hinsichtlich der Arten Erfassung erheblich besseren Untersuchungsmethoden beizubehalten; deren Ergebnisse lassen schließlich auch andere Auswertungen in Hinblick auf Artenvielfalt, biozönotische Veränderungen und naturschutzfachliche Aspekte zu. Vor dem Hintergrund dieser Fragestellungen ist lediglich zu prüfen, ob die Angabe von Art-Häufigkeiten künftig zur Rationalisierung der Verfahren noch weiter vereinfacht werden kann.

Literatur

AQEM (2004): AQEM European stream assessment program, Version 2.3, Handbuch für die deutsche Version, herausgegeben im April 2004, 79 S.

Vergleich des Zeitsammelverfahren/Lebensortierung im Freiland (DIN 38 410) mit dem Multihabitatsampling/Totsortierung im Labor (modifiziertes AQEM/STAR-Verfahren) in der Praxis: Auswirkungen auf die Fließgewässerbewertung nach WRRL

Martin Dittrich¹ (1. Teil) & Dr. Birgit Ahrens² (2. Teil)

¹ Staatliches Umweltamt Gera, Hermann-Drechsler-Str. 1, 07548 Gera, mdittrich@suagera.thueringen.de

² Institut für Angewandte Ökologie u. Gewässerkunde, Oberzierer Str. 11, 52382 Niederzier, birgit.ahrens@t-online.de

Keywords: AQEM/STAR Methodenvergleich Qualitätssicherung Saprobienindex Wasserrahmenrichtlinie Zeitaufsammlung

Veranlassung und Ziel

Das Makrozoobenthos ist eine der vier biologischen Qualitätskomponenten, die zur Fließgewässerbewertung gemäß der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie herangezogen werden. Dazu zählt u. a. auch eine Bewertung der organischen Belastung mittels des Saprobienindex. Aktuell werden alternative Verfahren zur Ermittlung des Besiedlungsbildes diskutiert (vgl. Meier et al. 2005). Dabei sind etwaige Mehrkosten, die ein Verfahren im Vergleich zu einem anderen verursacht, nur dann gerechtfertigt, wenn damit ein nennenswerter zusätzlicher bewertungsrelevanter Informationsgewinn verbunden ist.

Um Hinweise auf die Bedeutung unterschiedlicher Aufsammlungs- und Sortiervverfahren sowie der Anforderungen an die Bestimmungstiefe für eine Bewertung zu erhalten, wurden im Auftrag des Freistaates Thüringen im Herbst 2004 Paralleluntersuchungen an 25 Probenahmestellen durch zwei Büros (Büro X, Büro Y) durchgeführt, wobei zwei unterschiedliche Methoden angewandt wurden. Aus Gründen der Vergleichbarkeit zu Altdaten wurde eine Bestimmung des Saprobienindex nach DIN 38 410 T2 Stand 10/1990 (SI alt) gefordert.

Methoden, Vorgehensweise und Randbedingungen

Die beiden eingesetzten Methoden sind wie folgt charakterisiert:

Methode 1, im Text als „AQEM-Methode“ bezeichnet: Multihabitatsampling, Totsortierung im Labor mit Auszählen der Individuen, Bestimmungstiefe gemäß operationeller Taxaliste. Die Vorgehensweise entspricht der Beschreibung aus Haase & Sundermann 2004.

Methode 2, im Text als DIN-Methode bezeichnet: habitatgewichtete Zeitaufsammlung mit mindestens 30 Minuten reiner Aufsammlungszeit, Lebensortierung vor Ort, Schätzen von Abundanzziffern gemäß DIN 38 410 T1 Stand 12/1987, Bestimmungstiefe, soweit mit vertretbarem Aufwand möglich, bis zur Art.

Methode 2 hat in Bezug auf die Habitatgewichtung bei der Aufsammlung Ähnlichkeit mit Methode 1 und ähnelt hinsichtlich der Sortierung dem Lebendsortierverfahren, das grundsätzlich alternativ zur Laborsortierung bei Methode 1 zur Anwendung kommen kann (vgl. Meier et al. 2005). Büro X untersuchte sämtliche Probenahmestellen nach der AQEM-Methode, sowie 12 Stellen nach der DIN-Methode. Büro Y untersuchte die restlichen 13 Probenahmestellen nach der DIN-Methode. Die Untersuchungsstellen verteilten sich hinsichtlich der Fließgewässertypen wie folgt auf die Büros (X / Y) Typ 5: 6 / 3, Typ 5.1: 0 / 1; Typ 6: 6 / 1; Typ 9: 1 / 2; Typ 9.2: 0 / 6. Büro X untersuchte mithin schwerpunktmäßig die Typen 5 und 6, Büro Y den Typ 9.2. Nach der 7-stufigen LAWA-Klassifizierung (vgl. DIN 38 410 T2 Stand 10/1990) waren 19 Stellen in die Güteklasse II und besser und 2 Stellen in die GK III bzw. III-IV einzuordnen. Zu Auswertung der Befunde wurden eingesetzt: validierte und verifizierte Software auf der Basis einer Tabellenkalkulation, AQEM V2.5 und Xbio. Xbio ist eine von Thüringen entwickelte Software, an deren Nutzung und Weiterentwicklung auch Bayern interessiert ist.

Um der Frage nachzugehen, ob bei einer der Methoden mehr Taxa gefunden werden als bei der anderen und wenn ja, welche Auswirkungen dies auf die Validität der Ergebnisse hat, wurden **im 1. Teil** folgende Vergleiche durchgeführt:

1. Gesamttaxazahl u. in die Berechnung eingehende Taxazahl bei DIN- und AQEM-Methode für den SI alt. (Verwendung der Taxaliste der „alten“ DIN 38 410 T2 Stand 10/1990)
2. Gesamttaxazahl u. in die Berechnung eingehende Taxazahl bei DIN- und AQEM-Methode für den SI neu (Verwendung der Taxaliste der „neuen“ DIN 38 410-1 Stand 10/2004).
3. Vergleich der in die Berechnung eingehenden Abundanzen.

Die Auswertung erfolgt mittels AQEM-Software. Die Berechnung wurde mit und ohne Filter-Option durchgeführt. Das Filtern dient dazu, die Taxalisten dem Bestimmungsniveau der operationellen Taxaliste anzupassen. Sofern Abundanzsummen zu ermitteln waren, erfolgte die Umwandlung der absoluten Individuenzahlen in Abundanzziffern nach den Vorgaben der DIN 38 410-1 Stand 10/2004. Da die meisten Messstellen der Güteklasse II zuzurechnen waren, erscheint eine Betrachtung auf der Basis von Mittelwerten gerechtfertigt. Die nach der DIN-Methode erhobenen Daten wurden zunächst gleichbehandelt, d. h. es erfolgte keine nach Büros differenzierte Betrachtung.

Erst in einem weiteren Schritt wurden die Befunde hinsichtlich der gefundenen / bewerteten Taxa sowie der Abundanzen nach Methode und Büro differenziert betrachtet.

Im 2. Teil wurde am Beispiel des SI alt geprüft, ob auch die Auswertungssoftware Einfluss auf das Ergebnis hat. Dazu wurden

- die nach der AQEM-Methode ausschließlich von Büro X erhobenen Daten mittels der tabellenkalkulationsbasierten Software und der AQEM-Software,
- die nach der DIN-Methode erhobenen Daten mittels der tabellenkalkulationsbasierten Software, der AQEM-Software und zusätzlich mit Xbio getrennt nach Büros ausgewertet.

Es gilt die Setzung, dass Differenzen zwischen den einzelnen SI-Werten $> 0,05$ (absolut) als kritisch zu werten sind. Da nur der Berechnungsmodus der tabellenkalkulationsbasierten Software nachvollziehbar war, wird das Berechnungsergebnis dieser Software auch als „SI real“ bezeichnet.

Ergebnisse

Ergebnis zu 1: Die Gesamtartenzahl ist bei Verwendung der AQEM-Methode größer als bei der DIN-Methode, wobei die in die Bewertung eingehende Taxazahl unabhängig von der eingesetzten Aufsammlungsmethodik und der Benutzung der Filteroption gleich ist. Offensichtlich ist dafür der Umfang der Taxaliste der alten DIN 38 410 der begrenzende Faktor.

Ergebnis zu 2: Bei gleicher Situation hinsichtlich der Gesamtartenzahl (siehe 1.) liefert die AQEM-Methode mehr bewertungsrelevante Taxa. Dies hat seine Ursache in der gegenüber der alten DIN-Taxaliste (DIN 38 410 T2 Stand 10/1990) umfangreicheren Taxaliste der neuen DIN 38 410-1 Stand 10/2004. Folglich tragen bei der AQEM-Methode in der Tendenz mehr Arten zum SI neu bei. Der SI neu sollte damit zukünftig in Verbindung mit der AQEM-Methode zu einer höheren Aussageschärfe führen als der bisherige SI alt in Verbindung mit der DIN-Methode.

Ergebnis zu 3: Ungeachtet einer Filterung steigen die ermittelten Abundanzsummen von Si alt zu Si neu und von DIN-Methode zur AQEM-Methode. Zusätzlich gefundene Arten dürften in der Regel auch bewertungswirksam werden. Im Mittel bedingt die Verwendung des SI neu in Verbindung mit der AQEM-Methode gegenüber der Verwendung des SI alt in Verbindung mit der DIN-Methode eine Verbesserung um 0,6 bzw. 0,7 SI-Einheiten (s. Tabelle 1).

Tab. 1: Gegenüberstellung der Abundanzen und der ermittelten SI-Werte (alt und neu) für die AQEM- und die DIN-Methode, Berechnung mit AQEM-Software, Eingangsdaten gefiltert

	Abundanzen		SI	
	Mittel (Min / Max)		Mittel (Min / Max)	
	DIN	AQEM	DIN	AQEM
für SI alt	20 (8/47)	25 (0/52)	2,16 (1,63/2,46)	2,11 (1,57/2,53)
für SI neu	29 (14/58)	40 (2/74)	2,10 (1,53/2,49)	2,07 (1,49/2,6)

Da das Ausmaß der Abweichungen überraschte, wurde der Frage nachgegangen, ob Unterschiede zwischen den Büros hinsichtlich der Anzahl der gefundenen bzw. gewerteten Taxa und deren Abundanzen bestehen. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 2 und 3 zusammengefasst:

Tab. 2: Gegenüberstellung der Durchschnittswerte der Abundanzen, Gesamttaxazahl und in die Bewertung eingegangener Taxa für die 12 vom Büro X sowohl nach der AQEM- als auch DIN-Methode untersuchten Messstellen.

	Abundanz		Taxa gesamt		Taxa gewertet	
	DIN	AQEM	DIN	AQEM	DIN	AQEM
SI alt	25	22	21	25	8	8
SI neu	38	36	21	25	13	13

Tab. 3: Gegenüberstellung der Durchschnittswerte der Abundanzen, Gesamttaxazahl und in die Bewertung eingegangener Taxa für die 13 vom Büro Y nach der DIN-Methode untersuchten Messstellen mit Ergebnisse der Untersuchung nach der AQEM-Methode von Büro X.

	Abundanz		Taxa gesamt		Taxa gewertet	
	DIN	AQEM	DIN	AQEM	DIN	AQEM
SI alt	19	27	16	33	9	11
SI neu	28	54	16	33	14	22

Mithin sind erhebliche Unterschiede zwischen den Büros festzustellen. Im Vergleich zu den nach der AQEM-Methode ermittelten Ergebnissen des Büros X liegen die vom Büro Y nach der DIN-Methode ermittelten Befunde deutlich niedriger. Büro X erzielt dagegen mit beiden Methoden vergleichbare Ergebnisse.

Der Einfluss der Auswertungssoftware auf das Ergebnis der SI alt -Berechnung stellt sich am Beispiel der nach der DIN-Methode erhobenen Daten wie folgt dar:

Tab. 4: Gegenüberstellung der Anzahl der Abweichungen > 0,05 SI Einheiten (absolut) für die Differenzbildung zwischen den Ergebnissen unterschiedlicher Softwareprogramme. Befunddaten: DIN-Verfahren, Differenzierung der Ergebnisse nach Büro X / Y. Es deutet: +f: Filteroption gesetzt, -f: Filteroption nicht gesetzt.

	Si real	Si Xbio	Si alt AQEM +f	Si alt AQEM -f
Si real		0 / 8	2 / 7	1 / 8
Si Xbio			2 / 11	1 / 1
Si alt AQEM +f				1 / 11
Si alt AQEM -f				

Je nach eingesetzter Software - im Falle von AQEM auch je nach Status der Filteroption (gesetzt, nicht gesetzt) - ergeben sich je nach Software für bis zu 50 % der betrachteten Datensätze Abweichungen größer als 0,05 SI-Einheiten (absolut). Diese hatten zwar im vorliegenden Fall keine Relevanz für die Klassifizierung, grundsätzlich muss jedoch davon ausgegangen werden, dass schon geringe Abweichungen zu einer Einstufung in eine andere Güteklasse führen können. Ein wesentlicher Grund für die Abweichungen stellt sich wie folgt dar: Weder die AQEM-Software noch Xbio ordnen solche Taxa, die zwar gemäß dem Bestimmungsniveau der operationellen Taxaliste bis zur Art ermittelt wurden, die aber in die Berechnung des SI alt nur als Sammeltaxon eingehenden, automatisch und korrekt den fraglichen Sammeltaxa wieder zu. Offensichtlich hat nur Büro X das Problem erkannt und hat es bei der Eingabe der Daten in die Berechnungsprogramme weitestgehend berücksichtigt. Dies erklärt im Wesentlichen die Unterschiede bei der Berechnung zwischen den beiden Büros.

Diskussion

Die deutlichen Unterschiede zwischen den beiden Büros hinsichtlich der Anzahl der gefundenen Taxa legen nahe, dass der Faktor „Mensch“ eine erhebliche Rolle bei der Qualität der Aufsammlungsergebnisse spielt. Die Eindeutigkeit des Trends spricht gegen Zufallsergebnisse. Beachtenswert ist, dass Büro X sowohl nach der AQEM als auch nach der DIN-Methode vergleichbare Ergebnisse erzielt. Insbesondere für weniger robuste Auswerteverfahren wie den SI gilt, dass Datenerhebung und Datenauswertung in der Regel als Einheit zu betrachten sind. Damit eine Auswertung reproduzierbare Ergebnisse liefert, müssen alle Variabilitäten so gering wie möglich gehalten werden. Sofern mit der Anzahl der gefundenen bewertungsrelevanten Taxa auch die Aussageschärfe einer Bewertung steigt und ein nennenswerter zusätzlicher bewertungsrelevanter Informationsgewinn gegeben ist, sind bei der Datenerhebung solche Verfahren zu bevorzugen, die bei hoher Standardisierbarkeit und der Möglichkeit einer effektiven Qualitätssicherung die bewertungsrelevanten Taxa möglichst umfänglich erfassen. Dies vorausgesetzt, sind Mehrkosten der AQEM-Methode gegenüber anderen Verfahren bei Bewertungen nach WRRL gerechtfertigt, da kostenintensive Maßnahmen, die ggf. im Ergebnis einer Bewertung notwendig werden, einer belastbaren Entscheidungsgrundlage bedürfen, um die Gefahr von Fehlinvestitionen auszuschließen.

Für eine nachvollziehbare und belastbare Bewertung ist offensichtlich auch die für die Auswertung eingesetzte Software wesentlich. Hier ist bei den Entwicklern der Software eine den gültigen Auswertevorschriften genügende Funktionsweise der Software anzumahnen. Bis dies realisiert ist, obliegt dem Benutzer ein kritischer Umgang mit den Programmen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Erst eine alle Stufen von der Datenerhebung bis zur Datenauswertung umfassende Standardisierung und Qualitätssicherung schaffen die notwendige Sicherheit im Vollzug.

Literatur

- Haase, P., Sundermann, A. (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. – unveröffentlichter Forschungsbericht der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Förderkennzeichen O 4.02
http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/proben_abschlussbericht_jahr2.pdf [Stand November 2005]
- Meier, C.; Sundermann, A., Rolaufts, P., Schindehütte, K.; Hering, D. & Haase, P. (2005): Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Vorläufige Version, Stand April 2005.
<http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/handbuch/> [Stand November 2005]

Können Zusammenhänge zwischen Makrozoobenthos und Gewässerstrukturgüte für eine Defizitanalyse genutzt werden?

Christian Tödtmann, Rainer Poepperl & Elisabeth I. Meyer

WWU Münster, Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr.1, 48149 Münster, toedtman@uni-muenster.de, poepperl@uni-muenster.de, meyere@uni-muenster.de

Keywords: EU-WRRL, Defizitanalyse, Makrozoobenthos

Einleitung

Im Oktober 2000 trat die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000) mit dem Ziel in Kraft, einen Ordnungsrahmen für den Gewässerschutz zu schaffen. In dieser ist unter anderem das Erreichen eines guten ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer bis zum Jahr 2015 festgelegt. Biologische Bewertungskomponenten für Fließgewässer sind Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten sowie Phytoplankton und Phytobenthos. Dazu werden begleitend physikalisch-chemische und hydromorphologische Daten berücksichtigt.

Ein grundlegender Schritt in der Umsetzung der EU-WRRL ist eine ausführliche Bestandsaufnahme der Einzugsgebiete, die bis Ende 2004 veröffentlicht werden sollte. Aufbauend auf diese Datenerhebungen kann eine Defizitanalyse als Vergleich zwischen Istzustand und Leitbild durchgeführt werden. Die Ergebnisse dieser Defizitanalyse sollen genutzt werden, um Maßnahmen abzuleiten, die eine Verbesserung des Gewässerzustandes ermöglichen. Die EU-WRRL schreibt eine Veröffentlichung der Maßnahmenpläne bis Ende 2009 vor.

In der vorliegenden Studie werden Bioindices des Makrozoobenthos statistisch auf ihre Anwendbarkeit in einer Defizitanalyse der Gewässerstruktur getestet. Ziel ist es, Indices zu finden, die auf spezielle Strukturelemente reagieren und so Aussagen über die Güte der Gewässermorphologie ermöglichen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Daten dieser Studie stammen aus den Fließgewässern des münsterländischen Ems-Einzugsgebiets, welches in der Flussgebietseinheit Ems zum Bearbeitungsgebiet Obere Ems zählt. 86,4 % der Gewässer gehören drei wichtigen Fließgewässertypen an: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern (34 %), sandgeprägte Tieflandbäche (32,1 %) sowie sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse (20,3 %) (MUNLV 2005). Die Ergebnisse der Studie wurden an einem Beispielgewässer, dem Gellenbach, getestet. Dieses 10,91 km lange Gewässer entwässert ein Einzugsgebiet von 21,67 km² und mündet nördlich von Münster in die Ems. Für den größten Teil der Fließstrecke ist es als sandgeprägter Tieflandbach klassifiziert, erst ab Eintritt in die Emsaue gilt es als kleines Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern. Der Oberlauf ist durch ein landwirtschaftliches

Einzugsgebiet geprägt, in dem der Bach stark strukturell degradiert ist, während der Unterlauf im Bereich des Naturschutzgebietes „Bockholter Berge“ naturnahe Strukturen aufweist.

Datenbasis

Grundlage der Arbeit waren statistische Analysen von Gewässerstrukturgütedaten und Bioindices, die aus Makrozoobenthos-Untersuchungen berechnet wurden. Daten sind für 467 Faunabesammlungen an 153 Probestellen vorhanden und stammten aus der Datenbank der Abteilung für Limnologie an der WWU Münster und dem StUA Münster. Insgesamt standen 42 Indices für die Auswertung zur Verfügung.

Daten zur Gewässerstrukturgüte wurden ebenfalls vom StUA Münster zur Verfügung gestellt. Die Erhebung erfolgte nach der Kartieranleitung des LANDESUMWELTAMTS NORDRHEIN-WESTFALEN (1998), die sechs Hauptparameter und 30 Einzelparameter der Gewässerstruktur aufführt.

Statistische Auswertungen

Die Auswertung der Daten erfolgte anhand verschiedener statistischer Analysen. Varianzanalysen mit dem Kruskal-Wallis-Test ermöglichten Aussagen über die Homogenität der Daten bezüglich Fließgewässertyp und Jahreszeit. Mit bivariaten Korrelationen wurden die Zusammenhänge zwischen den Strukturgüteparametern und den Bioindices, sowie Strukturgüteparametern untereinander und Bioindices untereinander geprüft. Boxplots und Quartil-Berechnungen wurden genutzt, um Aussagen über Grenzwerte zu ermöglichen, bis zu welchem Wert ein Index einen guten Zustand repräsentiert. Diese Tests wurden mit SPSS 12.0 für Windows durchgeführt. Ein multivariates Verfahren zur Datenanalyse stellt die Redundanzanalyse dar, eine direkte Gradientenanalyse, die mit CANOCO 4.5 erstellt wurde. Mit CANODRAW 4.0 wurden grafische Darstellungen der Ordinationsdiagramme erstellt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Varianzanalysen zeigen, dass die Werte der Bioindices Unterschiede bezüglich der Fließgewässertypen aufweisen, vielfach jedoch keine jahreszeitlichen Unterschiede. Deshalb wurden die folgenden Auswertungen nach Fließgewässertypen getrennt betrachtet, wobei Daten aller Jahreszeiten mit einfließen. Die stärksten Zusammenhänge zwischen den einzelnen Bioindices treten im Typ der sandgeprägten Tieflandbäche auf, die beiden anderen Fließgewässertypen bleiben daher im Folgenden unberücksichtigt.

Auf Hauptparameter-Niveau soll das strukturelle Defizit erkannt werden und auf Ebene der Einzelparameter die Verbesserungsmaßnahmen abgeleitet werden. Ausschlaggebend hierbei sind die Korrelationen zwischen Strukturelementen und Bioindices. Von besonderer Bedeutung sind Indices, die auf eine spezifische Belastung reagieren. Da aber viele der Defizite gemeinsam auftreten, sind derartige Indices nur selten zu finden (BÖHMER et al. 2000).

Das Ordinationsdiagramm der Redundanzanalyse für die sandgeprägten Tieflandbäche zeigt, dass die meisten Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte, mit Ausnahme des Rückstaus, untereinander positiv korreliert sind. Die Bioindices sind teils positiv und teils negativ mit der Struktur korreliert. Die Werte des Rheo-Indexes, des Anteils der Rhithralarten oder der rheophilen Individuen nehmen bei schlechter Strukturgüte ab, Litoralbesiedler, limnophile Individuen und die Anteile und Taxazahlen der Gastropoda nehmen zu (siehe Abb. 1). Der Rheo-Index wird besonders durch die Laufkrümmung beeinflusst ($r=-0,46$), der Anteil rheophiler Individuen durch den Profiltyp ($r=-0,39$) und der Anteil der Litoralbesiedler durch das Strukturelement Querbänke ($r=0,44$).

mungspräferenz oder der Gewässerzonierung als Anzeiger für schlechte Gewässerstrukturen geeignet. Die wichtigsten Defizite beziehen sich auf die Laufentwicklung sowie das Längs- und Querprofil (siehe Tabelle 1).

Tab. 1: Indices für Defizitanalyse und Maßnahmenableitung in sandgeprägten Tieflandbächen.

Hauptparameter	Index	Grenzwert	Defizit	abgeleitete Maßnahmen
Laufentwicklung	Rheo-Index	$\geq 0,65$	Begradigung, fehlende Längsbänke	Verbesserung der Linienführung und Ermöglichung eines natürlichen Geschiebehaushaltes
	Fauna-Index Tieflandbäche	$\geq -0,2$	Begradigung	Verbesserung der Linienführung durch Ermöglichung morphologischer Eigendynamik
	% Individuen Rhithral	$\geq 14 \%$	fehlende Längsbänke	Ermöglichung eines natürlichen Geschiebehaushaltes
Längsprofil	% Individuen Litoral	$\leq 13 \%$	fehlende Querbänke	Wiederherstellung der natürlichen Abflussregimes mit typischem Geschiebehaushalt
Querprofil	% Individuen rheophil	$\geq 56 \%$	festgelegtes ausgebauter Querprofil	Entfernung von Verbau, Ermöglichung der morphologischen Eigendynamik
	% Individuen EPT	$\geq 10 \%$		
Gewässerumfeld	% Individuen Kies	$\geq 2,75 \%$	intensive Nutzung des Gewässerumfeldes	Ankauf von Flächen, Flächenstilllegung oder gewässerschonende Nutzung
	% Arten Hyporhithral und Epipotamal	$\geq 20 \%$	fehlender Gewässerstrandstreifen	Anlage naturraumtypischer Gewässerstrandstreifen

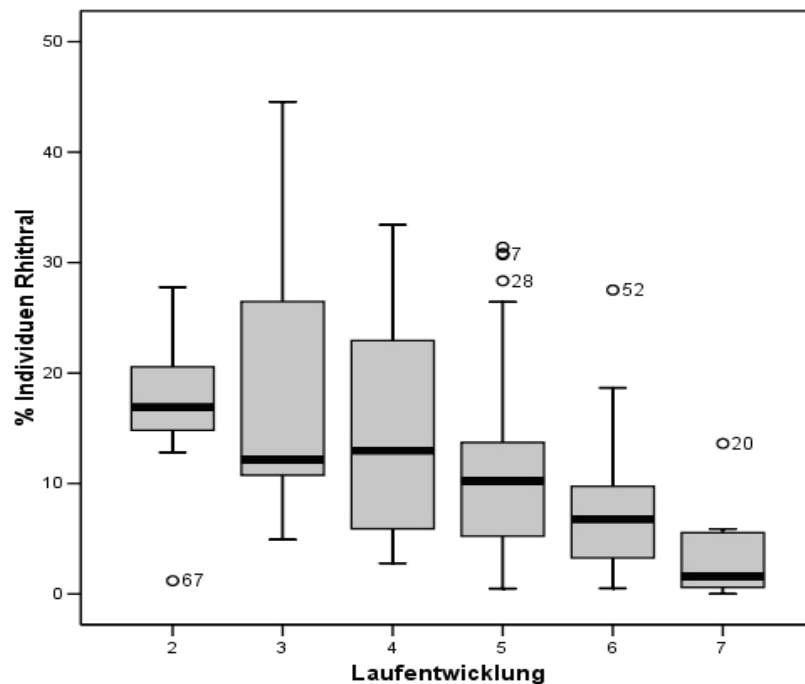


Abb. 2: Boxplot-Darstellung des Zusammenhanges zwischen rhithralbesiedelnden Individuen und dem Strukturgüte-Hauptparameter Laufentwicklung.

Die vorgeschlagenen Indices können im Fallbeispiel Gellenbach die strukturellen Verhältnisse gut darstellen. Im degradierten Oberlauf verfehlt jeder Index den vorgegebenen Richtwert, im Naturschutzgebiet dagegen werden die meisten Grenzwerte eingehalten. Zwar treten geringe jahreszeitliche Schwankungen der Indexwerte auf, an Probestellen mit guten Strukturen werden aber immer bessere Indexwerte ermittelt als an schlechten Strukturen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Eine statistische Analyse der Zusammenhänge zwischen Gewässerstrukturgüte und Bioindices der Makrozoobenthoszönose zeigt, dass eine Defizitanalyse des strukturellen Zustandes von Fließgewässern mit Hilfe von Indices ebenso möglich ist wie die direkte Ableitung von Verbesserungsmaßnahmen. Dies gilt vor allem für sandgeprägte Tieflandbäche, in denen Strömungspräferenz-Indices und Gewässerzonierungs-Indices gute Indikatoren darstellen.

Danksagung

Dank gilt allen Beteiligten bei der Entwicklung und Bearbeitung des Themas sowie dem Staatlichen Umweltamt Münster für die Bereitstellung von Daten.

Literatur

- Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & B. Kappus (2000): Ökologische Fließgewässerbewertung. Biologische Grundlagen und Verfahren - Schwerpunkt Makrobenthos. In: Steinberg, C., Calmano, W., Klapper, H. & R. D. Wilken (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie 9. Erg. Lfg. 4/00
- EU-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. In: Von Keitz & Schmalholz (Hrsg.) (2002): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung. Berlin
- Kern, K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern. Berlin
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung. LUA Merkblätter Nr. 14. Essen
- Lorenz, A., Hering, D., Feld, C. K. & P. Rolaufts (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia* 516, 107 - 127
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2005): Obere Ems Ergebnisbericht. Wasserrahmenrichtlinie - Bestandsaufnahme. Edingen-Neckarhausen

Zur qualitativen Vorhersagbarkeit von Referenzbiozönosen anhand regional präzisierter Fließgewässertypen

Dirk Böhme

Hydroprojekt Ing. GmbH, 99427 Weimar, Rießnerstraße 18, Dirk.Boehme@Hydroprojekt.de

Keywords: Fließgewässer, Typologie, Klassifikation, Referenzbiozönose, Prognose, Modell

Einleitung

Für die deutschen Fließgewässer ist eine top-down-Typologie nach System B der EU-WRRL (2000/60/EC) verfügbar (Pottgiesser & Halle 2004). Die landschaftsökologische Maßstabebene dieses Systems ist die Gewässerlandschaft (Briem 2003). Die biozönotische Validierung des top-down-Ansatzes beruht auf visueller Inspektion von Ordinationsdiagrammen der Referenzbenthoszönosen (Haase et al. 2004). Sie verzichtet sowohl auf statistische Tests als auch auf Vergleiche mit anderen Klassifikationssystemen. Der primäre Zweck der Typologie ist die Normierung der wasserwirtschaftlich motivierten multimetrischen Gewässerbewertung. Die Art als primärer Träger ökologischer Information ist in den typbezogenen Beschreibungen der Referenzverhältnisse (Haase et al. 2004, Pottgiesser & Sommerhäuser 2004) zwangsläufig unterrepräsentiert. Aus naturschutzfachlicher Sicht, die Aspekte wie Artendiversität, Seltenheit, Vollständigkeit und regionale Repräsentativität des Artenspektrums beinhaltet, sind die weitergehende Regionalisierung und eine möglichst hohe taxonomische Auflösung der Referenzbeschreibungen wünschenswert. Daher werden im folgenden zwei Fragen untersucht:

- Wie gut ist die „offizielle“ deutsche Gewässertypologie im Vergleich mit herkömmlichen gewässerkundlichen bzw. landschaftsökologischen Gliederungen geeignet, um Taxozönosen merolimnischer Insekten unterhalb der Ebene der Gewässerlandschaften zu differenzieren?
- Ist ggf. unter Einbeziehung ergänzender abiotischer Parameter eine gewässerspezifische Vorhersage des Referenzzustandes in höherer taxonomischer und geografischer Auflösung möglich, als bislang mit den Steckbriefen und Taxalisten der „offiziellen“ Gewässertypen?

Material und Methoden

Datengrundlage

Das Untersuchungsgebiet (UG) umfasst den Harzanteil der Bundesländer Sachsen-Anhalt und Thüringen. Hier wurden 46 Stationen an weitgehend natürlichen bzw. (wo nicht mehr vorhanden, z.B. an den Unterläufen der größeren Harzgewässer) geringst möglich gestörten Gewässerabschnitten untersucht. Als Modellgruppen für das MZB von Mittelgebirgs-Fließgewässern werden in dieser Arbeit die Eintags- und Steinfliegen (Ephemeroptera, Plecoptera) herangezogen. Die Ergebnisse der Erhebungen sind in einer Matrix der Umweltparameter *X* und in einer Fundort-Arten-Matrix *Y* zusammengefasst.

X: 46 Stationen x 26 Umweltparameter bzw. 36 Einzelvariablen unter Berücksichtigung von jeweils n-1 binären Dummies für nominal skalierte Parameter mit n Kategorien, Beschränkung auf strukturelle und naturräumliche, d.h. die natürliche Verbreitung von Arten beeinflussende Parameter; Geländetauglichkeit durch Erfassbarkeit über einmalige Ortsbegehung und frei verfügbare Kartenwerke

Y: 46 Stationen x 83 Arten mit dreistufiger Abundanzklassenangabe im Ergebnis von Handaufsammlungen, Kescher- und Lichtfängen; insgesamt ca. 26.500 Individuen aus 38 Arten der Ephemeroptera und 45 Arten der Plecoptera, im Median 26 Arten aus beiden Ordnungen je Station.

Untersuchung des Erklärungswertes von a-priori-Klassifizierungen für das Besiedlungsbild

Das Verfahren der „Mean Similarity Analysis“ (MEANSIM, Van Sickle 1997) vergleicht die mittlere Ähnlichkeit von Objekten innerhalb beliebig vorgegebener Gruppen [W] mit der mittleren Ähnlichkeit zwischen diesen Gruppen [B]. Grundlage des Vergleichs sind eine symmetrische Ähnlichkeitsmatrix $A_{nn}(S=1-D_{\text{Bray-Curtis}})$ aus **Y** und die eindeutige Zuordnung aller Stationen (= Objekte) aus **Y** zu diskreten Gruppen (z.B. Gewässertypen, Landschaftseinheiten, Einzugsgebiete etc.). Als Beurteilungsparameter werden die absolute Klassifikationsstärke [$CS_{\text{rel}} = W-B$] sowie die relative Klassifikationsstärke [$CS_{\text{rel}} = CS_{\text{abs}}/CS_{\text{max}}$] des Gruppierungssystems berechnet. Als Approximation der maximal möglichen Klassifikationsstärke [CS_{abs}] eines Systems von n a-priori-Gruppen dient die mit einer normalen Clusteranalyse von A_{nn} (hier UPGMA im Q-Modus) erzeugte Gruppierung der Stationen bei n Terminalgruppen (Van Sickle & Hughes 2000).

Modellansätze zur Prognose von biotischen Referenzbedingungen aus abiotischen Parametern

Zur Vorauswahl eines ökologisch relevanten Satzes erklärender Variablen werden **X** und **Y** zunächst einer kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA, ter Braak 1986) mit forward selection und Monte-Carlo-Permutationstest unterzogen. Als Selektionskriterium wurden folgende Bedingungen definiert: [conditional effect $\geq 10\%$] ODER [conditional effect $\geq 5\%$ UND $p \leq 0,05$].

Die in Großbritannien, USA und Australien verbreiteten Prognosemodelle vom RIVPACS-Typ (Wright et al. 1993) beruhen auf einer starren Clusterung in TWINSPAN und einem diskriminanzanalytischen Ansatz zur Vorhersage der Gruppenzuordnung aus Umweltparametern, der Multinormalität der Deskriptoren in jeder Gruppe voraussetzt (Legendre & Legendre 1998). Deshalb wurden hier zwei Modellansätze gewählt, die diese Einschränkungen umgehen.

ANNA (Assessment by Nearest Neighbour Analysis, Linke et al. 2005) kombiniert nMDS (non-metric Multidimensional Scaling) einer Distanzmatrix $A_{nn}(D_{\text{Bray-Curtis}})$ aus **Y** und multiple lineare Regression der nMDS-Achsen 1..3 mit den Variablen aus X_{sel} zur Ermittlung der relativen Lage von Teststationen im Kontinuum des Ordinationsraumes der Referenzstationen. Die Wahrscheinlichkeit des Auftretens eines Taxons an der Teststation wird als distanzgewichtete mittlere Wahrscheinlichkeit des Vorkommens dieses Taxons an den n nächsten Referenzstationen berechnet. Für das hier gezeigte Modell wurde anhand der O/E-Relation (siehe unten) n iterativ mit 6 bestimmt.

Alternativ lassen sich Regressions- oder Klassifikationsbäume nutzen, um mit dichotomen Entscheidungsregeln anhand erklärender Variablen Objekte in Klassen von möglichst großer innerer Homogenität einzuordnen. Bei multivariaten Problemen, d.h. Objekten (=Stationen) mit einer Vielzahl von Deskriptoren (=Arten), ist dies sehr effizient mit dbMRT (distance based Multivariate Regression Tree, De'Ath 2004) möglich. Dazu werden auch hier die Distanzmatrix $A_{nn}(D_{\text{Bray-Curtis}})$ aus **Y** sowie X_{sel} genutzt. Die Teststation wird über 3 Entscheidungsschritte einer von 4 Gruppen zugeordnet, die dbMRT aus den Referenzstationen bildet. Die Wahrscheinlichkeit des Auftretens

eines Taxons an der Teststation wird analog zu ANNA aus der Frequenz seines Auftretens an den Referenzstationen der jeweiligen Gruppe berechnet

Die von beiden Modellen generierten Artenlisten mit Einzelwahrscheinlichkeiten der Vorkommen geben eine qualitative Orientierung für den Referenzzustand der Teststation. Die Zahl der zu erwartenden Ephemeroptera- und Plecoptera-Arten wurde für beide Modelle als Zahl der Arten mit Einzelwahrscheinlichkeiten $p \geq 0,5$ bestimmt.

Die Qualität beider Modelle wurde durch „leave one out - cross validation“ untersucht (Olden & Jackson 2000). Dabei werden unter Auslassung jeweils einer Station n Einzelmodelle mit $n-1$ Stationen erzeugt, damit für die ausgelassenen Stationen die zu erwartenden Artenzahlen generiert und mit den tatsächlich dort beobachteten Werten verglichen. Als ein Beurteilungskriterium für die Modellqualität dient die O/E (Observed/Expected)-Relation der Artenzahlen, die als simple lineare Regressionsgleichung [$O = a * E + b$] dargestellt werden kann. Bei einem theoretisch perfekten Modell gilt [$O/E = 1$].

Ergebnisse

Tabelle 1 fasst die MEANSIM-Ergebnisse für 7 Klassifikationssysteme zusammen. Die Gliederungen der Stationen des UG nach herkömmlichen Landschaftseinheiten (1) oder nach überwiegender geologischen Baueinheiten der Einzugsgebiete (2) haben eine höhere und statistisch besser abgesicherte Klassifikationsstärke für die untersuchten Taxozönosen als die „offizielle“ deutsche Gewässertypologie (3). Eine regional angepasste Längszonierung auf Grundlage von Gewässerordnungszahl, Quellentfernung, Gefälle und Gewässerbreite (5) hat eine etwas geringere CS als die binäre Bach/Fluss-Unterscheidung über die EZG-Fläche nach WRRL System A (4), ist aber statistisch besser abgesichert.

Tab. 1: Ergebnisse MEANSIM

Klassifikationssystem	Klassen-zahl	n	W	B	CS absolut [=W-B]	CS relativ [%]
(1) Landschaftseinheiten	4	46	0,497	0,386	0,0933***	43,4%
(2) Geologie des Einzugsgebietes	4	44	0,486	0,391	0,0954***	42,4%
(3) Fließgewässertypen WRRL, System B	2	45	0,452	0,395	0,0570*	28,6%
(4) Längszonierung WRRL, System A	2	46	0,447	0,392	0,0547	28,5%
(5) Längszonierung, regional angepasst	4	46	0,456	0,406	0,0495***	23,0%
(6) Flussgebiete	4	46	0,444	0,414	0,0293*	13,6%
(7) Höhenzonen	3	46	0,428	0,410	0,0177*	8,6%
n < 46 bei Einzelklassen mit < 3 Stationen, die von der Analyse ausgeschlossen sind. Signifikanz von CS absolut im Ergebnis von Monte-Carlo-Permutationstests mit 999 Wiederholungen: * p<0,05 *** p<0,001						

Auch die Anbindung der Harzgewässer an unterschiedliche Flussgebiete des Elbe- bzw. Wesersystems (6) und die Höhenzonierung des Mittelgebirges (7) können signifikante Erklärungsbeiträge für das Besiedlungsbild liefern. Aufgrund dieses Erkenntnis ist die Aufnahme der Zuordnung der Stationen zu den Kategorien der Klassifikationssystemen (1), (2), (4), (5), (6) und (7) in den Parametersatz von X gerechtfertigt.

Im Ergebnis der CCA mit forward selection verbleibt für den Aufbau der Modelle eine Matrix X_{sel} mit 46 Stationen x 12 Variablen und minimaler Multikollinearität ($VIF < 5,7$), darunter auch 4 binäre Einzelvariablen der Klassifikationssysteme (1), (2) und (6).

Eine Zusammenfassung der O/E-Betrachtung für beide Modelle ist Abb. 1 und Tab. 2 zu entnehmen. Als praktisch nutzbar werden derartige Modelle bezeichnet, wenn die Bedingung [$R^2 \geq 0,2$ UND $0,85 \leq a \leq 1,15$ UND $-1,5 \leq b \leq 1,5$] erfüllt ist (Linke et al. 2005).

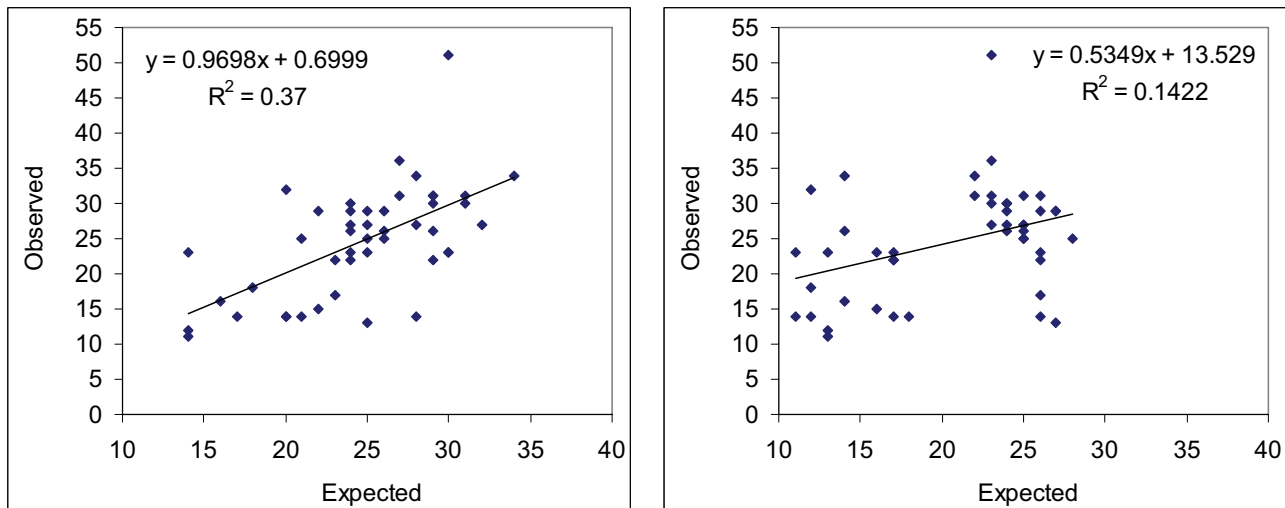


Abb. 1: O/E-Beziehungen für die Artenzahl der Ephemeroptera und Plecoptera, links: ANNA, rechts: dbMRT

Tab. 2: Vergleich der Modelle anhand der O/E-Beziehungen

Modellansatz	Arten	R ²	a	b
ANNA	Ephemeroptera	0.552	0.863	1.303
	Plecoptera	0.312	0.743	3.817
	Ephemeroptera + Plecoptera	0.370	0.970	0.700
dbMRT	Ephemeroptera	0.471	0.745	3.884
	Plecoptera	0.010	0.176	12.665
	Ephemeroptera + Plecoptera	0.142	0.535	13.529

ANNA erzeugt ein brauchbares Modell für die Artenzahl der Ephemeroptera und für die Gesamtartenzahl. Der Modellansatz mit dbMRT bleibt unbefriedigend und unterschätzt insbesondere die Gesamtartenzahl. Beim qualitativen Quervergleich der korrekten Vorhersage der an den Teststationen anwesenden und fehlenden Arten anhand des Kriteriums [$p \geq 0,5$ Art anwesend, $p < 0,5$ Art fehlend] werden jedoch mit ANNA 81,7% und mit dbMRT 79,7% der einzelnen Arten korrekt eingeordnet. In dieser Hinsicht ergibt sich mit beiden Modellen ein deutlich schärferes Bild der Referenzverhältnisse als anhand der beispielhaften typbezogenen Taxalisten aus Haase et al. (2004).

Diskussion und Schlussfolgerungen

Elemente mesoskaliger landschaftsökologischer Gliederungssysteme und eine verfeinerte längszonale Differenzierung haben im Vergleich zur WRRL-konformen Typisierung einen ähnlichen oder höheren Erklärungswert für die Besiedlungsbilder der Testgruppen im UG. Daher ist die Ergänzung

des bisher eingeführten Satzes typologischer Deskriptoren um derartige Parameter eine sinnvolle Option.

Referenz-Taxozönosen sind mit begrenztem Aufwand in höherer geografischer und taxonomischer Auflösung vorhersagbar als dies momentan für primär wasserwirtschaftliche Zwecke praktiziert wird.

Das Prognosemodell mit der impliziten Annahme kontinuierlicher Veränderungen in der Zusammensetzung der Zönose entlang von Umweltgradienten (ANNA) erreicht eine deutlich bessere O/E-Relation als der Ansatz mit impliziter Annahme diskreter Gemeinschaftscluster (dbMRT) und liegt damit trotz der geringen Zahl verfügbarer Referenzstationen im praktisch verwendbaren Bereich. Der Ansatz mit dbMRT ist in der derzeitigen Form nicht geeignet, wäre aber durch die übersichtliche Struktur einfacher anwendbar und Außenstehenden besser vermittelbar. Als nächste Arbeitsschritte sind deshalb Untersuchungen zur Spezifität und Sensitivität beider Modelle und zum Einfluss extremer Werte in den Referenzdatensätzen auf das Validierungsergebnis vorgesehen.

Beide Ansätze sind methodisch auf andere Regionen und andere Taxa übertragbar. Die Nutzung derartiger Modelle als „Prüfinstanz“ kann dem Bearbeiter deutlich vor Augen führen, in wieweit sein subjektives „taxonomisches Erwartungsbild“ für ein Gewässer durch die tatsächlich verfügbaren Vergleichs- und Referenzdaten gestützt wird. Die weitere Entwicklung, Validierung und Anwendung modellgestützter Referenz-Prognosen ist deshalb zu empfehlen.

Literatur

- Briem, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV-DVWK Arbeitsbericht, Hennef. Mappe mit Textband, Steckbriefen, Kurzfassung, 4 Karten.
- De'Ath, G. (2002): Multivariate Regression Trees: A New Technique for Constrained Classification Analysis. *Ecology* 83:1103-1117.
- Haase, P., A. Sundermann, C. Feld, D. Hering, A. Lorenz, C. Meier, J. Böhmer, C. Rawer-Jost & A. Zenker (2004): Validation der Fließgewässertypologie Deutschlands, Ergänzung des Datenbestandes und Harmonisierung der Bewertungsansätze der verschiedenen Forschungsprojekte zum Makrozoobenthos zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Modul Makrozoobenthos). Abschlussbericht 2. Projektjahr. Forschungsinstitut Senckenberg, Forschungsstation für Mittelgebirge Biebergemünd: 1-83 + Anh.
- Legendre, P. & L. Legendre (1998): Numerical ecology. Second English edition. Elsevier Science BV, Amsterdam, The Netherlands. 853 S.
- Linke, S., R.H. Norris, D. F. Faith & D. Stockwell (2005): ANNA: A new prediction method for bioassessment programs. *Freshwater Biology* 50: 147-158.
- Olden, J.D. & D.A. Jackson (2002): A comparison of statistical approaches for modelling fish species distributions. *Freshwater Biology* 47: 1-20.
- Pottgiesser, T., J. Kail, S. Seuter & M. Halle (2004): Abschließende Arbeiten zur Typisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL – Teil II, Endbericht. Forschungsprojekt im Auftrag der LAWA: 1-16 + Anhang (unveröffentl.).
- Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2004): Die Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Forschungsprojekt im Auftrag der LAWA: 1-5 + Anhang (unveröffentl.).
- ter Braak, C.J.F. (1986) Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167-1179.
- Van Sickle, J. (1997): Using Mean Similarity Dendrograms to Evaluate Classifications. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 2: 370-388.
- Van Sickle, J. & R.M. Hughes (2000): Classification strengths of ecoregions, catchments, and geographic clusters for aquatic vertebrates in Oregon. *JNABS* 19: 370-384.
- Wright, J.F., M.T. Furse & P.D. Armitage (1993): RIVPACS: A technique for evaluating the biological water quality of rivers in the UK. *European Water Pollution Control* 3: 15-25.

Reference conditions missing? Go East! Herleitung eines biozönotischen Leitbildes für große sandgeprägte Tieflandflüsse mittels polnischer Referenzstellen

Katja Birke & Armin Lorenz

Universität Duisburg-Essen, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen. katja.birke@uni-essen.de

Keywords: Fließgewässerbewertung, Sandflüsse, Makrozoobenthos, Leitbild, Faunaindex

Einleitung

Der Anblick eines Großen Sandflusses in Gestalt eines breiten, mäandrierenden, landschaftsverändernden Flusses gehört in Deutschland der Vergangenheit an – das Bild eines eingezwängten, begradigten Flusslaufes ist dagegen Realität.

Um eine typspezifische und leitbildorientierte Bewertung zu gewährleisten - so wie es die EG-Wasserrahmenrichtlinie fordert - sind Datensätze von Probestellen entlang eines Gradienten erforderlich. Von besonderer Bedeutung für die Entwicklung eines biozönotischen Leitbildes sind naturnahe Abschnitte, die den besten Zustand innerhalb des Gradienten darstellen. Was aber ist zu tun wenn es in Deutschland, wie im Fall der Großen Sandflüsse, keine Referenzen mehr gibt? Woher weiß man welche Fauna letztendlich im natürlichen Zustand vorkommt?

Im folgenden Beitrag wurde die Idee verfolgt, naturnahe Gewässer östlich von Deutschland in weniger veränderten Naturräumen zu untersuchen, in denen ähnliche geologische und klimatische Bedingungen vorherrschen.

Die großen sandgeprägten Tieflandflüsse Deutschlands galten bisher als „Sorgenkind“: sie sind stark anthropogen überformt und es gibt nur wenige Makrozoobenthos-Datensätze, da die Beprobung schwieriger ist als bei Bächen oder kleinen Flüssen. Die 2003 erfolgten Nacherhebungen in Deutschland wurden zur Entwicklung eines multimetrischen Bewertungssystems herangezogen. (Birke & Lorenz 2004). Aufgrund fehlender Referenzen konnte bisher kein eigener Faunaindex als Toleranzmetric im multimetrischen Bewertungssystem, wie er für die mittelgroßen sandgeprägten Tieflandflüsse existiert, entwickelt werden. In den Faunaindex gehen sensitive Taxa ein, die bestimmte hydromorphologische Strukturen und somit Degradationsstufen präferieren. Er besitzt dadurch eine Schlüsselfunktion bei der Leitbildentwicklung und der Bewertung der allgemeinen Degradation. Als vorläufiger Ersatz fand der Potamon-Typie-Index (PTI) Eingang in das Bewertungssystem, dieser wurde ursprünglich für die Ströme entwickelt und gibt nur Aussage darüber wie potamalspezifisch die Makrozoobenthos-Biozönose ist (Schöll et al. 2005).

Mit Hilfe von Kenntnissen über die Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Biozönose im naturnahen Zustand, anhand polnischer Referenzstellen, einen eigenen Faunaindex für die Großen Sandflüsse zu entwickeln und damit den PTI zu ersetzen, war das Ziel dieser im Rahmen einer Diplomarbeit erfolgten Untersuchungen.

Untersuchungsdesign

In den Sommermonaten der Jahre 2003 und 2004 wurden 20 Abschnitten großer sandgeprägter Tieflandflüsse (Einzugsgebiet 1.000-10.000 km²), die einen Untertyp (Typ15_groß) des offiziellen Typ 15 (Pottgiesser & Sommerhäuser 2004) darstellen, beprobt. 9 Probestellen befanden sich in Polen (an den Flüssen Drweca, Omulew, Orzyc, Liwiec, Wieprza, Parseta und Drawa) und 11 Probestellen in Deutschland (an den Flüssen Lippe, Ems, Hase, Hunte, Vechte, Aller, Havel und Spree). Das Makrozoobenthos wurde mittels Shovel-Sampler (25x25cm, 500µm) nach dem Multi-Habitat-Sampling beprobt, nach einer standardisierten Methode aussortiert (Haase & Sundermann 2004) und auf Artniveau (Ausnahme: Dipteren und Oligochaeten) bestimmt.

Zusätzlich wurden an jeder Probestelle gewässermorphologische Daten erfasst.

Ergebnisse

Gewässermorphologie

Anhand der Auswertung der gewässermorphologischen Daten lässt sich ein Gradient von naturnah bis naturfern feststellen, mit dessen Hilfe die untersuchten Abschnitte morphologischen Zustandsklassen zugeordnet wurden (Tab. 1). Die polnischen Probestellen zeichnen sich durch Strukturvielfalt, einen hohen Deckungsgrad an Ufergehölzen und hohes Totholzvorkommen aus.

Tab. 1: Morphologie der Probestellen und Zuordnung in morphologische Zustandsklassen

Morphologische Zustandsklassen	sehr gut (1)	gut (2)	mäßig (3)	unbefriedigend (4) / schlecht (5) *
Synonym	naturnah (Referenz)	relativ naturnah	degradiert	stark degradiert
Überflutungsfläche	sehr groß	groß bis klein	klein	sehr klein
Gewässerrandstreifen	sehr breit mit Ufergehölzen	breit mit Ufergehölzen	schmal, Ufergehölze fehlen	fehlt, Ufergehölze fehlen
Totholz	hohe Anzahl	vereinzelte Vorkommen	fehlt	fehlt
Strömungsvarianz	sehr hoch	hoch bis gering	sehr gering bis fehlend	sehr gering bis fehlend
Tiefenvarianz	sehr hoch	hoch	gering	nahezu fehlend
Haupt-Mineralsubstrat	Sand	Sand	Sand, z.T. Steine (künstl.)	Steine (künstl.)
Substratdiversität	sehr hoch	hoch	gering	sehr gering
Anthropogene Eingriffe	+/- keine	gering	hoch	sehr hoch
Anzahl Probestellen	9 (PL)	6	3	2

* Die morphologischen Zustandsklassen unbefriedigend/schlecht (4/5) werden nicht weiter aufgetrennt und in folgenden Tabellen in der Zustandsklasse 4 zusammengefasst.

Faunaindex und biozönotisches Leitbild

Beim Vergleich der relativen Abundanzen und Stetigkeiten der Taxagruppen in den einzelnen morphologischen Zustandsklassen (Tab. 2) fällt auf, dass die EPT - Taxa, Odonaten und Coleopteren an den Referenzstellen ihre Abundanzmaxima und eine hohe Stetigkeit erreichen. Die Plecopteren konnten nur an den Referenzstellen nachgewiesen werden. Dagegen ist die höchste relative Abundanz von Dipteren und Oligochaeten an den degradierten Stellen zu finden. Crustaceen spielen v.a. an stark degradierten Abschnitten eine große Rolle.

In Tab. 3 ist dargestellt welche Taxa u.a. für diese Abundanzverhältnisse verantwortlich sind. Beispielsweise lassen sich bei den Ephemeropteren 2 Gruppen unterscheiden: zum einen Arten (wie *Electrogena affinis* und *Oligoneuriella keffermuelleriae*), die ausschließlich an den Referenzstellen

vorkommen und zum anderen Arten (wie *Brachycercus harrisella* und *Serratella ignita*), die auch in anderen morphologischen Zustandsklassen vorkommen, dort jedoch eine wesentlich geringere Abundanz bzw. Stetigkeit aufweisen und somit auch die Referenzstellen zu präferieren scheinen.

Tab. 2: Vergleich der relativen Abundanzen und Stetigkeiten der Taxagruppen [%] in den einzelnen morphologischen Zustandsklassen (die Zahlen 1-4 siehe Tab.1)

Taxagruppe	Relative Abundanz				Stetigkeit			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Ephemeroptera	63	19	18	0	100	100	100	50
Plecoptera	100	0	0	0	89	0	0	0
Trichoptera	73	26	1	0	100	100	100	0
Odonata	51	34	15	0	78	67	100	0
Coleoptera	52	16	32	0	100	83	100	0
Diptera	32	22	45	1	100	100	100	100
Oligochaeta	9	36	43	13	89	100	100	100
Hirudinea	29	10	61	0	44	67	100	0
Crustacea	3	16	15	65	89	100	100	100

Tab. 3: Ausgewählte Taxa im Vergleich der relativen Abundanzen und Stetigkeiten [%] in den einzelnen morphologischen Zustandsklassen (Zahlen 1-4 siehe Tab.1)

Taxagruppe	Taxon	Relative Abundanz				Stetigkeit			
		1	2	3	4	1	2	3	4
Ephemeroptera	<i>Brachycercus harrisella</i>	39	11	51	0	89	83	33	0
	<i>Serratella ignita</i>	85	15	0	0	100	83	0	0
	<i>Electrogena affinis</i>	100	0	0	0	33	0	0	0
	<i>Oligoneuriella keffermuelleriae</i>	100	0	0	0	11	0	0	0
	<i>Caenis luctuosa</i>	0	100	0	0	0	50	0	0
Plecoptera	<i>Leuctra sp.</i>	100	0	0	0	56	0	0	0
	<i>Nemoura sp.</i>	100	0	0	0	22	0	0	0
	<i>Isoperla sp.</i>	100	0	0	0	44	0	0	0
Trichoptera	<i>Brachycentrus subnubilus</i>	93	7	0	0	100	50	0	0
	<i>Lasiocephala basalis</i>	100	0	0	0	33	0	0	0
	<i>Lepidostoma hirtum</i>	100	0	0	0	33	0	0	0
	<i>Ylodes simulans</i>	100	0	0	0	33	0	0	0
	<i>Halesus digitatus/tesselatus</i>	100	0	0	0	78	0	0	0
Odonata	<i>Gomphus flavipes</i>	100	0	0	0	11	0	0	0
	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	63	29	9	0	56	67	33	0
	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	100	0	0	0	22	0	0	0
Coleoptera	<i>Elmis aenea</i> Ad.	100	0	0	0	33	0	0	0
	<i>Elmis maugetii</i> Ad.	75	25	0	0	11	17	0	0
	<i>Macronychus quadrituberculatus</i> Lv.	100	0	0	0	33	0	0	0
	<i>Hydraena pulchella</i> Ad.	100	0	0	0	33	0	0	0
Diptera	<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.	0	0	100	0	0	0	67	0
	Orthocladiinae Gen. sp.	10	16	74	0	100	100	100	50
Hirudinea	<i>Helobdella stagnalis</i>	4	5	91	0	11	17	100	0
Crustacea	<i>Dikerogammarus villosus</i>	0	0	3	97	0	0	33	100

Die Informationen über die Präferenzen der einzelnen Taxa bez. der morphologischen Zustandsklassen ermöglichen es einen Faunaindex zu entwickeln. Die einzelnen Taxa erhalten Indikatorwerte von +2 bis -2. Der Wert +2 wird vergeben an Taxa, welche bevorzugt an Abschnitten mit naturnaher Morphologie vorkommen, der Wert -2 dagegen an Taxa, die bevorzugt an Abschnitten mit stark degradierter Morphologie vorkommen. Insensitive (tolerante) Taxa erhalten keinen Wert und gehen nicht in den Index ein. Die Formel zur Indexberechnung und die Ergebnisse der Probestellen sind in Abb. 1 dargestellt. Vergleicht man den neu entwickelten Faunaindex der Großen Sandflüsse mit dem Faunaindex der Mittelsandflüsse (100-1.000 km² Einzugsgebiet) und dem PTI

(Abb. 2) wird sichtbar, dass beim Faunaindex der Mittelgroßen Sandflüsse und PTI keine klare Abtrennung von Gruppen (Probestellen) erfolgt wie das beim neuentwickelten Faunaindex der Großen Sandflüsse der Fall ist. Es wird deutlich, dass weder der Faunaindex der Mittelgroßen Sandflüsse noch der PTI der Ströme für die Großen Sandflüsse als Toleranzmetrik im Bewertungssystem geeignet ist. Alle drei Indizes wurden aus den Taxalisten der Probestellen berechnet und für diesen Vergleich auf Werte zwischen 0 und 1 normiert

Anhand der Indikatororganismen für naturnahe Große Sandflüsse kann das biozötotische Leitbild beschrieben werden (Auszug in Tab. 4). Es beinhaltet u.a. typische Sandfluss- bzw. Tieflandarten wie *Oligoneuriella keffermuelleriae* und *Serratella mesoleuca*, und xylophage Coleopteren wie *Macronychus quadrituberculatus* und *Potamophilus acuminatus*.

Tab. 4: Auszug aus dem biozönotischen Leitbild

Taxagruppe	Taxon
Ephemeroptera	<i>Brachycercus harrisella</i> , <i>Serratella mesoleuca</i> , <i>Electrogena affinis</i> , <i>Heptagenia longicauda</i> , <i>Neophemera maxima</i> , <i>Oligoneuriella keffermuelleriae</i> , <i>Potamanthus luteus</i>
Plecoptera	<i>Isoperla sp.</i> , <i>Isoptena serricornis</i> , <i>Leuctra sp.</i>
Odonata	<i>Ophiogomphus cecilia</i>
Trichoptera	<i>Brachycentrus subnubilus</i> , <i>Lasiocephala basalis</i> , <i>Ylodes simulans</i> , <i>Halesus digitatus/tesselatus</i> , <i>Leptocerus interruptus</i> , <i>Hydropsyche pellucidula</i>
Coleoptera	<i>Macronychus quadrituberculatus</i> , <i>Potamophilus acuminatus</i> , <i>Hydraena pulchella</i>

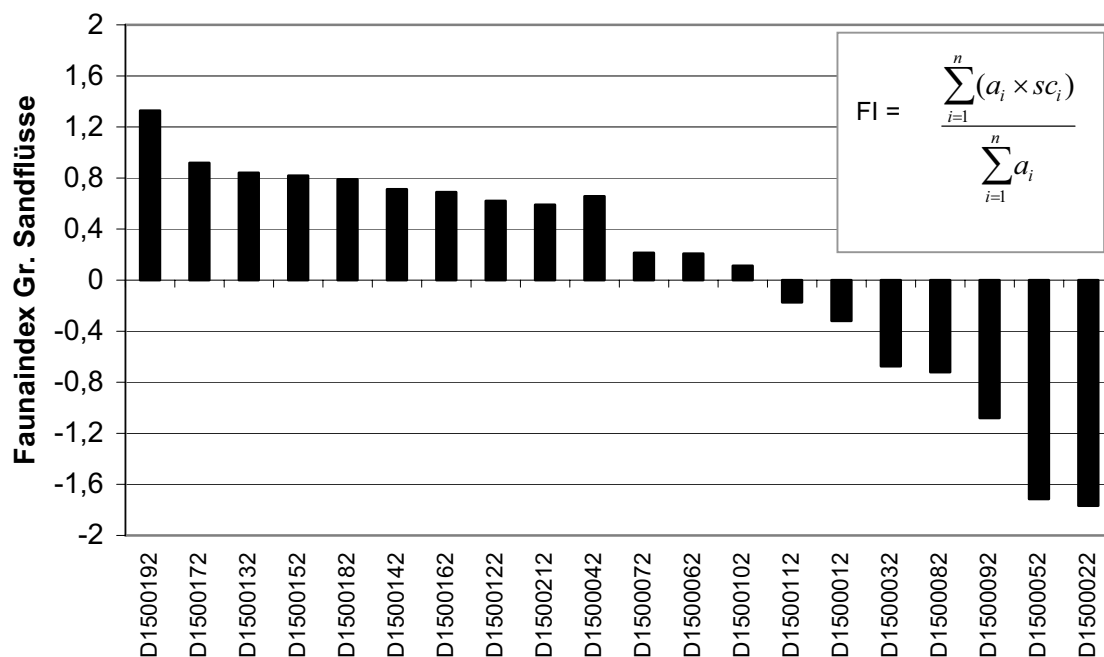


Abb. 1: Faunaindex der Großen Sandflüsse anhand der Taxalisten der Probestellen (auf der x-Achse sind die Probestellen anhand des hydromorphologischen Gradienten von links: naturnah nach rechts: naturfern geordnet; Formel zum Faunaindex (FI) rechts oben (nach Lorenz et al. 2004) : a_i - Abundanzklasse von Taxon i, sc_i - Indikatorwert von Taxon i, n - Gesamtanzahl der Indikator-taxa)

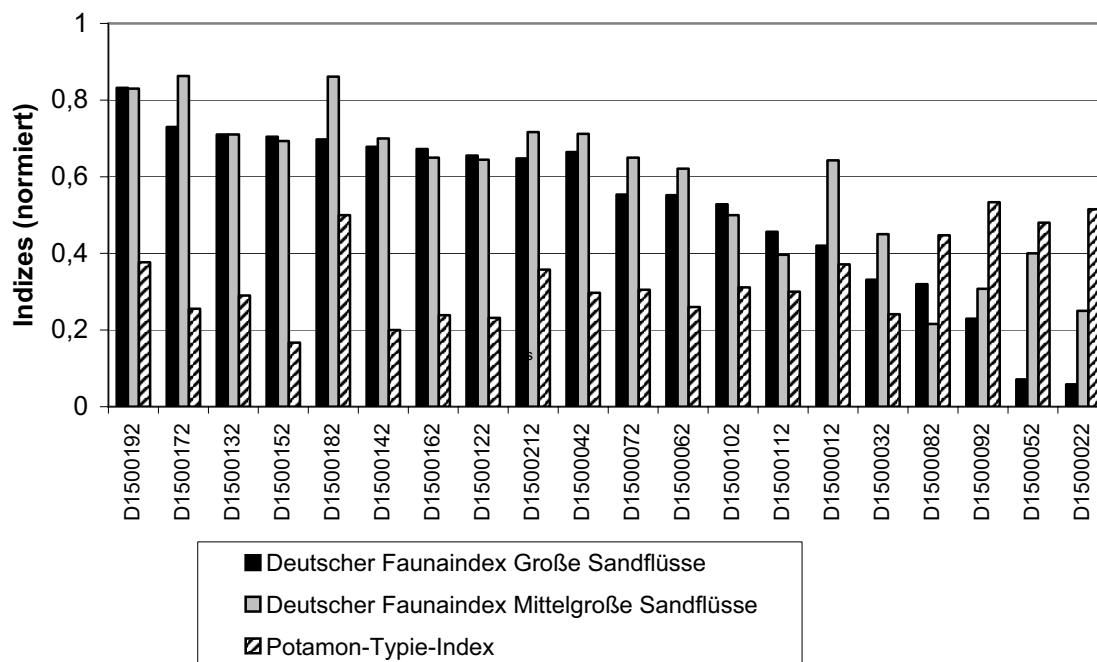


Abb. 2: Vergleich Faunaindex der Großen Sandflüsse mit Faunaindex für Mittelgroße Sandflüsse und PTI anhand der Taxalisten der Probestellen (x-Achse siehe Abb.1)

Fazit und Ausblick

Das biozönotische Leitbild zeigt vorwiegend Arten, die in Zentraleuropa vorkommen oder in der Vergangenheit vorgekommen sind. Östliche Referenzen sind geeignet ein Leitbild für einen deutschen Gewässertyp zu entwickeln.

Aufgrund der fortgeschrittenen Degradation ist in Deutschland ein Großteil der Leitbildtaxa in den Großen Sandflüssen ausgestorben. Die Rückkehr dieser Arten könnte mit der Renaturierung der degradierten Strukturen vorangetrieben werden.

Literatur

- Birke, K. & Lorenz, A. (2004): Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse – Entwicklung eines Bewertungssystems mit Makrozoobenthos. DGL Tagungsbericht 2004: 115-119.
- Haase, P. & Sundermann, A. (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Gutachten im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. [<http://www.fliesssgewaesserbewertung.de>, Stand September 2004].
- Lorenz, A., Hering D., Feld, C. K. & Rolaufts, P. (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia* 516: 107-127.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., W. Calmano, R.-D. Wilken & H. Klapper (Hrsg.): *Handbuch der Limnologie*. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.
- Schöll, F., Haybach, A. & König, B. (2005): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*. 5: 234-247.

- BERGHAHN, R., MOHR, S., FEIBICKE, M., MEINECKE, S. & SCHMIDT, R.: Einsatzmöglichkeiten und Anwendungsbeispiele der Fließ- und Stillgewässer-Mesokosmen-Anlage (FSA) des Umweltbundesamtes
- HENSEL, S & KIEL, E.: Zur Simulation eines Tieflandbaches in Fließgewässer-Mesokosmen – Konzeption und erste Ergebnisse
- JÄHN, K, KIEL, E & BERGHAHN, R.: Untersuchungen zur Primärbesiedlung künstlicher Fließgewässer-Mesokosmen
- STRAUB, T., HAMMERS-WIRTZ, M. & RATTE, H. T.: Sedimenttrophie und Periphyton-dynamik: Limnologischer Forschungsbedarf im Rahmen ökotoxikologischer Mesokosmosstudien
- VOGEL, K. & DUDEL, E. G.: Uranklimination aus dem Wasserpfad – Aufwuchsalgen, submerse Makrophyten und Helophyten im Vergleich

Einsatzmöglichkeiten und Anwendungsbeispiele der Fließ- und Stillgewässer-Mesokosmen-Anlage (FSA) des Umweltbundesamtes

Rüdiger Berghahn, Silvia Mohr, Michael Feibicke, Stefan Meinecke, Ralf Schmidt

Umweltbundesamt, Versuchsfeld Marienfelde, Schichauweg 58, D-12307 Berlin, ruediger.berghahn@uba.de

Keywords: Mesokosmen, Hydraulik, Besiedlung, Stofftransport, Abwasserhygiene, Umweltchemikalien

Einleitung

Die Fließ- und Stillgewässer-Simulationsanlage (FSA) des Umweltbundesamtes ist eine neue und technisch komplexe Versuchsanlage auf dem Versuchsfeld in Berlin-Marienfelde (Mohr et al. 2005, www.umweltbundesamt.de/fsa). Die Anlage besteht aus insgesamt 16 Fließrinnen mit einer Gesamtlänge von 1,6 km und 16 Teichen und ist mit einem ca. 5 km-langen Rohrleitungsnetz, über 60 Pumpen, 360 Ventilen und entsprechender Messtechnik ausgestattet. 8 Fließrinnen und 8 Teiche sind je in einer großen Hallen- und in einer Freilandanlage untergebracht. Die FSA ist modular aufgebaut und bietet daher maximale Flexibilität bei der Simulation verschiedener aquatischer Ökosysteme sowie der experimentellen Kontrolle.

Die Mesokosmen der FSA dienen unter anderem der Bearbeitung ausgewählter Fragen der Risikobewertung und der Erarbeitung von Kenngrößen für Modelle. Der Schwerpunkt der Forschungsarbeiten liegt auf Untersuchungen zur Ausbreitung, zum Abbau sowie zu den Wirkungen von Chemikalien und Abwasser in aquatischen Ökosystemen. Die Forschungsergebnisse unterstützen das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Reaktorsicherheit (BMU) bei der Weiterentwicklung und Konsolidierung von Umweltschutzbestimmungen.

In der FSA wurden seit Aufnahme des Routinebetriebs im Jahre 2003 auch Untersuchungen zu verschiedensten aktuellen Fragen der allgemeinen und angewandten Limnologie durchgeführt. Die Themen reichen bisher von der Hydraulik über den Stofftransport bis hin zur Besiedlung bzw. zum Besatz kleiner Fließgewässer.

Bisher durchgeführte Projekte

Entsprechend dem breiten Spektrum an Ressortaufgaben und mit Hilfe der Flexibilität der Anlage konnten seit 2002 eine Vielzahl sehr unterschiedlicher Untersuchungen durchgeführt werden (Tab. 1).

Das in Tabelle 1 genannte Projekt zum Schwerpunkt „Wasserbau, Hochwasserschutz“ soll im Folgenden weiter ausgeführt werden. Das Projekt „Stoffaustausch zwischen Wasser und Sediment“ ist bereits auf der DGL-Jahrestagung 2004 in Potsdam als Poster präsentiert worden (Kalbus et al., 2005). Das zuletzt in Tabelle 1 genannte Thema zum Schwerpunkt „Besatz und natürliche Besiedlung“ ist Gegenstand des Beitrags von Hensel & Kiel in diesem Tagungsband.

Tab. 1: Seit 2002 durchgeführte bzw. laufende Fallstudien in der Fließ- und Stillgewässer-Simulationsanlage (Umweltbundesamt)

Schwerpunkt	Thema, Bezug	Ort	Zeit	Kooperation
Abwasserhygiene	Zeigerqualitäten von <i>E. coli</i> u. a., EU-Badegewässer-Richtlinie	Außenrinnen und -teiche	ab 2002	TU Berlin
Stoffverhalten und Stoffverteilung	Austrag volatiler Stoffe aus Fließgewässern, Multimedia-Modelle	Außenrinnen	ab 2003	Universität Osnabrück
	Retention von Uran, Sanierung von Bergbaufolgelandschaften	Außenrinnen	2003 - 04	TU Dresden
	Verteilung und Verbleib des Herbizids Metazachlor	Außenrinnen und -teiche	2002 - 04	
	Verteilung und Verbleib des Biozids (Antifouling) Irgarol	Außenrinnen	2004 - 05	
	Stoffaustausch zwischen Wasser und Sediment	Hallenrinnen	2004	BTU Cottbus
Stoffwirkungen auf Organismen	Effekte des Herbizids Metazachlor in Oberflächengewässern	Hallenrinnen und -teiche	2003	IGB Berlin, FU Berlin, Uni Hamburg, LimCo UFZ Leipzig, FH Mittweida,
	Effekte des Biozids (Antifouling) Irgarol in Oberflächengewässern		2005	HU Berlin, Uni Frankfurt, LimnoMar
Stoffanreicherung in Organismen	Metazachlor und ausgewählte Metabolite in Wasserpflanzen	Hallenteich	2004	
Wasserbau, Hochwasserschutz	Bedeutung der Auen als Quellen und Senken für Sedimente, Nährstoffe und Schadstoffe	Außenrinne	2002	FU Berlin
Besatz und natürliche Besiedlung	Optimierung der Fließrinnen an die Ökologie der Referenzgewässer	Außen- und Hallenrinnen	2004 - 06	HS Vechta, Uni Oldenburg, Uni Potsdam

Beispielprojekt: Hochwasser-Simulation (Stoffretention von Flußauen)

Die Renaturierung von Flüssen und Auen ist vor dem Hintergrund der jüngsten Hochwasserereignisse und auch mit Blick auf die Europäische Wasserrahmenrichtlinie ein Forschungs- und Handlungsfeld von hoher Priorität, zu dem u. a. die biologische und physikalisch-chemische Erfassung des Ist-Zustandes von Gewässern und die Entwicklung eines „ökologisch guten Zustandes“ gehö-

ren. Dabei sind die morphodynamischen und hydraulischen Prozesse im Fluss sowie in den angrenzenden Auen ein wichtiges Regulativ für den ökologischen Zustand eines Gewässers. Die Ausprägung der Strukturen für die charakteristischen Standorte der Flüsse und Auen besiedelnden Arten (Habitatstrukturen) werden durch den Wasserstand, die Überflutungsdauer und -länge sowie durch Strömungsgeschwindigkeit und Sedimenttransport in Wechselwirkung mit der Vegetation kontrolliert. Darüber hinaus stellen die Flussauen einen Zwischenspeicher für Sedimente, Nähr- und Schadstoffe dar und spielen daher eine besondere Rolle für die Wasserqualität des Flusses. Entscheidende Bedeutung kommt dabei der Vegetation zu, indem sie als hydraulisches Rauheitselement und als Filter fungiert und damit die Strömung und den Sedimenttransport wesentlich beeinflusst.

Die in diesem Zusammenhang unter den sehr gut zu kontrollierenden Bedingungen in der FSA von Jens Bölscher (FU Berlin) durchgeführten Experimente ergänzten dabei Freilanduntersuchungen am Oberrhein im Rahmen des EU-Projektes RipFor (Hydraulic, Ecological and Sedimentological Problems of a Multifunctional Riparian Forest Management). Die Ergebnisse dienen als Grundlage für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Auenwäldern unter den Aspekten Hochwasserschutz und Ökologie. Dabei beinhalteten die Freilanduntersuchungen der FU Berlin die Erfassung und Analyse der Wechselwirkungen zwischen Strömung, Sedimenttransport und Vegetation unter Hochwasserbedingungen. Im Testgebiet Hartheim (Oberrhein) wurden die hierfür wichtigen Parameter in ihrer räumlichen und zeitlichen Veränderung mit Hilfe von Sedimentationsfallen, Erosionsketten, geodätischen und vegetationskundlichen Aufnahmen, Schwebstoffmesssonden, Videomonitoring und dreidimensionalen Ultraschallströmungsmessgeräten aufgenommen. Bei diesen Untersuchungen ist es aus technischen Gründen nicht möglich, die bodennahe Strömung und den Sedimenttransport ausreichend genau zu erfassen. Insbesondere die Funktion des Bodenbewuchses erfordert eine detaillierte Betrachtung. Die Versuche in der FSA sollten daher klären, welche Rolle der Bodenbewuchs von Hochwasserüberflutungsflächen hinsichtlich der räumlichen Veränderung des Strömungsfeldes, des Sedimenttransportes und der Stabilität der Sohle spielt.

Die Auswertung zeigte: Oberflächennah kommt es zu einer Beschleunigung des Wasserkörpers. Mit zunehmender Wassertiefe wirkt sich die Rauheit der Gräser auf das Strömungsfeld aus. Es kommt zu einer Abnahme der Geschwindigkeiten. Entgegen der Annahme, dass sich die Geschwindigkeit mit zunehmender Wassertiefe immer weiter reduziert und sich einem Nullpunkt annähert, zeigten die Messungen, dass es sohnah zu einer erneuten Beschleunigung des Wasserkörpers kommt. Dieses Verhalten ließ sich bei allen getesteten Fließgeschwindigkeiten (10, 30 und 60 cm/s) feststellen. Die im Rahmen der Freilanduntersuchungen am Oberrhein gemachten Beobachtungen bestätigen dieses Strömungsmuster.

Einsatzmöglichkeiten und Tauglichkeit der FSA für Mesokosmenstudien

Die bisherigen Ergebnisse bestätigen, dass sich die FSA hervorragend für experimentelle Studien zur Ausbreitung, zum Abbau sowie zu Wirkungen von Chemikalien und Abwasser in aquatischen Ökosystemen eignet. Die Abmessungen der einzelnen Mesokosmen erlauben u.a. die Einrichtung einer Uferzone (keine Überformung der Prozesse durch Wandeffekte), eine weitgehend störungsfreie Probennahme, sowie Untersuchungen über alle Trophieebenen von den Bakterien bis zu aquatischen Vertebraten und entsprechen den in verschiedenen internationalen Workshops erarbeiteten Empfehlungen (Teiche: >15 m³ Freiwasser, Crossland et al. 1992; Rinnen: >15 m Länge; Hill et al. 1994).

Entgegen zuvor oft geäußerten Einschätzungen waren die aus den 2 Effektversuchen errechneten Wirkkonzentrationen (EC₅₀) niedriger als die in Mono-Spezies-Labortests ermittelten Werte, vor allem weil im Labor keine Langzeitwirkungen erfasst werden können und auch Arten exponiert waren, die keine Standard-Testarten sind. Darüber hinaus sind in den Mesokosmen, anders als in Einartentests, Wechselwirkungen von Organismen in der Folge von Schadstoffwirkungen und Erholungseffekte zu erfassen. Der relativ hohe Aufwand derartiger Untersuchungen verbietet allerdings den Einsatz von Mesokosmen für die Routine-Beurteilung von Chemikalien.

Weitere Planungen

Derzeit laufen die Vorbereitungen für die 2006 und 2007 durchzuführenden Projekte (Tab. 2).

Tab. 2: In Vorbereitung befindliche Untersuchungsprojekte für die FSA

Schwerpunkt	Thema, Bezug	Ort	Zeit	Kooperation
Abwasserhygiene	Zeigerqualitäten von <i>E. coli</i> u. a., EU-Badegewässer-Richtlinie	Außenrinnen und -teiche	2006	
Stoffverhalten und Stoffverteilung	Fate-Versuch mit 3 PBT-Stoffen (persistent, bioakkumulierbar und toxisch) (Industriechemikalien)i	Außenteiche, und -rinnen	2006	
Stoffverhalten und Stoffverteilung	Austrag volatile Stoffe in Fließgewässern: Modellvalidierung	Außenrinnen	2006	Universität Osnabrück
Stoffwirkungen auf Organismen	Effektversuch mit einem Insektizid, angestrebter Endpunkt: Drift	Hallenrinnen	2006	Universität Oldenburg
Wasserbau	Fischeier-Drift: Konstruktion von Stauwehren	Außenrinne	2006	IGB, Berlin

Größere Projekte bedürfen - auch angesichts der Auslastung der Anlage (75-100%) - stets eines angemessenen zeitlichen Vorlaufs. Kleinere Vorhaben mit geringer Vorbereitung sind kurzfristig nachzufragen. Entsprechende Vorschläge bzw. Anfragen können schriftlich, telefonisch oder per Email gerichtet werden an Ralf Schmidt (Tel.: +49-03-8903-4103, Email: ralf.schmidt@uba.de).

Literatur

- Crossland, N.O., Heimbach, F., Hill, I.R., Boudou, A., Leeuwangh, P., Matthiessen, P. & Persoone, G. (1992): Summary and recommendations of the European Workshop on Freshwater Field Tests (EWOFFT). - Potsdam (Germany) June 25-26, 1992, 37 pp.
- Hill, I.R., Heimbach, F., Leeuwangh, P., Matthiessen, P. (1994): Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals. Lewis, Boca Raton, 561 pp.
- Kalbus, E., Mutz, M., Meinecke, S. (2004): Totholz steigert den vertikalen Wasseraustausch in Sandbächen. Posterbeitrag auf der DGL-Jahrestagung 2004 in Potsdam.
- Mohr, S., Feibicke, M., Ottenströer, T., Meinecke, S., Berghahn, R., Schmidt, R. (2005): Enhanced experimental flexibility and control in ecotoxicological mesocosm experiments: A new outdoor and indoor pond and stream system. Environ. Sci. Pollut. Res. 12 (1), 5-7..

Zur Simulation eines Tieflandbaches in Fließgewässer-Mesokosmen – Konzeption und erste Ergebnisse

Sonja Hensel, Ellen Kiel

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Fakultät V, IBU, AG Gewässerökologie, Uhlhornsweg, A1 3-316, 26111 Oldenburg, sonja.hensel@uba.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Norddeutscher Tieflandbach, Mesokosmen, Effektversuche, Gewässerstruktur, Makrozoobenthos, Besiedlungsangebote

Einleitung

Seit Februar 2004 untersucht die AG Gewässerökologie an der Universität Oldenburg¹ die Möglichkeiten der Übertragbarkeit des Simulationsgegenstandes „Norddeutscher Tieflandbach“ auf die Fließgewässer-Mesokosmen des Umweltbundesamtes (UBA). In diesen Mesokosmen werden u. a. Studien zu den Effekten von Umweltchemikalien (z. B. Insektizide) durchgeführt (Mohr et al., 2005). Das Projekt soll Empfehlungen erarbeiten, wie nach dem Abschluss derartiger Effektversuche in bis zu 8 parallel betriebenen, jeweils 100 m langen Systemen, möglichst schnell und effizient identische ökologische Startbedingungen für eine neue Studie hergestellt werden können. Der Schwerpunkt liegt auf der wissenschaftlich optimierten, zeiteffizienten, substratgebundenen Ansiedlung und Etablierung einer in Struktur und Funktion möglichst reichen Makrozoobenthosfauna. Wesentliches Ziel ist u. a. die Annäherung an die Struktursituation ausgewählter Referenzgewässer sowie die Kontrollierbarkeit, Standardisierbarkeit und Reproduzierbarkeit der Simulationsbedingungen (Qualität des Wasserkörpers, Dynamik der Strukturen und der Zönose). Dies ist Voraussetzung für eine erfolgreiche, also realitätsnahe Simulation und damit für eine Übertragbarkeit der Ergebnisse aus den Effektstudien auf das Freiland.

Vorgehensweise und Methoden

Voraussetzungen

Die in einer großen Halle befindlichen Fließgewässer-Mesokosmen bieten ein sehr hohes, fast laborähnliches Maß an experimenteller Kontrolle (www.umweltbundesamt.de/fsa). Diverse physikalisch-chemische Faktoren können vollständig (Lichtklima, Nährstoffeintrag, Strömung etc.) oder begrenzt (Wassertemperatur) kontrolliert werden.

Die Mesokosmen weisen eine Trogform auf, werden mit einem Sandbett ausgestattet und mit Hilfe von Schneckenpumpen als Kreislaufsystem betrieben. In jedem Mesokosmos soll ein beschatteter, totholzreicher und darauf folgend ein unbeschatteter makrophytenreicher Abschnitt simuliert werden.

¹ Vormalis an der Hochschule Vechta

Auswahl der Referenzgewässer

Die erste Arbeitsphase umfasste die Suche nach Referenzgewässern im Land Brandenburg. Für die Gewässer Auswahl wurde ein Kriterienkatalog erstellt, der den Gewässertyp (u. a. sommerwarm), die Umfeldnutzung, die Strukturgüte, die Gewässergüte, die Schutzwürdigkeit und die Zugänglichkeit umfasste.

Da in den Hallen-Mesokosmen im Sommer Wassertemperaturen bis max. 25 °C auftreten können, wird die Ansiedlung der Fauna eines sommerwarmen Referenzgewässers angestrebt.

Auf Grundlage von Informationen und Kartierungen, die unter anderem vom Landesumweltamt Brandenburg zur Verfügung gestellt wurden, konnte eine Vorauswahl von 22 Fließgewässern im Süden Berlins getroffen werden. Darunter wurden die beiden relativ struktur- und artenreichen Gewässer Barolder Mühlenfließ (BaroF) und Bardenitzer Mühlenfließ (BardF) als Referenzgewässer ausgewählt.

Das grundwasser- und waldgeprägte Bardenitzer Mühlenfließ (BardF) dient als Referenz für den beschatteten, totholzreichen Abschnitt der Mesokosmen. Das Barolder Mühlenfließ (BaroF), durchfließt extensiv genutzte Mahdwiesen und ist weitgehend unbeschattet. Dieser sommerwarme Seeabfluss dient als Referenz für die Fauna und die physiko-chemischen Parameter und liefert eine Orientierung zur Ausstattung der unbeschatteten Abschnitte mit Makrophyten.

Charakterisierung der Referenzgewässer

Im April 2004 wurden in beiden Referenzgewässern Strukturkartierungen durchgeführt (Detailverfahren, LUA NRW, 1998). Auf Basis dieser Kartierungen wurden in homogenen, repräsentativen Gewässerabschnitten Daueruntersuchungsstellen festgelegt.

- Seit Sommer 2004 wird die saisonale Dynamik abiotischer Parameter anhand punktueller Messungen dokumentiert (Messrhythmus: zwei- bis vierwöchentlich, Parameter: Sauerstoff, Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Silikat, Nitrat, Ammonium, Phosphat, Nitrit, u. a.).
- In jeder Saison erfolgen einmalig, jeweils für 7 Tage, Online-Messungen zur Erfassung der diurnalen Veränderungen der oben genannten Parameter.
- Weiterhin fand eine differenzierte Aufnahme der saisonalen Veränderungen der Gewässersohle statt. Dazu wurden in den Referenzgewässern 4 Transekte festgelegt und einmalig je Saison detailliert kartiert. Die Ergebnisse dieser Substratkartierungen werden mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) verarbeitet und ermöglichen die Darstellung und den Vergleich der Daten.
- Parallel zur Substratkartierung erfolgt in den homogenen Abschnitten eine substratspezifische Beprobung des Makrozoobenthos. Die faunistischen Daten werden GIS-tauglich verarbeitet. In Verbindung mit den strukturellen Daten ermöglicht dies die kartographische Darstellung, die qualitative und quantitative Analyse sowie den Vergleich mit den Mesokosmen.

Übertragung auf die Mesokosmen

In den beschatteten Abschnitten wurden große und kleinere Totholzelemente eingebracht. Diese langfristig lagestabilen Substrate bewirkten eine Strukturierung der zuvor uniformen Sandsohle. In den unbeschatteten (künstlich beleuchteten) Abschnitt jedes Mesokosmos wurden gewässertypische Makrophyten eingepflanzt, deren Wachstum durch gezielte Nährstoffzugabe kontrolliert wird.

Das methodische Prinzip zur Ansiedlung der Fauna in den Mesokosmen berücksichtigt die unterschiedliche Substratbindung der Benthosorganismen. Nach definierter Exposition natürlicher Sub-

strate im Gewässer wird die Fauna zusammen mit diesem Besiedlungsangebot in die Mesokosmen übertragen. Dazu werden unbesiedelte Laub- und Reisigpakete sowie Makrophyten und Äste in definierter Menge in das BaroF eingebracht und nach einer Expositionsdauer von 2 - 4 Wochen zusammen mit ihren Besiedlern in die Mesokosmen überführt. Die so eingebrachten Substratmengen ermöglichen gleichzeitig eine weitere Ausstattung der Mesokosmen mit organischem Material.

Dokumentation der Entwicklung der Mesokosmen

Parallel zur Erfassung der physiko-chemischen Parameter in den Referenzgewässern, werden entsprechende Messungen in den Mesokosmen durchgeführt.

Die Sohlstruktur, im Bereich des Totholzes, wird photographisch kartiert und GIS-tauglich verarbeitet. Das Makrophytenwachstum wird durch regelmäßige Fotodokumentation überwacht. Die Ansiedlung von Zielarten und ihre Entwicklungsdynamik in den Mesokosmen werden durch normierte Untersuchungen der Benthosfauna kontrolliert.

Erste Ergebnisse

Die hier vorgestellten Daten repräsentieren den derzeitigen Stand der Arbeiten (November 2005). Sie ermöglichen Aussagen zur Annäherung der physiko-chemischen Faktoren in den Mesokosmen an die Referenzbachsituation sowie zur Etablierung der natürlichen Vegetation und Sohlstrukturen.

Physiko-chemische Parameter

Die Gegenüberstellung der Temperaturverläufe in den Referenzgewässern und den Mesokosmen (Abb. 1) zeigt, dass die Verläufe im unbeschatteten Seeabfluss (BaroF) nahezu deckungsgleich mit denen der Mesokosmen sind. Demgegenüber bleiben die Sommertemperaturen im stark beschatteten BardF deutlich niedriger. Aufgrund dieser Temperaturspezifika der beiden Gewässer ist anzunehmen, dass im BardF ein relativ hoher Anteil kaltstenothermer Tierarten lebt, deren längerfristige Ansiedlung unter den Bedingungen in den Mesokosmen nicht möglich sein dürfte.

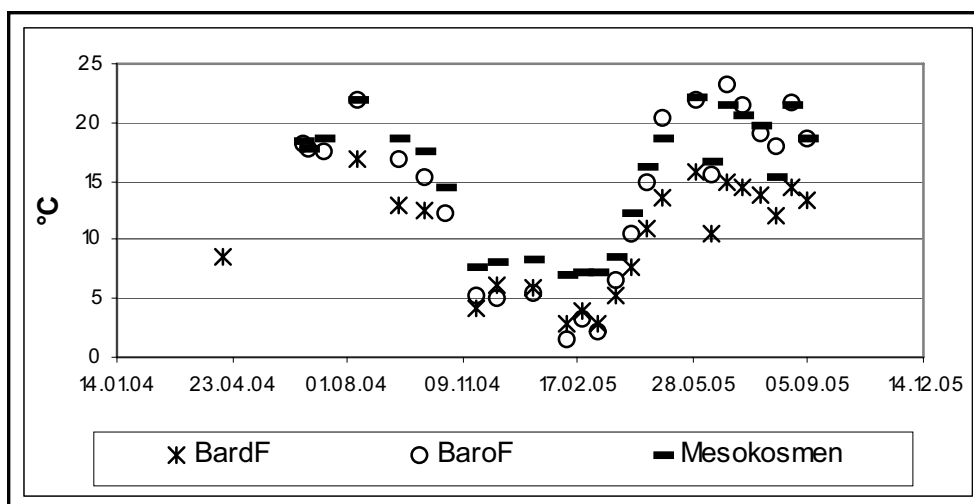


Abb. 1: Temperaturverläufe in den Referenzgewässern und Mesokosmen

In Bezug auf die weiteren physiko-chemischen Parameter können ähnliche Aussagen gemacht werden. Der pH-Wert des BaroF entspricht, von befristeten Ausnahmen im Frühjahr 2005 abgesehen, weitgehend den pH-Werten der Mesokosmen.

Die Sauerstoffgehalte in den Mesokosmen weisen z. Z. deutlich geringere Schwankungen als im BaroF auf. Die hohe organische Fracht und Ablagerung im Seeabfluss sowie die z. T. starke Sonneneinstrahlung dürften für diese Unterschiede verantwortlich sein.

Strukturen und Substratbeschaffenheit

Die Gewässersohle des beschatteten BardF (Abb. 2) besteht zu etwa gleichen Anteilen aus mineralischen und organischen Anteilen. In den ufernahen Bereichen lagern größere Mengen an Laub und anderem CPOM. Ansammlungen von Totholz und Baumumläufe bedingen eine relativ hohe Breiten- und Tiefen-Varianz sowie eine Differenzierung von instabilen und stabilen Sandflächen.

Die Substratzusammensetzung in den Mesokosmen unterscheidet sich derzeit noch deutlich von der Referenzsituation. Lediglich der Totholzanteil entspricht in etwa den Anteilen im BardF, während Laub, anderes POM und Mischsubstrate noch weitgehend fehlen.

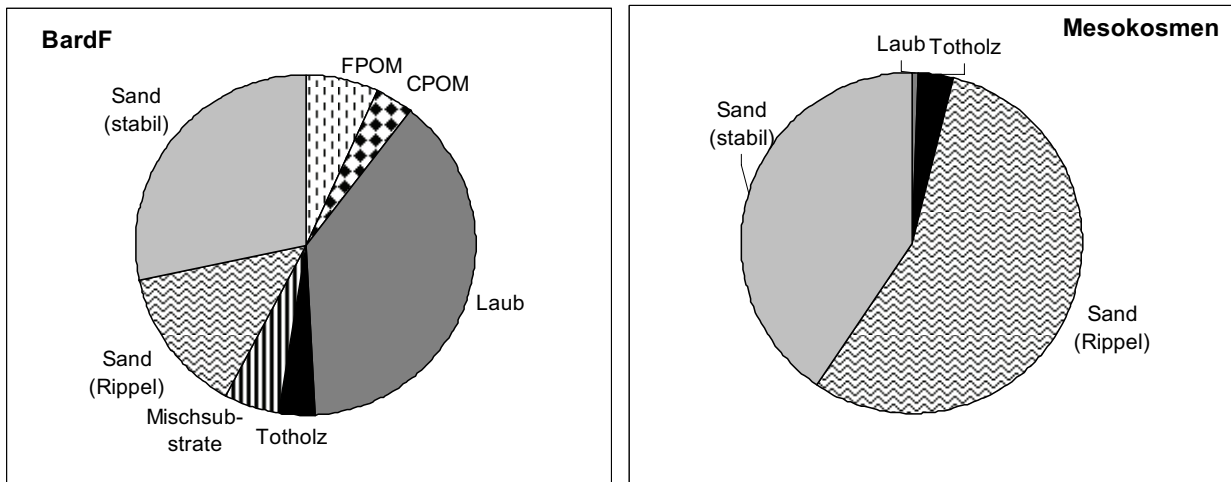


Abb. 2: Vergleich der Substratanteile im Bardenitzer Mühlenfließ (li) und in den Mesokosmen (re)

Die typische Substratsituation im BaroF (Abb. 3) ist in der Gewässermitte durch Sand und die Ausbildung großflächiger submerser Makrophytenpolster (meist *Elodea canadensis*), in den Uferbereichen durch einen hohen Anteil emerger Makrophyten und feinpartikulärem Material gekennzeichnet.

Während Sand und Makrophyten im BaroF in etwa gleichen Anteilen auftreten, dominieren in den entsprechenden Abschnitten der Mesokosmen ebenfalls noch die mineralischen Substrate. Der Anteil submerser Makrophyten ist gut etabliert, während weitere organische Anteile noch fehlen.

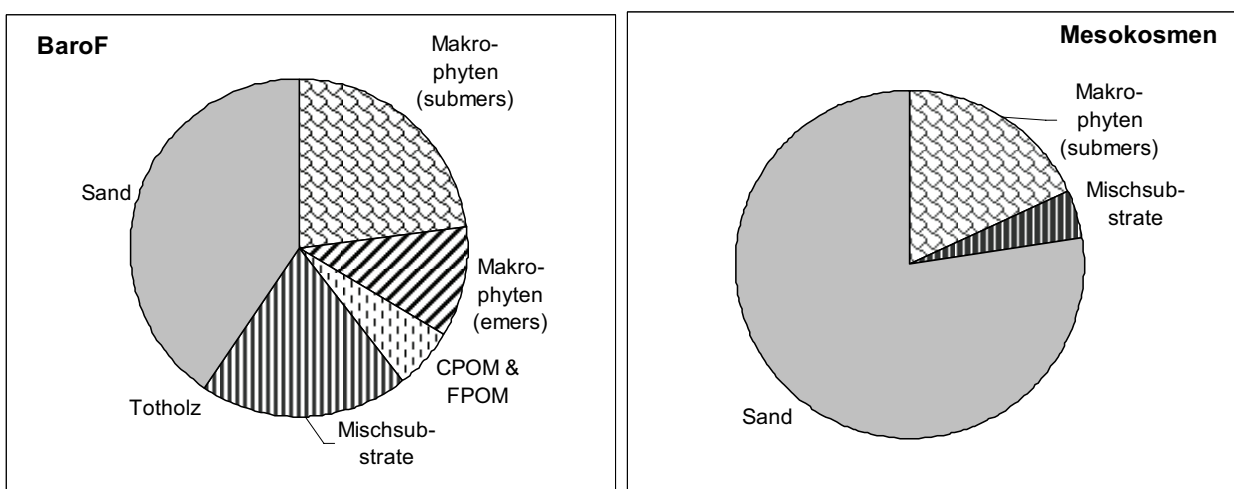


Abb. 3: Vergleich der Substratanteile im Barolder Mühlenfließ (li) und in den Mesokosmen (re)

Zusammenfassung und Ausblick

In den Mesokosmen der FSA des UBA Berlin konnten Totholz und Makrophyten bisher gut etabliert werden. Durch das Einbringen von Totholz wurde eine naturähnliche Sohlstrukturierung erreicht. Das gute Wachstum der Makrophyten zeigt, dass diese langfristig gut zu etablieren sind. Die Vorgehensweise einer Ansiedlung der gewässertypischen Fauna mit Hilfe zuvor im Referenzgewässer exponierter natürlicher Substratangebote hat sich als sehr praktikabel und effektiv erwiesen. Bisher konnten verschiedene Makrozoobenthos-Gruppen etabliert werden (*Gammarus roeseli*, *Calopteryx splendens*, verschiedene Diptera, Gastropoda u. a.). Die Parallelentwicklung der Mesokosmen wird derzeit allerdings etwas durch unterschiedlich starkes Algenaufkommen gestört.

Danksagung

Wir danken dem UBA für die Möglichkeit der Versuchsdurchführung und allen Mitarbeitern der Fließ- und Stillgewässer-Simulationsanlage für ihre Unterstützung.

Literatur

- LUA Nordrhein-Westfalen (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen, Kartieranleitung, LUA Merkblätter, Heft 14, Essen
- Mohr, S., Feibicke, M., Ottenströer, T., Meinecke, S., Berghahn, R., Schmidt, R. (2005): Enhanced experimental flexibility and control in ecotoxicological mesocosm experiments – A new outdoor and indoor pond and stream systems. Environ. Sci. & Pollut. Res. 12 (1), 5-7.

Untersuchungen zur Primärbesiedlung künstlicher Fließgewässer-Mesokosmen

Katrin Jähn¹; Ellen Kiel², Rüdiger Berghahn³

¹ Institut für Geoökologie der Universität Potsdam, k.jaehn@web.de;

² Institut für Biologie und Umweltwissenschaften der Universität Oldenburg, ellen.kiel@uni-oldenburg.de;

³ Versuchsfeld Berlin-Marienfelde des Umweltbundesamtes, ruediger.berghahn@uba.de

Keywords: Mesokosmen, Makroinvertebraten, Primärbesiedlung

Einleitung

Das Umweltbundesamt (UBA) betreibt seit 2001 in Berlin-Marienfelde eine Fließ- und Stillgewässersimulationsanlage (FSA), in der vornehmlich ökotoxikologische und umwelthygienische Untersuchungen durchgeführt werden (Mohr et al. 2005, www.umweltbundesamt.de/fsa). Für den experimentellen Mesokosmenbetrieb ist es wichtig, die das System beeinflussenden Randbedingungen zu kennen, um nachvollziehen zu können, welche Effekte auf welche Ursachen zurückgehen.

Der Anflug und die Ansiedlung von Insekten mit aquatischen Lebensstadien an und in den Mesokosmen ist gerade im Außenbereich der Anlage eine wichtige Einflussgröße, die schwer zu kontrollieren ist. Vor diesem Hintergrund liefert dieser Beitrag, der im Rahmen einer Diplomarbeit entstand, erste Erkenntnisse zur Primärbesiedlung der Freilandanlage durch Makroinvertebraten.

Material und Methoden

Im Sommer 2004 wurde das Artenpotential im Umland der FSA anhand ausgewählter repräsentativer Gewässer untersucht und die Ansiedlung von Makroinvertebraten in zwei Fließgewässer-Mesokosmen verfolgt.

Untersuchungsgebiet und Gewässerauswahl

Zur Ermittlung des Artenpotentials wurden die wichtigsten Struktur- und Umgebungsparameter der Fließ- und Stillgewässer in einem Umkreis von 15 km um das Versuchsfeld kartiert. Anschließend wurden die Gewässer anhand der Ausprägung bestimmter Parameter gruppiert (siehe Tab.1). Für jede Gruppe wurde ein Gewässer ausgewählt, das in Bezug auf die Parameter Totholz, Makrophyten, Röhrlicht, Uferform die gesamte Gruppe am besten repräsentierte. Diese Gewässer wurden stellvertretend für die Gesamtheit der umliegenden Gewässer faunistisch untersucht.

Einrichtung der Mesokosmen

Die zwei Mesokosmen wurden entsprechend dem Leitbild des sandgeprägten Tieflandbaches mit Sand und Makrophyten (*Phalaris arundinacea*, *Potamogeton natans*) ausgestattet. Zusätzlich wurden zur Simulation des künstlichen Ausbaus vieler Gewässer Kiesbänke eingebracht.

Nr.	Parameter	Kategorie 1	Kategorie 2	Kategorie 3
1	Gewässertyp	Fließgewässer	Stillgewässer	-
2	Wahrscheinlichkeit der Temporalität	gering	hoch	-
3	für FG: Strömung für SG: Größe	träge Kleingewässer	langsam See	zügig
4	Strukturdiversität	strukturarm	wenige Strukturen	einige bis viele Strukturen
5	Beschattung	bis 25%	25-75%	über 75%

Tab.1: Rangfolge und Ausprägungskategorien der Parameter zur Gruppierung der umliegenden Gewässer
(SG – Stillgewässer, FG – Fließgewässer)

Faunistische Untersuchung

In den umliegenden Gewässern erfolgte die faunistische Erhebung mittels Direkt- und Exponatbeprobung. Bei der Direktbeprobung wurden die natürlichen Substrate auf einer Fläche von 15x15cm quantitativ mit Surber-Sampler (Sohlsubstrate der Fließgewässer) bzw. halb-quantitativ mit Handkescher (Makrophyten- und Totholzentnahme, Kicksampling der Sohlsubstrate von Stillgewässern) beprobt. Bei der Exponatbeprobung wurden künstliche Substrate für die Dauer von 2 Wochen exponiert. Die Auswahl der Exponate erfolgte nach ihrer Eignung zur Simulation natürlicher Substrate: Flaschenbürsten (für polsterartige Makrophyten), Folienstreifen (für flutende Makrophyten) und Kiessäckchen (für Hartsubstrate).

Die Mesokosmen wurden grundsätzlich mit den gleichen Methoden untersucht. Allerdings wurde auch bei den Handkescher-Proben ein quantitativer Bezug hergestellt, indem die Substratoberfläche ausgemessen und berechnet wurde.

Die Bestimmung der Taxa erfolgte bei den Ephemeroptera, Odonata, Heteroptera, Coleoptera und Trichoptera bis auf Artniveau. Die Diptera wurden auf Familienniveau identifiziert. Gastropoda, Isopoda, Amphipoda, Acari, Hirudinea und Oligochaeta wurden nicht weiter bestimmt.

Untersuchungszeitraum

Tab.2: Zeitliche Abfolge der Untersuchungsschritte (Probennahmen: graue Flächen – Exponatbeprobungen, Kreuze – Direktbeprobungen)

Woche	Mai				Juni				Juli				August			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Einrichtung Mesokosmen																
Übersichtskartierung																
Detaillkartierung																
Probennahme Mesokosmen							x		x		X		X			
Probennahme Gewässer													x	X		

Für die hier dargestellten Ergebnisse wurden die letzten Probennahmeterminen ausgewertet (siehe Tab.2: große Kreuze bzw. dunkelgraue Flächen).

Ergebnisse und Diskussion

Die Übersichtskartierung zeigte, dass das Umfeld der Mesokosmenanlage vorrangig durch stehende Gewässer geprägt ist. Im Nahbereich der FSA (bis 1km Entfernung) gab es keine Fließgewässer. Viele Gewässer lagen in der Nähe von Siedlungsbereichen und wiesen stark überprägte bzw. reduzierte Strukturen auf. Die Auswahl repräsentativer Gewässer ergab 10 Still- und 1 Fließgewässer, die faunistisch untersucht wurden. Den Ergebnissen dieses Beitrages liegt die Auswertung der Daten von sieben repräsentativen Gewässern zugrunde. Wasserchemie und Invertebratenfauna

dieser Gewässer unterschieden sich zum Teil deutlich. Es konnten pro Gewässer zwischen 11 und 30 Taxa nachgewiesen werden. Eine Gemeinsamkeit der Gewässerfaunen bestand darin, dass einige wenige Taxa dominierten (vorwiegend Diptera, Oligochaeta und Ephemeroptera) (siehe Abb.1). Darüber hinaus konnte festgestellt werden, dass sich das ermittelte Artenpotential auf Arten konzentrierte, die an strömungsfreie Habitate gebunden sind oder diese tolerieren (siehe Abb.2).

In den Fließgewässer-Mesokosmen siedelten sich dementsprechend vorwiegend limnophile und rheo- bis limnophile Arten an (siehe Abb.2). Einige Taxa, auch flugunfähige, wurden zum Teil mit den Substraten in die Mesokosmen eingetragen. Unter den flugfähigen Taxa waren wie in den repräsentativen Gewässern die Diptera am stärksten vertreten. Grundsätzlich siedelten sich aber Arten aller im Umland nachgewiesenen flugfähigen Ordnungen (Ephemeroptera, Odonata, Heteroptera, Coleoptera, Trichoptera) in den Fließbrinnen an (siehe Abb.3). Die Besiedlung der zwei Mesokosmen entwickelte sich im Untersuchungszeitraum in vergleichbarer Weise: insbesondere die Diptera und Oligochaeta traten in hohen Abundanzen auf. Gastropoda und Ephemeroptera zeigten auf bestimmten Substraten deutlich erhöhte Individuenzahlen.

Abb.1: Ergebnisse der Direktbeprobung an den Gewässern (SG – Stillgewässer, FG – Fließgewässer)

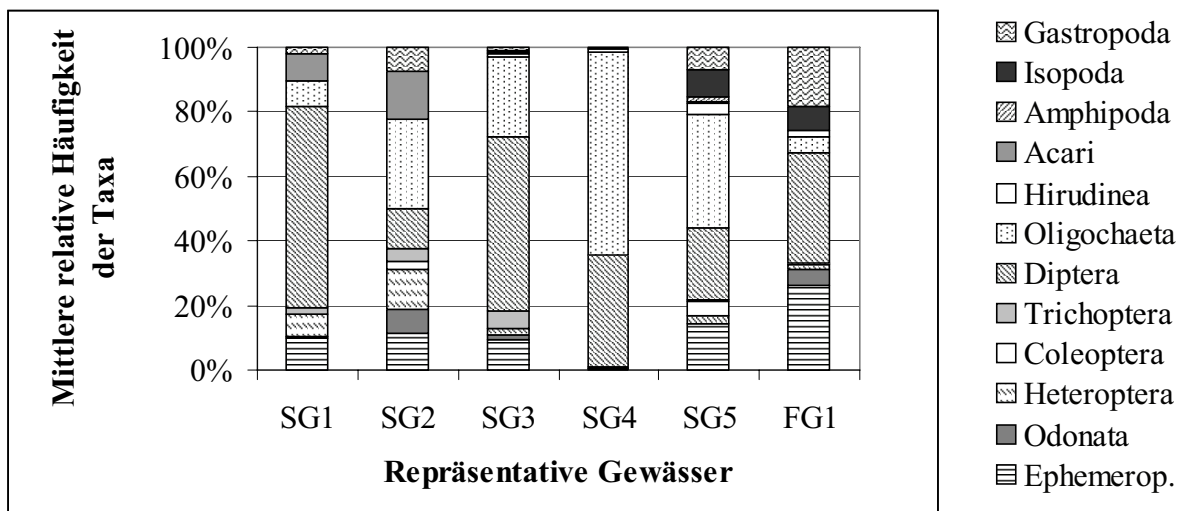
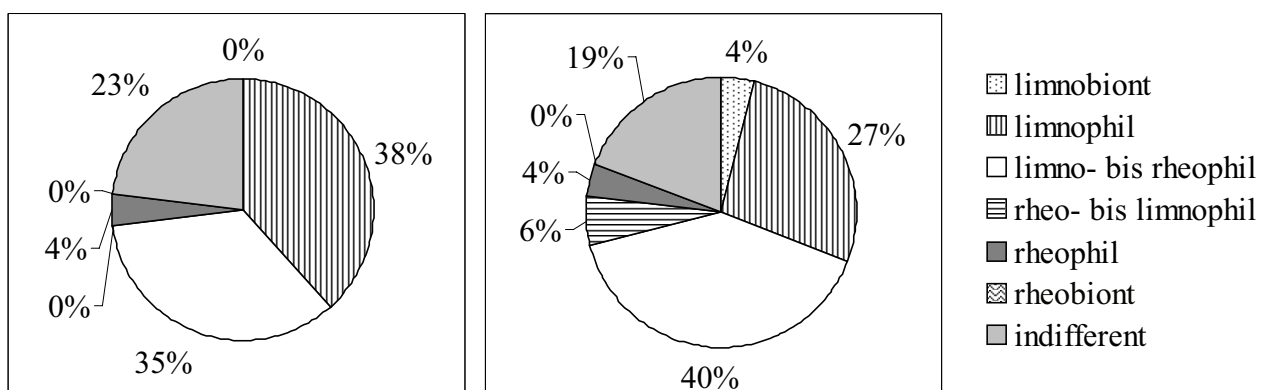


Abb.2: Strömungspräferenz der nachgewiesenen Taxa in den repräsentativen Gewässern (links) und den Mesokosmen (rechts), Typisierung nach Schmedtje & Colling 1996



Die Ähnlichkeitsanalysen zeigten, dass die Anzahl übereinstimmender Taxa zwischen den Mesokosmen und den Gewässern mit der Entfernung abnahm (siehe Tab.3). Dies legt die Vermutung nahe, dass die Besiedlung in erster Linie aus dem direkten Umfeld erfolgte.

Die Artengemeinschaften in den Mesokosmen ähnelten in ihrer Zusammensetzung allerdings weniger den Gewässern der näheren Umgebung als vielmehr Gewässern mit vergleichbarer Wasserchemie und ähnlichem Substrat. Dies wird anhand der Indexwerte nach Bray-Curtis (Quinn & Keough 2002) und Wainstain (Mühlenberg 1989) deutlich (siehe Tab.4). Die beiden Indizes gewichten dominante und seltenere Arten in unterschiedlichem Maße, ergaben aber beide die stärkste Ähnlichkeit mit den Mesokosmen bei den Gewässern SG1, SG3 und FG1. Diese Gewässer hatten das sandig bis kiesige Substrat gemeinsam, das auch die Mesokosmen prägte. SG1 und SG3 wiesen zusätzlich mit den Fließrinnen vergleichbare chemisch-physikalische Bedingungen auf, was allerdings nicht auf FG1 zutraf. Die sonstigen Habitatstrukturen (wie Makrophyten- und Röhrichtbewuchs) dieser drei Gewässer waren jedoch z.T. sehr verschieden.

Die Schlussfolgerungen aus dem vorliegenden Datensatz können nur vorläufiger Natur sein, da nicht alle beprobten Tiergruppen auf Artniveau bestimmt wurden. Insbesondere die artenreiche Gruppe der Dipteren konnte hier nicht detailliert berücksichtigt werden.

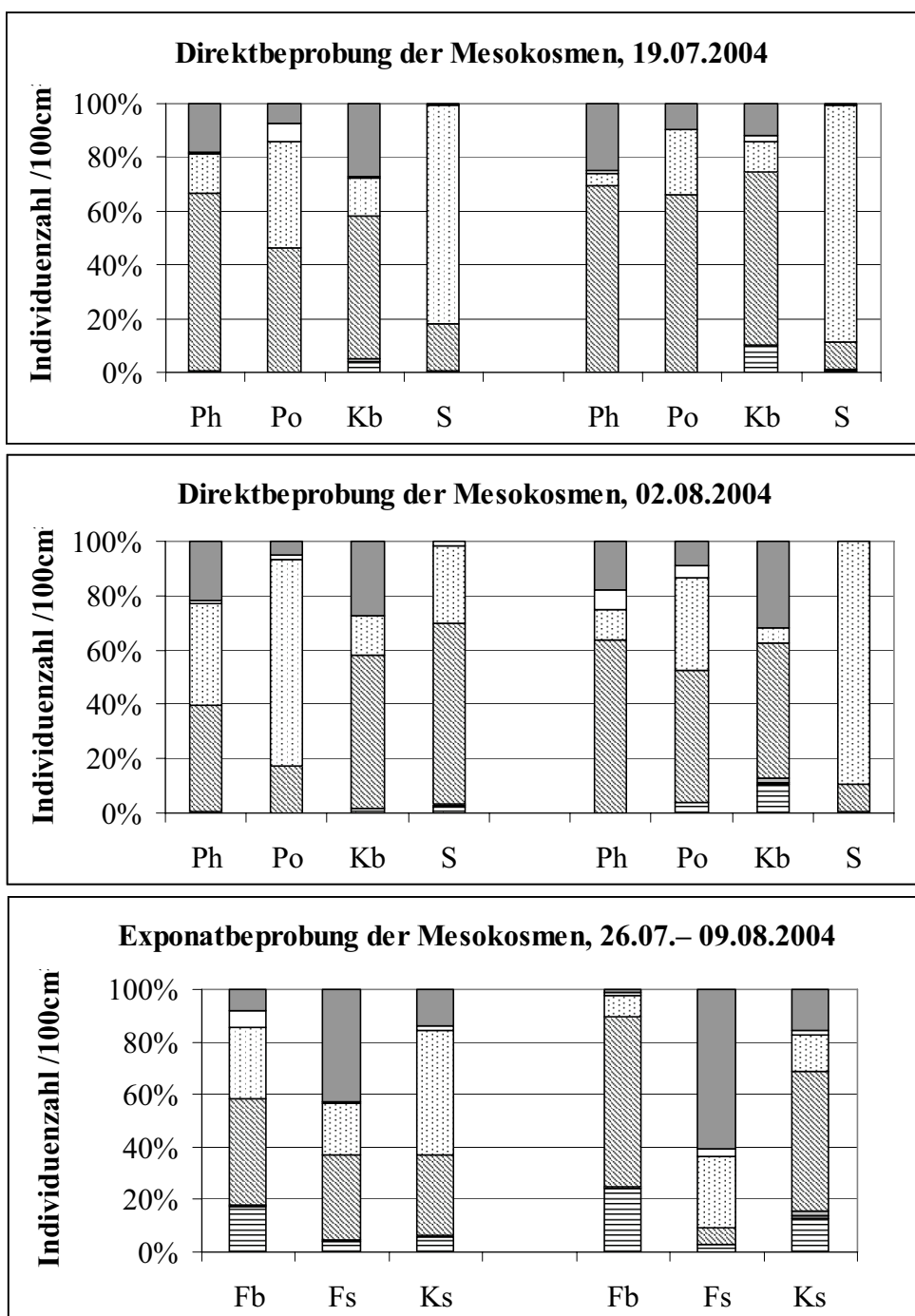


Abb.3: Ergebnisse der Direkt- und Exponatbeprobung an den Mesokosmen (jeweils links: Rinne 4, rechts: Rinne 5), Ph- *Phalaris*, Po- *Potamogeton*, Kb- Kiesbank, S- Sand, Fb- Flaschenbürsten, Fs- Folienstreifen, Ks- Kiessäckchen)

Tab.3: Zahl übereinstimmender Taxa zwischen Mesokosmen und repräsentativen Gewässern
(nach den Daten aus Direkt- und Exponatbeprobung)

	SG1	SG2	SG3	SG4	SG5	FG1	
R4	15	12	11	6	9	10	SG – repräsentatives Stillgewässer
R5	14	10	12	6	8	10	FG – repräsentatives Fließgewässer
[km]	<0,5	<0,5	5	8	11	6	R4,5 – Fließgewässer-Mesokosmen
							[km] – Entfernung zur FSA

Tab.4: Ähnlichkeit der Mesokosmenfauna mit den Faunen der repräsentativen Gewässer nach dem Bray-Curtis- und Wainstain-Index sowie Rangfolge der Ähnlichkeiten

	Bray-Curtis		Rangfolge				Wainstain		Rangfolge		
	R4	R5	R4	R5	Ø		R4	R5	R4	R5	Ø
SG1	0,60	0,55	1	4	3		26,2	24,1	2	2	2
SG2	0,32	0,28	6	5	5		13,9	8,9	5	5	5
SG3	0,53	0,78	3	1	1		26,6	39,2	1	1	1
SG4	0,50	0,60	4	3	4		14,4	17,2	4	4	4
SG5	0,43	0,22	5	6	5		9,4	4,8	6	6	6
FG1	0,55	0,74	2	2	1		17,6	23,6	3	3	3

Zusammenfassung

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigten, dass die Mesokosmen im Außenbereich der FSA innerhalb weniger Wochen von Vertretern aller im Umland nachgewiesenen flugfähigen Tierordnungen besiedelt wurden. Dabei prägte die Dominanz stehender Gewässer im Umland offenbar auch die sich einfindende Fauna, die überwiegend aus limnophilen und rheo- bis limnophilen Taxa bestand. Der derzeitige Stand der Datenauswertung lässt die Vermutung zu, dass die Besiedlung der Mesokosmen in erster Linie durch die Faktoren Sohlsubstrat und Wasserchemie der Rinnen sowie Entfernung der Gewässer von den Rinnen bestimmt wurde.

Danksagung

Wir danken dem UBA für die Möglichkeit, einen Teil der Untersuchungen auf dem Versuchsfeld durchzuführen, und den Mitarbeitern der FSA für ihre Unterstützung.

Literatur

- Mohr et al. (2005): Enhanced experimental flexibility and control in ecotoxicological mesocosm experiments – a new outdoor and indoor pond and stream system. Environ. Sci. & Pollut. Res. 12 (1) 5-7.
- Mühlenberg, M. (1989): Freilandökologie. 2. Aufl., Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg Wiesbaden.
- Quinn, G.P., Keough, M.J. (2002): Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press.
- Schmedtje, U., Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 4, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.), München.

Sedimenttrophie und Periphytodynamik: Limnologischer Forschungsbedarf im Rahmen ökotoxikologischer Mesokosmosstudien

Tido Strauß¹, Monika Hammers-Wirtz² & Hans Toni Ratte³

^{1,2} Forschungsinstitut gaiac, RWTH Aachen, Mies-van-der-Rohe Str. 19, D-52074 Aachen, strauss@gaiac.rwth-aachen.de,

³ Institut für Umweltforschung (Biologie V), RWTH Aachen, Worringerweg 1, 52056 Aachen

Keywords: Aquatische Mesokosmen, Ökotoxikologie, Sediment, Trophie, Periphyton

Einleitung

Im Rahmen der Effektbewertung von Umweltchemikalien (z.B. Pestizide) stellen aquatische Mesokosmen ein etabliertes Testverfahren dar. Mesokosmosstudien werden in der Regel durchgeführt, um Bedenken aus Laborstudien mit einfacheren Standardbiotests oder aus (zu) einfachen Abschätzungen der Exposition zu überprüfen. Dabei bieten diese komplexen Freilandsysteme gegenüber Laborversuchen im kleineren Maßstab den Vorteil, mehr Arten, funktionelle Gruppen und Habitat-typen aufzuweisen und somit eine realistischere Exposition unter natürlicheren Umweltbedingungen zu ermöglichen. Die Durchführung und Interpretation solcher Studien wurde in mehreren Richtlinien beschrieben (z.B. Campell et al. 1999, European Commission 2002, Giddings et al. 2002, OECD 2004). Allerdings wird in der momentanen Zulassungspraxis für Mesokosmosversuche keine bestimmte Trophiestufe vorgeschrieben, daher werden in solchen Studien Sedimente unterschiedlicher Nährstoffgehalte von oligo- bis hypertroph eingesetzt, sofern sie als natürlich und toxikologisch unbelastet gelten. Es stellt sich die Frage, inwieweit das Arteninventar und die Diversität der Systeme durch die Trophie geprägt werden und welche Auswirkung die Sedimentwahl auf die Substanzbewertung hat.

Ein weiterer, bisher wenig bearbeiteter Aspekt ist die Interaktion von Aufwuchsgemeinschaften mit pelagischen und benthischen Invertebraten auf den Wandflächen von Mesokosmen. Durch das hohe Wandflächen/Volumen-Verhältnis der Mesokosmen beeinflusst das Periphyton auch funktionelle Parameter wie Sauerstoffsättigung oder pH-Wert im Wasserkörper.

Material und Methoden

Die verwendeten Mesokosmen an der RWTH Aachen besitzen bei einem Durchmesser von 2 bis 2,5 m ein Wasservolumen von 3-5 m³. Die Teiche wurden meist zwischen November und Januar nach Reinigung mit einer 10 cm hohen Sedimentschicht beschickt und mit Leitungswasser befüllt. Studienstart war i.d.R. April.

Ausgewertet wurden unter GLP (good laboratory practice) durchgeführte Mesokosmosstudien zur Pestizidzulassung aus den Jahren 1998 bis 2004. Verwendet wurden mesotrophe bis eutrophe Sedimente unterschiedlichen Nährstoffgehalts. Es wurden neben einer variierenden Zahl von Teichen mit Pestizidzugabe stets drei Kontrollteiche angesetzt.

Probenahme: Makroinvertebraten (z.B. Egel) wurden mit Kunstsubstraten auf der Sedimentoberfläche, das Zooplankton in der Wassersäule und emergierende Insekten mit Emergenzfallen beprobt. Als Maß für den Nährstoffgehalt der jeweiligen Sedimente wurde der mittlere N_{tot} - bzw. P_{tot} -Gehalt des Wasserkörpers im Studienverlauf verwendet.

Die MDD („minimum detectable difference“) bezeichnet die kleinste Differenz zwischen Kontrolle und Behandlung, die ein statistischer Test als signifikant erkennt (basiert auf dem t-Test, hier kalkuliert für 3 Kontrollen und 2 Replikate einer potenziellen Belastung, $\alpha=0,05$). Sie lässt sich aus der beobachteten Varianz, dem Stichprobenumfang und dem kritischen t-Wert (definiert durch Freiheitsgrad und Signifikanzniveau) mit Hilfe der umgeformten t-Test-Formel berechnen (Gl.1). Die MDD wird als Prozentabweichung zur Kontrolle angegeben (%MDD, Gl. 2).

$$\text{Gl. 1: } MDD = \bar{x}_1 - \bar{x}_2 = t^* \sqrt{\frac{s^2_1}{n_1} + \frac{s^2_2}{n_2}} \quad \text{Gl. 2: } \%MDD = \frac{MDD}{\bar{x}_1} * 100$$

mit: $\bar{x}_1, \bar{x}_2$ arithmetischer Mittelwert der Variablen für Kontrolle und Behandlung
 s^2_1, s^2_2 Varianz der Variablen für Kontrolle und Behandlung
 n_1, n_2 Stichprobenumfang (Replikate) in Kontrolle und Behandlung
 t^* tabellierter t-Wert für $\alpha = 0,05$ und $Fg = n_1 + n_2 - 2$

Ergebnisse

Einfluss unterschiedlicher Nährstoffgehalte von Sedimenten:

Die Abundanz mehrerer benthischer Invertebraten (Bspl. Egel, Abb. 1, links) und die statistische Signifikanz potenzieller ökotoxikologischer Effekte (Abb. 1, rechts) nimmt mit Erhöhung der Trophie zu. Dabei ist können Effekte auf die Populationsdichte erst bei einem MDD-Wert < 100 statistisch abgesichert werden.

Die durch Chironomiden dominierte Insektenemergenz dagegen nimmt in Artenzahl und Abundanz (Abb. 2) mit Erhöhung der Trophie ab.

Die Intensität indirekter Effekte auf das Plankton steigt mit der Trophie an (Abb. 3). Dabei kann die Dauer der indirekten Effekte bei erhöhter Trophie die Dauer der direkten toxischen Effekte um mehrere Wochen überschreiten (Abb. 4).

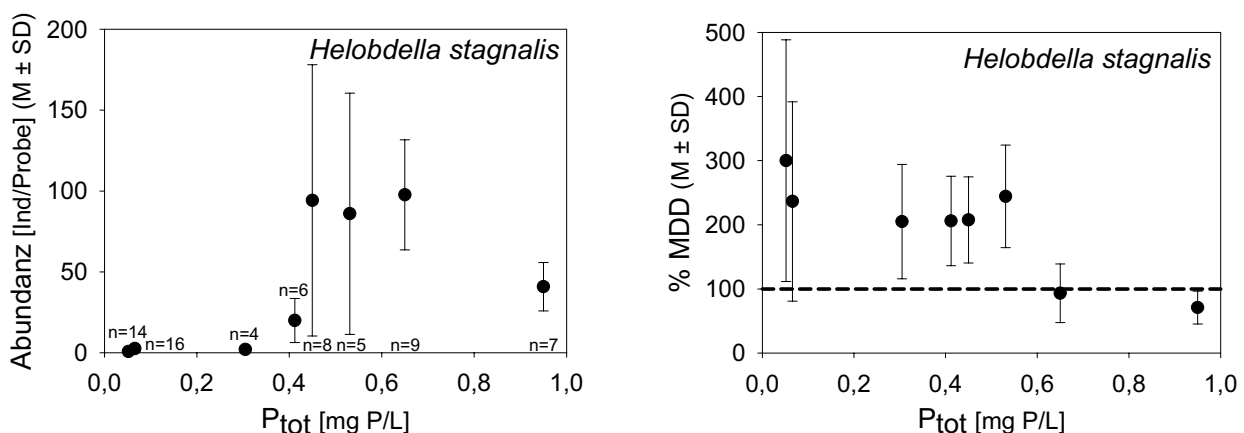


Abb. 1: Abundanz des Egels *Helobdella stagnalis* (links) und die statistisch noch nachweisbare Abweichung der Behandlungen von den Kontrollen (%MDD, rechts) in Abhängigkeit der Trophie unbelasteter Kontrollteiche. n=Anzahl Probentermine für das Benthos pro Studie.

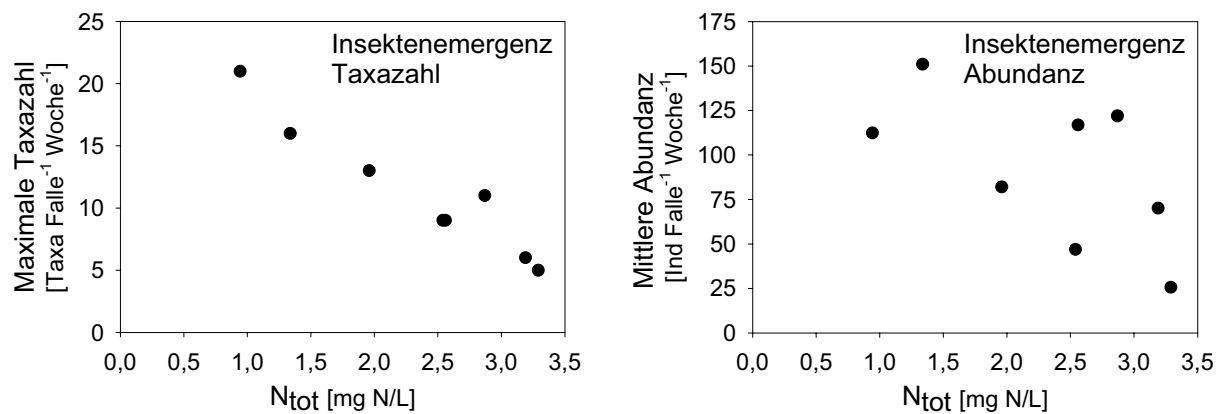


Abb. 2: Maximale Taxazahl (Mittelwert der Kontrollen, links) und mittlere Abundanz (rechts) der Insektenemergenz in Abhängigkeit der Trophie unbelasteter Kontrollteiche.

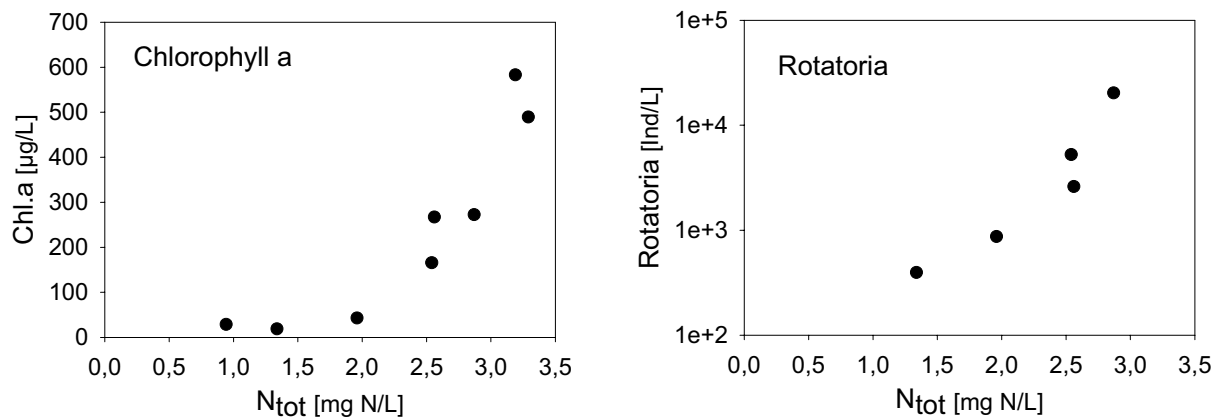


Abb. 3: Maximaler Chl.a-Gehalt und max. Rädertierdichte in Teichen mit Pestizidbehandlung in Abhängigkeit von der Trophie. Ausgewertet wurden nur Studien mit stark negativem Pestizideffekt auf die Daphnienpopulationen und einer indirekten Förderung von Rädertieren und Phytoplankton.

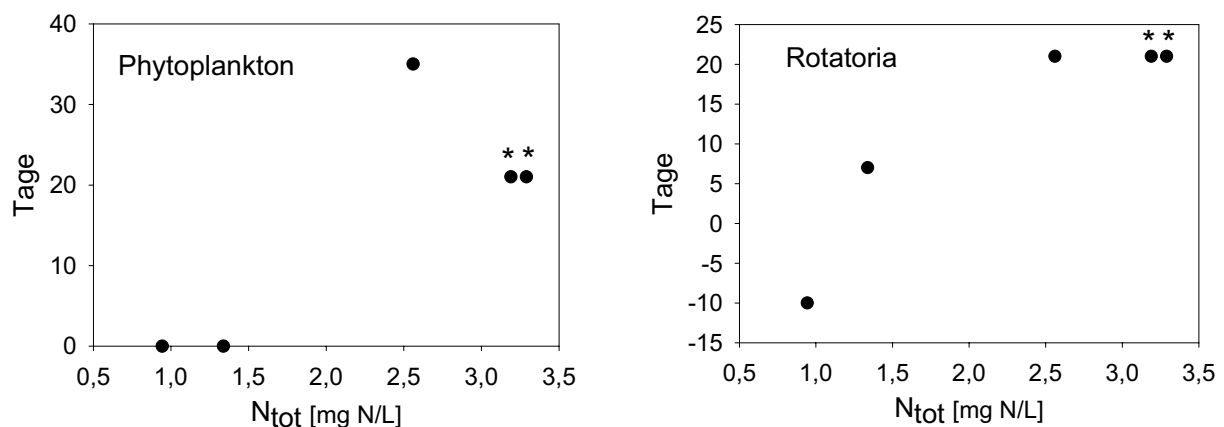


Abb. 4: zeigt die Zunahme der Dauer indirekter Effekte auf Phytoplankton und Rädertiere in Relation zur Dauer der direkten (toxischen) Effekte auf die Daphnien in Abhängigkeit der Trophie (als Differenz in Tagen). *: eine indirekte Förderung im Vergleich zu den Kontrollen bestand bis zum Ende der Studie.

Interaktion zwischen Invertebraten und Periphyton:

Es wurden Evidenzen für die Repression der Periphytonentwicklung durch das Grazing von Daphnien, insbesondere *Daphnia magna* (Abb. 5, links), sowie von Chironomidenlarven (Abb. 5, rechts) gefunden. In Folge der starker Reduktion der Invertebratendichten nach Pestizidzugabe an Tag 0 nahm die Stärke des Aufwuchses deutlich zu. Dies lässt darauf schließen, dass sowohl *D. magna* als auch Chironomidenlarven zur Kontrolle des Periphytons in der Lage sind.

Nun ist schon länger bekannt, dass Schnecken und Chironomidenlarven das Wachstum von Aufwuchsalgen kontrollieren können. Auch einige Daphnienarten (*D. magna*, *D. pulex*) nutzen bei geringen Futtermengen in der Wassersäule vermehrt benthische Ressourcen (Horton et al. 1979), allerdings sind Fallbeispiele zur Interaktion von Daphnien und Periphyton kaum publiziert. Ob auch der Rückgang des Periphytons durch vermehrtes Grazing der sich wieder erholenden Invertebratenpopulationen bewirkt wurde, bedarf weiterer Untersuchungen.

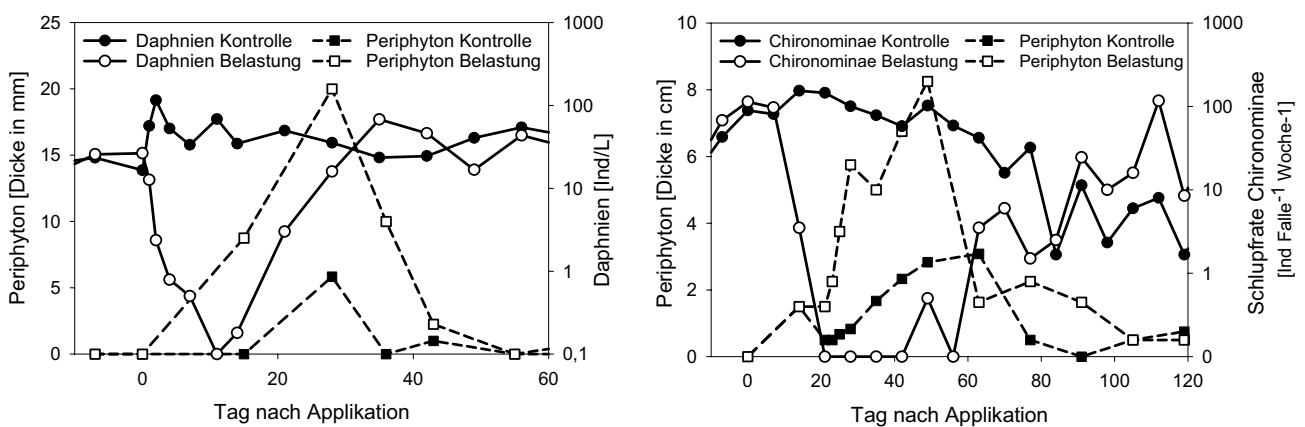


Abb. 5 Links: Darstellung einer Pestizidstudie mit direktem toxischen Wirkungseffekt auf eine durch *D. magna* und *D. pulex* dominierte Daphnienpopulation. Gezeigt ist die Abundanz der Daphnien und der Periphytonbewuchs auf den Mesokosmoswänden in den Kontrollen und pestizidbelasteten Mesokosmen der höchsten getesteten Wirkstoffkonzentration. **Rechts:** Darstellung einer weiteren Pestizidstudie mit starken direkten toxischen Effekten auf Chironomiden (insbes. Chironominae). Darstellung Mittelwerte der Replikate: Kontrollteiche n=3, belastete Teiche n=2.

Schlussfolgerungen

Der Nährstoffgehalt der Sedimente hat einen deutlichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Biozönosen, die Abundanz der Invertebratentaxa, sowie auf die Ausprägung und Dauer indirekter Effekte in pestizidbehandelten Teichen. Weitergehende Untersuchungen zur Verteilung der Artengemeinschaften über weite Trophiebereiche sollten initiiert werden.

Die statistische Power zur Detektion von Wirkungseffekten kann bei einigen benthischen Arten durch eine Erhöhung der Trophie verbessert werden. Hier besteht Forschungsbedarf zu weiteren Organismengruppen.

Das Verständnis der relevanten Interaktionen zwischen Plankton, Benthos sowie der Lebensgemeinschaft des wandständigen Aufwuchses sollte in Zukunft vertieft werden, um indirekte Rückkopplungen zwischen diesen Kompartimenten in Mesokosmosstudien interpretieren und bewerten zu können.

Literatur

- Campbell, P. J.; Arnold, D. J. S.; Brock, T. C. M.; Grandy, N. J.; Heger, W.; Heimbach, F.; Maund, S. J.; Streloke, M. (1999): Guidance Document on Higher Tier Aquatic Risk Assessment for Pesticides (HARAP), SETAC Europe, Brussels, Belgium, p. 180.
- European Commission. Health & Consumer Protection Directorate-General. Directorate E1 – Plant Health. (2002): Working Document, Guidance Document on Aquatic ecotoxicology in the context of Directive 91/414/EEC, 17 October 2002.
- Giddings J.M., T.C.M. Brock, W. Heger, F. Heimbach, S.J. Maund, S.M. Norman, H.T. Ratte, C. Schäfers & M. Streloke (2002): Community Level Aquatic System Studies – Interpretation Criteria (CLASSIC), SETAC, Pensacola, FL, USA, p. 60.
- Horton P.A., Rowan M., Webster K.E., Peters R.H. (1979): Browsing and grazing by cladoceran filter feeders. *Can. J. Zool.* 57: 206-212.
- OECD Guidance Document (2004): Draft Guidance Document on Simulated Freshwater Lentic Field Tests (Outdoor Microcosms and Mesocosms), July 2004.

Uranelimination aus dem Wasserpfad – Aufwuchsalgen, submerse Makrophyten und Helophyten im Vergleich

Kerstin Vogel, E. Gert Dudel

TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo-, Hydrowissenschaften, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz,
vogelkerstin@gmx.de

Keywords: Uranakkumulation, wasserchemische Eigenschaften, Biomasseproduktion, flächenbezogene Akkumulation, Fließgewässer-Mesokosmen, Bilanz

Einleitung

Kontaminationen an Uran und anderen Schwermetallen in Oberflächenwässern nehmen weiterhin zu (Baborowski et al. 2005). Da Uran aufgrund seiner Radioaktivität und chemisch toxischen Eigenschaften ein Gefahrstoff ist (HHS 1998, Merck 2000), sind Maßnahmen zur Entlastung an den Belastungsquellen erforderlich. Dazu zählen besonders Halden und „Tailings“ (Schlammteiche, industrielle Absetzanlagen der Erzaufbereitung) des Erzbergbaus.

Reinigung mit Uran kontaminierter Wässer mit technischen Anlagen ist aufgrund der chemischen Eigenschaften von Uran insbesondere in schwach sauren und alkalischen Wässern teuer und aufwendig (Kiessig et al. 2004, Dudel et al. 2004). Es werden zunehmend passive Reinigungsverfahren erprobt. Dazu gehören sogenannte „constructed wetlands“. Die Effizienz der Uranelimination in natürlichen Feuchtgebietsbiozönosen und die Stabilität der Uranfestlegung an organischer Substanz ist umstritten bzw. noch nicht ausreichend belegt (Dudel et al. 2004, Kalin et al. 2005).

Ziel dieser Arbeit ist es, verschiedene Makrophyten und Aufwuchs (Periphyton) auf ihre Fähigkeit, Uran zu akkumulieren, unter identischen wasserchemischen Bedingungen zu vergleichen. Darüber hinaus wird die anteilige biomassespezifische Leistung der einzelnen Arten bzw. funktionellen Gruppen (Helophyten, submerse Makrophyten, Aufwuchs) als Bilanzanteil in einem geschlossenen System quantifiziert. Es wurden wasserchemische Bedingungen (hohe Carbonathärte, pH > 7; Mesotrophie) gewählt, die einem natürlichen Feuchtgebiet im Vogtland entsprechen (Vogel et al. 2004).

Material und Methoden

Der Versuch wurde in der Außenanlage der Fließgewässer-Mesokosmen-Anlage am Umweltbundesamt in Berlin Marienfelde durchgeführt. (zum Aufbau, zu konstruktiven Details und Materialien vgl. Berghahn 1997; Berghahn et al. 1998; Berghahn et al. 1999; Berghahn et al. 2002; UBA 2003). Es wurden folgende Bedingungen eingestellt:

- Schwach saure bis basische Wässer (Uranspezies in carbonatischer Form und als Ca-Komplexe)
- Mittlere bis hohe Carbonathärte
- Mesotrophie (P-Limitation)

Es wurde eine Referenzrinne ohne Uran und eine Versuchsrinne mit Uran verwendet. Die Rinnen wurden mit 28 m³ Wasser befüllt, was einem Wasserstand von 30 cm entspricht. Die Fließgeschwindigkeit betrug 0,10 m*s⁻¹.

Der pH-Wert wurde auf 7,4 bis 7,6 eingestellt. Die Steuerung erfolgte durch geregelten CO₂-Eintrag. Die Leitfähigkeit betrug 600 µS*cm⁻¹. Die Wassertemperatur konnte aufgrund der klimatischen Bedingungen auf 20°C stabilisiert werden.

Am 25.05.2004 wurde das Uran dotiert (6200 mg, entspricht 200 µg*l⁻¹), am 26.05.2004 wurden in beide Rinnen die Pflanzen eingesetzt. Im Versuchszeitraum wurden wöchentlich Wasser, Sedimente und Aufwuchs beprobt. Am 27./28.07.2004 wurden die submersen Makrophyten und Helophyten geerntet.

Als Aufwuchsträger wurden PE-Folien in das Wasser eingebracht. Es bildete sich autochthon Aufwuchs auf der inerten Rinnenoberfläche (PU beschichtete Glasfaser), der ebenfalls beprobt wurde.

Der Aufwuchs von den Folien wurde mit einer elektrischen Zahnbürste mit Ultraschall entfernt und in einem definierten Volumen Wasser aufgenommen. Diese Proben wurden einerseits mit Königswasser aufgeschlossen und in der ICPMS vermessen, andererseits wurde der TOC bestimmt (nach DIN 1484).

Der Aufwuchs auf der Rinnenoberfläche wurde von einer bestimmten Fläche abgeschabt und in einem definierten Volumen Wasser aufgenommen. Die Proben wurden ebenfalls aufgeschlossen und in der ICPMS vermessen bzw. der TOC bestimmt.

Die Pflanzen wurden in durchlässige PE-Körbe mit gewaschenem groben Quarzsand (Herkunft: Kiesgrube Ottendorf-Okrilla; 0,36 Liter Porenwasser pro ein Liter Sand) als Substrat gepflanzt. Die Körbe der Helophyten wurden so etabliert, dass die Oberfläche des groben Sandes nur knapp über die Wasseroberfläche ragte.

Tab. 1: Versuchsobjekte

Aufwuchs	autochthone Entwicklung
submerse Makrophyten • <i>Elodea canadensis</i> L. • <i>Myriophyllum spicatum</i> L	Inkubation als Pflanzspresse, Wurzelbildung während des Versuches
Helophyten • <i>Phragmites australis</i> TRIN ex STEUD. - Klon Lengenfeld - Klon Neuensalz/Mechelgrün • <i>Typha latifolia</i> L. • <i>Sparganium erectum</i> L • <i>Juncus effusus</i> L. • <i>Glyceria maxima</i> (HARTM.) HOLMB • <i>Phalaris arundinacea</i> L.	Inkubation als Rhizome

Die Schilfklone stammen aus einem Schilfbestand unterhalb des Tailing-Dammes bei Lengenfeld und aus dem „Tailingteich“ bei Neuensalz/Mechelgrün. Das sind zwei Standorte im Vogtland (Vogel et al. 2004), die durch den ehemaligen Erzbergbau stark mit Schwermetallen kontaminiert sind. Der Standort Neuensalz/Mechelgrün ist eutrophiert und weist höhere Kontaminationen auf als der Standort bei Lengenfeld (Mesotrophie).

Ergebnisse und Diskussion

Uran in der fließenden Welle

Zum Zeitpunkt der Ernte der Pflanzen betrug der Urangelgehalt im Wasserkörper der Mesokosmen noch 4800 mg. Das entspricht einer Konzentration von $150 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$. Das heißt, dass nach zweimonatiger Akkumulation durch Pflanzen, Zuwachs, Regeneration und Sedimentation von Aufwuchs unter gegebenen Bedingungen noch 77,4 % des eingesetzten Urans im Wasser enthalten waren.

Uranakkumulation im Aufwuchs

Die flächenbezogene Uranakkumulationsleistung des Aufwuchses auf der Rinnenoberfläche ist in den ersten Tagen höher ($215 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$). Zum Ende des Versuches nimmt sie mit zunehmender Schichtdicke des Aufwuchses deutlich ab ($9,5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

Die flächenbezogene Uranakkumulation beim Aufwuchs auf den Folien verhält sich ähnlich, allerdings sind die Werte um eine Größenordnung geringer. Die verwendeten PE-Folien erwiesen sich als nicht geeignet, da nur ein geringes Wachstum an Aufwuchs zu verzeichnen war.

Die Urankonzentration im Aufwuchs auf der Rinnenoberfläche nimmt dagegen während des Versuches von $35 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{DM}^{-1}$ nach 11 Tagen auf $110 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{DM}^{-1}$ nach 55 Tagen zu. Das heißt, mit zunehmender Alterung der Biofilme bzw. Schichtdicke und nur geringfügig veränderten wasserchemischen Bedingungen bezüglich der Urankonzentration nimmt die auf die Biomasse bezogene Urankonzentration deutlich zu, die Uranakkumulationsleistung, die auf dem Nettozuwachs basiert, nimmt aber ab.

Uranakkumulation durch submerse Makrophyten

Nach über zweimonatiger Inkubation war die Urankonzentration in *Elodea canadensis* ähnlich hoch wie im Aufwuchs auf der Rinne (bis zu $180 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{DM}^{-1}$), dabei sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Kompartimenten (unterirdische/oberirdische Pflanzenteile) nur gering. Eine etwas höhere Konzentration wurde für *Myriophyllum spicatum* ermittelt. Der Unterschied könnte durch die größere Oberfläche bzw. die größere Anzahl epiphytischer Algen auf *Myriophyllum spicatum* verursacht worden sein. Der Anteil an Uran, der auf den Oberflächen bzw. den Aufwuchsalgen festgelegt wurde, konnte nicht getrennt bestimmt werden. Der Aufwuchs auf beiden Submersen war im Vergleich zur Rinnenoberfläche gering.

Uranakkumulation durch Helophyten

In beiden Klonen von *Phragmites australis* unterscheiden sich die Urankonzentrationen zwischen ober- und unterirdischen Organen. Die höchste Konzentration an Uran konnte in den Wurzeln (67 bis 143 mg/kg TM) nachgewiesen werden. Dabei ist die Urankonzentration in Wurzeln im Substrat höher als in Wurzeln, die durch Substrat und Korb hindurchgewachsen sind (bis 40 mg/kg TM), also unmittelbar von kontaminiertem Wasser umgeben sind. Das gleiche Verhältnis zeigt sich bei Rhizomen, in denen allerdings die Urankonzentration insgesamt niedriger als in den Wurzeln ist (3 bis 17 mg/kg TM). Die abgestorbene unterirdische Biomasse (Detritus, Bestandesabfall) zeigt eine ähnlich hohe Konzentration wie in den Wurzeln (bis 100 mg/kg TM).

Der Urangelgehalt, der in der oberirdischen Biomasse nachgewiesen wurde, entspricht dem Uran, was durch die Wurzeln aufgenommen und in die oberirdischen Blätter transportiert wurde. Dabei ist die Konzentration in den unteren älteren Teilen höher als in der Sprossspitze mit jüngeren bzw. höheren meristematischen Anteilen.

Zwischen den beiden Klonen von *Phragmites australis* gibt es keine signifikanten Unterschiede in der kompartimentspezifischen Urankonzentration. Die Nettozuwachsrate des Klones aus Neuensalz/Mechelgrün (eutrophierter, stärker kontaminierter Standort) war aber höher als die Nettozuwachsrate des Klones aus Lengenfeld (Mesotrophie) bei identischen wasserchemischen Bedingungen.

In den anderen untersuchten Helophyten zeigte sich bezüglich der Kompartimentierung ein ähnliches Bild. Anteilig akkumulieren die Helophyten aus dem vergleichsweise großen Wasserkörper verhältnismäßig wenig Uran. 77,4 % des dotierten Urans verblieben in der fließenden Welle. Zwischen den Arten wurden aber markante Unterschiede nachgewiesen (Tab. 2).

Tab. 2: Absolute und anteilige Uranakkumulation in Wurzeln, Sprossen und Rhizomen ausgewählter Helophyten im Fließgewässer-Mesokosmos

Helophyten	TM [g] (gesamt)	Uran [mg]	Anteil [%]
• <i>Phragmites australis</i> TRIN ex STEUD.	83,3	0,76	0,012
- Klon Lengenfeld	220,9	2,27	0,036
- Klon Neuensalz/Mechelgrün	128,3	6,83	0,11
• <i>Typha latifolia</i> L.	150,7	6,26	0,1
• <i>Sparganium erectum</i> L.	193,0	12,14	0,19
• <i>Juncus effusus</i> L.	36,9	1,63	0,026
• <i>Glyceria maxima</i> (HARTM.) HOLMB	41,0	1,62	0,026
• <i>Phalaris arundinacea</i> L.	83,3	0,76	0,012

Durch die bessere Netto-Zuwachsrate des Klones aus Neuensalz/Mechelgrün unter urankontaminierten Bedingungen konnte dieser Klon ca. dreimal so viel Uran akkumulieren als der Klon aus Lengenfeld (bei ähnlichen Urankonzentrationen in den jeweiligen Kompartimenten der beiden Klone).

Bilanz unter besonderer Berücksichtigung der lebenden Biomasse

Der Verbleib des zugegebenen Urans nach 70-tägigem Wachstum zum Zeitpunkt der Ernte ist in Tabelle 3 zusammenfassend dargestellt.

Es wird deutlich, wieviel Prozent an Uran die eingesetzten Pflanzen und der sich autochthon entwickelnde Aufwuchs akkumuliert haben. Der höchste Anteil an akkumulierten Uran wurde im Aufwuchs (Periphyton) nachgewiesen. Der Anteil von 0,57 % bezieht sich auf den Zeitpunkt einer Entnahme von Periphyton von den Aufwuchsträgern (Rinnenwand, eingehängte Folien) zum Zeitpunkt der Entnahme (Ernte) der emersen und submersen Gefäßpflanzen mit ihrem Aufwuchs. Letzterer geht mit bei den Gefäßpflanzen als Bilanzgröße ein. Da der Aufwuchs eine hohe Wachstumsrate erreicht, ältere Aufwuchsschichten sich ablösen und sedimentieren konnten sowie kontinuierlich durch neue Schichten (Biofilme) ersetzt wurden, dürfte der eigentliche Anteil des Aufwuchses in der Bilanz noch höher sein. Einen ebenfalls hohen prozentualen Anteil in der Bilanz erreichten die Helophyten. Mit nur 0,045 % haben die submersen Makrophyten den geringsten Anteil. Ihr Biomasseanteil im Gesamtsystem war aber vergleichsweise gering. Die restlichen 21,5 % des Urans sind in den Sedimenten zu finden bzw. sind diesem Restglied der Bilanz zuzurechnen.

Tab. 3: Bilanz der Uranelimination – Vergleich von Helophyten, submersen Makrophyten und deren Aufwuchsalgen

	Trockenmasse [g]	Uran [mg]	max. Uran [mg/kg TM]	Anteil [%]
Wasser		4800		77,4
Periphyton	323	0,032	110	0,57
submerse Makrophyten	7,6	2,83	2000	0,045
Helophyten	854	31,5	650	0,5

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Das Periphyton steht in der Bilanz der Uranakkumulation im Vergleich zu den Makrophyten an erster Stelle. Durch die hohe Wachstumsrate und die relativ hohe biomassespezifische Akkumulationsleistung leistet der Aufwuchs einen entscheidenden Beitrag bei der Uranakkumulation.

Die submersen Makrophyten und ihre Aufwuchsalgen akkumulieren pro Biomasseeinheit im Vergleich zum getrennt analysierten Aufwuchs und den Helophyten sehr viel Uran. Allerdings war im gewählten Versuchsansatz die Biomasse so gering, dass in der Bilanz der Uranakkumulation die submersen Makrophyten eine untergeordnete Rolle spielten.

Die Helophyten erreichten in diesem Versuch die höchste Biomasse pro Flächeneinheit. Die Urankonzentration war im Vergleich zu den submersen Makrophyten nur in den unterirdischen Organen hoch.

Zur Eignungsprüfung von Pflanzen zur Reinigung kontaminierter Wässer muss die Kombination Gefäßpflanze und Aufwuchs berücksichtigt werden. Zwischen den verschiedenen Makrophytenarten bzw. funktionellen Gruppen (emerse vs. submerse Arten) bestehen große Unterschiede bzw. Leistungsunterschieden auch bezüglich der Uranakkumulation. Außerdem ist neben der Artwahl die Wahl Genotypen entscheidend, was für *P. australis* gezeigt wurde.

Danksagung

Besonderer Dank gilt Dr. M. Feibicke und T. Ottenströer (UBA Berlin Marienfelde) sowie H. Ross für die Unterstützung bei der Versuchsbetreuung. K. Klinzmann, A. Jost und A. Weiske gilt Dank für die Analytik sowie dem BMBF für die finanzielle Förderung (FZK: 02WBO222).

Literatur

- Baborowski, M., Mages, M., Hiltcher, C., Matschullat, J., Guhr, H. (2005): Former mining activities influence uranium concentrations in the Elbe river near Magdeburg. In: Uranium in the Environment. Merkel, B.J., Hasche-Berger, A. (Hrsg.), Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp.585-592
- Berghahn, R. (1997): Fließgewässer-Simulationsanlagen. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 4:216-219.
- Berghahn, R., Feibicke, M., Gabriel, M., Grassmann, D., Loth, S., Mohr, S., Ottenströer, T., Schmidt, M., Schmidt, R., (2002): Erste Ergebnisse aus der Einführphase (Kalibrierungsphase) des Fließgewässer-Mesokosmos des Umweltbundesamtes. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001, Kiel
- Berghahn, R., Piringer, O., Pluta, H.-J., Rüter, M., Winkler (1999): On the suitability of polyester as building material for artificial stream mesocosms. Ecotoxicology and Environmental Safety 43: 267-273.

- Berghahn, R., Pluta, H.-J., Plattard, M. (1998): Eignungsprüfung von Materialien für ökologische und ökotoxikologische Experimente mit Hilfe von Biotests. *Vom Wasser* 90: 9-16.
- Dudel, E.G., Brackhage, C., Dienemann, H., Mkandawire, M., Weiske, A. (2004a): Capacity of natural attenuation of trace contaminants from uranium mine tailing waters in nature-like constructed wetlands. *Proceedings of the Symposium: Mine water - Process, Policy, Progress, Newcastle upon Tyne, University of Newcastle*. pp.25-34
- Dudel, E.G., Mkandawire, M., Vogel, K., Weiske, A. (2004): Efficiency and regulation of uranium and arsenic elimination from the water pathway by selected aquatic communities. 7th Intecol International Wetlands Conference, 25.-30.7.2004, Utrecht. P.90.
- HHS Hrsg. (1998): Toxigological Profile for Uranium. Atlanta, Georgia, United States, Department of Health & Human Services. 354 S.
- Kalin, M., Wheeler, W.N., Meinrath, G. (2005) The removal of uranium from mining waste water using algal/microbial biomass. *Journal of Environmental Radioactivity* 78: 151-177
- Kiessig G., A.T., Jakubick A.T (2004): Remediation options and the importance of water treatment at former uranium production sites in eastern Germany. IAEA, Treatment of liquid effluent from uranium mines and mills. Report of a co-ordinated research project 1996-2000, 127 S.
- Merck (2000): Sicherheitsdatenblatt gemäß EG-Richtlinie 91/155/EWG. Die Merck Chemie Datenbank from www.chemdat.merck.de
- UBA (2003): Einfahrphase Fließgewässer-Simulationsanlage (FSA) Abschlussbericht, Umweltbundesamt, Berlin 188 S.
- Vogel K., Dudel G.E. (2004): Zum Einfluss der wasserchemischen Verhältnisse auf die Immobilisierung von Uran und Arsen in submersen Makrophyten (*Chara spec.*, *Microspora spec.*, *Cladophora spec.*). In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2004, Potsdam

- WEBER, M. & HAHN, H.J.: Ökotoxikologische Untersuchungen an tierischen Organismen aus dem Grundwasser. Akuter Toxizitätstest mit von der Trinkwasserverordnung für die Anwendung in Trinkwassergewinnungsanlagen zugelassenen Stoffen
- LOREY, C. & KUNST, S.: Pharmaka und endokrin wirksame Substanzen im Grundwasser unter Flächen mit Abwasserverregnung
- WERTH, C., MARTEN, M. & TARASCHEWSKI, H.: Die Eignung von *Daphnia magna* STRAUS, 1820 als Testorganismus zur Fließgewässerüberwachung mit kontinuierlichen Biotestverfahren
- VOGT, C., NOWAK, C., OETKEN, M. & OEHLMANN, J.: Umweltschadstoffe und genetische Variabilität bei aquatischen Wirbellosen – Ergebnisse einer Multigenerationsstudie mit *C. riparius*

Ökotoxikologische Untersuchungen an tierischen Organismen aus dem Grundwasser.

Akuter Toxizitätstest mit von der Trinkwasserverordnung für die Anwendung in Trinkwassergewinnungsanlagen zugelassenen Stoffen

Martin Weber¹, Hans Jürgen Hahn²

Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Abt. Biologie, Im Fort 7, 76829 Landau,
e-mail: ¹crossman600@yahoo.de, ²hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Toxizität, LC₉₀ Werte, Natriumchlorit

Einleitung

Immer wieder kommt es in Wasserwerken zur Massenentwicklung von Invertebraten. Geeignete Bekämpfungsmethoden stehen derzeit nicht zur Verfügung.

Vor diesem Hintergrund wurde untersucht, ob mit von der Trinkwasserverordnung zugelassenen Stoffen eine chemische Bekämpfung von in Trinkwassergewinnungsanlagen unerwünschten Organismen möglich ist. Ziel der Untersuchung war die Ermittlung von LC₉₀ Werten für ausgewählte Substanzen, die mittels akuter Toxizitätstests mit letalem Endpunkt an Grundwasserorganismen berechnet wurden.

Nach entsprechenden Vorversuchen dazu wurden Natriumhydroxid (NaOH) und Natriumchlorit (NaClO₂) ausgewählt, Stoffe die routinemäßig in der Wasseraufbereitung eingesetzt werden. Als Testorganismen wurden *Niphargus aquilex* Schiödte 1855 (Amphipoda, Crustacea) und *Diacyclops languidoides* (Lilljeborg 1901) (Copepoda, Crustacea) eingesetzt.

Material und Methoden

Die angewandten Testverfahren orientierten sich an Kurzzeit- und akuten Toxizitätstest mit Rädertierchen (W15 und W16) die jedoch nicht genormt sind (STEINBERG et al. 1995), und an Studien von MÖSSLACHER (2000) und NOTENBOOM & BOESSENKOOL (1992), bei denen die toxische Wirkung von Kaliumchlorid und Kaliumnitrat bzw. diversen Pestiziden an Crustaceen aus dem Grundwasser und von Oberflächengewässer untersucht wurden.

Die für die vorgelegte Studie verwendeten Testorganismen sind typische Vertreter der Grundwasserfauna in Mitteleuropa, die in Trinkwasseraufbereitungsanlagen vorkommen können.

Die Tiere wurden im Freiland (Pfälzerwald) mittels einer Saug-Vakuum-Pumpe und einem Netzbecher mit Siebgewebe gesammelt. Die Testindividuen wurden zur Eingewöhnung in FalconTM Multiwell Zellkulturplatten 12 Wells, Becton Dickinson, 6 ml eingesetzt und 48 Stunden lang bei 10°C und ohne Nahrung in Dunkelheit gehältert.

Dazu wurde mikroglasfaserfiltriertes Grundwasser vom Kolbental bzw. Meisenbach verwendet. Nach der Gewöhnungsphase erfolgte die Testphase, die 54 Stunden dauerte.

Ergebnisse

Die Toxizitätstests ergaben, dass Natriumchlorit auf *Niphargus aquilex* etwa 11-fach (LC₉₀ Konz.: 0,1 mg/l : 1,1 mg/l) bzw. 14-fach (LC₉₀ Konz.: 0,22 mg/l : 2,9 mg/l) effektiver wirkte als Natriumhydroxid.

Bei *Diacyclops languidoides* wirkte Natriumchlorit etwa 41-fach (LC₅₀ Konz.: 0,18 mg/l : 7,5 mg/l) bzw. 60-fach (LC₉₀ Konz.: 0,24 mg/l : 13,8 mg/l) toxischer als Natriumhydroxid.

Für beide Arten wurde ein LC₉₀ Wert für Natriumchlorit ermittelt, der unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung liegt. Beide LC₉₀ Werte lagen bei etwa 0,2 mg/l Natriumchlorit (s. Tab 1./Abb. 1).

Die LC₉₀ Konzentrationen für Natriumhydroxid liegen jedoch für beide Arten deutlich über dem gesetzlich festgelegten Grenzwert von 1,27 mg/l (s. Tab. 1 und Abb. 1).

Aufgrund der Ergebnisse scheint *Diacyclops languidoides* (LC₉₀ NaOH: 13,8 mg/l) wesentlich unempfindlicher gegenüber Natriumhydroxid als *Niphargus aquilex* (LC₉₀ NaOH: 2,9 mg/l).

Damit kann NaClO₂, als potentiell geeignete Substanz empfohlen werden.

Tab. 1: Toxizität von Natriumchlorit und Natriumhydroxid für *Niphargus aquilex* und *Diacyclops languidoides*, anhand von LC₅₀ bzw. LC₉₀ Werten mit 95% Konfidenzintervallen.

	<i>Niphargus aquilex</i> NaClO ₂ (mg/l)	<i>Niphargus aquilex</i> NaOH* (mg/l)	<i>Diacyclops languidoides</i> NaClO ₂ (mg/l)	<i>Diacyclops languidoides</i> NaOH* (mg/l)
LC ₅₀	0,10 (0,06 – 0,18)	1,1	0,18 (0,15 – 0,22)	7,5
LC ₉₀	0,22 (0,15 – 0,35)	2,9	0,24 (0,22 – 0,32)	13,8

Angabe der Intervalle bei NaOH nicht möglich, da die tatsächlich ermittelten Werte außerhalb der berechneten Bereiche (Intervalle) lagen.

Grenzwert NaClO₂ : 0,54 mg/l (0,4 mg/l ClO₂)

Grenzwert NaOH : 1,27 mg/l

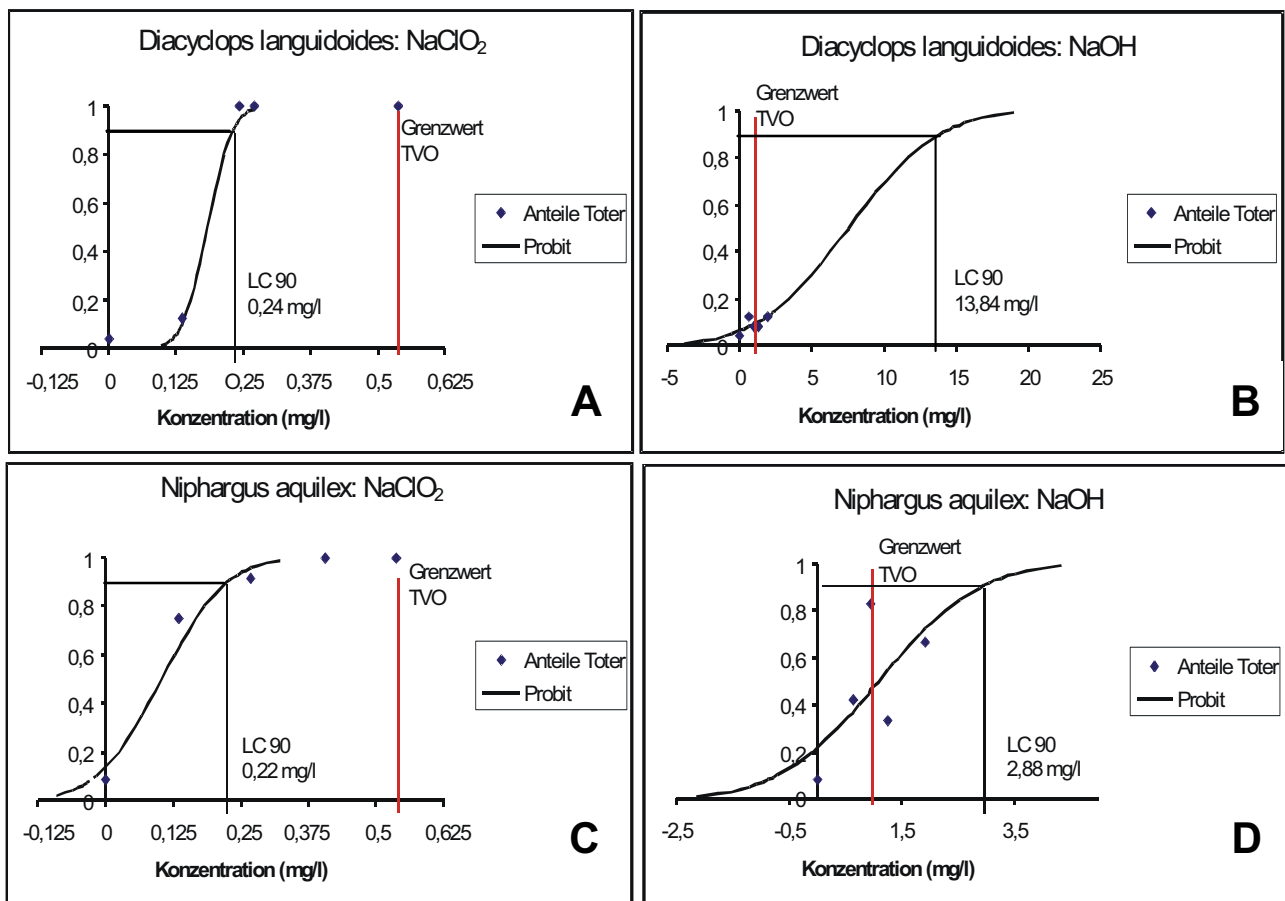


Abb. 1:

- A** Dosis-Wirkungs-Beziehung von NaClO₂ nach 16 h Expositionsdauer
- B** Dosis-Wirkungs-Beziehung von NaOH nach 24 h Expositionsdauer
- C** Dosis-Wirkungs-Beziehung von NaClO₂ nach 16 h Expositionsdauer
- D** Dosis-Wirkungs-Beziehung von NaOH nach 24 h Expositionsdauer

Grenzwert NaClO₂ nach TVO = 0,54 mg/l berechnet, entspricht einem Grenzwert von 0,4 mg/l ClO₂
 Grenzwert NaOH (pH ≤ 9,5) nach TVO = 1,27 mg/l berechnet.

Diskussion

Die effektivste Bekämpfung einer Massenentwicklung von Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen ist mit der direkten Verminderung der Nahrungsgrundlage, z.B. durch austauschen des Filtermaterials, zu erreichen. Dies hemmt das Wachstum und die Ausbreitung der Individuen. Eine Behandlung des Wassers mit Natriumchlorit könnte anschließend bzw. während der Erstmaßnahme (Filtertausch ect.) erfolgen.

Ob sich Natriumchlorit jedoch für die Anwendung in der Praxis eignet muss anhand weiterer Versuche noch geklärt werden. Zu berücksichtigen sind insbesondere die „technische“ Handhabung der Anlagen (Zugabe und das Beimischen der Chemikalie in der Anlage) und die Frage, inwieweit die Natriumchlorit-Konzentration in seiner Wirksamkeit z.B. durch Filtermaterial (Adsorption) beeinflusst wird.

Auch sollte geprüft werden, inwieweit eine Zugabe von Natriumchlorit die Trübung des Wassers, hervorgerufen durch die Oxidation leicht oxidierbarer organischer Stoffe, beeinflusst.

Die Trinkwasserverordnung schreibt keine Überprüfung und Bekämpfung tierischer Organismen in Trinkwasseranlagen vor. Dies liegt in der Eigenverantwortung der Unternehmen (DVGW-Hinweis W 271 1997).

Danksagung

Diese Studie entstand im Rahmen einer Examensarbeit. Daher soll folgenden Personen gedankt werden: Herrn Dr. Hans Jürgen Hahn und seinem Doktorandenteam von der Arbeitsgruppe Grundwasserökologie der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, für ihre stete Betreuung und Unterstützung.

Literatur

- DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches) (Hrsg.) (1997): Tierische Organismen in Wasserversorgungsanlagen (= DVGW-Hinweis W 271); Bonn
- Mösslacher, F. (2000): Sensitivity of groundwater and surface water crustaceans to chemical pollutants and hypoxia: implications for pollution management; Arch. Hydrobiol. **149**: 51-66; Stuttgart
- Notenboom, J. & Boessenkool, J. J.(1992): Acute Toxicity Testing with the Groundwater Copepod *Parastenocaris germanica* (Crustacea).-In: Proceedings of the First International Conference on Ground Water Ecology. American Water Resources Association April 1992: 301-309; Maryland
- Steinberg, C. h.; Klein, J. & Brüggemann, R. (1995): Ökotoxikologische Testverfahren.- ecomed verlagsgesellschaft AG & Co. KG, überarbeiteter Nachdruck aus dem GSF-Bericht 4093, Landsberg

Pharmaka und endokrin wirksame Substanzen im Grundwasser unter Flächen mit Abwasserverregnung

Corinna Lorey¹ & Sabine Kunst²

^{1,2} ISAH, Universität Hannover, Welfengarten 1, 30161 Hannover,

¹ lorey@isah.uni-hannover.de, ² kunst@isah.uni-hannover.de

Keywords: Abwasserverregnung, Grundwasser, Arzneimittel, Pharmaka, Estrogene, endokrin, Ökotoxikologie

Einleitung

Seit einigen Jahren wird die Kontamination von Oberflächen- und Grundwässern durch Schadstoffe anthropogener Genese diskutiert. Besonderes Augenmerk gilt hier den Substanzen, denen eine endokrine Wirkung zugesprochen wird, sowie den pharmakologisch wirksamen Substanzen. Als endokrin wirksam gelten u. a. **natürliche** (z. B. Estron, 17- β Estradiol, Estriol) und **synthetische Estrogene** (z. B. 17- α Etinylestradiol, Mestranol), aber auch diverse Chemikalien (Xenobiotika) wie **Organozinnverbindungen**, **Phthalate**, **Alkylphenole** und **Bisphenole** fallen in diese Kategorie. Zu den Pharmaka zählen **Antibiotika** (z. B. Dehydrato-Erythromycin A, Sulfamethoxazol, Penicilline, Tetracyclin, Ofloxacin), **Lipidsenker** (z. B. Clofibrinsäure, Bezafibrat), **Antiphlogistika und Analgetika** (z. B. Diclofenac, Ibuprofen, Phenacetin, Propyphenazon), **Psychopharmaka** (z. B. Diazepam), **Antiepileptika** (z. B. Carbamazepin), **Betablocker**, **Zytostatika** (z. B. Zyclophosphamid, Ifosphamid) und **Röntgenkontrastmittel** (z. B. Amidotrizoesäure, Iopamidol, Iotalaminsäure).

Diese Substanzen gelangen mit den menschlichen Ausscheidungen in das Abwasser und können nicht immer im Rahmen der Abwasserreinigung biologisch abgebaut oder zumindest aus dem Abwasser eliminiert werden. Meistens gelangen die nicht in der Kläranlage eliminierten Rückstände der o. g. Substanzen mit dem gereinigten Abwasser in den Vorfluter, ein mehr oder minder großes Fließgewässer, und die an den Klärschlamm adsorbierten Substanzen werden bei landwirtschaftlicher Nutzung mit dem Schlamm auf die Böden aufgebracht.

Gegenstand unserer Untersuchungen war die Frage, wie hoch der Eintrag in unsere Umwelt im Fall von Abwasserverregnung einzuschätzen ist und wie die ggf. noch messbaren Konzentrationen in Böden, Lysimetersickerwässern und im Grundwasser unter den Flächen mit Abwasserverregnung zu bewerten sind.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Im norddeutschen Raum wird seit den 30er Jahren an mehreren Standorten die landwirtschaftliche Verwertung von Abwässern betrieben. Seit den 70er (Braunschweig) bzw. 80er Jahren (Wolfsburg) werden die in konventionellen Kläranlagen gereinigten Abwässer auf landwirtschaftlichen Flächen

verregnet. Während der Vegetationsperiode kann dem gereinigten Abwasser zur Nährstoffanreicherung (ausgefaulter) Klärschlamm beigegeben werden. Die Abwasserverregnung erfolgt mit Beregnungsmaschinen in einer Menge von ca. 35 mm pro Beregnungsereignis. In den Wintermonaten wird das – nun auch von Phosphat, Ammonium und Nitrat gereinigte – Abwasser zur Grundwasserneubildung verwendet.

Die o. g. endokrin oder pharmakologisch wirksamen Substanzen wurden in den Zu- und Abläufen sowie im Beregnungswasser der Kläranlage und im Lysimetersickerwasser bzw. im Grundwasser unter den Verregnungsflächen untersucht. Dabei wurden Grundwasserleiter in unterschiedlicher Tiefe beprobt.

Probenahme und Analytik

Die Wasserproben wurden ausschließlich unter Zuhilfenahme von speziell vorbehandelten Glasgeräten, Teflon und Edelstahl entnommen, um durch Absorptions- oder Desorptionsvorgänge verursachte Minder- oder Mehrbefunde auszuschließen. Die Proben wurden anschließend sofort im Labor untersucht, teilweise wurden zur Plausibilitätskontrolle Paralleluntersuchungen in verschiedenen Laboren durchgeführt. Insgesamt wurden 139 Substanzen mit unterschiedlicher Intensität untersucht. Zwischen dem 22.08.2001 und dem 08.12.2004 fanden mehr als 20 Beprobungen statt.

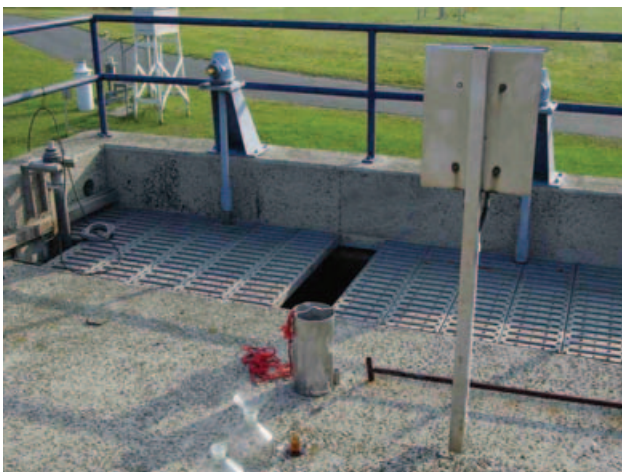


**Abb. 1: Probenahme Kläranlage,
hier: Zulauf Belebungsbecken**



Abb. 2: Ablauf Nachklärbecken



Abb. 3: Probenahme Lysimeter im Getreidefeld



Abb. 4: Probenahme Multilevelbrunnen

Ergebnisse

Die Mediane der Ergebnisse ausgesuchter Analyten¹ sind in den Abbildungen Abb. 5 bis Abb. 8 sowie in Tabelle Tab. 1 dargestellt. Auch die Eliminationsrate bzw. der biologische Abbau² in der Kläranlage sind in Tab. 1 aufgeführt. Für die Probenahmestellen wurden Abkürzungen³ verwendet.

Tab. 1: Mediankonzentrationen ausgesuchter Substanzen und Eliminationsrate / Abbau in der Kläranlage unter Angabe der Bestimmungsgrenze (BG) in ng/L

Substanz [ng/L]	BG	Zul	Abl	BW	Lysi	B1	B2	B3	Elimi- nation	Abbau
Amidotrizoesäure	100	4400	4100	3700	2900	4500	4450	4200	6,82%	15,91%
Iopamidol	10-50	3100	4400	2600	175	20	20	30	-41,94%	16,13%
Iotalaminsäure		100	62	65	40	35	41	32	38,00%	35,00%
Carbamazepin	50	1900	2100	2000	250	400	50	50	-10,53%	-5,26%
Clofibrinsäure	10-50	280	135	205	<20	<35	<20	<15	51,79%	26,79%
Diclofenac	10-50	3000	2400	2400	<20	<45	<20	<15	20,00%	20,00%
Ibuprofen	10-50	6100	205	245	<20	<35	<20	<15	96,64%	95,98%
Sulfamethoxazol	10	1000	370	460	26	76	<10	<10	63,00%	54,00%
Estron	1	79	5	5,3	<1	<1	<1	<1	93,67%	93,29%
17-β-Estradiol	1	28,5	5	< BG	<1	<1	<1	<1	82,46%	
Estriol	1	163	5	< BG	<1	<1	<1	<1	96,93%	
Mestranol	1	23	5	5	<1	<1	<1	<1	78,26%	78,26%
17-α-Ethinylestradiol	1	7,5	5	5	<1	<1	<1	<1	33,33%	33,33%
β-Sitosterol	25	182600	510	3125	190	<25	<25	<25	99,72%	98,29%
iso-Nonylphenol	10	5006	170	1605	23,75	25	18	10	96,60%	67,94%
Bisphenol A	1	1767	236	511	5	4,05	1,4	1,9	86,64%	71,08%
Tributylzinn	1	10,5	2,9	6	<1	<1	<1	<1	72,38%	42,86%

¹ Analysiert wurden Di(2-ethylhexyl)phthalat, 8 PAKs, 16 PCBs, 10 Röntgenkontrastmittel, 5 Alkylphenole, 2 Bisphenole, 12 Ethoxylate, 8 Organozinnverbindungen, 35 Antibiotika, 31 Pharmaka, 6 Estrogene und 5 Phytoestrogene.

² Die Elimination ist bezogen auf die Differenz zwischen Zu- und Ablauf der Kläranlage, sie lässt Adsorptionsprozesse unberücksichtigt. In der Spalte Abbau ist die prozentuale Reduktion des Analyten zwischen dem Zulauf und dem mit Schlamm vermengten Beregnungswasser ausgedrückt.

³ **Zul** (Zulauf Kläranlage hinter der mechanischen Reinigung), **Abl** (Ablauf Kläranlage), **BW** (Beregnungswasser = Abl mit Beimischungen von Schlamm), **Lysi** (Lysimetersickerwasser in 40 cm und 80 cm Tiefe), **B1** (Brunnen 1 in 3 m und in 6 m Tiefe, der Brunnen befindet sich in Grundwasserfließrichtung am unteren Ende einer Fläche, die seit über 40 Jahren beregnet wird), **B2** (Brunnen 2 in 3 m und 6 m Tiefe, diese Fläche wird erst seit dem Jahr 2000 beregnet), **B3** (Brunnen 3 liegt in Grundwasserfließrichtung am Ende einer größeren, nicht durch Abwasserberegung beeinträchtigten Fläche im Verregnungsgebiet). Die Bezeichnung **1-300** bedeutet Brunnen 1 in 3 m Tiefe, etc.

Röntgenkontrastmittel

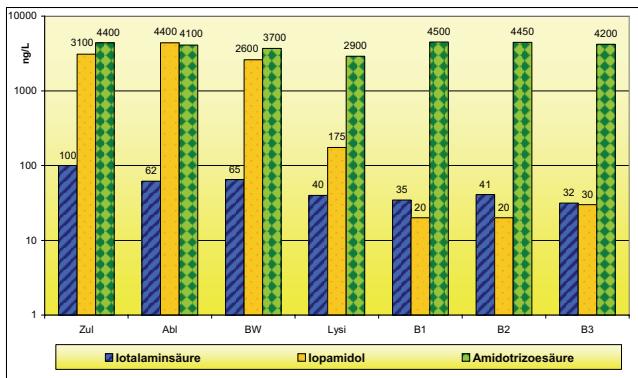


Abb. 5: Röntgenkontrastmittel

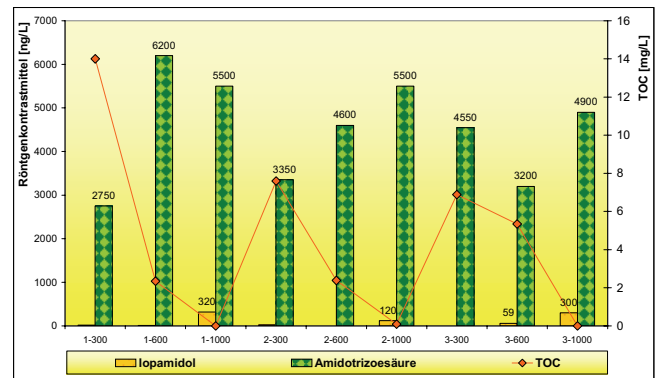


Abb. 6: Röntgenkontrastmittel und TOC

Die Konzentration von Amidotrizoesäure (Diatrizoat) lag im Grundwasser teilweise höher als im Abwasser. Nimmt man den hier ebenfalls gemessenen TOC als Indikator für die aktuelle Abwasserbelastung an, wird deutlich, dass es sich bei den extrem hohen Werten in tieferen Grundwasserleitern um länger zurückliegende Belastungen handelt.

Arzneimittel, Antibiotika und Hormone

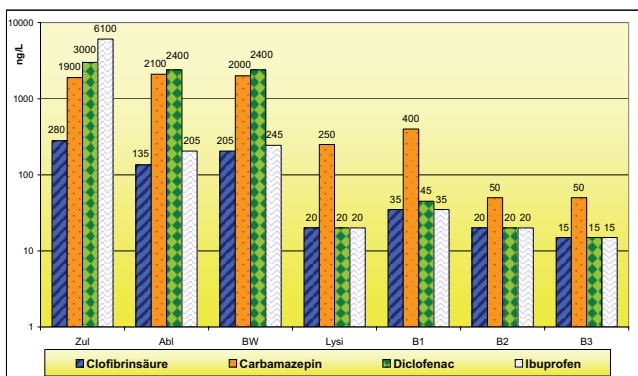


Abb. 7: Pharmaka f. d. menschlichen Bedarf

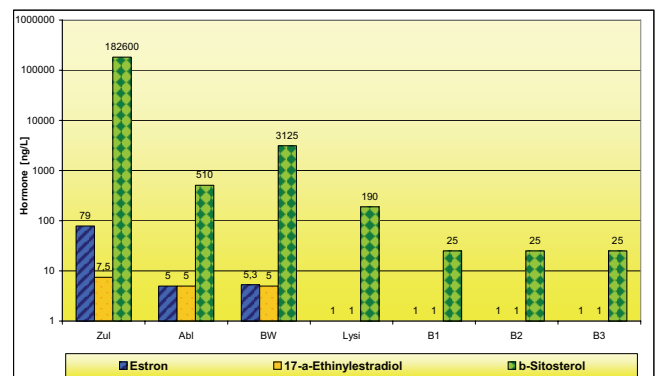


Abb. 8: Estrogene und Phytoestrogene

Carbamazepin wird in der Humanmedizin als Antiepileptikum eingesetzt. Im Lysimetersickerwasser war die Substanz stets nachweisbar. Im Brunnen 1 traten teilweise noch höhere Konzentrationen von Carbamazepin auf. Diclofenac und Ibuprofen (beides Entzündungshemmer bzw. Schmerzmittel) sowie Clofibrinsäure (Lipidsenker) wurden mit einer Ausnahme nicht in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenzen gefunden. Von den Antibiotika war Sulfamethoxazol im Lysimetersickerwasser mit 26 ng/L und im Brunnen 1 mit 76 ng/L nachweisbar (Medianwerte).

Synthetische und natürliche Estrogene waren weder im Lysimetersickerwasser noch im Grundwasser oberhalb von 1 ng/L nachweisbar (Bestimmungsgrenze). Das Phytoestrogen β -Sitosterol wurde im Lysimetersickerwasser in geringer Konzentration noch gefunden, war jedoch im Grundwasser nicht mehr bestimmbar.

Alkylphenole, Ethoxylate und Bisphenole sowie Organozinnverbindungen

Aus der Gruppe der Alkylphenole wurde Iso-Nonylphenol mit höchster Mediankonzentration von 25 ng/L im Brunnen 1 gefunden, Ethoxylate konnten im Median nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze von 10 ng/L nachgewiesen werden. Bei Bisphenol A lag der Median bei etwa 4 ng/L im Brunnen 1.

In den Lysimetern und in den Brunnen lag die Konzentrationen von Tributylzinn fast immer unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Diskussion

Bei einigen lipophilen Substanzen ist die Elimination, ausgedrückt als hohe Differenz zwischen dem Zulauf und dem Ablauf, zunächst scheinbar gut. Lagert sich die Substanz jedoch durch Adsorptionsprozesse an die Schlammmatrix an, steigt die gemessene Konzentration im Berechnungswasser. Nur eine hohe Differenz zwischen den Konzentrationen im Berechnungswasser (mit Schlamm) und im Zulauf lässt auf einen biologischen Abbau rückschließen. Höhere Konzentrationen im Ablauf als im Berechnungswasser offenbaren analytische Schwierigkeiten.

Zur Beurteilung der Frage, ob von den im Grundwasser gemessenen Restkonzentrationen eine Gefährdung ausgehen könnte, wurden ökotoxikologische Fragestellungen berücksichtigt. Entscheidend war hier das PEC⁴/PNEC⁵-Verhältnis (EU 1998, BLAC 2003), wenn hier keine Informationen zu der betreffenden Substanz vorlagen, wurden der Geringfügigkeitsschwellenwert (LAWA 2004), die NOEC⁶ oder die LOEC⁷ herangezogen.

Bei den mikrobiell nicht abbaubaren Röntgenkontrastmitteln (Brauch 2002) wird davon ausgegangen, dass sie so reaktionsarm sind, dass keine negativen Folgen für die belebte Umwelt zu erwarten sind (Jekel 2003). In Berliner Oberflächengewässern wurden bis zu 24.000 ng/L gemessen (Jekel 2003), im Neckar lagen die Maximalkonzentrationen bei 1.300 ng/L (Brauch 2002).

Einige der Pharmaka (Diclofenac) sind für verheerende Umweltauswirkungen bekannt, wenn sie in höheren Konzentrationen in die Umwelt gelangen (NABU 2005). In den untersuchten Brunnenproben lagen die Messwerte meist unterhalb der Bestimmungsgrenzen von 10-50 ng/L. Positivnachweise gelangen einzig regelmäßig bei Carbamazepin. Da Effekte durch Diclofenac oder Carbamazepin erst bei 1 µg/L (LOEC) (Schwaiger 2004) zu erwarten sind, ist eine Grundwassergefährdung hier nicht zu erwarten. In Oberflächengewässern kommen Pharmaka häufig vor, z. B. im Rhein wurden bis zu 300 ng/L Carbamazepin und bis zu 100 ng/L Diclofenac gemessen (Brauch 2002).

Bei den Estrogenen konnten keine Positivnachweise geführt werden. Der analytische Nachweis in matrixbehafteten Wässern ist ausgesprochen schwierig. Eine Nachweisgrenze von unter 1 ng/L war nicht zu erreichen, die LOEC wird teilweise mit 0,5 ng/L angegeben (Kunst et al. 2002). Es ist aber davon auszugehen, dass sich im Grundwasser unter den Flächen mit Abwasserverregnung aufgrund eines weiteren Abbaus während der Bodenpassage und der bekannten Adsorptionsneigung tatsächlich keine Estrogene in wirksamer Konzentration befinden.

⁴ PEC Predicted Environmental Concentration

⁵ PNEC Predicted No Effect Concentration

⁶ NOEC No Observed Effect Concentration

⁷ LOEC Lowest Observed Effect Concentration

Aus der Gruppe der Phytoestrogenen imponiert β -Sitosterol durch hohe Gehalte im Kläranlagenzu-
lauf. Die Abbaubarkeit in der Kläranlage ist sehr gut, im Grundwasser ist die Substanz nicht nach-
zuweisen.

Die ermittelten Konzentrationen von Iso-Nonylphenol im Grundwasser liegen deutlich unterhalb
des Geringfügigkeitsschwellenwertes von 300 ng/L (LAWA 2004). Bisphenol A unterschreitet im
Grundwasser den PNEC von 0,1 μ g/L (Gehring 2004) deutlich.

Bei den Organozinnverbindungen steht die Substanz Tributylzinn im Verdacht, eine hormonähnli-
che, vermännlichende Wirkung auszuüben. Im Grundwasser war Tributylzinn zwar meist nicht
nachzuweisen, da aber der Geringfügigkeitsschwellenwert mit 0,1 ng/L (LAWA 2004) deutlich
niedriger liegt als die Nachweisgrenze (je nach Labor 0,1-4 ng/L), lässt sich eine Grundwasserge-
fährdung aufgrund dieser Tatsache nicht sicher ausschließen.

Schlussfolgerungen

Von den insgesamt untersuchten 139 Substanzen konnte auch nach teilweise jahrzehntelanger Ver-
regnung von Abwasser nur ein Bruchteil im Lysimetersickerwasser und / oder in den Brunnen
nachgewiesen werden. Bei den nachgewiesenen Stoffen handelte es sich vorrangig um persistente
Substanzen, die auch in der vorgeschalteten Kläranlage nicht biologisch abbaubar waren.

Meist gelangen die in Kläranlagen noch nicht vollständig abgebauten bzw. nicht abbaubaren Sub-
stanzen mit dem Ablauf in unsere Fließgewässer, wo sie unmittelbar auf die aquatische Umwelt
einwirken und möglicherweise für festgestellte negative Effekte auf die Fischfauna u. a. mit verant-
wortlich sind. Daher sollte die landwirtschaftliche Verwertung gereinigter Abwässer auf der Grund-
lage dieser Erkenntnisse neu diskutiert werden.

Literatur

- BLAC (Bund / Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (2003): Arzneimittel in der Umwelt –
Auswertung der Untersuchungsergebnisse, Bericht an die 61. Umweltministerkonferenz (UMK) am
19./20. November 2003 in Hamburg.
- Brauch, H.-J. (2002): Arzneimittelrückstände – ein Problem für die Trinkwassergewinnung?, Kolloquium
der Abteilung Wasser und Boden: “Arzneimittel in der aquatischen Umwelt“, 06.12.02 in Karlsruhe.
- EU (1998): Europäische Gemeinschaft: Richtlinie 98/8 EG (9) Gemeinsame Grundsätze für die Bewertung
von Unterlagen für Biozid-Produkte, Anhang VI.
- Gehring, M. (2004): Verhalten der endokrin wirksamen Substanz Bisphenol A bei der kommunalen
Abwasserentsorgung. Dissertation an der Technischen Universität Dresden, Dresden.
- Jekel, M. (2003): Röntgenkontrastmittel – Vorkommen und Verhalten bei der Wasseraufbereitung, Vortrag
beim Forum Wasseraufbereitung, 13.11.03, Mülheim.
- Kunst, S. et al. (2002): Endokrin wirksame Substanzen in Kläranlagen -Vorkommen, Verbleib und Wirkung-
. Arbeitsbericht der ATV-DVWK-AG IG-5.2.
- LAWA (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, Düsseldorf.
- NABU (2005): Katastrophales Geiersterben in Indien – Tierarznei Diclofenac vergiftet Millionen Vögel /
Rückgänge auch in Afrika. Im Internet (Mai 2005): http://www.nabu.de/m05/m05_03/03530.html
- Schwaiger, J. (2004): Subletale Wirkungen von Arzneimitteln bei aquatischen Organismen. Vortrag am
30.09.04 auf einer Veranstaltung des Umweltbundesamtes vom 29.-30.09.2004: Arzneimittel in der
Umwelt – Zu Risiken und Nebenwirkungen fragen sie das Umweltbundesamt, Berlin.

Die Eignung von *Daphnia magna* STRAUS, 1820 als Testorganismus zur Fließgewässerüberwachung mit kontinuierlichen Biotestverfahren

Christine Werth¹, Michael Marten² & Horst Taraschewski³

^{1/3} Zoologisches Institut I der Universität Karlsruhe (TH), Kornblumenstr. 13, 76128 Karlsruhe, c.werth@web.de,

² Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Postfach 100163, 76231 Karlsruhe

Keywords: kontinuierliche Biotestverfahren, bbe-Daphnientoximeter, Gewässerüberwachung, Toxizitätstest, Carbofuran, *Eudiaptomus vulgaris*, *Daphnia magna*

Einführung

In kontinuierlichen Biotestverfahren werden Testorganismen kontinuierlich oder semikontinuierlich (im Takt weniger Minuten) mit frischem Medium in Kontakt gebracht und stoffwechsel- oder verhaltensphysiologische Parameter gemessen. Von der LAWA (1996) wird empfohlen kontinuierliche Biotestverfahren in Form einer

alle trophischen Ebenen (Produzenten, Primärkonsumenten, Sekundärkonsumenten und Destruenten) berücksichtigenden Testbatterie zu betreiben. In der Immissionsüberwachung an den großen deutschen Flüssen Rhein, Elbe und Donau sind derzeit 45 kontinuierliche Biotestverfahren routinemäßig im Einsatz (Abb. 1). Der in der Immissionsüberwachung deutscher Fließgewässer am häufigsten eingesetzte Primärkonsument ist der Große Wasserfloh *Daphnia magna* STRAUS, 1820.

Seit mehreren Jahrzehnten werden Daphnien in statischen Toxizitätstests eingesetzt, so dass *D. magna* heute ein Standardlabororganismus ist. Als sich die ersten kontinuierlichen Biotestverfahren Ende der 80er etablierten war es nahe liegend auch hier den Standardorganismus *D. magna* zu verwenden. Während in statischen Tests Immobilisierung, Mortalität oder Einflüsse auf die Reproduktion Kriterien zur Beurteilung toxischer Wirkung sind, werden im kontinuierlichen Biotestverfahren in

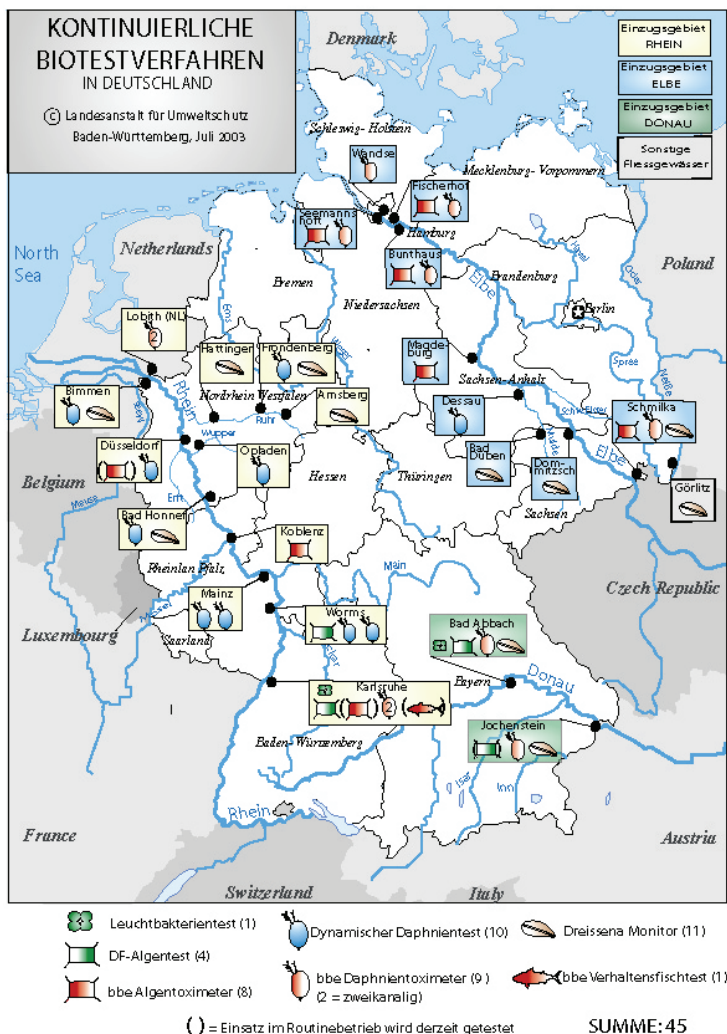


Abb. 1: Übersichtskarte zum Einsatz kontinuierlicher Biotestverfahren in Deutschland.

erster Linie Veränderungen im Schwimmverhalten zur Ermittlung toxischer Einflüsse herangezogen. Für die Studie wurde das etablierte bbe-Daphnientoximeter verwendet, mit dem die Schwimmbahnen von Daphnien aufgezeichnet und Verhaltensänderungen mit Hilfe von mathematischen Algorithmen ausgewertet werden können. Die mit der parthenogenetischen Vermehrung verbundenen hohen Reproduktionsraten und die genetische Vergleichbarkeit sind für den Einsatz von *D. magna* im statischen Test vorteilhaft. Für den Betrieb von kontinuierlichen Biotestverfahren ist die Reproduktionsrate aufgrund des ungleich geringeren Verbrauchs an Tieren eher von untergeordneter Bedeutung. Die Tiere müssen vor Erlangen ihrer Geschlechtsreife in den bbe-Daphnientoximeter eingesetzt werden, da mit ansteigender Individuenzahl die Zuordnung der Schwimmbahnen zunehmend erschwert wird. Eine entscheidende Eigenschaft von kontinuierlichen Biotestverfahren ist ihre automatisierte Arbeitsweise, die mit möglichst wenig Wartungsaufwand verbunden sein sollte. In der Praxis hat sich eine wöchentliche Wartung, bei der das bbe-Daphnientoximeter gereinigt und die Testorganismen gegen neue ausgetauscht werden bewährt. Bezogen auf die zu vermeidende Reproduktion bedeutet dies, dass zu Beginn der Messung Jungtiere im Alter von ca. zwei Tagen eingesetzt werden, die bei Entnahme am Ende des einwöchigen Wartungszyklus gerade ihre Geschlechtsreife erlangt haben.

Es stellte sich die Frage ob mit dem Wachstum der Daphnien Veränderungen der Ansprechempfindlichkeit einhergehen. Alternativ wurde mit dem Ruderfußkrebs *Eudiaptomus vulgaris* (SCHMEIL, 1898) eine in kontinuierlichen Biotestverfahren bisher nicht eingesetzte Spezies auf ihre Eignung als Testorganismus untersucht. Die getrenntgeschlechtlichen Ruderfußkrebse können adult in den bbe-Daphnientoximeter eingesetzt werden. Die Sensitivität der beiden Testspezies wurde anhand der Wirkung des Insektizids Carbofuran in statischen (Immobilisierung) und kontinuierlichen Tests (bbe-Daphnientoximeter) vergleichend bewertet.

Methoden

Statische Tests (Immobilisierung)

In statischen Tests wurde die Wirkung des Insektizids Carbofuran auf *D. magna* (Alter < 24h und 7-8 Tage) und *E. vulgaris* (adult) ermittelt. Die Daten wurden mittels Probitanalyse ausgewertet und als Effektkonzentration, bei der 50 Prozent der Tiere nach 24 Stunden immobilisiert wurden, angegeben (24h-EC₅₀-Werte). Die Durchführung erfolgte für *D. magna* (< 24h) nach EN ISO 5667-16, für 7-8 Tage alte Daphnien und für *E. vulgaris* in Anlehnung an die Norm. Bei allen Untersuchungen wurden die Konzentrationsstufen im Wechsel mit zwei unabhängig von einander angesetzten Stammlösungen bearbeitet. Die Durchführung aller Testreihen erfolgte im Kühlbrutschrank bei 20°C ohne Beleuchtung und ohne Fütterung der Testorganismen. Als Verdünnungswasser diente M4-Medium nach Elendt-Schneider (Elendt 1990).

Kontinuierliche Tests (bbe-Daphnientoximeter)

Für die kontinuierlichen Tests kam der etablierte bbe-Daphnientoximeter von der Firma bbe-Moldaenke mit Sitz in Kiel zum Einsatz. Das normale Verhalten der beiden Testspezies und der Einfluss des Insektizids Carbofuran wurden mit dem bbe-Daphnientoximeter aufgezeichnet und mit den im Gerät integrierten Auswertmodi bewertet. Im bbe-Daphnientoximeter werden die Schwimmbahnen von jeweils 10 Testorganismen mittels Videokamera aufgenommen und signifikante Veränderungen mit Hilfe von mathematischen Algorithmen dynamisch detektiert. Der Auswertung liegen die Parameter mittlere Schwimmgeschwindigkeit, Geschwindigkeitsklassenindex (GKI), Tierverluste, mittlere Schwimmhöhe, mittlerer Abstand und Fraktale Dimension (Kurvigkeit der

Schwimmbahnen) zugrunde. Auffälligkeiten in den Verhaltensparametern, die von den Alarmalgorithmen erkannt werden, führen zur Vergabe von Alarmpunkten. Die Addition aller zum jeweiligen Zeitpunkt vergebenen Alarmpunkte ergibt den so genannten toxischen Index. Überschreitet der toxische Index den zuvor festgelegten Wert von 10 Alarmpunkten, so wird ein Biotestalarm ausgegeben (bbe-Moldaenke 2002). Für die Giftstoffmessungen wurde das Gerät am Vortag mit jungen Daphnien bzw. adulten Ruderfußkrebsen (ca. 10 Tiere / Küvette) bestückt. Unmittelbar vor Versuchsbeginn wurde 1 Liter, von dem im Kreislauf befindlichen M4-Medium entnommen, und mit der entsprechenden Menge Giftstoff versetzt. Um einen Verdünnungseffekt durch noch im Gerät befindliches M4-Medium zu vermeiden, wurden nach dem Teststart mit der Giftstofflösung die ersten 250 ml des Ablaufs verworfen.

Ergebnisse

Statische Tests (Immobilisierung)

In den statischen Tests zeigten sich deutliche Unterschiede in der Sensitivität von *D. magna* und *E. vulgaris* (Abb. 2). Mit einem 24h-EC₅₀-Wert von 80 µg/L erwiesen sich die jungen Daphnien als deutlich empfindlicher für Carbofuran als die 7-8 Tage alten Tiere, bei welchen erst eine Konzentration von 489 µg/l einen vergleichbaren Effekt auslöste. Die adulten Ruderfußkrebse (*E. vulgaris*) reagierten deutlich unempfindlicher auf den Wirkstoff Carbofuran als *D. magna*. Der 24h-EC₅₀-Wert lag für *E. vulgaris* bei 1241 µg/L.

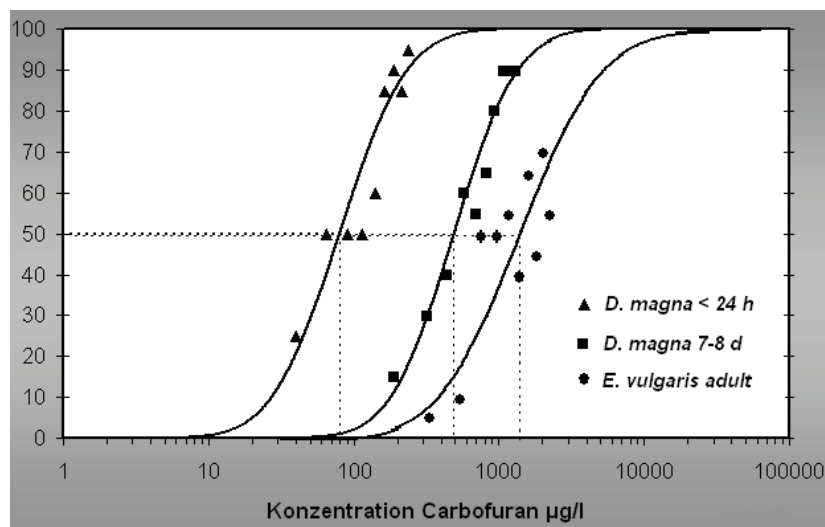


Abb. 2: Dosis-Wirkungs-Beziehungen zur Wirkung von Carbofuran (Immobilisierung nach 24 h).

Kontinuierliche Tests (bbe-Daphnientoximeter)

In den kontinuierlichen Messungen mit dem bbe-Daphnientoximeter erwiesen sich die beiden Testorganismen als vergleichbar sensitiv. Die Alarmschwelle wurde bei beiden Spezies ab einer Konzentration von 150 µg/L Carbofuran überschritten (Abb. 3). Bei den Daphnien, die in den statischen Tests empfindlicher waren, verursachte die Wirkschwellenkonzentration von 150 µg/L einen deutlichen Verlust an Versuchstieren, wohingegen bei *E. vulgaris* erst bei der höchsten hier eingesetzten Konzentration von 600 µg/L nennenswerte Verluste an Testorganismen auftraten (Abb. 3).

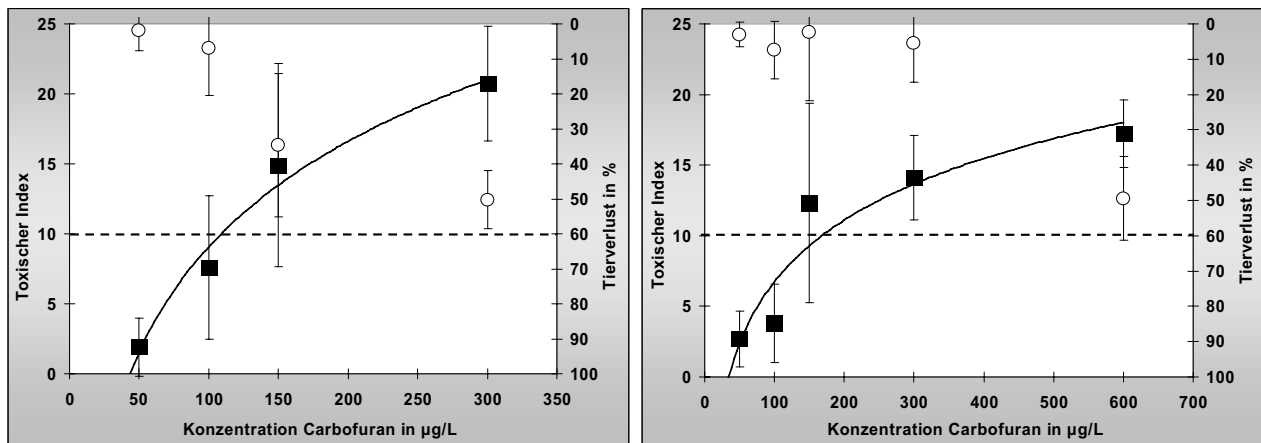


Abb. 3: Dosis-Wirkungs-Beziehungen (bbe-Daphnientoximeter) zur Wirkung von Carbofuran auf *D. magna* (links) und *E. vulgaris* (rechts). Dargestellt sind der Toxische Index (-■-) und der prozentuale Tierverslust (-○-). Jeder Datenpunkt repräsentiert den Mittelwert aus zehn Einzelwerten. Die Fehlerbalken geben die einfache Standardabweichung an. Die gestrichelten Linien verweisen auf die Alarmschwelle bei 10 Alarmpunkten.

Bei der Wirkung von 150 µg/l Carbofuran auf *E. vulgaris* waren Veränderungen in den Parametern Schwimmgeschwindigkeit und Geschwindigkeitsklassenindex (GKI) ausschlaggebend für die Überschreitung der Alarmschwelle. Der Schwimmgeschwindigkeit kam damit die entscheidende Bedeutung für die Detektion subletaler Effekte zu.

Die normale Schwimmgeschwindigkeit ohne die Beeinflussung durch ein Toxin unterschied sich zwischen den beiden Testspezies (Abb.4). Bei den jungen Daphnien lag sie etwa um das doppelte höher (ca. 0,4 cm/s) als bei den adulten Ruderfußkrebse (ca. 0,2 cm/s). Mit zunehmendem Alter schwammen die Daphnien schneller und das Grundrauschen, welches ohnehin höher war als bei *E. vulgaris*, stieg zunehmend an.

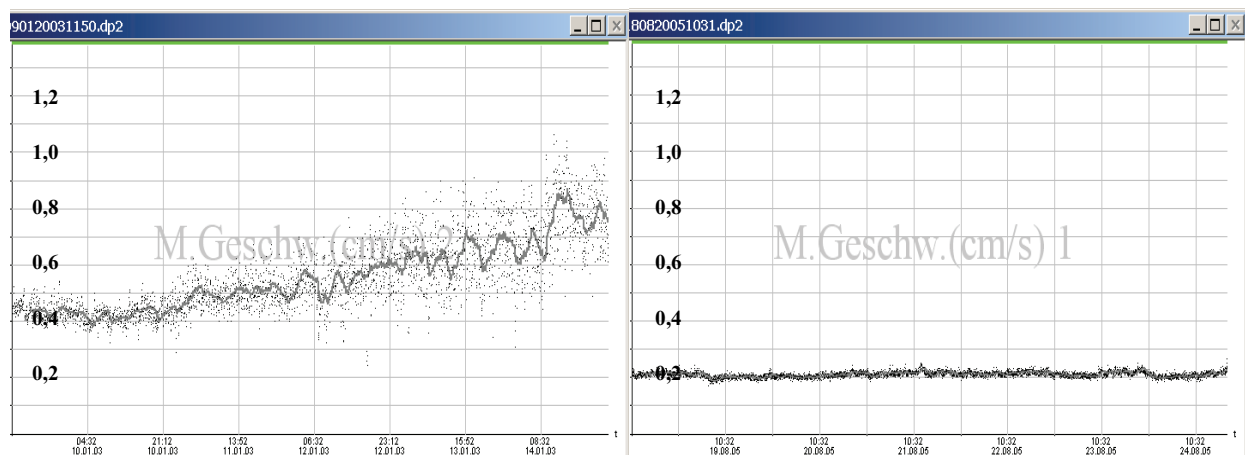


Abb. 4: Aufnahme der mittleren Schwimmgeschwindigkeit (cm/s) von *D. magna* (links) und *E. vulgaris* (rechts) mit dem bbe-Daphnientoximeter über einen Zeitraum von einer Woche.

Diskussion

Die statischen Tests mit jungen (< 24 h) und 7-8 Tage alten Daphnien belegen für den Wirkstoff Carbofuran eine Abnahme der Sensitivität von *D. magna* mit dem Alter. Die Wirkschwellenkonzentration für Carbofuran lag im bbe-Daphnientoximeter für beide Testorganismen bei etwa 150 µg/L. Für *E. vulgaris* bedeutete dies, dass bereits ein Achtel des im statischen Test ermittelten 24h-EC₅₀-Wertes (Immobilisierung) zur Überschreitung der Alarmschwelle des bbe-Daphnientoximeter ausreichte, wohingegen bei *D. magna*, gemessen am statischen Test (24h-EC₅₀-Wert = 80 µg/L), etwa die doppelte Wirkstoffkonzentration zum Überschreiten der Alarmschwelle eingesetzt werden musste. Die subletale Wirkung von Carbofuran auf *E. vulgaris* zeigte sich im kontinuierlichen Test in erster Linie an Veränderungen der Schwimmgeschwindigkeit. Das Normalverhalten von *E. vulgaris* war in der Schwimmgeschwindigkeit konstanter als bei *D. magna*, so dass toxinbedingte Veränderungen besser von der dynamischen Alarmerkennung erfasst werden konnten.

Eine Erklärung liegt im unterschiedlichen Verhaltensmuster der beiden Spezies. Während *D. magna* sich durch regelmäßiges Schlagen, mit den im Verhältnis zur Körpergröße kurzen Antennen, nur mit hoher Aktivität im Wasserkörper halten kann, ist es *E. vulgaris* möglich, mit Hilfe der im Verhältnis vielfach längeren Antennen, die Sinkgeschwindigkeit derart zu verringern, dass sich die Tiere über längere Zeit passiv im Wasserkörper treiben lassen können. Erhöhen die Tiere unter dem Einfluss eines Stressors ihre Schwimmaktivität, so bedeutet dies für *D. magna* eine Erhöhung der ohnehin das Schwimmverhalten prägenden Schlagfrequenz, wohingegen es bei *E. vulgaris* eine Verringerung des normalerweise das Schwimmbild prägenden passiven Sinkverhaltens bedeutet. Anders ausgedrückt, umso größer der Kontrast zwischen dem unbeeinflussten Normalverhalten und der Reaktion im Stressfall, umso leichter ist eine sichere Detektion möglich.

Mit dem Wachstum von *D. magna* zeigte sich neben einem Anstieg der Schwimmgeschwindigkeit, eine Zunahme der Streuung im normalen Schwimmverhalten. Eine solche Erhöhung des Grundrauschens ist zwangsläufig mit einer Erniedrigung der Ansprechempfindlichkeit verbunden, da die Standardabweichung in die Berechnungen der Algorithmen mit eingeht. Somit ist bei der Verwendung von *D. magna* als Testorganismus, im Gegensatz zum Einsatz von *E. vulgaris*, von einer veränderlichen Sensitivität innerhalb des Messzeitraums auszugehen. Aus den Ergebnissen lässt sich für die Praxis ableiten, dass hinsichtlich der Kontinuität im Messbetrieb *E. vulgaris* dem Einsatz von *D. magna* im bbe-Daphnientoximeter vorzuziehen wäre. Aufgrund der nahezu identischen Wirkschwellenkonzentrationen war im Hinblick auf die Sensitivität für Carbofuran keine Favorisierung einer der beiden Spezies möglich.

Literatur

- bbe-Moldaenke, (2002): Handbuch zum bbe-Daphnientoximeter, Version 1.5.0.8 2-Kanal D1; November 2002: 130 pp.
- Elendt, B.P. (1990): Selenium deficiency in crustacea. An ultrastructural approach to antennal damage in *Daphnia magna* Straus.- *Protoplasma* 154: 25-33
- EN ISO 5667-16: Europäische Norm: Deutsche Fassung, Wasserbeschaffenheit, Teil 16: Anleitung zur Pobenahme und Durchführung biologischer Testverfahren, Stand Oktober 1998
- LAWA (1996): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): Empfehlungen zum Einsatz von kontinuierlichen Biotestverfahren für die Gewässerüberwachung, Ausgearbeitet vom LAWA-Arbeitskreis Biomonitoring.- Kulturbuchverlag Berlin: 37 pp.

Umweltschadstoffe und genetische Variabilität bei aquatischen Wirbellosen – Ergebnisse einer Multigenerationsstudie mit *C. riparius*

Christian Vogt, Carsten Nowak, Matthias Oetken & Jörg Oehlmann

Johann Wolfgang Goethe-Universität, Institut für Ökologie, Evolution und Diversität, Siesmayerstraße 70,
60323 Frankfurt/Main, Tel.: 069 79824871, Fax.: 069 79824748, Vogt@zoology.uni-frankfurt.de

Keywords: *Chironomus riparius*, Tributylzinn, Genetische Variabilität, Adaptation

Einleitung

Natürliche Selektion ist der primäre Mechanismus, der zur Anpassung von Populationen an spezifische Umweltbedingungen führt. Voraussetzung für adaptive Evolution ist genetische Variation; sie bildet das Substrat, aus dem vorteilhafte genetische Kombinationen ausgelesen werden können. Anthropogene Einflüsse verändern Umweltbedingungen für natürliche Population in extrem kurzen Zeitmaßstäben, was Populationen vor das Problem rascher adaptiver Evolution stellt. Während Selektion in der Vergangenheit meist als langsamer Prozess verstanden wurde, zeigt eine Vielzahl neuerer Studien, dass viele Arten Adaptationen an schnelle anthropogene Umweltveränderungen innerhalb weniger Generationen entwickeln können (Thompson 1998). Ein Beispiel für rasche anthropogene Umweltveränderungen, die einen hohen Selektionsdruck auf Populationen ausüben können, stellen Schadstoffeinträge in aquatische Ökosysteme, besonderes durch Kläranlagenabläufe oder diffuse Einleitungen (z.B. durch die Landwirtschaft), dar (EU 2000). Da viele Substanzen schlecht wasserlöslich sind, verschwinden diese aus der Wasserphase und werden zum großen Teil an Sedimente gebunden. Belastete Sedimente stellen somit, neben den natürlichen Faktoren, einen weiteren abiotischen Stressor für frei lebende Populationen dar.

In der vorliegenden Studie soll das Potenzial einer Anpassung von aquatischen Invertebraten an TBT als chemischen Stressor am Beispiel der gut untersuchten Zuckmücke *Chironomus riparius* (Diptera) in einer Multigenerationsstudie untersucht werden. *C. riparius* wurde ausgewählt, da dieser Organismus den größten Teil des Lebenszyklus (4 Larvalstadien) im Sediment verbringt (Armitage et al. 1995). Deshalb ist eine direkte Exposition über das Integument oder über die Nahrung an sedimentgebundene Schadstoffe zu erwarten. Da bekannt ist, dass sich *C. riparius* an Schwermetalle adaptieren kann (Miller & Hendricks 1996; Postma et al. 1995a), wurde in dieser Studie der biologisch hoch aktive Umweltschadstoff Tributylzinn ausgewählt, der sich aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit vorwiegend in Sedimenten findet. Diese Organozinnverbindung besitzt eine hohe Toxizität gegenüber Algen, Muscheln und Bakterien und wurde deshalb als Biozid in Antifoulingfarben, aufwuchsverhindernden Schiffsanstrichen, eingesetzt. Weiterhin wird TBT im Holz- und Materialschutz verwendet. TBT konnte in natürlichen Sedimenten nachgewiesen werden, wobei Maximalkonzentrationen von 50 mg/kg gemessen wurden (EU 2005). Neben der Abschätzung des Adaptationspotenzials an hoch aktive Biozide soll in der Multigenerationsstudie ein möglicher Verlust an genetischer Variabilität durch die Exposition an TBT erfasst werden. Es wurde eine geringe, subletal wirkende Konzentration des Stressors gewählt, um eventuelle Folgen einer TBT-

Belastung auf die Populationsstruktur zu erfassen, die mit dem klassischen Life-Cycle-Test (OECD 218) nicht dokumentiert werden können.

Material und Methoden

Multigenerationsstudie

Bei der Multigenerationsstudie wurden Life-Cycle-Experimente in Anlehnung an die OECD-Guideline 218 (OECD 2004) über 11 Generationen durchgeführt. Dabei wurden 2 l Glaskristallschalen als Testgefäße verwendet, welche mit 1 l rekonstituiertem Wasser und 100 g Quarzsand befüllt wurden. Für das Experiment wurden zu Beginn 31 frische Eigelege aus einer aus elf verschiedenen Laborzuchten zusammengekreuzten Population entnommen. Im Anschluss daran wurden die Larven der einzelnen Eigelege gut durchmischt und jeweils 50 vitale Larven pro Testgefäß eingezählt. Die Tiere wurden mit 0,5 mg/Larve/d gemahlener Tetra-Min[®] Suspension gefüttert. Als Nominalkonzentration der Testsubstanz wurde 80 µg Sn/kg TG ausgewählt. Diese Konzentration wurde in einem Vorexperiment ermittelt, wobei eine leicht erhöhte Mortalität von ca. 10% im Vergleich zur Lösemittelkontrolle festgestellt wurde. Da für das apolare TBT ein organischer Lösungsvermittler verwendet werden musste, wurde zusätzlich eine Lösemittelkontrolle (LMK) mit Ethanol berücksichtigt. Das Sediment wurde zu Beginn des Experimentes mit der Testsubstanz gespikt, wobei das Lösemittel über 48 h abgedampft wurde. Für die Gewährleistung eines populationsrelevanten Experimentdesigns sowie der statistischen Datensicherheit wurden zehn parallele Testgefäße pro Behandlungsgruppe (gesamt 500 Tiere) angesetzt. Ab dem 12. Versuchstag erfolgte die Aufnahme der Emergenz, wobei täglich die Anzahl der geschlüpften Tiere erfasst wurde. Die geschlüpften Imagines wurden aus den Versuchsgefäßen der jeweiligen Population mit einem Exhauster abgesaugt und jeweils in ein mit Edelstahlgaze abgedecktes Glasgefäß (30×20×20 cm) überführt. In diesem konnte die Reproduktion der adulten Tiere statt finden. Für die Eiablage der Weibchen wurde ein mit ca. 300 ml Wasser gefüllter Behälter angeboten. Die produzierten Eigelege wurden einmal täglich abgesammelt und deren Anzahl bestimmt. Für die folgende Generation wurden die aus den Eigelegen geschlüpften Larven analog dem Versuchsbeginn mit jeweils 500 L1-Larven pro Ansatz in die Schalen eingesetzt. Als Versuchsendpunkt diente die Mortalität.

Durchführung der Anpassungsstudien

Um Anpassungseffekte der beiden Population an TBT feststellen zu können, wurden neben dem Multigenerationsexperiment zusätzlich Akuttests mit L1-Larven (Generation 3, 5, 8, 9 und 10) durchgeführt. Dabei wurden jeweils 24 Larven in 96 Mikrowellplatten (2 ml/Well) an die Nominalkonzentrationen von 2; 6,3; 20; 63 und 200 µg Sn/l exponiert. Eine LMK (10 µl Ethanol/l) wurde berücksichtigt. Die Mortalität wurde nach 24 h aufgenommen. Weiterhin erfolgte am Ende der Multigenerationsstudie in einem weiteren Life-Cycle-Experiment in Anlehnung an die OECD-Guideline 218 die Aufnahme einer vollen Konzentrations-Wirkungsbeziehung (50, 80, 120 und 150 µg Sn/kg TG). Auch bei diesem Experiment diente die Mortalität als Endpunkt.

Mikrosatellitenanalyse

Die genetische Variabilität in den einzelnen Generationen wurde an fünf variablen Mikrosatelliten-Loci bestimmt. Hierfür wurden 36 Tiere pro Generation und Behandlung in CTAB Puffer + 4 µl 20 mM Prot. K 1 h bei 63°C verdaut. Nach einem Reinigungsschritt mit Chloroform/Isoamylalkohol (24:1) und 1 h Präzipitation in 100% Isopropanol wurde die DNA 2 x mit Ethanol 70% gewaschen und in VE-Wasser resuspendiert. Die 5 Mikrosatelliten-Loci wurden anschließend mittels PCR amplifiziert und auf einem 9% Polyacrylamidgel in einem ALF 1-Sequenzierautomaten (Pharma-

cia) aufgetragen. Die Fragmentlängen wurden in dem Programm ALFWIN 3.1 Software bestimmt. Verschiedene populationsgenetische Parameter (z. B. beobachtete Heterozygotie), wurden mit Hilfe des Programms Genepop 3.4 (Raymond & Rousset 1995) berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

In der Multigenerationsstudie konnten, wie erwartet, keine erhöhten Mortalitäten zwischen den Behandlungsgruppen festgestellt werden. Die LMK weist eine mediane Mortalität von ca. 17% und die TBT-Behandlung von 18% auf. Auffällig sind allerdings die nicht normal verteilten Daten in beiden Behandlungen, wobei diese durch einzelne ausgefallene Replikate erklärt werden können. Als weitere Variationsquelle kommt die biologische Varianz in Betracht. Ähnlich starke Schwankungen der Mortalitäten bei *C. riparius* konnten auch von Janssens de Bisthoven et al. (2001) über den Verlauf von 10 Generationen festgestellt werden. Dabei variierten die Mortalitäten zwischen 10 und 80% in der gleichen Behandlungsgruppe. Zusätzlich können auch jahreszeitliche Einflüsse nicht ausgeschlossen werden, welche auch in Laborstudien von Groenendijk et al. (1999) beschrieben wurden.

Weiterhin konnte kein Einfluss der geringen TBT-Belastung auf die genetische Variabilität ermittelt werden. Diese ist in Abbildung 1 durch die beobachtete Heterozygotie dargestellt, die sich in den Generationen stets zwischen 0,4 und 0,6 bewegt. Auffällig ist, dass die beobachtete Heterozygotie in den ersten Generationen deutlich zunimmt. Dieser Anstieg kann durch die noch nicht vollständige Zusammenkreuzung der elf Laborzuchten in der Ausgangspopulation und der anschließenden Durchkreuzung bis zur dritten Generation begründet werden. In den untersuchten Generationen konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den TBT-Behandlungen und der LMK festgestellt werden. Dieses kann durch die geringen Mortalitäten bei der gewählten Konzentration erklärt werden, durch die keine genetische Verarmung aufgrund von verstärkter genetischer Drift erwartet werden kann. Da Mikrosatelliten weitestgehend neutral sein sollten, kann auch eine reduzierte Diversität durch Selektionseffekte kaum nachgewiesen werden. Betrachtet man jedoch die 3. Generation aufgrund der totalen Durchkreuzung der Ausgangsstämme als Ausgangsgeneration, lässt sich in beiden Ansätzen trotz der relativ großen Individuenanzahl pro Generation ein Absinken genetischer Diversität durch Drifteffekte feststellen.

Bei den Empfindlichkeiten gegenüber TBT zeigen die L1-Larven in den Akuttests in den Generationen 3, 5 und 8 keine signifikanten Unterschiede für die berechneten LC_{50} zwischen der LMK und der TBT-Behandlung auf (Abb. 2). Die L1-Larven in den Generationen 9 und 10 sind im Gegensatz dazu unempfindlicher gegenüber dem Stressor, wobei sie signifikant höhere LC_{50} in den Behandlungsgruppen aufweisen als in den jeweiligen LMK. Somit kann eine Adaptation von *C. riparius* an TBT angenommen werden. Auffällig dabei ist die sprunghafte Anpassung zwischen den Generationen 8 und 9. Im Vergleich zu den ermittelten Adaptationspotenzialen von *C. riparius* gegenüber Schwermetallen zeigt sich bereits nach wenigen Generationen (Miller & Hendricks 1996; Postma et al. 1995b), dass die Population deutlich länger braucht, um sich an das hochaktive Biozid zu adaptieren. Dies kann durch den relativen niedrigen Evolutionsdruck bei der niedrigen Konzentration erklärt werden, wobei jedoch grundsätzlich eine Anpassung möglich ist.

Deutliche Anpassungseffekte konnten weiterhin im Life-Cycle Experiment am Ende der Multigenerationsstudie festgestellt werden. Dabei wird für die gegenüber TBT vorexponierte Population eine LC_{50} von 138 $\mu\text{g Sn/kg TG}$ berechnet. Im Vergleich dazu wiesen die nicht vorexponierten Tiere eine signifikant niedrigere LC_{50} ($p < 0.1$) von 108 $\mu\text{g Sn/kg TG}$ auf. TBT vorexponierte Tiere sind somit auch bei einer Sedimentexposition deutlich unempfindlicher gegenüber dem Stressor.

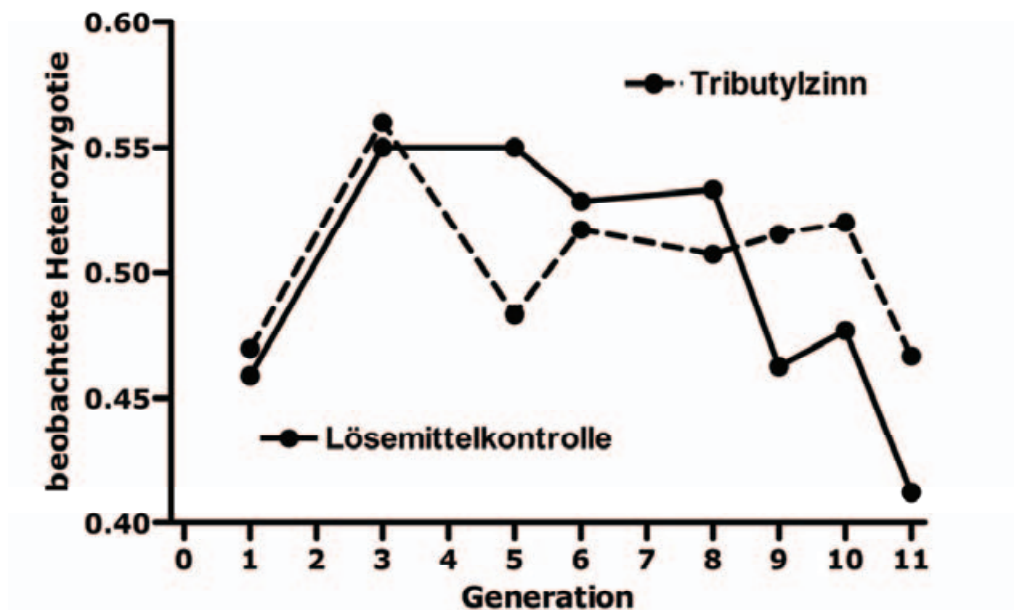


Abb. 1: Beobachtete Heterozygotie der Lösemittelkontrolle (geschlossene Linie) und der an Tributylzinn exponierten Population (gestrichelte Linie) in der Multigenerationsstudie.

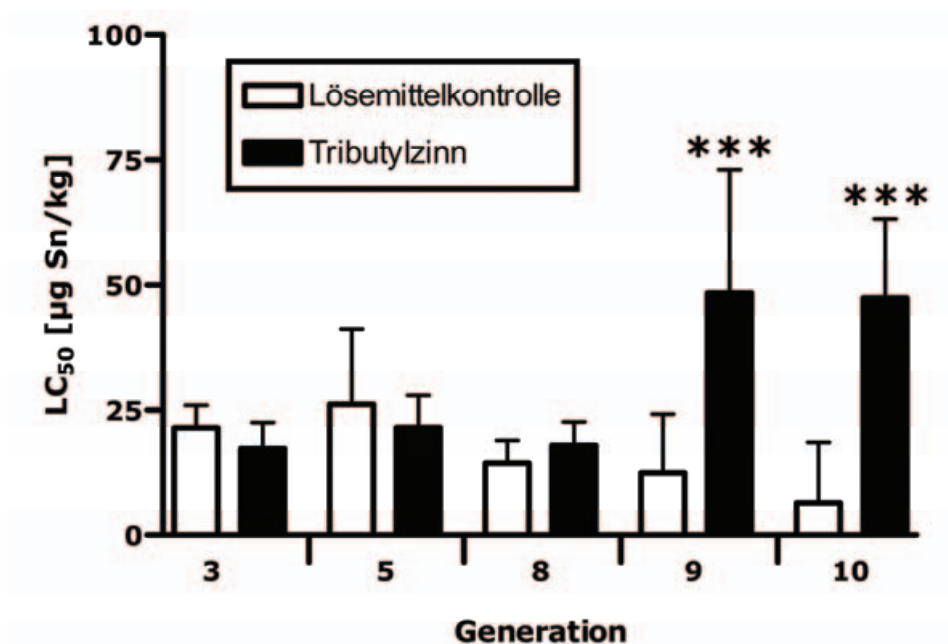


Abb. 2: Berechnete LC₅₀ der L1-Larven aus den Akuttest mit TBT-Exposition über das Wasser in den Generationen 3, 5, 8, 9 und 10 der Multigenerationsstudie. Dargestellt sind die LC₅₀ Werte $\pm$ Standardabweichung der unbelasteten (weiße Balken) und der TBT vorbelasteten Population (schwarze Balken). Signifikante Unterschiede werden mittels nicht linearer Regression (sigmoidale Konzentrations-Wirkungskurve) und anschließendem Global Fitting nach Motulsky & Christopoulos (2004) bestimmt (***) $p < 0,001$.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

In der durchgeführten Multigenerationsstudie mit einer niedrigen TBT Konzentration (80 µg Sn/kg) konnte ein deutliches Anpassungspotenzial von *C. riparius* an die Modellschadstoffkonzentration sowohl in Akuttests als auch im kompletten Life-Cycle-Experiment gezeigt werden. Die Zuckmücke ist in der Lage, sich an anthropogene Substanzen mit hoher biologischer Aktivität anzupassen. Diese Spezialisierung dauert allerdings im Vergleich zur Anpassung an Schwermetalle relativ lange, da erst nach 8 vollen Generationszyklen eine höhere Toleranz gegenüber TBT festgestellt werden konnte. Dieses kann durch die niedrige Konzentration und durch die anthropogene Herkunft der Substanz erklärt werden. Weiterhin wurde kein Einfluss auf die beobachtete Heterozygotie durch den Stressor ermittelt. Somit ist die Zuckmücke in der Lage, mit TBT schwach bis mäßig verschmutzte Habitate wieder zu besiedeln.

Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des vom Land Baden-Württemberg geförderten BW-Plus Projektes „Genetische Verarmung durch Schadstoffstress bei Wirbellosen – Ein Beitrag zur Biodiversitätsforschung“ durchgeführt (Förderkennzeichen BWR 22018). Besonderer Dank gilt den zahlreichen Mitwirkenden und fleißigen Händen der Abteilung Ökologie und Evolution der Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt am Main.

Literatur

- Armitage, P.D., Cranston, P.S., Pinder, L.C.V. (1995): The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges. Chapman & Hall, London.
- EU (2000) Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik („EU-Wasserrahmenrichtlinie“). Europäische Union, Brüssel, Belgien
- EU (2005) Development of an integrated approach for the removal of tributyltin (TBT) from waterways and harbors: Prevention, treatment and reuse of TBT contaminated sediments. Layman's Report: LIFE02 ENV/B/000341, Europäische Union, Brüssel, Belgien
- Groenendijk, D., Van Opzeeland, B., Dionisio-Pires, L.M., Postma, J.F. (1999): Fluctuating life history parameters indicating temporal variability in metal adaption in river rhine chironomids. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 37: 175-181.
- Janssens de Bisthoven, L., Postma, J., Vermeulen, A., Goemans, G., Ollivier, F. (2001): Morphological deformities in *Chironomus riparius* Meigen larvae after exposure to cadmium over several generations. Water, Air and Soil Pollution 129: 167-179.
- Miller, M.P., Hendricks, A.C. (1996): Zinc residence in *Chironomus riparius*: Evidence for physiological and genetic components. Journal of the North American Benthological Society 15: 106-116.
- Motulsky, H., Christopoulos, A. (2004): Fitting models to biological data using linear and nonlinear regression. A practical guide to curve fitting. Oxford University Press, New York, USA.
- OECD (2004): Sediment-water chironomid toxicity test using spiked sediment. OECD guidelines for the testing of chemicals. (Original guideline 218, adopted 13th April 2004). Organization for Economic Cooperation and Development. Paris.
- Postma, J.F., Davids, C. (1995a): Tolerance induction and life-cycle changes in cadmium-exposed *Chironomus riparius* (Diptera) during consecutive generations. Ecotoxicology and Environmental Safety 30: 195-202.
- Postma, J.F., Mol, S., Larson, H., Admiraal, W. (1995b) Life-cycle changes and zinc shortage in cadmium-tolerant midges, *Chironomus riparius* (Diptera), reared in the absence of cadmium. Environmental Toxicology and Chemistry 14: 117-122.
- Raymond, M., Rousset, F. (1995) GENEPOP (version 1.2): Population-genetics software for exact tests and ecumenicism. Journal of Heredity 86: 248-249.
- Thompson, J. N. (1998): Rapid evolution as an ecological process. Trends in Ecology and Evolution 13: 329-332.

SCHOOLMANN, G.: Biodiversität von Kindesbeinen an ... Wo sind die Opas geblieben?

SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Gewässerpädagogik – Arbeit mit Schul- und Kindergartenkindern am renaturierten Fließgewässer

Biodiversität von Kindesbeinen an ...Wo sind die Opas geblieben?

Gerhard Schoolmann

Abteilung Biologie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstr. 10, D-76133 Karlsruhe,
schoolmann@ph-karlsruhe.de

Keywords: Biodiversität, Artenkenntnis, Wissensvermittlung, Limnologie

Das Dilemma der Biodiversität

Der Erhalt der Biodiversität und die Biodiversitätsforschung werden heute weltweit als wichtige Ziele genannt. Die Realität deutscher Schulen und Hochschulen vermittelt hingegen ein erschreckendes Kontrastprogramm. Im Widerspruch zu Artikel 13 der „Convention on Biological Diversity“ (UN 1992), die auch die Bundesrepublik Deutschland anerkennt, wird Artenkenntnis in den Biologielehrplänen vieler Bundesländer nicht im gewünschten Maße gefordert und gefördert. Diese Tendenz ist nicht neu, sie ist bereits in den Biologie-Curricula der 1970er bis 1990er Jahre erkennbar, in einer Abkehr von der „Schmeilschen“ Biologie und damit weg von einer organischen Biologie, hin zu einer Beschränkung auf biologische Grundphänomene, zu Zellphysiologie und Molekularer Genetik. Die heutige Elterngeneration ist damit aufgewachsen. Auch in diversen Prüfungs- und Studienordnungen vieler deutscher Hochschulen spielt die Kenntnis von Aspekten der Biodiversität keine wesentliche Rolle mehr. Studienanfänger, die das Fach Biologie gewählt haben, zeigen in Tests eine erschreckend geringe Artenkenntnis. Nur ganz wenige „Allerweltsarten“ werden erkannt. Hintergrundwissen zu den jeweiligen Lebensräumen, insbesondere autökologische oder synökologische Aspekte wichtiger Arten, fehlt fast komplett. Ergebnisse von Studien (Eschenhagen 1982, 1984; Lehnert 1999; Lindemann-Matthies 1999; Mayer 1996) zeigen, dass die meisten Kinder und Jugendlichen nur wenige Arten kennen und benennen können, und dass die Kenntnis der Biologie einheimischer Arten gering ist.

Gründe für die derzeitige Situation

Potentielle Gründe für die verbreitet geringe Artenkenntnis sollen im Folgenden dargestellt werden. Da wird zum einen die Abhängigkeit des Menschen von Lebewesen als Nahrungsquelle nicht mehr verstanden, und man ist nicht mehr an der Nahrungsmittelproduktion unmittelbar beteiligt – eine Systematisierung nach essbar, nicht essbar, giftig ist nicht mehr nötig. Zweitens ist der freie Zugang zu natürlichen Lebensräumen – zumindest in Deutschland – auch durch gesetzliche Vorgaben erschwert. Daneben steigt die Anzahl der Arten, die aus Artenschutzgründen (Bundesartenschutzverordnung, Landesnaturschutzgesetze) nicht mehr gefangen und gehalten werden darf. Erfahrungen mit Kaulquappen im Aquarium oder Fröschen im Terrarium können nicht mehr gewonnen werden. Zudem wird die Anzahl der Alternativen zur Naturerfahrung durch die Zunahme von technischen Errungenschaften, die neben der Vermittlung von Technikerfahrung vor allem unterhalten, größer.

Daneben zeichnet sich ein bisher eher weniger beachtetes Verlust-Szenario ab. Die Zahl der Personen, die bisher Naturerfahrung besaßen und tradierten – hierfür stehen stellvertretend die Großeltern – nimmt ab. Tradition und traditionelles Wissen wurden und werden in den meisten Gesell-

schaftsformen durch Großeltern an Enkel weitergegeben. Gründe dafür sind zahlreich: Übernahme von Betreuungsaufgaben bei höherer Zeitverfügbarkeit, Informationsvermittlung mit Geduld, Kompetenz aus Erfahrung, Akzeptanz durch Enkel, da sie meist nicht am unmittelbaren alltäglichen Erziehungsgeschäft beteiligt sind und schon früh in der kindlichen Entwicklung eine wichtige Informationsquelle darstellen.

Da Grundlagen von Naturinteresse sehr früh gelegt werden, muss eine vernünftige Erziehung zur Naturkenntnis und zum Naturverständnis ebenfalls früh einsetzen. Die derzeit begonnene Diskussion über eine bereits im Kindergarten anlaufende Wissensvermittlung beleuchtet nur eine Seite des Problems. Zur Identifikation mit Lebewesen und Naturräumen gehört zwingend eine frühe erlebnisorientierte Begegnung unterstützt durch kompetente und engagierte Vermittler.

Die besondere Problematik der Limnologie

Die Einrichtung von Gewässerlehrpfaden, eine Bereitstellung von Gewässeruntersuchungskoffern für Kinder und Jugendliche – selbsterklärend oder mit betreuendem Personal, Mitarbeit von Fachleuten am „Tag der Artenvielfalt“, Ausbildung von Gewässerführern z.B. an Volkshochschulen, Angebote von Behördenlimnologen in Form von Exkursionen oder an einem „Tag der offenen Tür“ müssen verstärkt gefördert werden. Da einige neue Lehrpläne im Rahmen der naturwissenschaftlichen Fächerverbünde das Thema „Wasser“ explizit enthalten, liegt es nun auch an den Fachgesellschaften, sich in die Unterstützung von Lehrern und Schülern beim Erwerb von Artenkenntnis aquatischer Organismen einzubringen. Ein Arbeitskreis „Wasser und Bildung“ im Rahmen der DGL wäre ein erster Schritt, Sommercamps und Nachwuchsbildung sollten folgen.

Selbst junge Erwachsene sind, wie ich aus meiner Hochschulpraxis weiß, dann eher bereit, sich mit den verschiedenen Aspekten von Biodiversität vertraut zu machen, wenn sie Einsichten im Rahmen selbst erlebter Naturerfahrungen gewinnen, so etwa bei studentischen Gewässerexkursionen wie „Frieren mit Tieren“ (benthische Organismen in einem winterlichen Fließgewässer) oder „Nacht der Molche“ (Nachtexkursion mit Kartierung von Amphibien).

Ausblick

Sollte keine Tendenzwende erreicht werden, ist trotz immer besser werdender Bestimmungsliteratur (Bellmann 1988, Engelhardt 1996, Grabow 2000) ein gravierender Verlust an Wissen über die heimische aquatische Fauna und Flora zu befürchten. Dies schlägt sich schon heute in der kleiner werdenden Zahl von Fachleuten für bestimmte Taxa nieder. Ebenso ging in den letzten Jahrzehnten – mit Ausnahme der Ornithologie – das Potential an Laienforschung deutlich zurück. Selbst entomologische Arbeitsgruppen bekommen ein so genanntes Nachwuchsproblem. Noch ist es nicht zu spät, wenn einer größer werdenden Zahl von Verantwortlichen in Forschung und Bildung das Problem bewusst wird, wenn sie sich aktiv in die Wissensvermittlung einbringen und damit vorhandenes Wissen weitergeben.

Literatur

- Bellmann, H. (1988): Leben in Bach und Teich. Steinbachs Naturführer. Mosaik Verlag, München.
Engelhardt, W. (1996): Was lebt in Tümpel Bach und Weiher? Pflanzen und Tiere unserer Gewässer. Franckh-Kosmos, Stuttgart.
Eschenhagen, D. (1982): Untersuchung zu Tierkenntnissen von Schülern. Unterricht Biologie 6 (68): 41-44. Erhardt Friedrich Verlag, Seelze.
Eschenhagen, D. (1984): Untersuchung zu Pflanzen- und Tierkenntnissen von Schülern. In: Hedewig&Staeck (Hrsg.): Biologieunterricht in der Diskussion. Aulis-Verlag, Köln.

- Grabow, K. (2000): Farbatlas Süßwasserfauna Wirbellose. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Lehnert, H.-J. (1999): Botanische Formenkenntnis von Studienanfängern. In: Lehnert, H.-J., Ruppert, W. Zwischen Wissenschaftsorientierung und Alltagsvorstellungen. Frankfurter Beiträge zur biologischen Bildung 1: 85-95. Universität Frankfurt am Main.
- Lindemann-Matthies, P. (1999): Children's perception of biodiversity in everyday life and their preferences for species. Dissertation. Universität Zürich.
- Löwe, B. (1992): Biologieunterricht und Schülerinteresse an Biologie. Deutscher Studienverlag, Weinheim.
- Mayer, J. (1992): Formenvielfalt im Biologieunterricht. IPN, Kiel.
- Mayer, J. (1996): Biodiversitätsforschung als Zukunftsdisziplin. In: Berichte des Institutes für Didaktik der Biologie Münster IDB 5: 19-41.
- UNEP (1992): Convention on Biological Diversity. Rio de Janeiro.

Gewässerpädagogik – Arbeit mit Schul- und Kindergartenkindern am renaturierten Fließgewässer

Sabine Schmidt-Halewicz

LimSa Gewässerbüro, Joseph-Belli-Weg 5, 78467 Konstanz; Schmidt-Halewicz@limsa.de

Keywords: Wasser & Bildung, Schulprojekt, Bachrenaturierung, Umweltbildung

Einleitung

Die Beobachtung von Natur- und Umwelt mit Kindern hat im Zuge schwindenden Umweltwissens (C.P. Hutter in Blessing & Mäurer 2003) besonderen pädagogischen Wert.

Das hier vorgestellte Projekt besteht aus einer fachlichen, pädagogischen und beobachtenden Begleitung der biologischen Vorgänge bei und durch eine Renaturierungsmaßnahme mit den ortsansässigen Grundschul- und Kindergartenkindern.

Gewässerpädagogik wird verstanden als ein Teilgebiet der Naturpädagogik, in dem sich alles ums Wasser dreht, primär an einem konkreten Gewässer.

Was lernen Kinder am Gewässer? Gewässer bieten, egal ob in Form von Stillwasser oder von Fließwasser, einmalig viele Möglichkeiten von Lernerfahrungen für Kinder. Einerseits handelt es sich bei einem Gewässer um ein überschaubares ökologisches System, das aus Sicht der Kinder abgegrenzt erscheint durch die Grenzlinie Wasser – Luft. Die Welt unter der Wasseroberfläche ist vielen unbekannt und bisweilen unheimlich. Daher gehören zum Lernen und Wissen über das Wasser auch das Überwinden von Ängsten oder Abneigungen, sowie das Neuschaffen von Zugängen zum Element.

Projektkoordinaten

Der Gewässerabschnitt „Seelenhof“ am Markelfinger Mühlbach (Markelfingen/Radolfzell am Bodensee) wurde im Sommer 2003 renaturiert. Dabei standen im Vordergrund, den Bach in folgenden strukturellen Bedingungen zu verbessern:

- Einfügen von Störsteinen und Totholz zur Bereicherung der Strömungsverhältnisse
- Einbau von Krümmungen
- Böschungen abflachen zur Förderung der Übergangsvegetation Wasser - Land.

Der Mühlbach verfügt über eine intakte Population der Kleinen Flussmuschel (*Unio crassus*) (Schmidt-Halewicz 2003), deren Lebensraum durch die Maßnahme akut nicht verschlechtert werden durfte, sondern langfristig erweitert werden sollte. *Unio crassus* ist FFH-Art und damit geschützt (FFH-Richtlinie 92/43/EWG). Folgende Ziele berücksichtigen das Muschelvorkommen und tragen langfristig zur Existenz der Kleinen Flussmuschel bei:

- Angebot für Fische erweitern durch Störsteine, Erlenwurzelraum, Vertiefungen

- Erlen (*Alnus glutinosa*) statt Hybridpappeln (*Populus* der Hybride *robusta*)
- Umsetzung der Muschelpopulation zum Schutz während der Baumaßnahme.

Eine uferbegleitende Reihe von 30 Hybridpappeln wurde weitgehend gelichtet und die gleichaltrigen ca. 60-jährigen Pappeln entfernt. Fünf einheimische Erlen wurden als Wurzelbrut mit den Schulklassen gesetzt. Die Fische, im Mühlbach insbesondere der Döbel (*Leuciscus cephalus*), sind zur Fortpflanzung der Muschel wichtig. Die Durchgängigkeit des gesamten Baches für Fische bestimmt daher die Ausbreitung der Kleinen Flussmuschel. Entgegen dem Gedeih der Muschelpopulation kann sich die Ausbreitung des Bisam (*Ondatra zibethica*) auswirken, der sich im Mühlbach im zeitigen Frühjahr mangels pflanzlicher Kost an den eiweißreichen Weichtieren weidet (Bothe 1996).

Der Zeitrahmen des Projektes umfasste 1 ½ Jahre (2003-2004), wobei effektiv für Freilandunterricht Frühjahr und Sommer, sowie der Herbst genutzt werden konnte. Die Stadt Radolfzell trug die Maßnahmen der Renaturierung sowie 50 % des gewässerpädagogischen Projektes. Die andere Hälfte wurde über Plenum Westlicher Bodensee (Modellprojekt Konstanz GmbH) finanziert. In enger Absprache mit der Schule wurden 40 Unterrichtseinheiten mit den Klassenstufen 1-4 der Grundschule sowie einer Gruppe aus dem Kindergarten terminiert und geplant. Den Abschluß eines Jahres bildeten eine Ausstellung mit Präsentationen bzw. ein Projektbericht für die Schule.

An dieser Stelle möchte ich allen Beteiligten herzlichst danken für Ihre Mitwirkung am Erfolg des Projektes.

Zielsetzungen des gewässerpädagogischen Projektes

Inhaltlich lassen sich die Ziele wie folgt zusammenfassen:

- Die Identifikation mit dem Bach fördern.
- Die Identifikation mit der Renaturierungsmaßnahme erwirken.
- Den Bach als schulischen Lern- und Erlebnisort einführen
- Die Schule auf eine Übernahme der Patenschaft für den Bach vorbereiten
- Begleitung der Entwicklung biologischer Vorgänge an drei ausgewählten Untersuchungsstellen.

Die lokale Bevölkerung ist oft nicht mehr wie in früheren Zeiten über Generationen präsent am Ort. Viele Bewohner sind nur zum Wohnen im Ort, während sie einen Großteil ihrer Zeit bei der Arbeit, außerhalb des Ortes verbringen. Daher werden Gewässer wie ein Dorfbach, die den Ort durchfließen, nicht von allen Bewohnern wahrgenommen bzw. wertgeschätzt. Viele Bewohner könnten andere Prioritäten bei der Umsetzung von Maßnahmen bevorzugen, wenn sie selbst dem Gewässer keinen Wert beimessen.

Eine Schule, wie hier eine einzügige Grundschule, kann von einem solchen Projekt gerade im Rahmen der geänderten Bildungspläne profitieren, indem neues, fächerübergreifendes Wissen und Lernen in den Unterricht geholt wird. Am Ende der Projektzeit soll die Schule aufgrund des aufgenommenen Fachwissens in der Lage sein, eine Bachpatenschaft zu übernehmen.

Eine Dokumentation über die Ereignisse, die die Renaturierungsmaßnahme mit sich bringt, ergibt die Begleitung der biologischen Vorgänge bzw. die regelmäßige Kontrolle der Benthos-Besiedlung an 4 ausgewählten Stellen; zwei im Bereich der Renaturierung, eine 300m unterhalb, sowie einer Referenzstelle im Überlaufbecken (Stillwasser).

Auszug durchgeführter Inhalte mit Schule bzw. Kindergartenkindern

Im Laufe der 1 ½ Jahre wurden rund 40 Freilandunterrichtseinheiten mit einer Gruppe des Kindergartens bzw. im wesentlichen mit den Schulklassen durchgeführt. Die Schulklassen wurden entweder begleitet von der Klassenlehrerin und 1-2 Eltern, oder geteilt und zur Hälfte in der Schule anderweitig beschäftigt. Insgesamt erreichte das Projekt etwa 100 Kinder, die beteiligt waren.

Zur Förderung des Uferwuchses und zur Beschleunigung spontaner Erlenansiedlung wurde Wurzelbrut einheimischer Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*, Baum des Jahres 2003; Rohloff 2003) ausgebracht. Dazu ging eine 3. Klasse mit Spaten und Grabspaten ausgerüstet an den Bach, um den neuen Standort der Erlen zu bestimmen. Fünf von sechs ausgebrachten Erlen wuchsen an. Der Problemereiter Bisam (*Ondatra zibethica*) wurde mittels seiner Bauten kartiert. Diese Information wurde an die Stadt weitergegeben mit der Bitte, sich um den Einsatz eines fachkundigen Jägers im Frühjahr zu bemühen, damit die Muschelpopulation nicht leidet.

Praktischer Naturschutz war Thema durch die Umsetzaktion der Kleinen Flussmuschel direkt vor der Baumaßnahme. Hierzu arbeiteten anwohnende Kinder, Schulkinder, Ferienkinder gemeinsam mit beim Auffinden der lebenden Exemplare (siehe Abb. 1). Etwa 100 Muscheln wurden für drei Monate unter einem Schutzgitter geborgen. Das Gitter bot mehrere Vorteile: die Muschel werden mit fließendem Bachwasser versorgt. Sie sind geschützt vor dem Bisam und sie können gut betrachtet werden, indem sich die Beobachter auf das nur ca. 15 cm Gitter im Wasser stellen (siehe Abb 2).



Abb. 1: Kinder von Kindergarten und Grundschule finden die Kleine Flussmuschel

Die Durchgängigkeit des Baches wurde im unteren Bereich (unterhalb der Renaturierungsstelle) Thema, da dort mehrere Abstürze bisher die Ausbreitung der Fische im gesamten Bach verhindern. Demzufolge sollte das Projekt auch Wegbahner für weitere Renaturierungsabschnitte sein, die letztlich eine Durchgängigkeit des gesamten, 2 km langen Baches erreichen und zwei isolierte Flussmuschelpopulationen verbinden sollen (Schmidt-Halewicz 2003). Eine gewässerökologische Sammlung, die begleitend regelmäßige Probenahme des Zoo-benthos am Bach beinhaltete, kann wie folgt zusammengefasst werden:

Basis war die Annahme, dass die Anzahl der Tierarten auf die Strukturvielfalt schließen lässt – die

Renaturierung sollte eine Erhöhung der Strukturvielfalt bewirken. Die Daten wurden im Laufe des Freilandunterrichts 2003 und 2004 gesammelt, indem die Kinder direkt vor Ort mit einfachen Bestimmungskärtchen die bodenlebende Fauna in Schalen ausgebreitet bestimmten und protokollierten. Es wurden Anzahl und Namen verschiedener Arten festgehalten. Drei Untersuchungsstellen und ein Rückhaltebecken wurden besammelt. Insgesamt liegen 20 Probendaten vor.

Als Ergebnis der Sammlung erlebten die Kinder, dass aus 22 Arten im Jahr 2003 im Jahr darauf 31 Arten geworden waren, die die Untersuchungsstelle 1 besiedelten. Bei der Untersuchungsstelle 2 waren es zuerst 23, später 26 Arten, die gefunden wurden. Dadurch konnte ein Erfolg der Renatu-

rierung dokumentiert werden. Insbesondere war der Bachflohkrebs (*Gammarus pulex*) an Stelle 1 hinzugekommen, aber auch die Vielfalt an Libellen und Köcherfliegen hatte zugenommen.



Abb. 2: Das Muschelgitter im Bach und wie man darauf steht

Abschließend wurden angefertigt, jeweils ein

- Projektbericht mit Arbeitsblättern für die Schule, sowie ein
- Ordner mit Lehr- und Lernmaterial für die Schule

um die Nachhaltigkeit des neuen Stoffes rund um den Bach zu sichern.

Schlussfolgerungen:

a) In welcher Form haben Schule und Kindergarten profitieren können ?

Für die Kindergartenkinder konnte durch das Element Wasser ein Zugang zu ihrem Dorfgewässer aufgebaut werden. Besondere Lerneffekte im Elementarbereich

fangen an bei ganz einfachen Dingen wie der richtigen Bekleidung, der Bewegungskoordination, der Handhabung der Geräte (Netze) und dem Umgang mit den Lebewesen und Pflanzen und setzen sich fort über das Kennenlernen derselben. Vorbereitend auf die Schule wird das Sozialverhalten in der Gruppe im Freiland wie auch das Arbeiten in der Gruppe geübt. Die Kinder, die nach dem ersten Jahr aus dem Kindergarten in die Schule aufgenommen wurden, waren als Klassengruppe ganz anders im Umgang miteinander als vorherige Schulanfänger (mdl. Lehrerin Weisser).

Die Schulkinder konnten sich in folgenden Gestaltungskompetenzen üben:

- Soziale Kompetenzen – bezogen auf den Umgang und das Lernen in der Gruppe unter Freilandbedingungen.
- Motorische Kompetenzen – bezogen auf den Umgang und die eigene Bewegung am Ufer sowie im Bach.
- Schlüsselqualifikationen – bezogen auf Wissen rund um den Bach und seine Bewohner.
- Nachhaltiges Lernen – durch Verknüpfen von Erleben und Vertiefungen des Erlebten im Unterricht.

Die Schlüsselqualifikationen sind sich weit gefächert; insbesondere die Bereiche Wahrnehmung, Wissen, Analyse, Konfliktbearbeitung und Verhalten wurden angesprochen und tragen wesentlich zur Bestimmung späteren Umwelthandelns bei (Gärtner & Hellberg-Rode 2001). Durch die Ausstellung und die darin enthaltenen Präsentationen (ein plastisches Bachmodell, ein getextetes Lied über den Mühlbach sowie etliche Farbkartons mit Bildern und Ausarbeitungen der Schüler, die im Projektbericht dauerhaft festgehalten wurden), zeigten den Lernerfolg, die Freude und den Ausdrucksreichtum, mit dem die Kinder ihren Dorfbach aufgenommen hatten.

Als Beispiel hier zwei Strophen aus dem „Mühlbachlied“:

*Manches grade Bachstück ist jetzt eher rund
Viele Tiere ziehen ein und sind gesund
Und so bleibt der neue Bach im Gleichgewicht
und hat außerdem ein hübscheres Gesicht*

*Das Projekt am Bach gefiel uns Kindern allen (Oh ja!)
Manche sind vor lauter Eifer reingefallen (Oh je!)
Und obwohl die Hosen nass und immer nasser (Oh weh!)
Macht die Schule Spaß an unsrem Dorfgewässer (Juche!)*

In einer Arbeit zur Umweltbildung in der Schule stellt Kahlert (2001) einen Überblick über die Möglichkeiten und Perspektiven am Beispiel des Themenkomplexes Wasser & Wasserbelastung auf. Von seinen skizzierten neun Perspektiven zu diesem Themenkomplex wurden mehr als die Hälfte innerhalb des Projektes angesprochen. Das Modell ließe sich erweitern um das Feld Naturschutz, das bei ihm keine Berücksichtigung findet.

b) In welcher Form hat die Gemeinde profitieren können?

Die Gemeinde hat erfolgreich Befürworter für die Renaturierungspläne finden können. Der Erfolg zeichnet sich dadurch aus, dass weitere Abschnitte desselben Baches in 2005 in Angriff genommen wurden. Die Schule wird zudem eine langfristige Patenschaft für den bislang betreuten Gewässerabschnitt übernehmen, was der Gemeinde Kosten für Kontroll- und Pflegeaufgaben ersparen sollte. Langfristig kann die Schule durch regelmäßige Lerngänge am Bach den Erhalt der Kleinen Flussmuschel dokumentieren.

Schlussbemerkung: Kinder müssen selbst tätig werden, um die Welt zu begreifen, zu erfahren und zu verstehen (Knörzer 2002). Das Projekt zeigt, wie kommunale Aufgaben der Renaturierung oder des Naturschutzes mit Umweltbildung im Elementar- und Grundschulbereich verbunden werden können. Ebenso wird ersichtlich, dass sich Limnologie und Bildung erfolgreich miteinander verknüpfen lassen.

Literatur

- Blessing, K. & S. Mäurer (2003): Natur, Ökologie und Nachhaltigkeit im Kindergarten, Hirzel, Stuttgart
- Bothe, C. (1996): Bisam Fang – Alles über den Bisam, Neumann Neudamm Melsungen
- FFH-Richtlinie (92/43/EWG): Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie. Der Rat der Europäischen Gemeinschaft 1992, vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Amtsblatt der EG, Reihe L206: 7-50.
- Hellberg-Rode, G. & H. Gärtner (2001): Umweltbildung und Gestaltungskompetenz für nachhaltige Entwicklung – in: Gärtner & Hellberg-Rode: Umweltbildung und nachhaltige Entwicklung, Bd. 1 Grundlagen, Schneider Verl. Hohengehren, S. 7-30
- Kahlert, J. (2001): Umweltwissen in didaktischen Netzen aufbauen – ein Modell für eine Fächerübergreifende wissensorientierte Umweltbildung – in: Gärtner & Hellberg-Rode: Umweltbildung und nachhaltige Entwicklung, Bd. 1 Grundlagen, Schneider Verl. Hohengehren, S. 31-52
- Knörzer, M. (2002): Konzeptionelle Überlegungen zu einer nachhaltigen Bildung in der Grundschule – in: Seybold & Rieß: Bildung für eine nachhaltige Entwicklung in der Grundschule, Päd. Hochschule Schwäbisch Gmünd 2002, S. 177-184
- Roloff, A. (2003): TU Dresden/Tharandt Stellv. Vorsitzender des Kuratoriums Baum des Jahres: <http://www.baum-des-jahres.de/archiv/schwarzerle01.html>
- Schmidt-Halewicz, S. (2003): Bericht zur Untersuchung von *Unio crassus* - Vorkommen im Markelfinger Mühlbach – unveröff. Bericht, Stadt Radolfzell am Bodensee, Amt für Tiefbau

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN	SEITE
ABMANN, C. & ELERT, E. VON: Einfluss von aquatischen Pilzen auf den Laubabbau von <i>Gammarus roeseli</i> im Bodensee-Litoral	312
BALTES, B., FUMETTI, S. VON & NAGEL, P.: Quellen, die verlorenen Biotope?	30
BATMER, K., KIEL, E. & SCHRÖDER, W.: Inventarisierung und Kartierung von Tieflandquellen in einem Abschnitt des Einzugsgebiets der Hunte (Niedersachsen)	40
BECKER, A., SCHÖL, A. & GRINDA, J.: Zusammensetzung des Phytoplanktons in Rhein, Mosel und Havel – ein methodischer Vergleich	183
BERGHAHN, R., MOHR, S., FEIBICKE, M., MEINECKE, S. & SCHMIDT, R.: Einsatzmöglichkeiten und Anwendungsbeispiele der Fließ- und Stillgewässer-Mesokosmen-Anlage (FSA) des Umweltbundesamtes	446
BERKHOFF, S., BORK, J., HAHN, H.J. & SCHMIDT, C.K.: Faunistische und hydrochemische Untersuchungen zu Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage	20
BIERSCHENK, B., BIERSEHN, A., BIERWIRTH, J. & SCHIRMER, M.: Zooplanktondynamik im Tidebiotop „Vor- und Hinterwerder“	203
BIRKE, K. & LORENZ, A.: Reference conditions missing? Go East! Herleitung eines biozönotischen Leitbildes für große sandgeprägte Tieflandflüsse mittels polnischer Referenzstellen	440
BÖHME, D.: Zur qualitativen Vorhersagbarkeit von Referenzbiozönosen anhand regional präzisierter Fließgewässertypen	435
BÖHMER, J., MEIER, C., ZENKER, A., BAIER, B. & HERING, D.: Ökologische Aussagen und Interpretationsmöglichkeiten von biologischen Kenngrößen bei der Bewertung des ökologischen Zustands nach der Wasserrahmenrichtlinie	410
DEXHEIMER, K., POEPPERL, R. & MEYER, E.I.: Autökologische Aspekte von Ichthyozönosen in Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes	317
DIEDERICH, S. & HAHN, H.J.: Untersuchungen zur zeit-räumlichen Verteilung von Meiofauna in Quellen	45
DITTRICH, M. & AHRENS, B.: Vergleich des Zeitsammelverfahrens/Lebensortierung im Freiland (DIN 38 410) mit dem Multihabitatsampling/Totsortierung im Labor (modifiziertes AQEM/STAR-Verfahren) in der Praxis: Auswirkungen auf die Fließgewässerbewertung nach WRRL	425
DOKULIL, M. & TEUBNER, K.: Bewertung der Phytoplanktonstruktur stehender Gewässer gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Der modifizierte Brettum Index	356
EGGERS, T.O.: Rezente und subfossile Süßwasser-Mollusken in Bühnenfeldern der Mittleren Elbe	253

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN	SEITE
FINK, P. & ELERT, E. VON : Das C:N:P-Verhältnis von Periphyton und seine ökologische Relevanz für herbivore Makroinvertebraten	308
FOERSTER, J. & GUTOWSKI, A.: Fädige Grünalgen in unseren Fließgewässern – es ist nicht alles <i>Cladophora glomerata</i> ...	398
FUCHS, A. & HAHN, H.J.: Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg	9
GÖBEL, D., JÄHNIG, S. & LORENZ, A.: Biodiversität und Habitatwahl von Coleoptera an hydromorphologisch unterschiedlichen Mittelgebirgsflüssen	258
GRABOW, K. & MARTENS, A.: Veränderungen in der Makroinvertebratendrift des Oberrheins in den letzten 10 Jahren: Aufstieg und Fall von Invasoren	279
GRAVELAAR, M., MEYER, E.I. & RISS, W.: Echinogammarus berilloni in NRW: Untersuchungen zur Autökologie eines eingewanderten Amphipoden	294
GREISBERGER, S. & TEUBNER, K.: Abschätzung der saisonalen und vertikalen Verteilung des Phytoplanktons in einem tiefen Alpensee anhand von Pigmentmustern	174
GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J.: Phytobenthos (ohne Diatomeen und Charales) – eine Komponente zur Bewertung von Fließgewässern	393
GUTZEIT, J., JÄHNIG, S. & LORENZ, A.: Vergleich der Hydromorphologie an verzweigten (naturnahen) und unverzweigten (überprägten) voralpinen Fließgewässern im Piemont/Italien; Aufbereitung der Daten mittels eines geographischen Informationssystems (GIS)	55
HAHN, H.J.: Lassen sich Grundwasserbiotope klassifizieren?	2
HAMMERS-WIRTZ, M., COORS, A. & RATTE, H.T.: Störung der chemischen Kommunikation von Planktonorganismen durch Xenobiotika	218
HASSAN, S., SCHMIEDER, K. & BÖCKER, R.: Submerged macrophytes as bioindicators of a shallow, contaminated lake – Assessment of the ecological status of Lake Qattienah / Syria	125
HAUSMANN, J. & BOEHRER, B.: Hypolimniontemperatur unter 4 °C in einem Salzsee – das Solbad Leopoldshall bei Staßfurt in Sachsen-Anhalt	87
HENSEL, S. & KIEL, E.: Zur Simulation eines Tieflandbaches in Fließgewässer-Mesokosmen – Konzeption und erste Ergebnisse	450
HOEHN, E. & TWORECK, A.: Auswahl geeigneter Restaurierungsmaßnahmen für einen Baggersee (Flückiger See, Freiburg) mit Hilfe des Entscheidungsunterstützungssystems SIMPL (IGB)	104
HOPPE, A.: Baggerseen in Baden-Württemberg – Messnetz, Zustand und Datenhaltung	93

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN	SEITE
HORN, H., HORN, W. & PAUL, L.: 10 Jahre Chlorophyll-Messungen in der Talsperre Saidenbach: Zusammenhänge und Trends	169
HORN, W.: Verteilungsmuster des Crustaceenplanktons in der Talsperre Saidenbach – Beispiele aus dem Sommer	193
IMHOLT, C., YOUNGSON, A., MALCOLM, I.A. & MEYER, E.I.: Effects of single and repeated events of low oxygen on embryos of Atlantic Salmon (<i>Salmo salar</i> L.)	327
IMHOLT, C., YOUNGSON, A., MALCOLM, I.A. & MEYER, E.I.: Variability of oxygen saturation in the interstitial of spawning habitats of the Atlantic Salmon (<i>Salmo salar</i> L.) in a near pristine river in the Scottish Highlands	332
JÄGER, D. & KOHLER, A.: Vorkommen und Gefährdung von Wasser- und Sumpfpflanzen in den Fließgewässern Vorarlbergs	149
JÄHN, K., KIEL, E & BERGHAHN, R.: Untersuchungen zur Primärbesiedlung künstlicher Fließgewässer-Mesokosmen	455
JEHN, K.: Grundwasserschutz und Biotopvernetzung: Das Dolinenschutzprogramm der Stadt Buchen (Odenwald)	25
JOCHIM, A., SCHOLZ, J., HAHN, H.J.: Untersuchungen zu Kleinkrebsen in Bachsedimenten des Bienwaldes: Muschelkrebse (Ostracoda) und Ruderfußkrebse (Copepoda: Cyclopoida)	14
KAIBLINGER, C. & DOKULIL, M.T.: Saisonale Unterschiede der photosynthetischen Parameter des Phytoplanktons in Seen: Kurzzeitmessungen mit aktiver Fluoreszenz (FRRF-Technik)	179
KANDLER, R. & SCHIRMER, M.: Die gewässerökologische Funktion des Rechten Nebenarms für die Fischbrut der Unterweser	337
KLEEBOERG, A. & HUPFER, M.: Resuspensionsvermittelte Phosphorfreisetzung in einem Flachlandfluss (Spree, Brandenburg)	65
KRECH, M., BIELE, S., SCHABELON, H. & SCHROEDER, A.: Untersuchungen zur Landschaftsökologie, Flächennutzung und nutzungsbedingten Belastungssituation im Einzugsgebiet eines Flachsees im Warnowsystem (Mecklenburg-Vorpommern) als Grundlage für die Konzeption und Umsetzung nachhaltiger Landnutzungssysteme	114
KRUG, H.: Leitfaden „Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft“	98
KUMKE, T., NAZAROVA, L. & HUBBERTEN, H-W.: Chironomiden als Bioindikatoren für historische Klima- und Umweltänderungen	273
KUSBER, W-H. & JAHN, R.: Ergebnisse der BMBF-finanzierten Pilotphase des <i>AlgaTerra</i> Verbundprojektes	164

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN	SEITE
LIESKE, R.: <i>Nemurella pictetii</i> und der Einfluss der Photoperiodik auf ihren Lebenszyklus	290
LIPINSKI, A. & KIEL, E.: Moorrenaturierung in Niedersachsen – Vergleichende Untersuchung aquatischer Habitate	263
LOREY, C. & KUNST, S.: Pharmaka und endokrin wirksame Substanzen im Grundwasser unter Flächen mit Abwasserverregnung	476
LUCKER, T.: Das Makrozoobenthos der Ise als Indikator für den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen	239
MÄHLMANN, J., ARNOLD, R., HERRMANN, L., MORSCHIED, H. & MATTUKAT, F.: Künstliche Wiederbesiedlung von submersen Makrophyten in Standgewässern mit Hilfe eines textilen Vegetationstragsystems	134
MAIWALD, T., SCHULZ, H.K., ŠMIETANA, P. & SCHULZ, R.: Interspezifische Konkurrenz zwischen der einheimischen Flusskrebsart <i>Astacus astacus</i> und der eingeführten Art <i>Orconectes limosus</i>	298
MARTEN, M.: Bewertung von Makrozoobenthos-Befunden aus unterschiedlichen Aufsammlerverfahren mit dem AQEM European Stream Assessment Programm	420
MARTIN, P.: Die Drift bei Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) – alles anders als bei den andern?	285
MAUE, T. & LORENZ, A.: Der Einfluss des Klimawandels auf die Biozönose von Makroinvertebraten in deutschen Mittelgebirgsbächen	268
MICHELS, U. & ZUPPKE, U.: Vergleichende Bewertung von Auengewässern mittels Floodplain-Index	70
MORSCHIED, H., MÄHLMANN, J., HILT, S. & DGL-AK FLACHSEEN: Wiederbesiedlung von Flachseen mit submersen Makrophyten – Entwicklung einer Handlungsempfehlung	130
MÜLLER, R., HENDRICH, L., SCHLEUTER, M. & KÖNIG, B.: Das Makrozoobenthos der Unteren Havel zwischen Ketzin und Brandenburg unter besonderer Berücksichtigung der Auswirkungen des Wellenschlages	244
NOWAK, A.: Das Makrozoobenthos der Weißen Elster bei Gera (Thüringen) 1989-2005	234
PITSCH, M., KAHL, U., RADKE, R. & BENNDORF, J.: Biomanipulation mit Seeforellen: Raum-zeitliche Verteilungsmuster von Räuber und Beute	345
QUICK, I.: Erfassung von Auengewässerstrukturen am Beispiel der Aue des Oberrheins im Gebiet des geplanten Hochwasserretentionsraumes Bellenkopf/Rappenwört – Auengewässertypen, Kartiermethoden	75

RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., NIXDORF, B. & MISCHKE, U.: Bewertung der natürlichen Seen Deutschlands anhand des Phytoplanktons	351
RINKE, K., HÜBNER, I., PETZOLDT, T., ROLINSKI, S., KÖNIG, M. BENNDORF, J., LORKE, A. & POST, J.: Wie interne Wellen die Verteilungsmuster von Zooplankton beeinflussen: Untersuchungen mit klassischen und hydroakustischen Methoden	208
ROHDEN, C. VON, ILMBERGER, J. & WUNDERLE, K.: Vertikale Wanderung von Zooplankton in kleinen Seen	198
ROLAUFFS, P.: Bewertung der allgemeinen Degradation mittels Makrozoobenthos: Flächennutzung im Einzugsgebiet kontra lokale Gewässermorphologie	303
RÖNICKE, H., ANGELSTEIN, S., SCHULTZE, M. & GELLER, W.: Invasion submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche	139
RÜCKERT, M., MARTIN, P. & BRENDENBERGER, H.: Die klassischen Quelltypen in Schleswig-Holstein – gibt es Unterschiede in der Besiedlung von Rheo-, Helo- und Limnokrenen im Tiefland?	35
SANDROCK, S., SCHARF, E.-M. & DOLGNER, W.: Auswirkungen von Nährstofffällen mit Aluminiumpräparaten auf das Makrophytenwachstum in Standgewässern	120
SAUER, V., MEYER, E. I. & RISS, H. W.: Die Bedeutung der Sauerstoffversorgung für das Wachstum der Larven des Atlantischen Lachses (<i>Salmo salar</i> L.) während der Embryonalentwicklung	322
SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., PALL, K. & MOSER, V.: Ergebnisse zur Interkalibrierung (EG-WRRL) der Seenbewertung mit Makrophyten & Phyto-benthos – Vergleich der nationalen Verfahren von Deutschland und Österreich	367
SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Gewässerpädagogik – Arbeit mit Schul- und Kindergarten-kindern am renaturierten Fließgewässer	496
SCHNEIDER, S., MANNSCHRECK, B., BÖGLE, M. & MELZER, A.: Genetische Analysen als Hilfsmittel für die Bestimmung von Characeen	159
SCHOOLMANN, G.: Biodiversität von Kindebeinen an ... Wo sind die Opas geblieben?	493
SCHRANZ, C. & SCHAUMBURG, J.: Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässer – Das Bewertungsverfahren zur Umsetzung der WRRL in Deutschland	372
SCHÜTZ, W., VEIT, U. & KOHLER, A.: Die Makrophyten-Vegetation der Oberen Donau und ihre Bewertung nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie	383
SELHEIM, H., MEYER, E. I. & MENA, R.: Eintrag von CPOM in einen sandgeprägten Tieflandbach des Münsterlandes	60
SELLIG, M., POEPPERL, R. & MEYER, E. I.: Charakteristika der Makrozoobenthos-Gemeinschaften sandgeprägter Tieflandbäche	225

SIMON, K., KASCHEK, N. & MEYER, E.I.: Molluskenzönosen in sandgeprägten Tieflandbächen. Ein Vergleich zwischen naturnahen und anthropogen überformten Gewässerabschnitten	248
STEEGE, V., BRÜNING, F., KÖHLER-LOUM, U., RINGOT, J.L. & SCHIKORE, T.: Die Ausdehnung der Ufervegetation an Unter- und Außenweser vor dem Hintergrund steigender Tidehochwasserstände – Luftbildinterpretationen über den Zeitraum 1950 – 2002	144
STELZER, D., SCHRANZ, C. & SCHAUMBURG, J.: Seenbewertung mit Makrophyten und Phytobenthos in Deutschland	362
STÖFFLER, U., PETRUCK, A.: Die Fließgewässergütesimulation als Entscheidungshilfe in der Projektplanung am Beispiel einer Umgestaltungsmaßnahme an der Lippe	51
STRAUß, T., HAMMERS-WIRTZ, M. & RATTE, H.T.: Sedimenttrophie und Periphytondynamik: Limnologischer Forschungsbedarf im Rahmen ökotoxikologischer Mesokosmosstudien	460
SUNDERMANN, A. & HAASE, P.: Variabilität von Makrozoobenthosproben vor dem Hintergrund der Umsetzung der EU-WRRL	415
TÄUSCHER, L.: Beitrag zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Land Brandenburg mit Hilfe von Phytobenthos- und Makrophyten-Untersuchungen	377
THIESMANN, J. & LORENZ, A.: Mikrohabitatpräferenzen bestimmter Arten des Makrozoobenthos und die Wiederbesiedlung nach Hochwasserereignissen in kleinen Tieflandbächen	229
TÖDTMANN, C., POEPPERL, R. & MEYER, E.I.: Können Zusammenhänge zwischen Makrozoobenthos und Gewässerstrukturgüte für eine Defizitanalyse genutzt werden?	430
VEIT, U. & KOHLER, A.: Methoden(-vergleich) zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten	388
VOBIS, H.: Baggerseen in Baden-Württemberg – Messnetz, Zustand und Besonderheiten	91
VOGEL, K. & DUDEL, E.G.: Uranelimination aus dem Wasserpfad – Aufwuchsalgen, submerse Makrophyten und Helophyten im Vergleich	465
VOGT, C., NOWAK, C., OETKEN, M. & OEHLMANN, J.: Umweltschadstoffe und genetische Variabilität bei aquatischen Wirbellosen – Ergebnisse einer Multigenerationsstudie mit <i>C. riparius</i>	487
WACKER, N. & FISCHER, P.: Weshalb verlassen die juvenilen Quappen das Litoral?	342

WAHL, B.: Untersuchung der Kopplung chemischer, biologischer und hydrometeorologischer Parameter mittels statistischer Analyse langzeitiger Datenreihen zum Bodensee	81
WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., RIEL, P. & RUMPF, M.: Habitat- und Raumnutzung von <i>Mysis relicta</i> (Decapoda, Mysidacea)	213
WAUER, G., CASPER, P., GONSIORCZYK, T. & KOSCHEL, R.: Restaurierung des Tiefwarenses, Mecklenburg-Vorpommern, von 2001-2005 mit der Fällmittelkombination $\text{NaAl}(\text{OH})_4/\text{Ca}(\text{OH})_2$: Auswirkungen auf die Sedimentbeschaffenheit und interne P-Retention	109
WEBER, M. & HAHN, H.J.: Ökotoxikologische Untersuchungen an tierischen Organismen aus dem Grundwasser. Akuter Toxizitätstest mit von der Trinkwasserverordnung für die Anwendung in Trinkwassergewinnungsanlagen zugelassenen Stoffen	472
WERTH, C., MARTEN, M. & TARASCHEWSKI, H.: Die Eignung von <i>Daphnia magna</i> STRAUS, 1820 als Testorganismus zur Fließgewässerüberwachung mit kontinuierlichen Biotestverfahren	482
WEYER, K. VAN DE & RAABE, U.: Die floristische Erfassung der Armleuchteralgen-Gewächse (Characeae) in Nordrhein-Westfalen	157
WEYER, K. VAN DE, RAABE, U. & SCHNEIDER, S.: Die Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands	154
WOLF, T., STICH, H-B. & LORKE, A.: Determination of spatial distribution patterns and diurnal vertical migration of Zooplankton in Lake Constance by acoustic backscatter	188
ZENKER, A., BAIER, B. & BÖHMER, J.: Bewertungsverfahren für Seen mittels Makrozoobenthos nach den Ansprüchen der WRRL	404

