

DGL **DEUTSCHE GESELLSCHAFT** **FÜR LIMNOLOGIE e.V.**

(German Limnological Society)



Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2007

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

Münster, 24. - 28. September 2007

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch den Schriftführer;
Dr. Ralf Köhler, Am Waldrand 16, 14542 Werder/Havel.
Erweiterte Zusammenfassungen der Tagung in Münster 2007
Eigenverlag der DGL, Werder 2008

Redaktion und Layout:

Geschäftsstelle der DGL, Dr. J. Bäche, Dr. Eckhard Coring & Ralf Förstermann

Druck:

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

ISBN-Nr. 978-3-9805678-9-3

Bezug über die Geschäftsstelle der DGL: Lange Str. 9, 37181 Hardegsen
Tel.: 05505-959046
Fax: 05505-999707
eMail: geschaeftsstelle@dgl-ev.de * www.dgl-ev.de

Kosten inkl. Versand: als CD-ROM € 10.--; Druckversion: € 25.--

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
DGL NACHWUCHSPREIS:	1
FINK, P.: Schlechte Futterqualität und wie man damit umgehen kann: die Ernährungsökologie einer Süßwasserschnecke	2
SCHMIDT, M. B.: Einsatz von Hydroakustik zum Fischereimanagement und für Verhaltensstudien bei Coregonen	7
TIROK, K. & U. GAEDKE: Klimawandel: Der Einfluss von Globalstrahlung, vertikaler Durchmischung und Temperatur auf die Frühjahrsdynamik von Algen – eine datenbasierte Modellstudie	11
POSTERPRÄMIERUNG:	16
BLASCHKE, U., N. BAUER & S. HILT: Wer ist der Sensibelste? Vergleich der Sensitivität verschiedener Algen- und Cyanobakterien-Arten gegenüber Tanninsäure als allelopathisch wirksamer Substanz	17
GABEL, F., X.-F. GARCIA, M. BRAUNS & M. PUSCH: Steinschüttungen als Ersatzrefugium für litorales Makrozoobenthos bei schiffsinduziertem Wellenschlag?	22
KOPPE, C., L. KRIENITZ & H.-P. GROSSART: Führen heterotrophe Bakterien zu Veränderungen in der Physiologie und Morphologie von Phytoplankton?	27
PARADOWSKI, N., H. W. RISS & E. I. MEYER: Analyse von biologischen Daten und Umweltparametern zur Erfassung von Biodiversitätsmustern in Karstgewässern	34
ROSKOSCH, A., M. HUPFER, G. NÜTZMANN & J. LEWANDOWSKI: Messung von Fließgeschwindigkeiten und Pumpraten in Wohnröhren von <i>Chironomus plumosus</i>	39
SIEHOFF, S., T. STRAUß, M. HAMMERS-WIRTZ & H. T. RATTE: Periphyton als alternative Nahrungsressource für <i>Daphnia magna</i>	44
THIELSCH, A., N. BREDE, R. KRAUS, A. PETRUSEK & K. SCHWENK: Populationsstruktur und Artabgrenzung europäischer Daphnien	48
THOMAS, G., H. QUORß, J. HARTMANN & R. ECKMANN: Life-history traits des Bodenseefelchens unter Einfluss von Trophie und Besatz	52
GRUNDWASSER, QUELLEN UND HYPORHEISCHES INTERSTITIAL:	57
BERKHOFF, S., J. BORK & H. J. HAHN: Faunistische und hydrochemische Untersuchungen zu Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage	58
BORK, J., S. BORK, S. BERKHOFF & H. J. HAHN: Evaluierung neuartiger Fallensysteme zur repräsentativen Erfassung subterranner Lebensgemeinschaften	64
FUCHS, A., H. J. HAHN & J. ARNSCHIEDT: Untersuchungen zur Grundwasserfauna Irlands	69

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
MARTIN, P., M. RÜCKERT & M. BRUNKE: Eine faunistisch begründete Quelltypologie für Schleswig-Holstein	74
STEIN, H., A. FUCHS & H. J. HAHN: UBA-Projekt: „Biologische Bewertung von Grundwasserökosystemen“ – Faunistische Untersuchungen	79
STEHENDE GEWÄSSER:	84
HORN, H.: Die Bedeutung von <i>Aulacoseira subarctica</i> während der Frühjahrsmassenentwicklungen in der Talsperre Saidenbach – Profitiert sie von wärmeren Wintern?	85
HORN, W.: Wie gut charakterisiert das Crustaceen-Zooplankton ein Gewässer? Erste Gedanken und Ergebnisse	90
HOYER, A. B., J. VIDAL, C. ESCOT, A. BASATA, E. I. MEYER, E. MORENO-OSTOS & F. J. RUEDA: Die saisonale Entwicklung der funktionalen Struktur der Phytoplanktongemeinschaft in einer mediterranen Trinkwassertalsperre: Einfluss externer Störungen	96
LEHMITZ, R., M. BRAUNS & M. PUSCH: Typisierung von norddeutschen Tieflandseen anhand aquatischer Coleoptera	101
NOGEITZIG, A., G. NÜTZMANN, J. LEWANDOWSKI & M. HUPFER: Reaktive Transportmodellierung des Phosphor-Kreislaufs in Seesedimenten unter dem Einfluss von Bioirrigation durch <i>Chironomus plumosus</i>	106
SEEBENS, H., U. EINSLE & D. STRAILE: Räumliche Unterschiede in der Lebenszyklusstrategie von <i>Cyclops vicinus</i> innerhalb eines großen Sees	111
TÄUSCHER, L.: Phytobenthos ohne Diatomeen als biologische Komponente zur Bestimmung des ökologischen Zustandes von nordostdeutschen Seen – ein Literaturbericht und Diskussionsbeitrag	115
WRANIK, C. & U. SELIG: Paläolimnische Studien an dimiktischen Seen in Norddeutschland – Trophierekonstruktion anhand von Pigmentuntersuchungen	121
AUT- UND SYNÖKOLOGIE:	125
AßMANN, CH. & E. VON ELERT: Die Rolle von aquatischen Pilzen auf Laub für die Nahrungspräferenz von <i>Gammarus roeseli</i>	126
DIRKSMEYER, J., E. BRUNOTTE & E. I. MEYER: Die Laichhabitate von Lachsen und Meerforellen in Deutschland	131
DITSCHKE-KURU, P. & J. H. E. KOOP: Einfluss allochthoner und autochthoner Sedimentation auf benthische Lebensgemeinschaften des Bodensees	136
HENSEL, S., E. KIEL & R. BERGHAHN: Die Entwicklung abiotischer und biotischer Bedingungen in acht baugleichen und parallel betriebenen Fließgewässer-Mesokosmen	141
KORTE, TH., D. HERING & O. MOOG: Untersuchungen zu Habitatpräferenzen ausgewählter Makroinvertebraten der Hindu Kush – Himalaya Region	146
LANGE, M. & H. SELHEIM: Nahrungspotential in ausgewählten vogtländischen Perlmuschelgewässern	151

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
MAIWALD, T., T. VRÄLSTADT, W. JARAUSCH, H. K. SCHULZ, P. SMİETÁNA & R. SCHULZ: Status des Krebspesterreger <i>Aphanomyces astaci</i> in mitteleuropäischen Gewässern mit Koexistenz zwischen einheimischem Europäischen Edelkrebs <i>Astacus astacus</i> (L.) und amerikanischem Kamberkrebs <i>Orconectes limosus</i> (Raf.)	155
SCHMIDT, E. G.: Fließwasserlibellen am Schifffahrtskanal. Das Beispiel Dortmund-Ems-Kanal im Münsterland.	160
SELHEIM, H. & M. LANGE: Überlebensstrategien juveniler Flussperlmuscheln	167
TRIPPE, M. & E. I. MEYER: Experimentelle Studie zur Mobilität von Gammaridae in einem temporären Fließgewässer	171
NEOZOEN:	175
EGGERS, TH. O. & A. MARTENS: Neozoische Amphipoda in Deutschland: eine aktuelle Übersicht	176
FAAß, ST., G. SCHOOLMANN, K. GRABOW & A. MARTENS: Einfluss von Streusalz auf das Driftverhalten von einheimischen und neozoischen Amphipoda	181
GERGS, R. & K.-O. ROTHHAUPT: Trophische Interaktionen zwischen Zebramuscheln und einheimischen bzw. invasiven Amphipoden im Litoral des Bodensees	185
MARTENS, A., G. SCHOOLMANN & K. GRABOW: Verbreitungsmuster neozoischer Amphipoda in der Oberrheinaue	188
ÖKOLOGIE UND MANAGEMENT HEIMISCHER UND NEOPHYTISCHER MAKROPHYTEN:	193
BUSCH, J., A.-M. JAROSCH & A. HUSSNER: Reaktion vier potentiell invasiver amerikanischer Neophyten auf unterschiedliche Hydroregime und Substrattemperaturen	194
FRITSCHLER, N., A. HUSSNER & J. BUSCH: Regenerationsfähigkeit von indigenen und neophytischen Wasserpflanzen	199
HUSSNER, A.: Zur Ökologie und Ökophysiologie von drei invasiven, aquatischen Neophyten	204
KLEEBOG, A., A. SUKHODOLOV, T. SUKHODOLOVA & J. KÖHLER: Einfluss aquatischer Makrophyten auf die Akkumulation und Resuspension von Stoffen in einem Flachlandfluss	209
STENGERT, M., P. PODRAZA & K. VAN DE WEYER: Die Entwicklung von <i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) St. John in den Ruhrstauseen unter dem Einfluss von Hochwasserereignissen im Frühjahr 2006 bzw. Sommer 2007	214
RÖNICKE, H., K. RAHN, M. SCHULTZE & P. HERZSPRUNG: Entwicklung submerser Makrophyten und ihre internen Makronährelementkonzentrationen im Tagebau Goitsche	219
WEYER, K. VAN DE & A. HUSSNER: Die aquatischen Neophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) Deutschlands - eine Übersicht	225
PROZESSE UND NAHRUNGSNETZE:	229
BASEN, T., D. MARTIN-CREUZBURG & K.-O. ROTHHAUPT: Einfluss von Licht und Nährstoffen auf den Lipidgehalt von <i>Scenedesmus obliquus</i> und mögliche Konsequenzen für das Wachstum von <i>Daphnia magna</i>	230

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
BECKER, J., B. ZEIS & R. J. PAUL: Temperaturabhängigkeit der genetischen Zusammensetzung einer <i>Daphnia</i> -Population (<i>D. galatea</i> x <i>hyalina</i> Hybridkomplex) unter Laborselektionsbedingungen	235
KARCZEWSKI, K., R. MENA, H. SELHEIM & E.I. MEYER: Eintrag und Abbau von organischem Material in einem sandgeprägten Tieflandbach und der Einfluss des Sediments auf die Verteilung und Verfügbarkeit von Stickstoffverbindungen	239
MARTIN-CREUZBURG, D.: Futterqualität von Cyanobakterien für <i>Daphnia</i> : Welche Rolle spielen essentielle Lipide?	244
RYCHŁA, A., P. CASPER & P. KASPRZAK: Wie verändert sich der Methanhaushalt im Hypolimnion durch Manipulation der Nahrungskette? Erste Ergebnisse eines Enclosure-Experiments in einem thermisch geschichteten See	248
SCHULZE, T., U. BAADE, H. DÖRNER, F. HÖLKER, S. HAERTEL-BORER, R. ECKMANN & TH. MEHNER: Begrenzte Auswirkungen einer Nahrungsnetzmanipulation in einem mesotrophen See	253
MOLEKULARE METHODEN/MOLEKULARE ÖKOLOGIE:	256
ENGELHARDT, CH. H. M., ST. U. PAULS & P. HAASE: Genetische Struktur der Köcherfliege <i>Rhyacophila pubescens</i> , Pictet 1834, nördlich der Alpen	257
HIRSCH, J., F. BRÜMMER, R. O. SCHILL, M. PFANNKUCHEN, H.-J. NIEDERHÖFER, G. FALKNER, M. SCHOPPER & M. BLUM: Genetische Charakterisierung und Vergleich von Brunnenschnecken-Populationen aus den europäischen Flusssystemen Donau, Rhein und Rhône	261
LEHRMAN, ST., ST. U. PAULS & P. HAASE: Vergleichende Populationsstruktur der montanen Köcherfliegen <i>Hydropsyche tenuis</i> und <i>Drusus discolor</i>	265
SCHWARZENBERGER, A. & E. VON ELERT: Saisonalität der Proteasinhistoraktivität im Seston gegenüber <i>Daphnia magna</i>	269
KARSTGEWÄSSER:	273
DAHLHAUS, H., E. CORING, J. BÄTHE & E. I. MEYER: Untersuchung des phytobenthischen Aufwuchses im permanenten und temporären Überflutungsbereich eines Karstgewässers	274
ENGEL, D., H. W. RISS & E. I. MEYER: Ökologische Valenzen sympatrischer Kleinfischarten in temporären Fließgewässern	278
JIRKA, E., H. W. RISS & E. I. MEYER: Austrocknung als ein entscheidender Faktor für die Artenzusammensetzung und Anpassungsstrategien der Chironomidae (Diptera) in Karstgewässern	282
MAGDALINSKI, N., N. KASCHEK & E. I. MEYER: Die Auswirkungen von Austrocknungsereignissen eines Karstgewässers auf die Dekomposition von CPOM	287
LAND-WASSER-INTERAKTIONEN:	291
BOENIGK, J., A. CHATZINOTAS & K. PFANDL: The differential impact of groundwater and surface run-off on eukaryotic microbial diversity in a mountain stream	292

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
ILLNER, R. G. & E. I. MEYER: Untersuchungen zur Ichthyofauna an ganzjährig angebundenen Altarmen der Lippe und im Hauptstrom	297
JÄHNIG, S., A. LORENZ & D. HERING: Wiederverzweigung von Flussabschnitten im Mittelgebirge: Hydromorphologie, Auenvegetation, Uferarthropoden, Makrozoobenthos	302
MAABEN, S. & D. BALLA: Einfluss von Ex- und Infiltration auf mikrobielle Aktivitäten und die chemische Zusammensetzung von Fließgewässersedimenten eines Feuchtgebietes	306
QUICK, I.: Ungesteuerte Hochwasserrückhalteräume – Wiederanbindung ehemaliger Auen an Fließgewässer als nicht-technische Maßnahme des Hochwasserrisikomanagements	310
ANTHROPOGENE GEWÄSSERBELASTUNGEN UND KLIMAWANDEL:	315
BÄTHE, J. & E. CORING: Veränderungen im salzbelasteten Fließgewässer-Ökosystem der Werra. - Ergebnisse langjähriger Untersuchungen des Makrozoobenthos	316
CORING, E. & J. BÄTHE: Zur Entwicklung der aquatischen Flora und Primärproduktion im Zuge veränderter Salzeinleitungen in das Fließgewässer-Ökosystem der Werra.	321
LORENZ, A. & W. GRAF: (Mögliche) Verlierer und Gewinner des Klimawandels innerhalb der Insektenordnung Plecoptera (Steinfliegen)	326
QUIEL, K., H. FISCHER, V. KIRCHESCH & A. SCHÖL: Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte der Elbe	331
GEWÄSSERBEWERTUNG:	336
BIRK, S., N. WILLBY & CH. CHAUVIN: Makrophyten in Fließgewässern – Bewertung und Interkalibrierung	337
FELD, CH. K. & D. HERING: Berufe statt Namen!—Zur Beziehung der taxonomischen und funktionalen Struktur von benthischen Wirbellosen und ihrer Umwelt	341
FOCKE, R. & E. KIEL: Geschöpfte Marschengewässer – große Gräben?	345
GROLL, M.: Anwendung des TRiSHa-Verfahrens in renaturierten Abschnitten der Lahn im Rahmen eines Praxistest	350
HERING, D., P. ROLAUFFS, S. JÄHNIG, A. LORENZ, CH. FELD, U. KOENZEN & J. KAIL: (Wie) wirken sich Renaturierungsmaßnahmen an Flüssen auf den ökologischen Zustand aus? Ein Modell	357
SCHIMMER, H., F. VIETORIS & M. SOMMERHÄUSER: Entwicklung eines Monitoring-Messnetzes und Erprobung neuer biologischer Bewertungsmethoden gemäß den Vorgaben der EG-WRRL	361
MAßNAHMENPROGRAMME UND RENATURIERUNG:	367
ANTONS C., N. KASCHEK & E. I. MEYER: Effizienzkontrolle erfolgter Maßnahmen an einem renaturierten Bach im Nordostdeutschen Tiefland unter Berücksichtigung der benthischen Besiedlung und der Belange von ausgewählten FFH-Arten	368
DENEKE, R.: Möglichkeiten und Grenzen der Indikation ökologischer Zustände von Seen mithilfe des Zooplanktons	373

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
ENGELHARDT, CH., S. HILT, I. SCHÖNFELDER, A. RUDNICKA, N. NIKOLAEVICH, A. SUKHODOLOV & R. CARLS: Rekonstruktion der Referenzbedingungen der Unteren Spree aus Paläomäandern	378
HEIGL, E., A. SUNDERMANN, E. I. MEYER & P. HAASE: Revitalisierung von Fließgewässern – Evaluation durchgeführter Maßnahmen am Beispiel der Nidda (Modul Makrozoobenthos)	384
KOENZEN, U. & A. NIEMANN: Hydromorphologische Verbesserungen als Trittsteine für die Maßnahmenplanung - Maßnahmenentwicklung an urban geprägten Fließgewässern vor dem Hintergrund von BWK-M3 und KNEF	388
SCHATTMANN, A.: Einschätzungen zu den Anforderungen an „Strahlquellen“ unter welchen Bedingungen ist eine „Strahlwirkung“ zu beobachten ?	395
SELIG, U., S. SAGERT, A. SCHOOR & H. SCHUBERT: Maßnahmenprogramme für Bodden, Haffe und Förden – welche Erfahrungen können aus der Seensanierung genutzt werden?	400
WOLLGAST, S., A. SUNDERMANN, D. HERING, A. LORENZ & P. HAASE: Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie	405
FREIE THEMEN:	409
GRABOW, K. & A. MARTENS: Test verschiedener Flusskrebs-Bestimmungsschlüssel – Limnologen und Anfänger im Vergleich	410
HEINZ, K., N. OLFERT & P. MARTIN: Sind Waldtümpel alle gleich besiedelt? – Erste Befunde	414
MÜLLER, W.: Habitatbeschaffenheit und Kolmation der Oberflächenwasserkörper im Bereich des Wasserwirtschaftsams Regensburg	419
NITSCHKE, N., E. KIEL, S. HENSEL & R. BERGHAHN: Methoden zur Abschätzung des Anflugpotentials auf Hallen-Mesokosmen aus nahe gelegenen Kleingewässern	421

FINK, P.: Schlechte Futterqualität und wie man damit umgehen kann: die Ernährungsökologie einer Süßwasserschnecke

SCHMIDT, M. B.: Einsatz von Hydroakustik zum Fischereimanagement und für Verhaltensstudien bei Coregonen

TIROK, K. & U. GAEDKE: Klimawandel: Der Einfluss von Globalstrahlung, vertikaler Durchmischung und Temperatur auf die Frühjahrsdynamik von Algen – eine datenbasierte Modellstudie

Schlechte Futterqualität und wie man damit umgehen kann: die Ernährungsökologie einer Süßwasserschnecke

Patrick Fink

Abteilung Aquatische Chemische Ökologie, Zoologisches Institut, Universität zu Köln, Weyertal 119, 50923 Köln.
E-Mail: patrick.fink@uni-koeln.de

Keywords: Futterqualität, ökologische Stöchiometrie, kompensatorisches Fressen, Fouragierkairomone, flüchtige organische Verbindungen.

Einleitung

Süßwasserschnecken haben eine Schlüsselstellung im Nahrungsnetz von Seeuferzonen inne. Sie machen die benthische Primärproduktion für invertebrate und vertebrae Prädatoren verfügbar. Jedoch ist die Biomasse der Schneckengemeinschaft nicht nur von „top-down“ Effekten durch Räuber beeinflusst, sondern auch durch „bottom-up“ Effekte durch ihre Ressource, das Periphyton. Insbesondere die Nahrungsqualität periphytischer Algen könnte das Wachstum junger Schnecken begrenzen. Es ist dabei aber unklar, welche Faktoren die Nahrungsqualität benthischer Primärproduzenten für Süßwasserschnecken bestimmen. Unter diesen Faktoren könnten auch Zellinhaltsstoffe der Primärproduzenten sein, die für die Herbivoren essentiell sind.

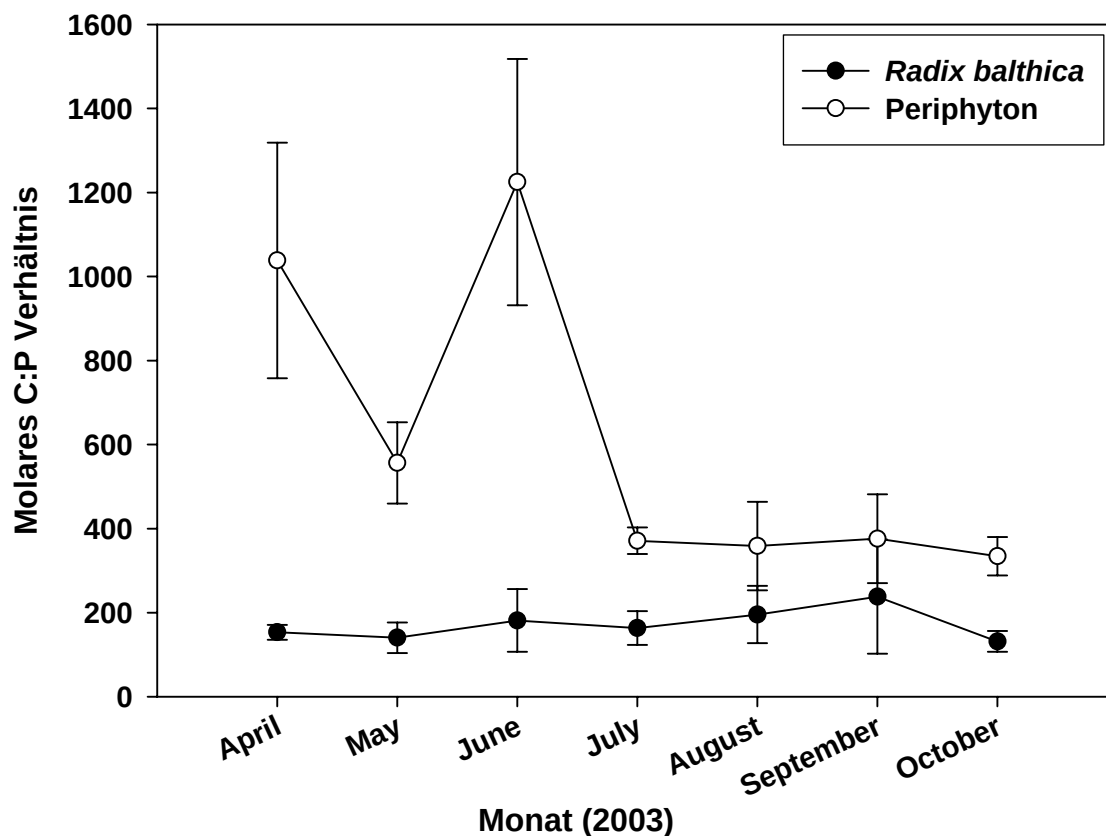
Ich habe verschiedene Faktoren, die potentiell die Futterqualität des Periphyton für invertebrate Grazer bestimmen, sowohl im Freiland, als auch unter standardisierten Bedingungen in Labor-Wachstumsversuchen untersucht. Als Modellsystem für herbivore Wirbellose im Allgemeinen diente dabei die Lungenschnecke *Radix balthica*, eine der häufigsten benthivoren Invertebratenspezies in vielen europäischen Flüssen und Seen.

Wenn die Futterqualität in Raum und Zeit nicht gleichmäßig verteilt ist, müsste es Anpassungsmechanismen der Schnecken geben, mit schlechter Futterqualität umzugehen. Eine mögliche Anpassungsstrategie ist kompensatorisches Fressen, d.h. eine erhöhte Aufnahme von Nahrung mit einem geringen Gehalt an essentiellen Nährstoffen, um dennoch ausreichende Mengen der limitierenden Nährstoffe für Wachstum und Reproduktion assimilieren zu können. Zudem sollte es hoch adaptiv für die Schnecken sein, chemische Signalstoffe zum Auffinden von (qualitativ hochwertiger) Nahrung zu nutzen. Speziell könnten flüchtige organische Verbindungen von den Schnecken als Fouragierkairomone zur Detektion von Nahrungs-Patches genutzt werden. In spezifischen Laborexperimenten wurde sowohl die Fähigkeit der Schnecken zu kompensatorischem Fressen, als auch Ihre Fähigkeit, Nahrungsquellen mittels flüchtiger Signalstoffe aufzuspüren, überprüft. Das Vorhandensein solcher Anpassungsstrategien an räumlich und zeitlich schwankende Futterqualitäten trägt möglicherweise zu dem hohen Verbreitungserfolg von Schnecken im Litoralbereich von Flüssen und Seen bei. Somit haben diese Strategien möglicherweise auch eine allgemein wichtige Rolle bei der Strukturierung benthischer Nahrungsnetze.

Ergebnisse und Diskussion

Entsprechend der Theorie der ökologischen Stöchiometrie (Sterner & Elser 2002), welche vor allem auf Daten aus dem Plankton und terrestrischen Ökosystemen beruht konnte auch für benthischen Makroinvertebraten des Bodenseelitorals gezeigt werden, dass Primärkonsumenten (im Gegensatz zu ihrer Ressource – den Primärproduzenten) eine relativ homöostatische Zusammensetzung ihrer Körper hinsichtlich der relativen Anteile von Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P) aufrecht erhalten (Fink et al. 2006a). Im Gegensatz dazu besteht eine extrem hohe saisonale und räumliche Variabilität der C:N:P Verhältnisse des Periphytons an denselben Freilandprobennahmestellen und -daten (Fink et al. 2006a). Dies lässt sich zum Beispiel sehr deutlich illustrieren, wenn der saisonale Verlauf des Körper C:P Verhältnisses eines solchen benthischen Herbivoren – der pulmonaten Süßwasserschnecke *Radix balthica* im Vergleich zum Verlauf des C:P Verhältnisses des Periphytons betrachtet wird (Abb. 1). Während die Konsumenten ein homöostatisches Körper C:P Verhältnis aufrechterhalten, schwankt der P-Gehalt der Ressource stark (Fink et al. 2006a, Fink & von Elert 2006a). Eine weitere Ähnlichkeit zu planktischen Systemen ist der Befund, dass deutliche artspezifische Unterschiede in der Körperstöchiometrie der verschiedenen Invertebraten-taxa bestehen. Das legt auch unterschiedliche Bedürfnisse dieser Taxa für N und P (relativ zu C) nahe. Diese Unterschiede wiederum können wahrscheinlich einen großen Einfluss auf die Ressourcenkonkurrenz zwischen diesen taxonomischen Gruppen unter fluktuierenden Nährstoffverfügbarkeiten haben (Fink et al. 2006a).

Abb. 1: Saisonaler Verlauf des molaren C:P Verhältnisses der herbivoren Schnecke *Radix balthica* (dunkle Punkte) und ihrer Haupt-Nahrungsquelle, dem Periphyton (helle Punkte) im Litoral des Bodensee-Überlingersee; Werte sind Mittelwerte aus n=4 Replikaten $\pm$ Standardabweichung.



Ein Unterschied in der Nährstoffzusammensetzung zwischen Ressource und Konsument bedeutet jedoch als solcher noch nicht notwendigerweise eine Konsequenz für die Futterqualität dieser Ressource für den Konsumenten. Um dies näher zu untersuchen, wurden in einem Laborexperiment unter kontrollierten Bedingungen benthische Algen mit unterschiedlicher Nährstoffzusammensetzung (unterschiedlichem N- und P-Gehalt) an juvenile *R. balthica* verfüttert (Fink & von Elert 2006a). Wie aus Tabelle 2 ersichtlich wird, führte ein Mangel von entweder N und/oder P in den Algen zu massiv verringertem Wachstum juveniler Schnecken im Vergleich zu den Ansätzen mit nährstoffgesättigten Algen (Fink & von Elert 2006a). Dies zeigt dass tatsächlich eine zu geringe Verfügbarkeit von N und P massiv den Biomasseaufbau benthischer Herbivorer limitieren kann. Dies hat wiederum wahrscheinlich grundlegende Konsequenzen für die Struktur und Funktion litoraler Nahrungsnetze.

Tab. 1: Gehäuselängen-Zuwachsraten (mm pro Tag) von *Radix balthica* 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

Ein weiterer Faktor der die Futterqualität von Algen für aquatische Herbivore beeinflussen kann ist der Gehalt der Algen an essentiellen Fettsäuren (Wacker & von Elert 2001). Die Rolle solcher essentieller Fettsäuren für die Nahrungsqualität von Algen und Cyanobakterien für Schnecken wurde im Rahmen dieses Projektes ebenfalls untersucht (Fink & von Elert 2006b, Fink 2005). Im Gegensatz zu den Befunden von Zooplakton (Wacker & von Elert 2001) und benthischen Filtrieren (Wacker & von Elert 2004) scheint aber der Gehalt der Nahrung an essentiellen Fettsäuren für das Wachstum juveniler Schnecken von weniger großer Bedeutung zu sein (Fink & von Elert 2006b, Fink 2005). Es bleibt aber noch zu untersuchen, inwieweit diese biochemischen Ressourcen (*sensu* Wacker & von Elert 2001) eine Rolle für die Reproduktion der Schnecken haben, wie es zum Beispiel für die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* gezeigt werden konnte (Wacker & von Elert 2004).

Aus einer evolutionären Perspektive sollte es für Herbivore hoch adaptiv sein, Strategien zu entwickeln, um mit der hochvariablen Nährstoffverfügbarkeit im Litoral umzugehen und dadurch die negativen Effekte von Nährstoffmangelbedingungen abzumildern. Eine solche Strategie könnte kompensatorisches Fressen zu sein, d.h. eine erhöhte Aufnahme von Ressourcen mit einem geringen Nährstoffgehalt (Cruz-Rivera & Hay 2001). Durch die erhöhte Konsumption kann so möglicherweise trotzdem der Bedarf an dem oder den limitierenden Nährstoff(en) gedeckt werden. Tatsächlich erhöhten in dem Laborexperiment mit *R. balthica* und den nährstoffverarmten Algen die Schnecken die (gewichtsspezifischen) Konsumptionsraten massiv um so für den geringen Nährstoffgehalt der Nahrung zu kompensieren (Fink & von Elert 2006a). Diese Kompensation konnte

die negativen Auswirkungen des Nährstoffmangels auf das Wachstum leicht dämpfen, jedoch nicht vollständig beseitigen.

Die Verteilung des Periphytons in Uferhabitaten ist sehr ungleichmäßig, sowohl im Bezug auf Biomasse, taxonomische Zusammensetzung und Nährstoffstatus der Algen und Cyanobakterien, die zu dieser Gemeinschaft von Primärproduzenten beitragen. Eine weitere, theoretisch hoch adaptive Anpassungsstrategie könnte es daher sein, chemische Signalstoffe zu nutzen, um Stellen mit (qualitativ hochwertigem) Futter zu finden. Um dies zu untersuchen, wurde ein neues Verhaltensbiotest-System entwickelt, um das Futterfindungsverhalten aquatischer Schnecken (spez. *R. balthica*) zu testen (Fink et al. 2006b). Insbesondere wurde der Biotest darauf hin entwickelt, eine Unterscheidung von durch Geruchsstoffe vermittelter Futtersuche (auf längere Distanzen) von geschmacksvermittelter Futterpräferenz (die einen direkten Kontakt mit dem Futter erfordert) zu trennen. Des Weiteren war konnte durch die Anwendung von gaschromatographisch-massenspektrometrischer Spurenanalytik das Bukett flüchtiger organischer Substanzen, das bei Beschädigung der Zellen aus der filamentösen Grünalge *Ulothrix fimbriata* (Fink et al. 2006b) und aus zwei benthischen Diatomeen (Fink et al. 2006c) freigesetzt wird, quantitativ zu bestimmen. Indem im Verhaltensbiotest sowohl Biomasse von *U. fimbriata*, als auch Extrakte von flüchtigen Substanzen aus *U. fimbriata* angeboten wurde, konnte gezeigt werden, dass *R. balthica* zu einer chemotaktisch vermittelten Verhaltensantwort auf futterbürtige Signalstoffe in der Lage ist (Fink et al. 2006b). Diese Reaktion ist nicht auf Signalstoffe von *U. fimbriata* beschränkt, da auch flüchtige organische Substanzen aus der Diatomee *Achnanthes biasolettiana* für *R. balthica* attraktiv waren (Fink et al. 2006c). Diese Interaktion zwischen den benthischen Algen und den Schnecken ist jedoch komplex, da nicht jede Algenart ein für *R. balthica* attraktives Geruchsstoffbouquet produzierte (Fink et al. 2006c). Solche ökologischen Funktionen flüchtiger organischer Verbindungen sind in aquatischen Nahrungsnetzen möglicherweise viel häufiger als bisher wahrgenommen (Fink 2007). Allgemein lässt sich sagen dass es diese durch Infochemikalien vermittelte Strategie der Nahrungssuche den Schnecken erlaubt, wertvolle Energie und Ressourcen beim Auffinden ungleichmäßig verteilter Nahrung in ihrem hochgradig heterogenen Uferhabitat zu sparen. Diese Anpassungen tragen wahrscheinlich zum extrem großen Erfolg von Süßwasserschnecken in vielen See- und Flußuferbereichen bei.

Danksagung

Diese Studie war Teil einer Dissertation im Rahmen des Sonderforschungsbereichs SFB 454 – Bodenseelitoral und wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanziert. Ich danke P. Merkel, C. Gebauer, O. Walenciak und E. Loher für technische Hilfe bei der Analyse der Nährstoffe und flüchtigen Verbindungen. L. Peters (Konstanz/Bielefeld), F. Jüttner (Zürich) und insbesondere E. von Elert (Konstanz/Köln) trugen erheblich zu verschiedenen Teilen der experimentellen Arbeiten und ihrer Auswertung bei – dafür herzlichen Dank.

Literatur

- Cruz-Rivera, E. & M. E. Hay. 2000. Can quantity replace quality? Food choice, compensatory feeding, and fitness of marine mesograzers. *Ecology* 81: 201-219.
- Fink, P. (2005) Food quality and food choice in freshwater gastropods: Field and laboratory investigations on a key component of littoral food webs. Dissertation, Universität Konstanz. 133 pp.
- Fink, P. & von Elert, E. (2006a). Physiological responses to stoichiometric constraints: nutrient limitation and compensatory feeding in a freshwater snail. *Oikos* 115 (3): 484-494.

- Fink, P. & von Elert, E. (2006b). Food quality of algae and cyanobacteria for the freshwater gastropod *Bithynia tentaculata*: the role of polyunsaturated fatty acids. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 29 (3): 1235-1240.
- Fink, P., Peters, L. & von Elert, E. (2006a) Stoichiometric mismatch between littoral invertebrates and their periphyton food. *Arch. Hydrobiol.* 165: 145-165.
- Fink, P., von Elert, E. & Jüttner, F. (2006b). Volatile organic substances released by a green alga as attractants for a herbivorous freshwater gastropod. *J. Chem. Ecol.* 32:1867-1881.
- Fink, P., von Elert, E. & Jüttner, F. (2006c). Oxylipins from freshwater diatoms act as attractants for a benthic herbivore. *Arch. Hydrobiol.* 167 (1-4): 561-574.
- Fink, P. (2007) Ecological functions of volatile organic compounds in aquatic systems. *Mar. Freshw. Behav. Physiol.* 40 (3): 155-168.
- Sterner, R.W. & Elser, J.J. (2002) Ecological stoichiometry: the biology of elements from molecules to the biosphere. Princeton University Press. 439 pp.
- Wacker, A. & von Elert, E. (2001). Polyunsaturated fatty acids: evidence for non-substitutable biochemical resources in *Daphnia galeata*. *Ecology* 82: 2507-2520.
- Wacker, A. & von Elert, E. (2004). Food quality controls egg quality of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*: The role of fatty acids. *Limnol. Oceanogr.* 49: 1794-1801.

Einsatz von Hydroakustik zum Fischereimanagement und für Verhaltensstudien bei Coregonen

Marc Bodo Schmidt^{1,2}

¹ Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V., Fischereiverband Nordrhein-Westfalen e.V., Nevinghoff 40, 48147 Münster, schmidt@lfv-westfalen.de

² Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster

Keywords: Echolot, Kleine Maräne, Talsperren, Fischbiomasse, Schleppnetzfischerei

Einleitung

Anwendung hydroakustischer Methoden an Talsperren Nordrhein-Westfalens

Die Hydroakustik, d. h. der Einsatz von Echoloten und Sonaren, stellt heute eine etablierte Methode zur Untersuchung wissenschaftlicher Fragestellungen in der Binnenfischerei dar (Simmonds & MacLennan 2005). Neben der wissenschaftlichen Bearbeitung ist die Einbindung dieser Technologien in das praktische Fischereimanagement von entscheidender Bedeutung. Dies gilt z. B. für die Quantifizierung von Fischbeständen vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Bewirtschaftung und die Erfassung räumlicher und zeitlicher Verteilungen im Hinblick auf die Befischung von Zielarten entsprechend der Managementansprüche. Im Rahmen eines Projektes zur praxisorientierten Anwendung der Hydroakustik an ausgewählten Talsperren im Sauerland wurden im Zeitraum von 2002 bis 2005 verschiedene Fragestellungen bearbeitet, die sich mit den räumlichen und zeitlichen Verteilungen der Fischbestände, der Quantifizierung derselben (Fischdichten und Fischbiomassen) und mit Verhaltenmustern von Fischen unter der Berücksichtigung spezifischer Einflüsse (Fluchverhalten bezüglich Schleppnetzfischerei und Tauchern) beschäftigten; die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen werden folgend zusammengefasst dargestellt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden an der Henne- (200 ha) und der Biggetalsperre (700 ha) im Sauerland durchgeführt. Beide Talsperren sind mesotroph und gehören zum Talsperrensystem des Ruhrverbandes. Die an diese künstlichen Gewässer gestellten Nutzungsansprüche sind vielgestaltig, eine Hauptaufgabe liegt aber in der Trink- und Brauchwasserversorgung des Ruhrgebietes. Aus diesem Grund erfolgt auch das Fischereimanagement an den Talsperren unter Gesichtspunkten der Wassergütwirtschaft. Sowohl Henne- also auch Biggetalsperre beherbergen dichte Populationen der Kleinen Maräne (*Coregonus albula* L.), einer kaltstenothermen und zooplanktivoren Fischart der Familie der Coregonen (Coregonidae). Diese im Untersuchungsgebiet ursprünglich nicht einheimische

Fischart wurde in den 1950er und 60er Jahren in einigen Talsperren des Sauerlandes durch Besatz eingebracht und entwickelte nachfolgend selbstständig reproduzierende Bestände. Aufgrund der zooplanktivoren Ernährungsweise stellt die Kleine Maräne ein Problem hinsichtlich der Wassergü-tewirtschaft dar, u. a. wird das Aufkommen von Algenblüten durch die reduzierten Zooplanktonbestände gefördert und führt zu einer Verschlechterung der Wasserqualität bzw. zu einem erhöhten Aufbereitungsaufwand (Schmidt & Kühlmann 2002). Um die Bestände der Kleinen Maräne zu kontrollieren und reduzieren, werden diese u. a. mithilfe eines Zwei-Schiff-Schleppnetzsystems intensiv befischt (Kühlmann 1997).

Hydroakustik und Fischerei

Für die Untersuchungen wurde ein wissenschaftliches Echolot der Firma Simrad (EY500) mit Split-Beam-Technologie eingesetzt. Neben einem mobilen Einsatz des Gerätes (Befahrung ausgewählter Gewässerbereiche zur Erfassung von räumlichen und zeitlichen Verteilungen) wurden auch stationäre Daten zur Erfassung von Verhaltensmustern (z. B. im direkten Einflussbereich des Schleppnetzes) erhoben. Die Auswertung der hydroakustischen Daten mit spezieller Software (Sonar 4 und Sonar 5Pro) erlaubt die Berechnung der vorhandenen Fischdichten ($n \text{ ha}^{-1}$) und der Fischbiomassen (kg ha^{-1}) sowie u. a. auch die Analyse von individuellen Fischbewegungen und Schwimmgeschwindigkeiten. Die Verifizierung der Echolotdaten (z. B. bezüglich der Arten- und Größenklassenzusammensetzung) erfolgte sowohl durch die bereits angeführte Schleppnetzfisherei als auch durch den Einsatz standardisierter Stellnetzfisherei. Eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Methoden und deren kombinierter Anwendung findet sich bei Schmidt et al. (2004).

Ergebnisse und Diskussion

Die an der Hennetalsperre durchgeführten Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Verteilung der Population der Kleinen Maräne zeigten einen eindeutigen Zusammenhang zwischen der zunehmenden thermischen Schichtung der Talsperre im Zeitraum von Juni bis September und der Ansammlung der Tiere im Bereich des kühlen Tiefenwassers im Staudammbereich des Gewässers. Diese Ergebnisse wurden neben den erfassten Echogrammen auch durch die berechneten Fischdichten (bis zu $20000 \text{ Ind. ha}^{-1}$ im September) und Fischbiomassen (256 kg ha^{-1} für den gesamten Fischbestand und 74 kg ha^{-1} unter Berücksichtigung der Größenklassenverteilung der Kleinen Maräne) bestätigt. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse dieser Untersuchungen findet sich bei Schmidt et al. (2005).

Die Untersuchungen zum Einfluss der Schleppnetzfisherei wurden in den Jahren 2003 bis 2005 an der Biggetalsperre durchgeführt. Neben der Erfassung von Kurzzeiteffekten des Schleppnetzes auf die Maränen zur Laichzeit im November und Dezember wurden auch die Reaktion einzelner Fische und dichter Fischschwärme erfasst. Die durch das Schleppnetz ausgelösten Fluchtreaktionen der Fische fanden vornehmlich in horizontaler Richtung statt und wurden durch signifikant erhöhte Fischdichten seitlich des Schleppkorridors unterstrichen. Ein solcher Schleppnetzzug kann die räumliche Verteilung der Fische bis zu 24 Stunden lang erheblich beeinflussen; die in diesem Zusammenhang gewonnenen Informationen sind vor allem hinsichtlich der kurzen Zeitfenster für eine intensive Befischung und Bestandsreduktion wichtig. Gleiches gilt hinsichtlich der Optimierung des benutzten Systems unter Berücksichtigung der beobachteten Fluchtreaktionen direkt vor der Schleppnetzöffnung sowie der errechneten Schwimmgeschwindigkeiten ($0,7$ bis $2,4 \text{ m s}^{-1}$) von erfassten Einzelfischen. Eine Darstellung der Untersuchungsergebnisse zur Kombination von Hydroakustik und Schleppnetzfisherei findet sich bei Schmidt (2006a) und Schmidt et al. (2007).

Das Gerätetuchen ist heute ein beliebter Freizeitsport und wird auch an den untersuchten Talsperren in immer intensiverer Form ausgeübt. Bis heute ist das Wissen zum Einfluss von Tauchern auf Fische und Fischbestände (vor allem für den Bereich der Binnengewässer) äußerst beschränkt (Chapman & Atkinson 1986); diesbezügliche Informationen können aber z. B. für die Ausweisung von Laichschonbezirken und anderen Rückzugsräumen für Fische von Bedeutung sein. Daher wurden an der Biggetalsperre erstmals Versuche zum Einfluss von Tauchern auf den dichten Bestand der Kleinen Maräne durchgeführt. Das durch die Taucher ausgelöste Fluchtverhalten der Fische konnte sowohl durch die Echogramme als auch durch die Berechnung der Fischdichten eindeutig dokumentiert werden. Dabei war die Beeinflussung der Fischverteilung nur von relativ kurzer Dauer, bereits anderthalb bis zwei Stunden nach Beendigung des Tauchgangs zeigten die Kleinen Maränen wieder das ursprüngliche Verteilungsmuster. Die erfolgreiche Versuchsanordnung zu diesen Experimenten und die Zusammenfassung der Ergebnisse werden bei Schmidt & Gassner (2006b) dargestellt.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zum Einsatz hydroakustischer Methoden im Bereich des Fischereimanagements an Coregonen-dominierten Talsperren unterstreichen die Nutzung entsprechender Technologien vor allem vor dem Hintergrund der praktischen Anwendbarkeit und der Umsetzung von Managementmaßnahmen (u. a. Monitoring). Die Erfassung räumlicher und zeitlicher Verteilungsmuster sowie die Quantifizierung von Fischbeständen stellen die Grundlage für ein nachhaltiges Fischereimanagement solcher Wasserkörper u. a. auch vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie dar. Aufgrund rasanter technischer Entwicklungen im Bereich der Hydroakustik und die damit einhergehende Etablierung modernster Technologien (Mutlibeam-Sonare und Akustische Kameras) ist zu erwarten, dass die Untersuchung fischereiwissenschaftlicher und fischereipraktischer Fragestellungen mithilfe akustischer Systeme auch zukünftig eine entscheidende Rolle spielen wird.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen einer Dissertation am Fachbereich Biologie an der WWU Münster angefertigt, die Betreuung erfolgte durch Fr. Prof. Dr. E. I. Meyer (Abteilung für Limnologie). Grundlage der Arbeit war ein durch die Fischereiabgabe NRW gefördertes Projekt zum praxisorientierten Einsatz der Hydroakustik in Nordrhein-Westfalen. Mein Dank gilt allen Förderern und Unterstützern dieser Arbeit, dem Fischereiverband NRW e.V., dem Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V., dem Ruhrverband, dem Dezernat 51 (Gewässerökologie und Fischerei) der Bezirksregierung Arnsberg und dem Institut für Seenforschung in Scharfling (Mondsee/Österreich) sowie der Abteilung für Limnologie der Universität Münster.

Literatur

- Chapman, C.J., Atkinson, R.J.A. (1986): Fish behaviour in relation to divers. *Progress in Underwater Science* 11: 1-14.
- Kühlmann, M. (1997): Einsatz eines Zwei-Schiff-Schwimmschleppnetzes zum Maränenfang auf den Talsperren des Ruhrverbandes. *Fischer und Teichwirt* 5: 220-222.
- Schmidt, M., Kühlmann, M. (2002): Bericht zur Fischerei und zur fischereilichen Bewirtschaftung an den Talsperren des Ruhrverbandes. *Fischer und Teichwirt* 11: 429-432.
- Schmidt, M., Kühlmann, M., Gassner, H., Meyer, E.I. (2004): Hydroakustische Untersuchungen zum Fischbestand der Hennetalsperre. Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. (Hrsg.), Eigenverlag, Münster: 48 S.

- Schmidt, M.B., Gassner, H., Meyer, E.I. (2005): Distribution and total biomass of an underfished vendace, *Coregonus albula*, population in a mesotrophic German reservoir. *Fisheries Management and Ecology*, 12: 169-175.
- Schmidt, M.B. (2006a): Benefits from hydroacoustics in fisheries management and behavioural studies of coregonids. Dissertation am Fachbereich Biologie der Westfälischen Wilhelms-Universität, Münster: 73 S.
- Schmidt, M.B., Gassner, H. (2006b): Influence of scuba divers on the avoidance reaction of a dense vendace (*Coregonus albula* L.) population monitored by hydroacoustics. *Fisheries Research*, 82: 131-139.
- Schmidt, M.B., Gassner, H., Kühlmann, M., Meyer, E.I. (2007): Short-term effects of trawling on distribution and abundance of a vendace (*Coregonus albula* (Linnaeus)) population monitored by hydroacoustics. *Fundamental and Applied Limnology Spec. Iss. Advanc. Limnol*, 60: 385-395.
- Simmonds, J., MacLennan, D. (2005): *Fisheries Acoustics – Theory and Practice* (2nd edition). Blackwell Publishing, Oxford: 437 S.

Klimawandel: Der Einfluss von Globalstrahlung, vertikaler Durchmischung und Temperatur auf die Frühjahrsdynamik von Algen – eine datenbasierte Modellstudie

Katrin Tirok & Ursula Gaedke

Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, Am Neuen Palais 10, 14469 Potsdam, tirok@uni-potsdam.de

Keywords: Tiefer See, funktionelle Algengruppen, multiple Statistik, Simulationsmodell, Turbulenz

Einleitung

Der Klimawandel wird weitreichende, bisher nur wenig verstandene, Konsequenzen für planktische Nahrungsnetze haben. Für West- und Zentraleuropa prognostizieren Klimamodelle eine beträchtliche Erwärmung während des Winters und Frühjahrs (1-5,5°C), einen Anstieg der Sturmaktivität und eine Abnahme der Bewölkung zum Ende dieses Jahrhunderts (2071-2100) im Vergleich zum Referenzzeitraum (1961-1990) (z.B. IPCC 2001). Es gibt einen engen Zusammenhang zwischen der Lufttemperatur und der Wassertemperatur, die wiederum Einfluss auf die Stabilität des Gewässers, also die Mischungsdynamik hat. Auch Winde beeinflussen die Mischungsdynamik insbesondere in großen, windexponierten Gewässern. Dies ist vor allem im Frühjahr vor einer stabilen Schichtung von Bedeutung. Eine Änderung in der Bewölkung geht mit einer Veränderung der Lichtverfügbarkeit für die Organismen im Gewässer einher. Um Reaktionen des Phytoplanktons auf den Klimawandel vorherzusagen sind Kenntnisse über den Einfluss der einzelnen Umweltfaktoren sowie deren Interaktionen notwendig. In dieser Arbeit wurden, basierend auf Langzeitdaten des Bodensees (1979-1995), die einzelnen und kombinierten Effekte von Globalstrahlung, vertikaler Durchmischung und Temperatur auf die Dynamik der Algen im Winter und Frühjahr anhand deskriptiver Statistik, multipler Regressionsmodelle und einem Prozess orientiertem dynamischen Simulationsmodell untersucht.

Material und Methoden

Der Bodensee-Obersee ist ein großer, tiefer meso- bis oligotropher See nördlich der Alpen. Phytoplankton, Zooplankton, Chlorophyll *a*-Konzentrationen und Primärproduktion wurden zwischen 1979 und 1995 wöchentlich (Frühjahr) bis 2-wöchentlich (Winter) durch das Limnologische Institut der Universität Konstanz in den oberen 20 m gemessen (Werte von 1 m⁻² entsprechen 20 m⁻³, mehr Details in Tirok & Gaedke 2007 und darin zitierter Literatur). In den Jahren 1980-1983 und 1986 wurden Chlorophyll *a*-Konzentrationen bis in 140 m Tiefe gemessen. Ein Zweibox-Simulationsmodell wurde von Zeitreihen der Wassertemperatur, vertikalen Durchmischungsintensität (*mix*, aus einem hydrodynamischen Modell, Ollinger & Bäuerle 1998) und Globalstrahlung angetrieben und umfasste die Zustandsvariablen gut- und schlecht-fressbare Algen in der euphotischen (0-20 m) und aphotischen Zone (20-100 m). Die Globalstrahlung bestimmte die Primärproduktion in der euphoti-

schen Tiefe und die Algen hatten Verluste durch aktivitätsabhängige und basale Respiration und durch eine dynamische, von der Dichte der Algen abhängige Mortalitätsrate, die das Grazing durch Ciliaten und Copepoden simulierte. Respiration und Mortalität waren stärker temperaturabhängig als die Primärproduktion. Die Verbindung zwischen den beiden Wasserschichten wurde über die vertikale Durchmischung hergestellt und für die schlecht-fressbaren Algen auch über die Sedimentation (detaillierte Modellbeschreibung in Tirok & Gaedke 2007).

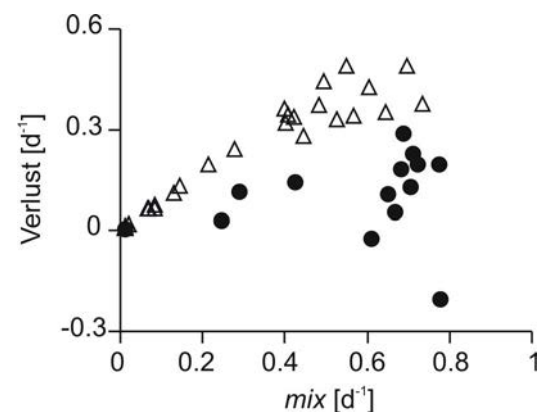
Ergebnisse

Freilanddaten

Die vertikale Durchmischung war sehr variabel über das Frühjahr. Perioden mit intensiver vertikaler Durchmischung wechselten sich bereits im späten Winter, Ende Februar/Anfang März, mit Zeiten geringer Durchmischungsintensität ab. Die Algenbiomasse kovarierte mit der Durchmischungsintensität, das heißt sie stieg an, wenn der Austrag durch Durchmischung gering war und nahm bei erneuter intensiver Durchmischung wieder ab. Das bedeutet in Jahren, in denen die Durchmischung gering war, konnte sich bereits vor einer stabilen Schichtung des Sees eine Algenblüte ausbilden. Diese konnte mehrgipflig sein, da sie dem Wechsel schwacher und intensiver Durchmischung folgte.

Die Nettoverluste der Algen aus der euphotischen Zone hingen von der vertikalen Durchmischungsintensität und von dem vertikalen Algengradienten ab (Abb. 1). Letzterer wiederum wurde von der vorangegangenen Durchmischungsintensität bestimmt. Wenn der vertikale Algengradient niedrig war, waren auch die Verluste gering, trotz intensiver Durchmischung. Die Primärproduktion (geschätzt aus einer P-I Kurve) stand im Winter und zeitigem Frühjahr in engem Zusammenhang mit der Globalstrahlung. Die Freilanddaten zeigten, dass die Primärproduktion oft durch wenig Licht reduziert wurde, wohingegen die Verluste durch vertikale Durchmischung meist gering waren (Abb. 2).

Abb. 1: Zusammenhang zwischen dem relativen Verlust der Algen aus der euphotischen in die aphotische Zone (Verlust) und tiefer vertikaler Durchmischungsintensität (*mix*) 1980-1983, 1986 (n=52). Der Verlust wurde geschätzt aus der Durchmischungsintensität und dem Verhältnis von Chlorophyll *a* in der euphotischen zu Chlorophyll *a* in der aphotischen Zone, welches den vertikalen Algengradienten (*vag*) repräsentiert (Punkte – $vag < 2$, Dreiecke – $vag \geq 2$).



Lineare multiple Regressionsmodelle bestätigten den Einfluss der Durchmischung auf die Phytoplanktonbiomasse im Frühjahr und zeigten eine unterschiedliche Sensitivität der beiden funktionellen Gruppen (kleine, gut-fressbare und größere, schlecht-fressbare Algen) für die abiotischen Einflussfaktoren. Die Biomasse beider Gruppen hing von ihrer eigenen Biomasse eine Woche früher ab. Die gut-fressbaren Algen korrelierten weiterhin eng mit der vertikalen Durchmischungsintensität und gering mit der Globalstrahlung, im Gegensatz zu den schlecht-fressbaren Algen, die stärker autoregressiv waren und nur gering mit der Durchmischungsintensität korrelierten (Tab. 1). Temperatur und Zooplanktonbiomasse trugen nicht signifikant zur Erklärung der Variabilität der beobachteten Algenbiomasse bei.

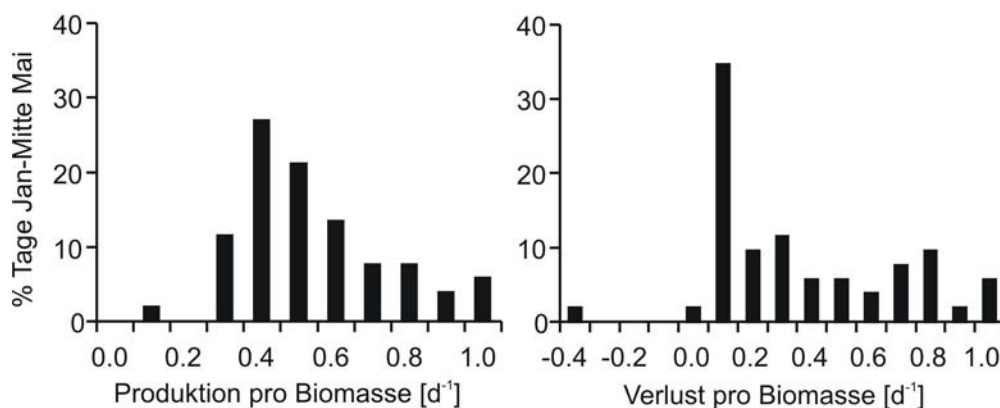


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung von lichtabhängiger Produktion (links) und der von Durchmischung abhängigen Verluste (rechts) von Januar bis Mitte-Mai im Bodensee 1980-1983 und 1986 (n=52). Die Produktion wurde aus der beobachteten Globalstrahlung geschätzt und die Selbstbeschattung hing von der Algenbiomasse ab. Berechnung Verlust siehe Abb. 1. Die Daten wurden auf die beobachtete maximale Produktion bzw. den maximalen Verlust standardisiert.

Tab. 1: Ergebnisse linearer Regressionsmodelle für Gesamt-, gut-fressbare und schlecht-fressbare Phytoplanktonbiomasse. Modelle wurden für Januar bis Mitte Mai 1979-1995 berechnet. Die Biomassen wurden log transformiert. Lag_tot, Lag_gut, Lag_schl – Biomasse des vorangegangenen Probenahmedatums der Gesamt-, gut-fressbaren und schlecht-fressbaren Algen. mix_7, I₀_7 – mittlere vertikale Durchmischungsintensität und Globalstrahlung der letzten sieben Tage. Typ II QS – Typ II Summe der Quadrate. * p<0,1, *** p<0,001.

Abhängige Variablen	Unabhängige Variablen	Parameter Schätzungen	Typ II QS	FG		Modell R ²
				Modell	Fehler	
Gesamt-Algen	Lag_tot	0,56***	82,84	2	135	0,622***
	mix_7	-2,18***	26,59			
gut-fressbare Algen	mix_7	-3,22***	40,42	3	134	0,65***
	Lag_gut	0,36***	31,31			
	I ₀ _7	0,004*	3,06			
schlecht-fressbare Algen	Lag_schl	0,77***	262,7	2	135	0,66***
	mix_7	-0,72*	3,45			

Simulationsmodell

Die Dynamik der kleinen, schnell-wachsenden, gut-fressbaren Algen war gut vorhersagbar aus Globalstrahlung, vertikaler Durchmischung und einer von der Algenbiomasse abhängigen Mortalitätsrate (Abb. 3). Die größeren, schlecht-fressbaren Algen wurden etwas weniger gut vom Modell reproduziert, aufgrund ihrer geringen Abhängigkeit von den bekannten Einflussfaktoren. Das Modell zeigte, dass Grazing bereits im Februar und vor Einsetzen einer stabilen Schichtung eine bedeutende Rolle für das Phytoplankton spielen kann (Abb. 3).

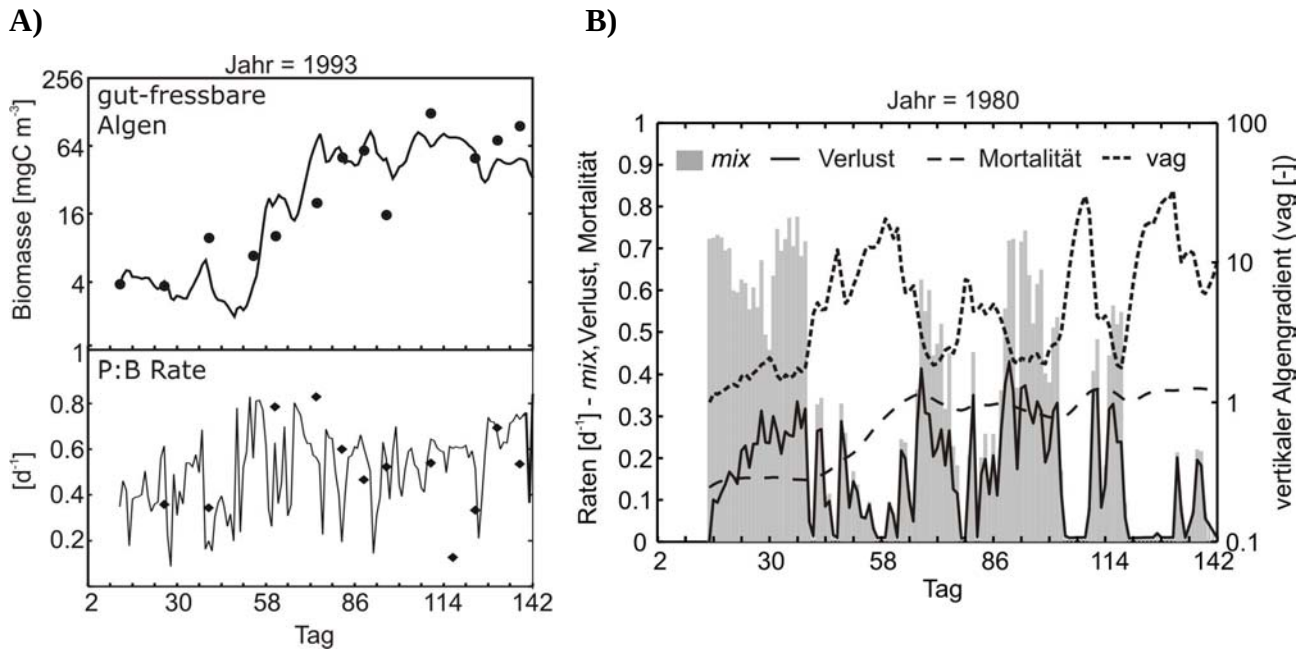


Abb. 3: Ergebnisse des Simulationsmodells. **A)** Biomasse der gut-fressbaren Algen und Verhältnis von Produktion zu Biomasse. Punkte – Freilanddaten, Linie – Modellsimulationen. **B)** Vertikale Durchmischungsintensität (*mix*), Verlust der Algen durch Durchmischung (Verlust), Grazing repräsentierende Mortalitätsrate (Mortalität) und vertikaler Algengradient (*vag*) in einem Jahr mit hoher zeitlicher Variabilität der Durchmischungsintensität. Die vertikale Durchmischungsintensität war als Zeitreihe vorgegeben, die anderen drei Variablen wurden vom Modell simuliert.

Proportionale Änderungen von Durchmischung und Globalstrahlung zeigten die stärksten Effekte auf die Algenbiomasse und die Produktion während des späten Winters, d.h. während der Periode der stärksten Lichtlimitation (Abb. 4). Eine Verringerung der Durchmischungsintensität zog dabei wie erwartet eine Erhöhung der Algenbiomasse nach sich. Ein Temperaturanstieg hatte dagegen einen anhaltenden negativen Effekt über den Winter und das Frühjahr, aufgrund des anhaltenden Anstiegs der Respiration und des Grazings, der nicht durch eine höhere Primärproduktion kompensiert wurde. Das bedeutet, die Effekte höherer Temperatur und verringerter Durchmischung können sich gegenseitig kompensieren. Proportionale Änderungen der abiotischen Einflussfaktoren hatten wenig Einfluss auf den Zeitpunkt der Algenblüte.

Zusammenfassung

Die Analyse der Zeitreihen, Regressionsmodelle sowie des Simulationsmodells führen zu der Schlussfolgerung, dass das Frühjahrswachstum des Phytoplanktons im Bodensee hauptsächlich von der vertikalen Durchmischungsintensität und der Globalstrahlung gesteuert wird. Das heißt, die Globalstrahlung kann nicht nur in flachen sondern auch in tiefen, gut durchmischten Gewässern einen bedeutenden Einfluss auf das Nettowachstum des Phytoplanktons im Frühjahr haben. Darüber hinaus deuteten Ergebnisse des Simulationsmodells darauf hin, dass es auch einen direkten Temperatureffekt gibt in ähnlicher Größenordnung wie der der Durchmischung und Globalstrahlung. Bereits im späten Winter kann auch Grazing einen bedeutenden Verlustfaktor für die Algen darstellen, während ruhiger Perioden, wenn Verluste durch Durchmischung gering sind. Im Gegensatz zu früheren Erwartungen, muss auch in tiefen Gewässern ein komplexes Zusammenspiel von abiotischer und biotischer Steuerung für die Algendynamik im späten Winter und zeitigen Frühjahr angenommen werden.

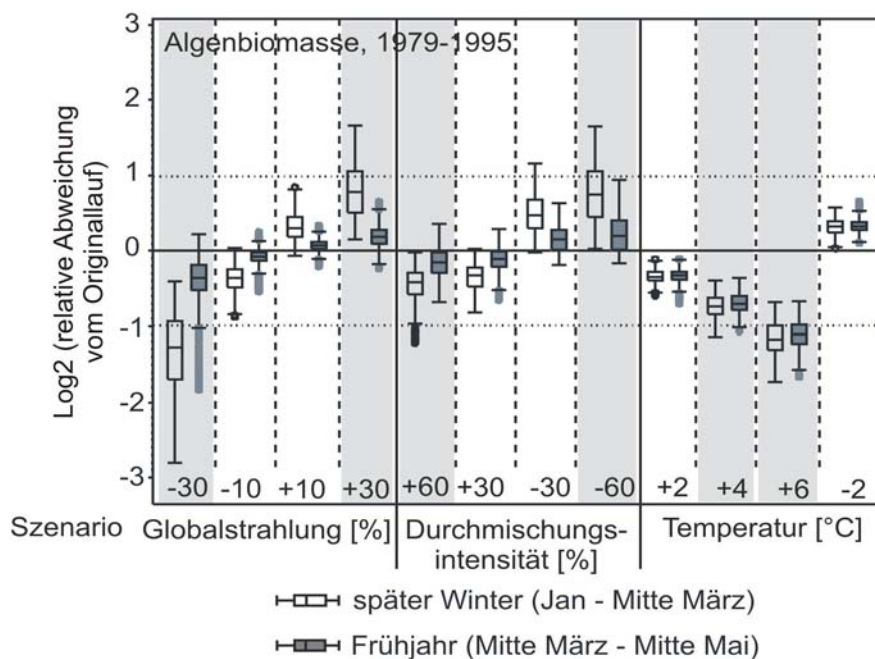


Abb. 4: Relative Abweichungen der Algenbiomasse zwischen dem Modell-Standardlauf und Szenario Rechnungen. Szenarien sind entsprechend der Änderungen in der Globalstrahlung, der vertikalen Durchmischungsintensität und der Temperatur definiert. Weiße Bereiche: Änderungen der Einflussfaktoren innerhalb ihrer beobachteten mittleren Variabilität von 1979-1995, graue Bereiche: Änderungen über die beobachtete Variabilität hinaus. Boxen: 25 und 75 Perzentile, Punkte: Ausreißer ($>1,5$ interquartile distance).

Danksagung

Wir danken Wolfgang Ebenhöf, Cora Kohlmeier und Stefan Kotzur für die Unterstützung bei der Modellentwicklung; Erich Bäuerle, Veronika Huber, Kai Wirtz und David Vasseur für hilfreiche Kommentare. Diese Arbeit entstand im Rahmen einer Doktorarbeit und wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) innerhalb des Schwerpunktprogramms 1162 „AQUASHIFT“ finanziert (GA 401/7-1). Der Großteil der Daten wurde innerhalb des Sonderforschungsbereiches (SFB) 248 der DFG „Cycling of Matter in Lake Constance“ erhoben.

Literatur

- IPCC (2001) Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability. McCarthy JJ, Canziano OF, Leary NA, Dokken DJ, White KS (eds) Contribution of working group II to the third assessment report of IPCC, Cambridge University Press, Cambridge
- Ollinger D, Bäuerle E (1998) The influence of weather conditions on the seasonal plankton development in a large and deep lake (L. Constance). II. Water column stability derived from one-dimensional hydrodynamical models. In: George DG, Jones JG, Puncocár P, Reynolds CS, Sutcliffe DW (eds) Management of Lakes and Reservoirs during Global Climate Change. Kluwer Academic Publishers, pp 57-70
- Tirol K, Gaedke U (2007) The effect of irradiance, vertical mixing and temperature on spring phytoplankton dynamics under climate change: long-term observations and model analysis. *Oecologia* 150:625-642

POSTERPRÄMIERUNG

BLASCHKE, U., N. BAUER & S. HILT: Wer ist der Sensibelste? Vergleich der Sensitivität verschiedener Algen- und Cyanobakterien-Arten gegenüber Tanninsäure als allelopathisch wirksamer Substanz

GABEL, F., X.-F. GARCIA, M. BRAUNS & M. PUSCH: Steinschüttungen als Ersatzrefugium für litorales Makrozoobenthos bei schiffsinduziertem Wellenschlag?

KOPPE, C., L. KRIENITZ & H.-P. GROSSART: Führen heterotrophe Bakterien zu Veränderungen in der Physiologie und Morphologie von Phytoplankton?

PARADOWSKI, N., H. W. RISS & E. I. MEYER: Analyse von biologischen Daten und Umweltparametern zur Erfassung von Biodiversitätsmustern in Karstgewässern

ROSKOSCH, A., M. HUPFER, G. NÜTZMANN & J. LEWANDOWSKI: Messung von Fließgeschwindigkeiten und Pumpraten in Wohnröhren von *Chironomus plumosus*

SIEHOFF, S., T. STRAUß, M. HAMMERS-WIRTZ & H. T. RATTE: Periphyton als alternative Nahrungsressource für *Daphnia magna*

THIELSCH, A., N. BREDE, R. KRAUS, A. PETRUSEK & K. SCHWENK: Populationsstruktur und Artabgrenzung europäischer Daphnien

THOMAS, G., H. QUOß, J. HARTMANN & R. ECKMANN: Life-history traits des Bodenseefelchens unter Einfluss von Trophie und Besatz

Wer ist der Sensibelste? Vergleich der Sensitivität verschiedener Algen- und Cyanobakterien-Arten gegenüber Tanninsäure als allelopathisch wirksamer Substanz

Ulrike Blaschke^{1,2}, Nadine Bauer & Sabine Hilt

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

¹Ulrike.Blaschke@ufz.de

²aktuelle Adresse: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH- UFZ, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

Keywords: Allelopathie, Cyanobakterien, Algen, alkaline Phosphatase-Aktivität, Chlorophyll-Fluoreszenz

Einleitung

In aquatischen Makrophyten verschiedener Gattungen wie *Myriophyllum*, *Chara* und *Stratiotes* werden nachweislich Sekundärmetabolite mit allelopathischer Wirksamkeit gegenüber Phytoplankton gebildet (Hilt & Gross im Druck). Verschiedene Algen- und Cyanobakterien-Arten wiesen sowohl in Freiland- als auch in Laborversuchen unterschiedliche Sensitivitäten gegenüber Allelochemikalien auf (Gross et al. 1996, Nakai et al. 1999, Körner & Nicklisch 2002). Für Polyphenole, einer wichtigen Gruppe allelopathischer Substanzen, wurden bisher mit der Beeinflussung der alkalischen Phosphatase-Aktivität (APA) und der Photosystem II-Aktivität zwei verschiedene Wirkmechanismen gefunden (Gross et al. 1996, Körner & Nicklisch 2002). Erste Studien deuten auf eine höhere Sensitivität von Cyanobakterien und Diatomeen im Vergleich zu Grünalgen sowie von planktischen im Vergleich zu benthischen bzw. epiphytischen Arten hin (Hilt 2006, Hilt & Gross im Druck). Umfangreiche Untersuchungen zum Vergleich der Sensitivität unterschiedlicher Arten gegenüber Allelochemikalien unter Nutzung verschiedener Wirkmechanismen fehlen jedoch. Deshalb wurde in dieser Studie untersucht, ob die Tanninsäure (TA)-Sensitivität verschiedener Cyanobakterien, Diatomeen und Chlorophyta gruppen-, lebensweise- (planktisch versus epiphytisch) oder habitatspezifisch (salzwasserbeeinflusste versus limnisch) ist. Des Weiteren wurde die TA-Sensitivität für zwei verschiedene Wirkmechanismen verglichen.

Material und Methoden

Für den Versuchsansatz zur Messung der Beeinflussung der alkalischen Phosphatase-Aktivität (APA) durch Tanninsäure (TA) wurden 30 Algen bzw. Cyanobakterien (planktische und benthische bzw. epiphytische, limnische, brackische und marine) phosphatlimitiert um eine Bildung der alkalischen Phosphatase zu induzieren (Blaschke 2007). Für den Ansatz wurden 3 ml 0,1 M TRIS-Puffer (pH 8,5), 1 ml Algen in Nährlösung, 50 µl Tanninsäure (in 5 Konzentrationen) sowie 100 µl 10 mM MUF-P (Sigma, St. Louis, USA) gemischt. Die alkalische Phosphatase spaltete dann im Versuchsansatz das Phosphat vom MUF-P ab. Die Fluoreszenz vom entstandenen MUF wurde 30 min lang am RF-5001 PC Spectrofluorometer (Shimadzu, Duisburg, Deutschland) alle 10 min gemessen. Die

TA hatte im Ansatz eine Endkonzentration von 0,1, 2, 10, 30 und 60 µg/ml. Die Kontrolle wurde mit Wasser anstatt Tanninsäure angesetzt. Für den Vergleich der Sensitivitäten der Chlorophyll-Fluoreszenz verschiedener Algen und Cyanobakterien gegenüber TA wurde Chl F₀ (aus der Grundfluoreszenz F₀ nach Dunkeladaptation) von 16 planktischen Algen und Cyanobakterien mit Hilfe eines Xe-PAM Fluorometers (Walz, Mess- und Regeltechnik, Effeltrich, Deutschland) 24 h nach Zugabe von 500 µl TA (25 µg/ml) bzw. Wasser als Kontrolle gemessen (Blaschke 2007).

Ergebnisse und Diskussion

Hinsichtlich der Hemmung der APA zeigten sich sowohl innerhalb als auch zwischen den untersuchten Gruppen große Unterschiede (Abb. 1). Die größten Differenzen traten dabei zwischen den getesteten Arten der Cyanobakterien bei 0,1 µg/ml TA auf. Insgesamt konnten beim Vergleich von Cyanobakterien, Diatomeen und Chlorophyta bei keiner der getesteten TA-Konzentrationen signifikante Unterschiede gezeigt werden (einfaktorielle ANOVA, $p < 0,05$). Bei der niedrigsten TA-Konzentration von 0,1 µg/ml wurde bei drei Arten eine signifikante Förderung nachgewiesen. Ab 30 µg/ml TA wurde die APA bei allen Arten gehemmt. Bei der Chl F₀-Messung unter TA-Einfluss wurde bei allen Arten außer *Fragilaria pinnata* eine signifikante Hemmung nachgewiesen. Für die Chl F₀-Hemmung wurden sowohl große Schwankungen innerhalb als auch zwischen den Gruppen gefunden (Abb. 2). Die Unterschiede zwischen den Gruppen waren nicht signifikant. Es zeigte sich aber tendenziell, dass Cyanobakterien sich bei einem Hemm-Vergleich in der oberen Hälfte einsortierten und damit stärker gehemmt wurden als Chlorophyta, die sich in der unteren Hälfte einordneten. Somit waren bei beiden Wirkmechanismen sensitive und unsensitive Arten sowohl bei den Cyanobakterien, Diatomeen als auch den Chlorophyta zu finden. Chlorophyta, die bei der Konkurrenz um Licht für submerse Makrophyten von geringerer Relevanz sind (Hilt & Gross im Druck), scheinen also keine generell geringere Sensitivität gegenüber Allelochemikalien aufzuweisen.

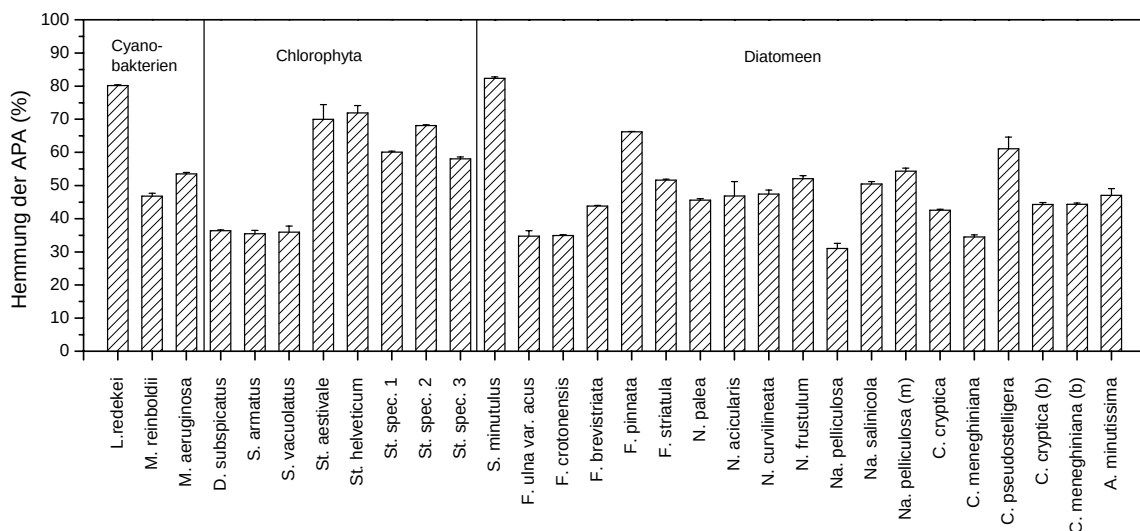


Abb. 1: Prozentuale Hemmung der alkalinen Phosphatase-Aktivität von 30 Cyanobakterien, Chlorophyta und Diatomeen-Arten unter Einfluss von 30 µg/ml Tanninsäure im Vergleich zur Kontrolle (L: *Limnothrix*, M: *Microcystis*, D: *Desmodesmus*, S: *Scenedesmus*, St: *Stigeoclonium*, F: *Fragilaria*, N: *Nitzschia*, Na: *Navicula*, C: *Cyclotella*, A: *Achnanthes*)

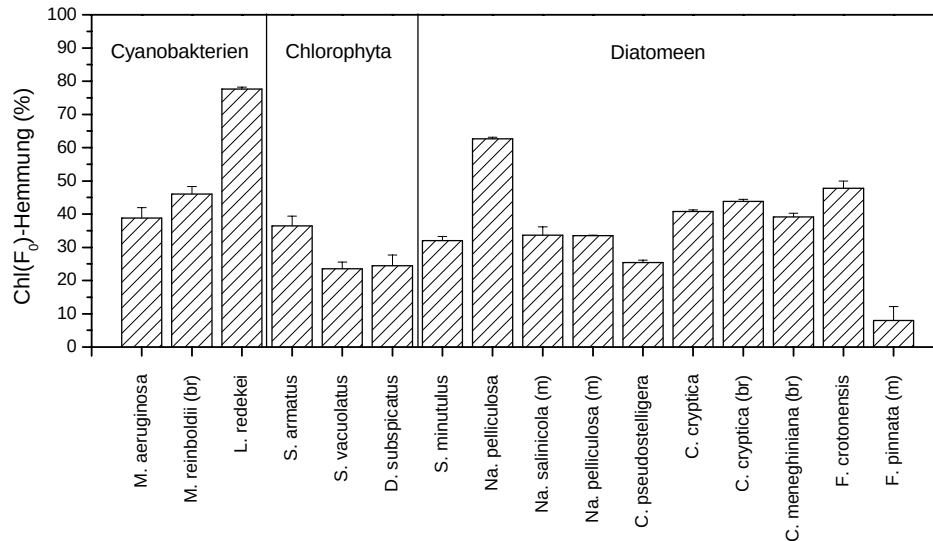


Abb. 2: Prozentuale Hemmung von Chl F₀ von 16 Cyanobakterien, Chlorophyta und Diatomeen unter Einfluss von 25 µg/ml Tanninsäure im Vergleich zur Kontrolle

Beim Vergleich der APA-Hemmung limnischer und salzwasserbeeinflusster (brackisch und marin) Arten bei 30 µg/ml TA (APA) bzw. 25 µg/ml TA (Chl F₀) zeigten sich weder bei APA- noch bei der Chl F₀-Beeinflussung signifikante Unterschiede in der TA-Sensitivität (Abb. 3 A). Erst nach einer Auftrennung (Clusteranalyse, Details siehe Blaschke 2007) der limnischen Arten in eine sensitive (Hemmung > 50 %) und eine weniger sensitive (Hemmung < 50 %) Gruppe zeigten sich signifikante Unterschiede bei der APA-Hemmung (Abb. 3 B). Auf generelle Unterschiede in der Sensitivität von marinen und limnischen Arten gegenüber Allelochemikalien aus submersen Makrophyten, z.B. aufgrund von Koevolution (Reigosa et al. 1999), konnte aus unseren Untersuchungen nicht geschlossen werden.

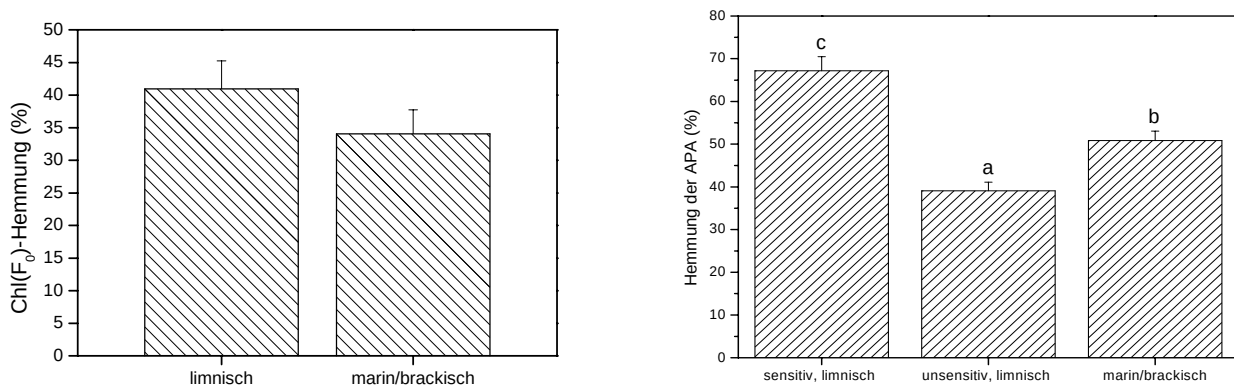


Abb. 3: A) Vergleich der mittleren prozentualen Hemmung (+ Standardfehler) des Chl F₀-Wertes der limnischen und salzwasserbeeinflussten Algen- und Cyanobakterien-Arten unter Einfluss von 25 µg/ml Tanninsäure

B) Vergleich der mittleren prozentualen Hemmung (+ Standardfehler) der APA limnischer und salzwasserbeeinflusster Algen- und Cyanobakterien-Arten unter Einfluss von 30 µg/ml Tanninsäure. Die Buchstaben zeigen die signifikanten Unterschiede des posthoc-Tests (Tukey) nach einfaktorieller ANOVA (p < 0,01).

Beim Vergleich der TA-Sensitivität benthischer bzw. epiphytischer (*St. aestivale*, *St. helveticum*, und drei verschiedene *St. spec.*) und planktischer (*S. vacuolatus*, *S. armatus* und *D. subspicatus*) Chlorophyta zeigte sich eine signifikant stärkere APA-Hemmung der epiphytisch wachsenden Arten bei allen TA-Konzentrationen (außer der niedrigsten von 0,1 µg/ml TA) (t-Test nach Student, $p < 0,001$) (Abb. 4). Bisherige Studien deuteten auf eine eher geringere Sensitivität epiphytischer Arten (Hilt 2006).

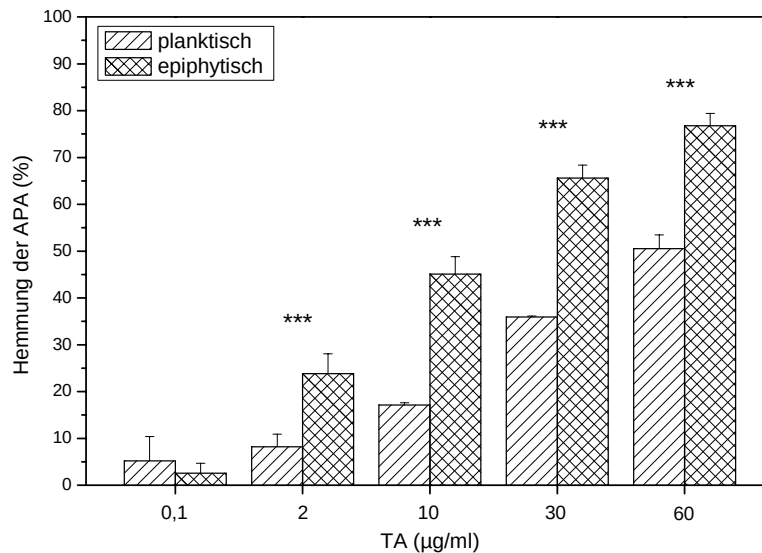


Abb. 4: Mittlere prozentuale Hemmung (+ Standardfehler) der alkalischen Phosphatase-Aktivität (APA) von fünf epiphytisch und drei planktisch lebenden Chlorophyta bei den verschiedenen Tanninsäure (TA)-Konzentrationen im Vergleich zur Kontrolle (*) $p < 0,001$**

Der Vergleich der Wirkmechanismen (APA-Hemmung bei 30 µg/l TA und der Chl F_0 -Hemmung bei 25 µg/l TA) zeigte, dass die verschiedenen Gruppen unterschiedlich auf die beiden Wirkmechanismen reagierten (Abb. 6). Bei den Cyanobakterien und den Chlorophyta wurden jeweils nur drei Arten getestet. Die hier untersuchten Cyanobakterien zeigten für beide Wirkmechanismen eine ähnlich starke Hemmung (Unterschied im Mittel $10,8 \% \pm 8,4$). Die Chlorophyta unterschieden sich im Mittel um $23,3 \% \pm 10,3$ in den verschiedenen Hemmungen. Interessant ist, dass die 10 getesteten Diatomeen-Arten eine signifikant negative Korrelation zwischen der Hemmung der APA und des Chl F_0 -Wertes zeigten. Für eine Aufklärung dieses Phänomens sind weitere detaillierte Untersuchungen notwendig.

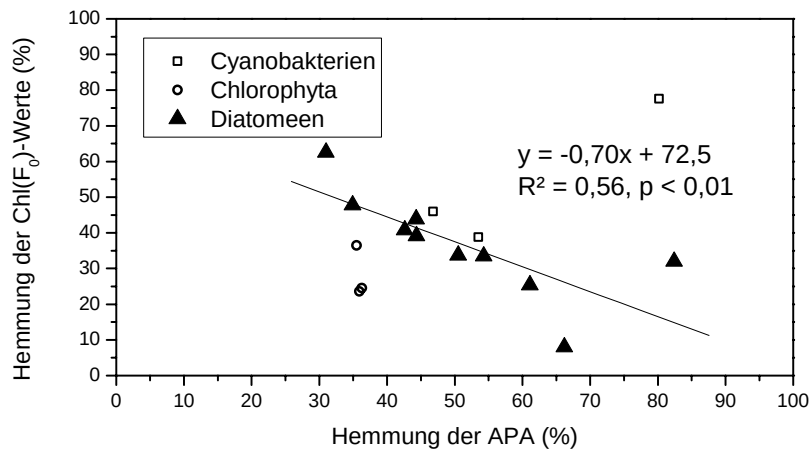


Abb. 5: Negative Korrelation zwischen der Hemmung der alkalischen Phosphatase (APA) bei 30 µg/ml Tanninsäure und der Chl F₀-Werte bei 25 µg/ml TA gegenüber der jeweiligen Kontrolle für 10 Diatomeen-Arten. Für die getesteten Cyanobakterien und Chlorophyta-Arten wurde keine signifikante Korrelation gefunden.

Schlussfolgerungen

Unsere Untersuchungen zeigten, dass die Sensitivität von Cyanobakterien, Diatomeen und Chlorophyten gegenüber Allelochemikalien weder gruppen- noch habitatsspezifisch zu sein scheint. Es treten dagegen große artspezifische Unterschiede auf, die außerdem von der eingesetzten Konzentration der Allelochemikalie und vom Wirkmechanismus abhängig sind. Im Gegensatz zu bisherigen Untersuchungen deuten unsere Experimente auf eine erhöhte Sensitivität epiphytischer Algen im Vergleich zu planktischen. Für eine Beurteilung der ökologischen Relevanz allelopathischer Effekte auf Phytoplankton sind weitere Untersuchungen unter *in situ* nahen Bedingungen notwendig.

Danksagung

Unser herzlicher Dank gilt Andreas Nicklisch, Elisabeth Gross, Helgard Täuscher, Marianne Graupe, Hanna Winkler, Barbara Meinck, Max Klomdsorff und natürlich den DiplomandInnen und DoktorandInnen aus dem „Kinderzimmer“ für die Unterstützung bei den Experimenten. Diese Untersuchung entstand im Rahmen der Diplomarbeit von U. Blaschke.

Literatur

- Blaschke, U. (2007): Saisonale Dynamik und Wirkung allelopathisch aktiver Substanzen aus *Myriophyllum verticillatum*. Diplomarbeit, Universität Osnabrück.
- Gross, E.M., Meyer H. & Schilling, G. (1996): Release and ecological impact of algicidal hydrolysable polyphenols in *Myriophyllum spicatum*. *Phytochemistry* 41:133-138.
- Hilt, S. (2006): Allelopathic inhibition of epiphytes by submerged macrophytes. *Aquatic Botany* 85: 252-256.
- Hilt, S. and Gross, E.M. im Druck. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow eutrophic lakes? *Basic and Applied Ecology*.
- Körner, S. & Nicklisch, A. (2002): Allelopathic growth inhibition of selected phytoplankton species by submerged macrophytes. *Journal of Phycology* 38: 862-871.
- Nakai, S., Inoue, Y., Hosomi, M. and Murakami, A. (1999): Growth inhibition of blue-green algae by allelopathic effects of macrophytes. *Water Science and Technology* 39: 47-53.
- Reigosa, M.J., Sanchez-Moreiras, A. & Gonzalez, L. (1999): Ecophysiological approach in allelopathy. *Critical Reviews in Plant Sciences* 18: 577-608.

Steinschüttungen als Ersatzrefugium für litorales Makrozoobenthos bei schiffsinduziertem Wellenschlag?

Friederike Gabel^{1,2}, Xavier-François Garcia¹, Mario Brauns¹ & Martin Pusch¹

¹Leibniz-Institut für Gewässerökologie u. Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, ²gabel@igb-berlin.de

Keywords: Binnenschifffahrt, Wellenschlag, künstliche und natürliche Habitats, Verhalten von Invertebraten, Sohl Schubspannung

Einleitung

Schiffsinduzierter Wellenschlag führt zur verstärkten Verdriftung des litoralen Makrozoobenthos. Die Stärke dieses Effektes auf das Makrozoobenthos hängt jedoch von der strukturellen Komplexität der litoralen Habitats ab, da die Refugialqualität eines Habitats mit zunehmender Komplexität zunimmt. Daher stellen insbesondere hochstrukturierte Habitats wie submerse Wurzeln den besten und gering strukturierte Sandhabitats den geringsten Schutz der natürlichen Habitats gegen Wellenschlag dar (Gabel et al. 2007, Garcia et al. 2007). Allerdings werden diese natürlichen komplexen Wurzelhabitats entlang von Schifffahrtstraßen häufig durch Steinschüttungen ersetzt, die die Uferzone vor Erosion schützen sollen (Brauns et al. 2007).

Daher wurde in dieser Studie untersucht, welches Refugialpotenzial vor Wellenschlag künstliche Steinschüttungen im Vergleich zu Sand und zu submersen Wurzeln für das litorale Makrozoobenthos haben.

Material und Methoden

In einem experimentellen Wellenkanal (3 m lang, 0,8 m breit und 0,6 m hoch) wurden drei verschiedene Habitats (submerse Erlenwurzeln, Steinschüttung, Sand) in wechselnder Kombination eingesetzt (Abb. 1). Auf den Sandflächen wurden jeweils 20 (bei den Sand – Steinschüttung- und Sand – Wurzel-Kombinationen) bzw. 40 (bei der Sand - Steinschüttung – Wurzel-Kombination) Individuen von fünf Arten des litoralen Makrozoobenthos (*Bithynia tentaculata* L. [Gastropoda], *Calopteryx splendens* Harris [Odonata], *Dikerogammarus villosus* Sowinsky [Crustacea], *Gammarus roeseli* Gervais [Crustacea] und *Laccophilus hyalinus* DeGeer [Coleoptera]) zugegeben. Diese wurden jeweils Wellen mit zunehmender Sohl Schubspannung (10 Stufen von 0,4 bis 2,2 N/m²) ausgesetzt. Alle 15 min wurde eine Welle erzeugt und während der Welle und 30 sek nach der Beruhigung des Wassers gezählt, in welchen Habitats die Individuen Schutz suchten. Dies wurde dreimal repliziert. Die Sohl Schubspannungen wurden solange erhöht, bis sich bei zwei aufeinander folgenden Sohl Schubspannungen keine Individuen mehr auf dem Sand aufhielten und die Habitats nicht mehr wechselten oder die maximale Sohl Schubspannung erreicht war. Zusätzlich wurden Kontrollversuche ohne Wellen durchgeführt. Dabei wurden ebenfalls alle 15 min die Individuen in den Habitats gezählt.

Unterschiede in den Anzahlen der Individuen in den einzelnen Habitaten und zwischen den Wellen- und Kontrollversuchen wurden mit Kruskal-Wallis-Tests und gegebenenfalls Dunn's Post-Hoc-Tests überprüft (SPSS, Vers. 9, Chicago).

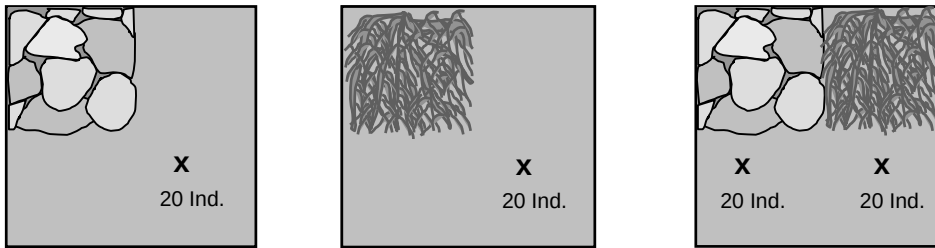


Abb. 1: Habitatanordnungen und Aufenthaltsort (x) der Individuen zu Experimentbeginn.

Ergebnisse und Diskussion

Die Individuen aller untersuchten Arten suchten mit ansteigender Sohlschubspannung in den komplexeren Habitaten (Steinschüttung und Wurzeln) Schutz (Abb. 2). *D. villosus*, *G. roeseli* und *L. hyalinus* suchten auch bei geringen Sohlschubspannungen (0,4 - 0,6 N/m²) die komplexeren Habitate auf (Abb. 2G-H, J-K, M-N), bei *B. tentaculata* (Abb. 2A-B) und *C. splendens* (Abb. 2D-E) hingegen verließen 50% der Individuen den Sand erst bei Sohlschubspannungen von rund 0,8 N/m² bzw. 1 N/m².

Bei der jeweils höchsten angelegten Sohlschubspannung (1,3 - 2,2 N/m²) war der Anteil der Individuen aller Arten sowohl in der Steinschüttung als auch in den Wurzeln signifikant höher als auf dem Sand (Kruskal-Wallis-Test, $P < 0,05$ für alle Tests; Abb. 3A-B). Wurden jedoch die Habitate Steinschüttung und Wurzeln zusammen zur Wahl angeboten, bevorzugten bis auf *B. tentaculata* alle untersuchten Arten die Wurzeln eindeutig gegenüber der Steinschüttung (Kruskal-Wallis-Test mit Dunns' Post Hoc-Test des Mittelwerts über alle fünf untersuchten Arten, $P < 0,01$ für alle Tests; Abb. 3C). Zum Beispiel suchten 81% der Individuen von *G. roeseli* in den Wurzeln Schutz, während nur 19% die Steinschüttungen als Refugium wählten (Abb. 2L). Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass Wurzeln aufgrund ihrer vielen feinen Verzweigungen gute Festhaltungsmöglichkeiten für das Makrozoobenthos bieten und gleichzeitig die mit der Welle einhergehenden Sohlschubspannungen reduzieren. Infolge dessen sind die Störungen des Makrozoobenthos durch Wellen in Wurzeln am geringsten, was sich auch in den niedrigsten Driftraten des Makrozoobenthos von den typischen natürlichen Habitaten widerspiegelt (Gabel et al. 2007, Garcia et al. 2007). In Steinschüttungen hingegen können sich in den größeren Hohlräumen Wirbel bilden und die vergleichsweise glatte Struktur bietet für viele Arten nur schlechte Festhaltungsmöglichkeiten.

In den Versuchen ohne Wellenschlag konnten keine signifikante Unterschiede in der Anzahl der Individuen in den Habitaten gefunden werden (Kruskal-Wallis-Test mit Dunns' Post Hoc-Test des Mittelwerts aller fünf untersuchten Arten, $P > 0,05$ für alle Tests Abb. 3A-C).

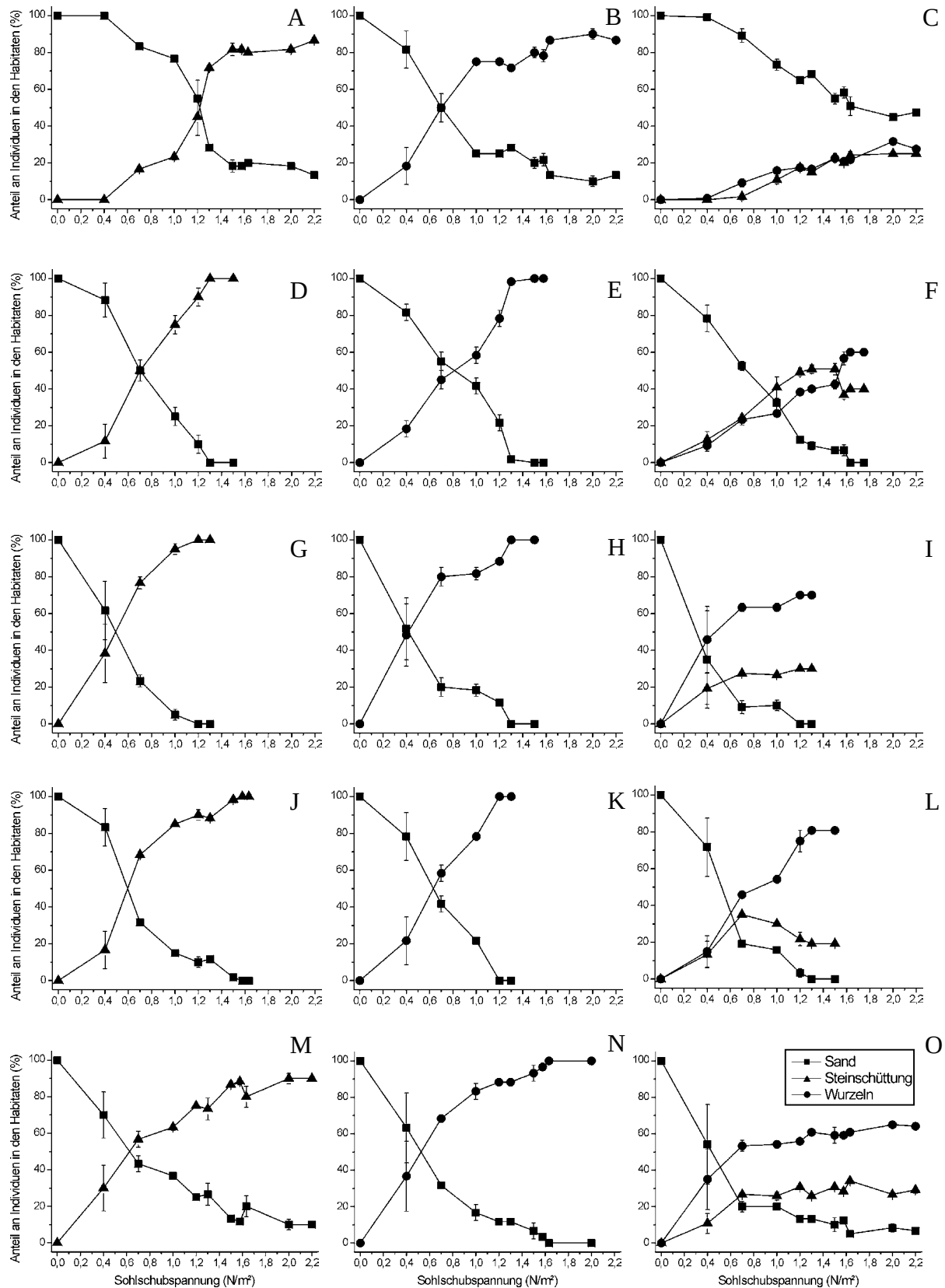


Abbildung 2: Aufenthaltsorte von *Bithynia tentaculata* (A-C), *Calopteryx splendens* (D-F), *Dikrogammarus villosus* (G-I), *Gammarus roeseli* (J-L) und *Laccophilus hyalinus* (M-O) in Abhängigkeit der Sohlschubspannung (MW $\pm$ SE; n=3).

Bei der Wahl zwischen den Wurzeln und der Steinschüttung bevorzugten auf allen Sohlschubspannungsstufen die Individuen die Wurzeln (*D. villosus*, *G. roeseli* und *L. hyalinus* Abb. 2I, L, O) bis auf *C. splendens*, deren Aufenthaltsort mit verschiedenen Sohlschubspannungen unterschiedlich war und *B. tentaculata*, bei der keine signifikante Präferenz festgestellt werden konnte.

Bis zu einer Sohlschubspannung von 0,7 N/m² suchte *C. splendens* die Wurzeln und Steinschüttungen in ähnlichem Maße auf und bevorzugte anschließend die Steinschüttungen leicht (41-51% der Individuen in der Steinschüttung und 27-43% in den Wurzeln). Für geringe Sohlschubspannungen scheinen Steinschüttungen für *C. splendens* somit in ähnlicher Form als Refugium zu dienen. Der Wert der Steinschüttungen für *C. splendens* scheint aber auf den Schutz vor Wellenschlag begrenzt zu sein, da Brunke et al. (2002) bei der Untersuchung von Sand, Steinschüttungen, Wurzeln und weiteren Habitaten an der Spree bei sehr geringen grundnahen Strömungsgeschwindigkeiten *C. splendens* nur auf Totholz und Wurzeln fanden. Bei sehr hohen Sohlschubspannungen ab 1,55 N/m² jedoch wichen mehr Individuen in die Wurzeln aus (Kruskal-Wallis-Test, $P < 0,05$; Abb. 2F), da die Steinschüttungen nicht mehr genügend Schutz boten und einzelne Individuen herausgedriftet wurden, während die Wurzeln besseren Schutz vor Verdriftung boten. Auch für *B. tentaculata* scheint die Steinschüttung in gewisser Weise als Refugium zu dienen, da keine signifikanten Unterschiede gefunden wurden (Kruskal-Wallis-Test, $P > 0,05$; Abb. 2C).

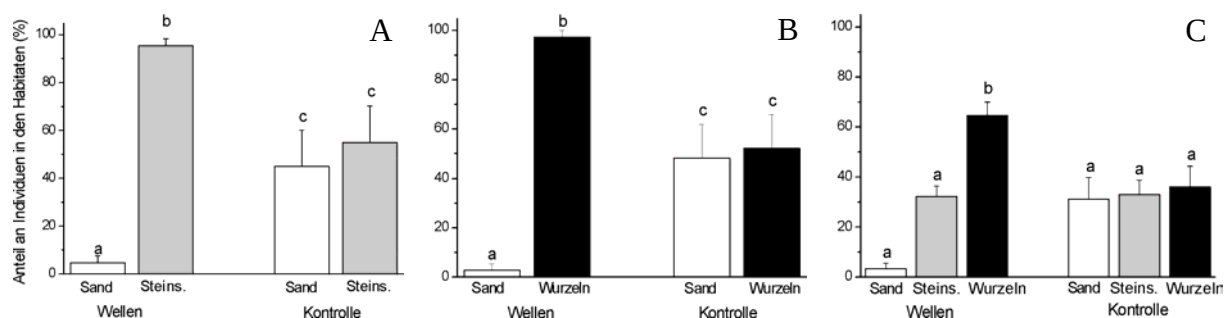


Abbildung 3: Aufenthaltsorte der Individuen (Mittelwert aller Arten, n=15) am Ende der Experimente (Steins. für Steinschüttung). Verschiedene Kleinbuchstaben bedeuten signifikante Unterschiede.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Steinschüttungen als Schutz vor Wellenschlag dienen können (insbesondere im Vergleich zu Sand), aber die Wurzeln nicht ersetzen können, da diese deutlich bevorzugt werden. Dies lässt sich damit begründen, dass Komplexe dreidimensionale Habitatsstrukturen wie Wurzeln die besten Festhalte- und Versteckmöglichkeiten für alle Arten bieten und zum anderen die welleninduzierten Sohlschubspannungen am stärksten reduzieren.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Steinschüttungen bieten litoralem Makrozoobenthos deutlich besseren Schutz vor schiffsinduziertem Wellenschlag als Sandufer.

Allerdings bevorzugten die untersuchten Arten natürliche komplexe Habitatstrukturen wie Wurzeln noch stärker als die als Ersatzhabitate vorhandenen Steinschüttungen.

Für das Ufermanagement lässt sich daraus ableiten, dass der ökologische Wert von Steinschüttungen als Wellenrefugium hoch ist, aber gegenüber natürlichen Habitaten wie submersen Wurzeln als

geringer einzuschätzen ist. Daher sollten nach Möglichkeit baumbestandene Naturufer (Erlen, Weiden) erhalten bleiben.

Danksagung

Wir danken A. Sukhodolov, T. Hintze, R. Hölzel, C. Wagner und M. Ströhnisch für die Mitarbeit und der Förderung durch das Stipendienprogramm der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.

Literatur

- Brauns, M., Garcia, X.-F., Walz, N., Pusch, M. (2007): Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology* 44: 1138-1144.
- Brunke, M., Hoffmann, A., Pusch, M. (2002): Associations between invertebrate assemblages and mesohabitats in a lowland river (Spree, Germany): A chance for predictions? *Archiv für Hydrobiologie* 154 (2): 239-259.
- Gabel, F., Garcia, X.-F., Brauns, M., Meyer, E.I., Pusch, M.. (2007): Wirkung von schiffsinduziertem Wellenschlag auf das Makrozoobenthos in verschiedenen Uferhabitaten. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2006 (Dresden)*: 456-460.
- Garcia, X.-F., Gabel, F., Hochmuth, H., Brauns, M., Sukhodolov, A., Pusch, M. (2007): Is the impact of ship-induced waves on benthic invertebrates mitigated by littoral habitats with high structural complexity? *Proceedings of the 6th Symposium on Ecohydraulics, Christchurch, New Zealand*

Führen heterotrophe Bakterien zu Veränderungen in der Physiologie und Morphologie von Phytoplankton?

Cathleen Koppe, Lothar Krienitz & Hans-Peter Grossart

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei e.V. Berlin, Abt. Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin

Keywords: *Chlorella* Bakterien *Nannochloropsis* Physiologie TEP

1 Einleitung

Interaktionen zwischen heterotrophen Bakterien und Phytoplankton in aquatischen Ökosystemen sind zahlreich, variabel und komplex (Bell & Mitchell 1972; Armstrong et al. 2001). Es ist bekannt, dass solche Interaktionen von Umweltfaktoren beeinflusst werden können (Grossart 1999) und Bakterien mit Algen über chemische Botenstoffe, den sog. AVOC's (Algal Volatile Organic Compounds), miteinander kommunizieren. Daher kann das Auftreten spezifischer Algenarten die Struktur von Bakteriengemeinschaften beeinflussen (Grossart et al. 2005). Die Zusammensetzung an Phytoplankton assoziierten Bakteriengemeinschaften ist in den letzten Jahren in zahlreichen Studien beschrieben worden (z. B. Fisher et al. 1998; Fandino et al. 2001; Schäfer et al. 2002; Grossart et al. 2005; Sapp et al. 2007). Die Bakteriengemeinschaften solcher Interaktionen scheinen von *Proteobakterien* (vor allem α -, γ -*Proteobakterien*) und *Bakterioidetes* dominiert zu sein. Eine Inkubation von axenischen Algenkulturen mit Bakteriengemeinschaften natürlicher Gewässer deutet auf eine Selektion von spezifischen angehefteten Bakteriengruppen mit der jeweiligen Alge hin (Grossart et al. 2005). Der Effekt heterotropher Bakterien auf die Populationsdynamik sowie auf die Physiologie und Morphologie von Algen war hingegen bis heute nur selten Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen. Fukami et al. (1991; 1996) konnten in ihren Studien zeigen, dass Bakterien das Wachstum von Algen chemisch hemmen können und es folglich zu einer negativen Korrelation zwischen Phytoplankton- und Bakterienwachstum kommt. Der inhibierende Effekt von Bakterien kann somit ein wichtiger ökologischer Faktor für die Populationsdynamik von Phytoplanktonarten sein. Die Erforschung von Bakterien-Phytoplankton Interaktionen ist deshalb von großer Bedeutung für die Einschätzung der Rolle der Bakterien auf das Wachstum, die Physiologie und die Morphologie von Algen und damit für die ganzheitliche Betrachtung von Gewässerökosystemen.

In dieser Studie wurden die Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaften sowie der Einfluss von heterotrophen Bakterien auf die Physiologie und Morphologie ausgewählter Grünalgenkulturen untersucht. Die Arten *Chlorella vulgaris*, *Choricystis minor*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Micractinium pusillum* und *Parachlorella beijeinckii* gehören phylogenetisch der Klasse der *Trebouxiophyceae* an. Aufgrund unterschiedlicher morphologischer Merkmale (Nadelformen, Zellverbände, schleimige Kolonien, Stachelbildung) wurden sie früher in andere Grünalgenklassen eingeordnet (Krienitz et al. 2002; Wolf et al. 2002). Offensichtlich sind viele dieser morphologischen Merkmale lediglich phänotypische Anpassungen an unterschiedliche ökologische Bedingungen im Plankton. Das Vorkommen bestimmter Bakterienarten könnte eine solche Bedingung,

mit entsprechenden Konsequenzen auf die Morphologie und Physiologie der Algen, darstellen. *Nannochloropsis limnetica* gehört phylogenetisch in die Klasse der *Eustigmatophyceae*. Morphologisch betrachtet ist sie aber den genannten Vertretern der *Trebouxiophyceae* ähnlich. Sie unterscheidet sich jedoch physiologisch und genotypisch von ihnen. Aufgrund dessen stellt *N. limnetica* den idealen Vergleichsorganismus zu den o. g. Grünalgen dar.

2 Material und Methoden

2.1 Kultivierung

Insgesamt wurden sieben Grünalgenarten als semikontinuierliche Batchkulturen im Bourelli-Medium (Hegewald et al. 1994) unter gleichen Temperaturen (20°C) und einem Licht-Dunkel Zyklus von 14 : 10 h kultiviert. Im Einzelnen wurden so Kulturen der Arten *C. vulgaris*, *D. pulchellum*, *P. jurisii*, *M. pusillum*, *C. minor*, *N. limnetica* und *P. beijerinckii* angelegt.

2.2 Phylogenetische Charakterisierungen der Bakteriengemeinschaften

Die Fraktionierung in angeheftete und frei lebende Bakterien wurde durch Filtration über 5,0 µm und 0,2 µm Nucleopore Filter vorgenommen. Die phylogenetische Charakterisierung der Bakteriengemeinschaften aus den Algenkulturen (2.1) erfolgte einerseits über die denaturierende Gradienten Gelelektrophorese (DGGE) von 16S rRNA Genfragmenten sowie durch die Isolierung von Bakterienarten auf R2A- und DEV-Medien. Die 16S rRNA Genfragmente wurden mit dem Primerpaar 341f-gc und 907r (Muyzer et al. 1998) amplifiziert und in der DGGE mit einem chemischen Gradienten von 40-70 % (Harnstoff, Formamid Gradient) aufgetrennt. Anschließend wurden Banden ausgeschnitten und sequenziert. Mit Hilfe der Clusteranalyse (GelCompareII, Applied Math, Kortrijk, Belgien) wurden die Bandenmuster verglichen und ein Dendrogramm erstellt. Die 16S rRNA Genfragmente der gewonnenen Bakterienisolate wurden mit den Primerpaaren 8f und 1492r sowie 341f und 907r (Muyzer et al. 1998) amplifiziert und sequenziert. Die phylogenetische Zuordnung der Sequenzen erfolgte mit Hilfe der Datenbanken NCBI-BLAST (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/BLAST/>) und RDP (<http://rdp.cme.msu.edu/>).

2.3 Physiologische und Morphologische Analysen

Um Einflüsse von Bakterien auf die Physiologie und Morphologie von Algenarten zu analysieren, wurden axenische, definierte xenische (aus der Kultur von *C. vulgaris* gewonnenes Bakterienisolat, *Microbacterium sp.*) und undefinierte xenische Versuchsansätze (Bakterien der ursprünglichen Algenkulturen) miteinander verglichen. Replikate ausgewählter Algenkulturen der Arten *C. vulgaris* und *N. limnetica* wurden entsprechend axenisch und xenisch (mit *Microbacterium sp.* oder der jeweiligen Bakteriengemeinschaft) kultiviert. Als Parameter für die Bestimmung der Populationsdynamik der zu untersuchenden Algenkulturen diente die Zellzahl. Die Anzahl der gebildeten transparenten exopolymeren Partikel (TEP) sowie der gesamte Kohlenstoffgehalt (TOC) der verschiedenen Kulturen von *C. vulgaris* dienten als vergleichende physiologische Parameter. Die Bestimmung der Algenzellzahl erfolgte anhand der Autofluoreszenz im Epifluoreszenzmikroskop. Die Analyse der TEPs erfolgte mikroskopisch nach Anfärbung mit Alcianblau (Logan et al. 1994). Morphologische Analysen wie Partikelgrößen und Partikelabundanzen in den jeweiligen Kulturen von *C. vulgaris* wurden mit einem Partikelzähler (Ankersmid Ltd. EyeTech, Holland) ermittelt. Die TOC-Gehalte wurden nach der NPOC-Analyse-Methode bestimmt (Multi N/C 3100, analytikjena, Analytik Jena AG, Deutschland).

3 Ergebnisse

3.1 Phylogenetische Charakterisierungen der Bakteriengemeinschaften

Die in DGGE aufgetrennten 16S rRNA Genfragmente der Bakteriengemeinschaften aus den sieben verschiedenen Grünalgenkulturen ergaben ein diverses Bandenmuster (Abb. 1). In der Fraktion der freien Bakterien gab es Banden von Bakterien, die in jeder Algenkultur vorkamen. Eine solche Einheitlichkeit konnte in der Fraktion der angehefteten Bakterien nicht nachgewiesen werden. Entsprechend bildeten die angehefteten Bakteriengemeinschaften ein zusammenhängendes Cluster und unterschieden sich signifikant von den freien Bakterien (nicht gezeigt). Durch die Sequenzanalyse der reamplifizierten DGGE-Banden wurden überwiegend Bakterien aus der Gruppe der α -Proteobakterien sowie vereinzelt Vertreter der *Bakterioidetes* bestimmt. Dieses Ergebnis wurde durch die Befunde für die Bakterienisolate bestätigt. Auch hier wurden überwiegend Vertreter der α -Proteobakterien nachgewiesen. Neben diesen konnten einige Isolate den β - und γ -Proteobakterien sowie Actinobakterien zugeordnet werden.

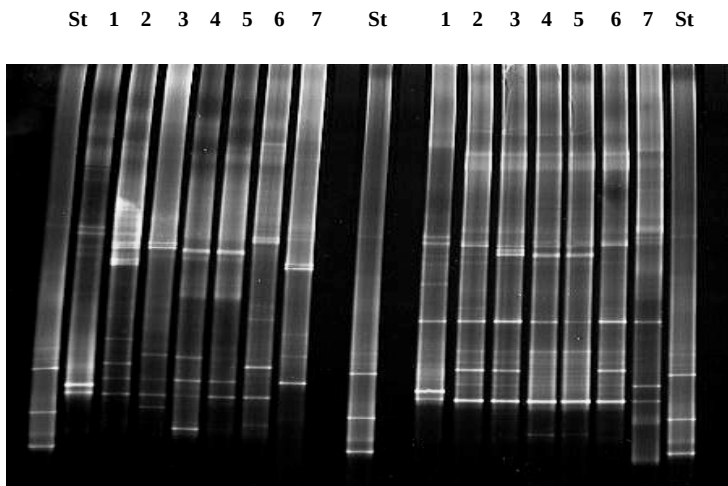


Abb. 1: DGGE Bandenmuster von angehefteten und freien Bakterien (Eubakterien) 1 = *D. pulchellum*, 2 = *M. pusillum*, 3 = *C. vulgaris*, 4 = *C. minor*, 5 = *N. limnetica*, 6 = *P. beijerinckii*, 7 = *M. pusillum* 13

3.2 Physiologische und Morphologische Untersuchungen

Das Wachstumsverhalten der beiden xenischen *C. vulgaris* Kulturen unterschied sich nicht. Für beide Kulturen wurden ähnliche Wachstumsphasen ermittelt (Abb. 2). D. h. die log-Phase und die exponentielle Phase verhielten sich in ihrem Verlauf sehr ähnlich und die Kulturen erreichten die stationäre Phase zum gleichen Zeitpunkt (Tag 12). In axenischer Kultur fand das exponentielle Wachstum von *C. vulgaris* gegenüber den xenischen Kulturen zeitlich verzögert statt. Die stationäre Phase wurde hier erst am Tag 15 nach Beginn der Kultivierung erreicht (Abb. 2).

Die Entwicklung der *N. limnetica* Kulturen war für alle Versuchansätze unterschiedlich (Abb. 3). Für die axenische Kultur und die Kultur mit *Microbacterium sp.* wurde ein deutlich vermindertes Wachstum gegenüber der Kultur mit der Bakteriengemeinschaft erfasst. Allerdings erreichte die axenische Kultur größere Wachstumsraten als die mit *Microbacterium sp.*. So betrug die maximale

Zellzahl in der axenischen Kultur $2,56 \times 10^6$ Zellen ml^{-1} und in der Kultur mit *Microbacterium sp.* nur $4,53 \times 10^5$ Zellen ml^{-1} (Abb. 3). Mit $7,21 \times 10^6$ Zellen pro ml am vierzehnten Tag nach Beginn der Kultivierung wurde für die Kultur mit der komplexen Bakteriengemeinschaft der Maximalwert für das Populationswachstum bestimmt.

Der TOC-Gehalt stieg im Verlauf der Kultivierung von *C. vulgaris* in allen Ansätzen kontinuierlich an (Abb. 4). Für die axenische und die xenische Kultur mit der komplexen Bakteriengemeinschaft wurden nach Erreichen der stationären Wachstumsphase mit $18,81 \text{ mg l}^{-1}$ (axenisch) und $15,65 \text{ mg l}^{-1}$ (xenisch) ähnliche TOC-Gehalte nachgewiesen. Mit $36,28 \text{ mg l}^{-1}$ wurden demgegenüber zweifach höhere TOC-Gehalte der xenischen Kultur mit dem Isolat *Microbacterium sp.* beobachtet. Für die Konzentration der TEPs in den Kulturen von *C. vulgaris* ergab sich ein ähnliches Muster, wie für die TOC-Gehalte erfasst (Abb. 5). Die Kultur mit *Microbacterium sp.* wies in der exponentiellen Phase mit $1,62 \times 10^{10}$ TEPs $\mu\text{m}^{-2} \text{ ml}^{-1}$ eine deutlich höhere Konzentration gegenüber der axenischen und der xenischen Kultur mit der komplexen Bakteriengemeinschaft auf. In diesen Kulturen wurde eine TEP-Konzentration von $7,11 \times 10^9$ TEP $\mu\text{m}^{-2} \text{ ml}^{-1}$ (axenisch) und $2,52 \times 10^9$ TEP $\mu\text{m}^{-2} \text{ ml}^{-1}$ (xenisch mit Bakteriengemeinschaft) detektiert.

Die ersten Ergebnisse zur Bestimmung von Partikelgrößen und Partikelabundanz ergaben bisher keine Unterschiede zwischen den untersuchten Kulturen von *C. vulgaris* (Ergebnisse nicht gezeigt).

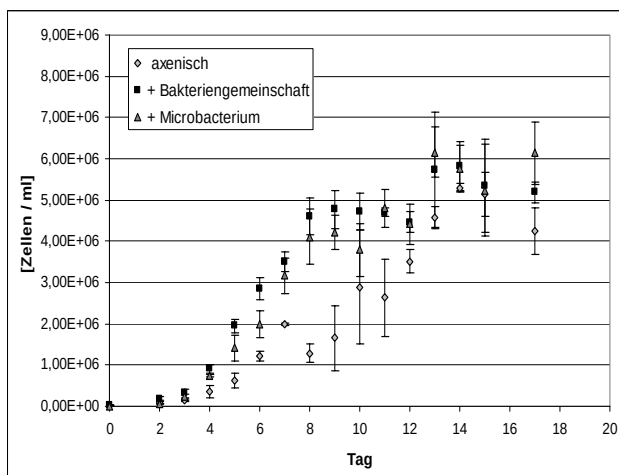


Abb. 2: Wachstumskurven von *C. vulgaris* (axenisch, xenisch mit Bakteriengemeinschaft, xenisch mit *Microbacterium sp.*)

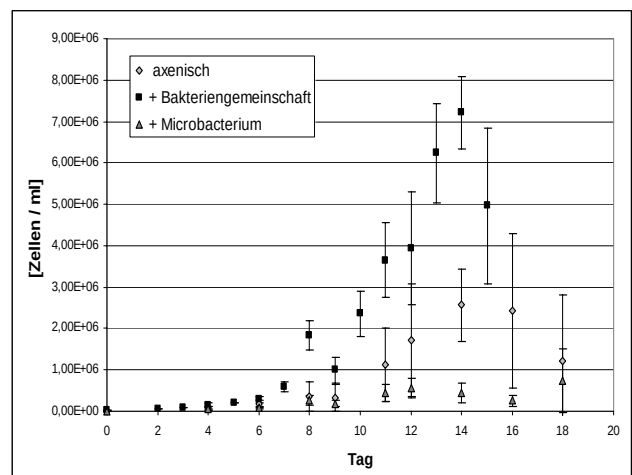


Abb. 3: Wachstumskurven von *N. limnetica* (axenisch, xenisch mit Bakteriengemeinschaft, xenisch mit *Microbacterium sp.*)

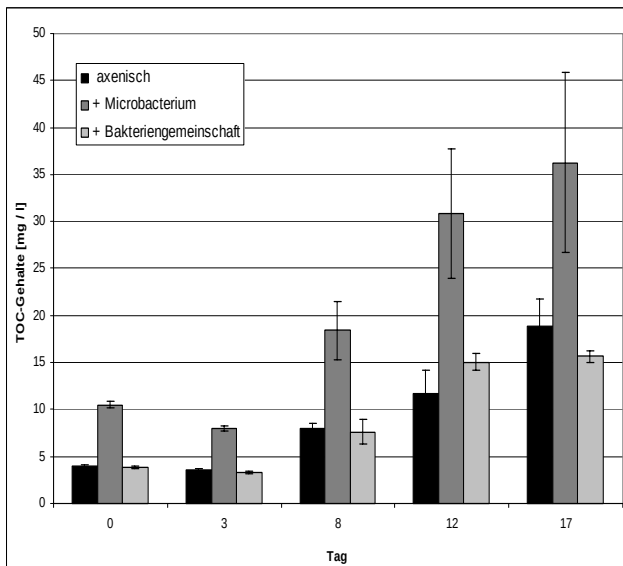


Abb. 4: TOC-Gehalte in *C. vulgaris* (Batchkulturen)

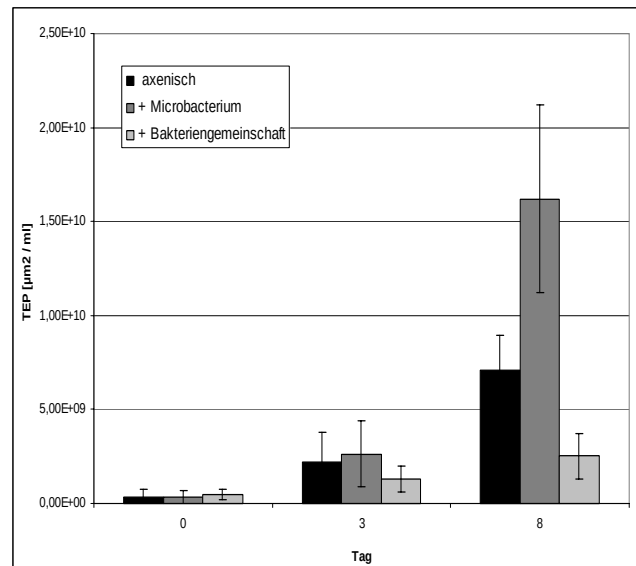


Abb. 5: Anteil an TEPs in *C. vulgaris* (Batchkulturen)

4. Diskussion

Spezies-spezifische Interaktionen zwischen heterotrophen Bakterien und Grünalgen stellen sich in verschiedenster Hinsicht vielfältiger dar, als bisher angenommen. Das aus der Kultur von *C. vulgaris* gewonnene Bakterienisolat *Microbacterium* sp. (*Actinobakterium*) verursachte einen hemmenden Effekt auf das Wachstumsverhalten von *N. limnetica*. Es hatte aber keinen Einfluss auf die Populationsdynamik von *C. vulgaris*. Ein phylogenetisch nahverwandtes Isolat von *Microbacterium* sp. konnte bereits aus der Kultur *Chlorella sorokinian* IAM C-212 isoliert werden und hatte auf diese Grünalge einen Wachstum fördernden Effekt (Watanabe et al. 2005). Diese unterschiedlichen Ergebnisse lassen darauf schließen, dass verschiedene heterotrophe Bakterien einen art-spezifischen Einfluss auf die Populationsdynamiken unterschiedlicher Algenarten haben können. Ferner führte *Microbacterium* sp. zu Veränderungen in der Phycosphäre von *C. vulgaris*. Die erhöhten TOC- und TEP-Gehalte gegenüber den axenischen sowie den Kulturen mit komplexen Bakteriengemeinschaften als auch das reduzierte Wachstum von *Microbacterium* sp. (Ergebnisse nicht gezeigt) deuten darauf hin, dass unser *Microbacterium* sp. Isolat die angebotenen Kohlenstoffquellen in den Kulturen nicht vollständig nutzen können bzw. dieses Bakterium von *C. vulgaris* gehemmt wird. Es ist seit längerem bekannt, dass Phytoplankton und speziell *Chlorella* sp. antibakterielle Substanzen bilden (Cole et al. 1982), die die Zusammensetzung von Bakteriengemeinschaften beeinflussen.

A- und γ - *Proteobakterien* sowie *Bacterioidetes* sind bekannt dafür, dass sie gelösten und partikulären organischen Kohlenstoff gut dissimilieren können (Cottrell & Kirchman 2000), was die verringerten TOC-Gehalte sowie die verminderten Anteile an TEPs in den Kulturen mit der Bakteriengemeinschaft erklärt. Experimente mit ausgewählten Bakterienisolaten (Grossart 1999; Grossart & Simon 2007) zeigen, dass der Abbau von organischem Material inklusive TEPs nicht nur von dem jeweiligen Bakterienisolat selbst, sondern auch von spezifischen Umweltbedingungen, z.B. der Verfügbarkeit von Spurenelementen und Nährstoffen, abhängt. Darüber hinaus konnten die Autoren nachweisen, dass der Einfluss spezifischer Isolate auf das Wachstum von Algen in Kultur sehr stark von den entsprechenden Umweltvariablen modifiziert wird (Grossart 1999; Grossart & Simon 2007). TEPs spielen eine wichtige Rolle bei der Aggregatbildung von Phytoplankton (Passow

2002). Eine mögliche vermehrte Aggregation von *C. vulgaris* mit Bakterien konnte bis jetzt noch nicht analysiert werden. Grossart et al. (2006) konnten aber grundsätzlich zeigen, dass die Anwesenheit von Bakterien eine verstärkte Aggregation von Algen bewirkt. Die Bildung von TEPs in wachsenden Algenkulturen erfolgt unabhängig von der jeweiligen Bakteriengemeinschaft. Ihr Abbau wird aber sehr stark von den anwesenden Bakterien bestimmt (Grossart et al. 2006). Dieses Ergebnis deutet daraufhin, dass TEPs überwiegend von den Algen produziert werden und nur ihre Aggregation und ihr Abbau sehr stark von der entsprechenden Bakteriengemeinschaft bestimmt werden. Bakterien sind dafür bekannt, dass sie Exopolymere, z.B. TEPs, hydrolysieren können (Passow 2002) und dass ein Großteil des frisch gebildeten TEPs leicht bakteriell abgebaut werden kann (Grossart und Simon 2007). Aus diesen Ergebnissen leiten wir ab, dass Bakterien eine Schlüsselrolle für die Aggregation und letztendlich für die Sedimentation von algenbürtigem organischem Material einnehmen und somit die Dynamik des aquatischen Umsatzes von organischem Kohlenstoff maßgeblich beeinflussen. Der bakterielle Abbau von exudiertem algenbürtigem organischen Material bestimmt aber nicht nur das Sedimentationsverhalten von Algen sondern auch, ob Algen als Einzelzellen dem Zooplankton Grazing ausgesetzt sind oder als Aggregate davor geschützt sind.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass Bakterien eine Schlüsselrolle für das Wachstum von Algen einnehmen und art-spezifische Interaktionen zwischen Bakterien und Algen potentiell von Umwelteinflüssen beeinflusst werden. Das Vorhandensein von spezifischen Bakteriengemeinschaften bestimmt nicht nur das Wachstum der anwesenden Algen sondern auch den Umsatz von gelöstem und partikulärem organischen Material. Unter natürlichen Bedingungen sind diese Interaktionen weit komplexer, da nicht nur die Vielfalt der Bakterien und Algenarten als auch der Einflussfaktoren größer ist, sondern diese auch räumlich und zeitlich sehr stark variieren.

Literatur

- Armstrong, E., Yan, L., Boyd, K.C., Wright, P.C., Burgess, J.G. (2001): The symbiotic role of marine microbes on living surfaces. *Hydrobiologia* 461: 37–40.
- Bell, W., Mitchell, R. (1972): Chemotactic and growth responses of marine bacteria to algal extracellular products. *Biol. Bull* 143: 265–277.
- Cole, J. (1982): Interactions between bacteria and algae in aquatic ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Sys.* 13: 291–314.
- Cottrell, M. T., Kirchman, D. L. (2000): Natural assemblages of marine proteobacteria and members of the Cytophaga-Flavobacter cluster consuming low- and high-molecular-weight dissolved organic matter. *Applied and Environmental Microbiology* 66: 1692–1697.
- Fandino, L. B., Riemann, L., Steward, G. F., Long, R. A., Azam, F. (2001): Variations in bacterial community structure during a dinoflagellate bloom analyzed by DGGE and 16S rDNA sequencing *Aquatic Microbial Ecology* 23: 119–130.
- Fisher, M. M., Wilcox, L. W., Graham, L. E. (1998): Molecular Characterization of Epiphytic Bacterial Communities on Charophycean Green Algae. *Appl Environ Microbiol.* 64: 4384–4389.
- Fukami, K., Nishijima, T., Murata, H., Doi, S., Hata, Y. (1991): Distribution of bacteria influential on the development and the decay of *Gymnodinium nagasakiense* red tide and their effects on algal growth. *Nippon Suisan Gakk* 57: 2321–2326.
- Fukami, K., Sakaguchi, K., Kanou, M., Nishijima, T. (1996): Effect of Bacterial Assemblages on the Succession of Blooming Phytoplankton from *Skeletonema costatum* to *Heterosigma akashiwo*. In: Yasumoto, T., Oshima, Y., Fukuyo, Y. (eds.), *Harmful and Toxic Algal Blooms*. Inter-Governmental Oceanographic Commission of UNESCO 1996 (Paris): 335–338.
- Grossart, H. P. (1999): Interactions between marine bacteria and axenic diatoms (*Cylindrotheca fusiformis*, *Nitzschia laevis*, and *Thalassiosira weissflogii*) incubated under various conditions in the lab. *Aquatic Microbial Ecology* 19: 1–11.
- Grossart, H. P., Levold, F., Allgaier, M., Simon, M., Brinkhoff, T. (2005): Marine diatom species harbour distinct bacterial communities. *Environmental Microbiology* 7: 860–873.
- Grossart, H. P., Czub, G., Simon, M. (2006): Algae-bacteria interactions and their effects on aggregation and organic matter flux in the sea *Environmental Microbiology* 8:1074–1084.

- Grossart, H. P., Simon, M. (2007): Interactions of planktonic algae and bacteria: effects on algal growth and organic matter dynamics. *Aquatic Microbial Ecology* 47: 163-176.
- Hegewald, E., Yamagishi, T. (1994): *Pediastrum-Asymmetricum* Yamagishi Et Hegewald, a New Species from Japan and Some Notes on Accompanying *Pediastrum* Taxa. *Nova Hedwigia* 59: 77-95.
- Huws, S. A., Edwards, J. E., Kim, E. J., Scollan, N. D. (2007): Specificity and sensitivity of eubacterial primers utilized for molecular profiling of bacteria within complex microbial ecosystems. *Journal of Microbiological Methods* 70: 65-569.
- Krienitz, L., Hegewald, E., Hepperle, D., Wolf, M. (2002): Systematisches Konzept von Familien und Gattungen coccaler Grünalgen: Morphologie versus 18S rRNA-Gen-Sequenzen. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001 (Kiel)*: 585-588.
- Logan, B. E., Grossart, H. P., Simon, M. (1994): Direct observation of phytoplankton, TEP and aggregates on polycarbonate filters using brightfield microscopy. *J. Plankton Res.* 16: 1811-1815.
- Muyzer, G., Brinkhoff, T., Nübel, U., Santegoeds, C., Schäfer, H., Wawer, C. (1998): Denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) in microbial ecology. In: Akkermans, A. D. L., van Elsas, J. D., Bruijn, F. J. (eds.), *Molecular microbial ecology manual*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 1-23.
- Passow, U. (2002): Production of transparent exopolymer particles (TEP) by phyto- and bacterioplankton. *Marine Ecology-Progress Series* 236: 1-12.
- Sapp, M., Schwaderer, A. S., Wiltshire, K. H., Hoppe, H. G., Gerdt, G., Wichels, A. (2007): Species-specific bacterial communities in the phycosphere of microalgae? *Microbial Ecology* 53: 683-699.
- Schäfer, H., Abbas, B., Witte, H., Muyzer, G. (2002): Genetic diversity of „satellite“ bacteria present in cultures of marine diatoms. *FEMS Microbiol. Ecol.* 42: 25-35.
- Watanabe, K., Takihana, N., Aoyagi, H., Hanada, S., Watanabe, Y., Ohmura, N., Saiki, H., Tanaka, H. (2005): Symbiotic association in *Chlorella* culture. *FEMS Microbiol. Ecol.* 51: 187-196.
- Wolf, M., Krienitz, L., Hegewald, E., Hepperle, D. (2002): Phylogenetic position of *Actinastrum hantzschii* (*Chlorophyta, Trebouxiophyceae*). *Algol. Stud.* 104: 59-67.

Analyse von biologischen Daten und Umweltparametern zur Erfassung von Biodiversitätsmustern in Karstgewässern

Nadine Paradowski¹, H. Wolfgang Riss² & Elisabeth I. Meyer³

Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster, ¹nadine.pa@gmx.de, ²riss@uni-muenster.de, ³meyere@uni-muenster.de

Keywords: Biodiversität, Makroinvertebraten, Multivariate Analyse, Karstgebiet

Einleitung

Karstgebiete zeichnen sich dadurch aus, dass die dortigen Oberflächengewässer teilweise, auf Grund der besonderen Geologie, trocken fallen und auch das Niederschlagswasser in dem Untergrund versickert. Daher sind in diesen Gebieten die hydrologischen Verhältnisse heterogen und dynamisch (permanent und temporär Wasser führende Bäche sowie Ausbildung relativ beständiger Pools). Solch ein Gebiet stellt die Paderborner Hochfläche dar, die mit etwa 360km² die größte Karstlandschaft Westfalens ist.

Seit mehreren Jahren werden dort umfangreiche Untersuchungen zur Besiedlung und zu den hydrologischen Verhältnissen durchgeführt (z.B. Meyer, A. 2005, Meinhardt, J. 2005, Illies, E. 2002). Typisch ist z.B., dass viele Gewässeroberläufe permanent, die Mittelläufe temporär und die Unterläufe wieder permanent sind.

Im Rahmen einer umfassenden Studie soll nun getestet werden, inwiefern - basierend auf faunistischen und Umweltdaten - die Verbreitung von Makroinvertebraten in Karstgewässern einer bestimmten Region bestimmt und in der Folge modelliert werden kann.

Im vorliegenden Fall soll zunächst nur untersucht werden, wie die Verbreitung der Makroinvertebraten und die Zusammensetzung der Biozönosen durch die Ausprägung der Hydrologie (permanent vs. temporär) bestimmt werden. Der Schwerpunkt wird hier auf die taxonomischen Unterschiede gelegt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Bei den in dieser Studie untersuchten Gewässern handelt es sich um 31 Karstbäche bzw. Quellen (Abbildung 1) der Paderborner Hochfläche, die alle zum Einzugsgebiet der Lippe gehören und auf der Rhein-Weser-Wasserscheide liegen. Zu den untersuchten Gewässern gehören unter anderem Alme, Sauer, Ellerbach und Altenau.

Insgesamt wurden 101 Probestellen in die Untersuchung einbezogen, an denen die Fauna beprobt sowie teilweise abiotische Faktoren aufgenommen wurden. Wie sich diese Probestellen auf die einzelnen Gewässer verteilen, lässt sich der Abbildung 1 entnehmen.

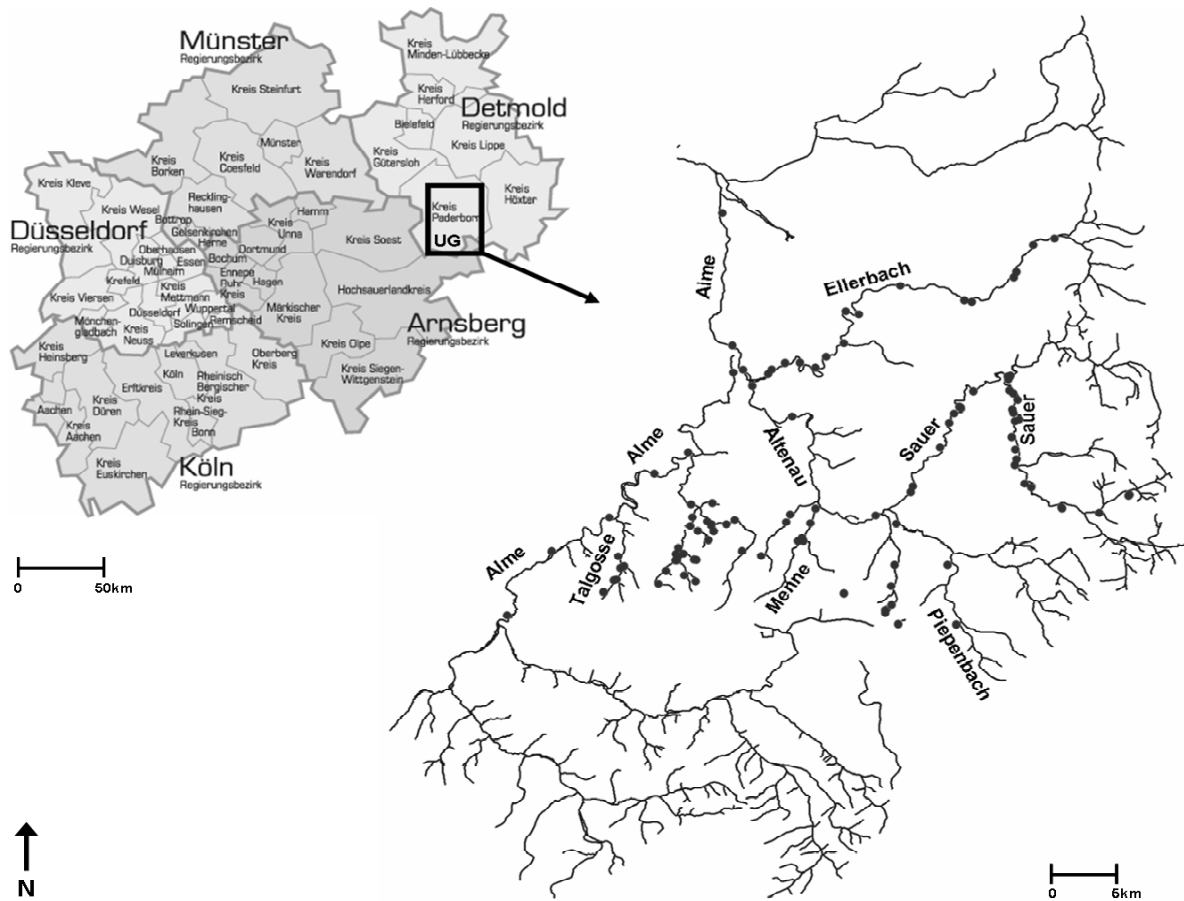


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes (UG, links, Quelle: www.kreis-paderborn.de) und der Probestellen (rechts, Punkte).

Datenbasis und statistische Auswertung

Die Arbeit basiert auf der Auswertung bereits vorhandener Daten, die vom Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie der Universität Münster sowie von der Bezirksregierung Detmold zur Verfügung gestellt wurden.

Zuerst erfolgte eine Standardisierung der sehr heterogenen Daten. Anschließend sollte eine statistische Auswertung mit den Programmen R (Version 2.4.1), PAST (PALaeontological STATistics, Version 1.7.1), und PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research, Version 5) durchgeführt werden. Unter anderem wurde z.B. eine multidimensionale Skalierung (MDS) der Faunendaten durchgeführt sowie der Pearson-Korrelationskoeffizient für die Korrelation der einzelnen Taxa mit den Probestellen berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

In dem zu Grunde liegenden Datenmaterial wurden an den 101 Probestellen insgesamt 391 Taxa identifiziert, welche allerdings unterschiedlich weit bestimmt wurden. Die abiotischen Daten bestehen aus insgesamt 30 verschiedenen physikalischen und chemischen Parametern, von denen, auf Grund der Lückenhaftigkeit, allerdings nur sieben in die Auswertungen einbezogen werden konnten. Diese sind Abfluss, Fließgeschwindigkeit, Ammonium-Stickstoff Konzentration, Orthophosphat-Phosphor Konzentration, BSB5-Gehalt, Bachbreite und Sauerstoffsättigung.

In Abbildung 2 sind die Probestellen - unterteilt in permanent und temporär Wasser führende Stellen - graphisch dargestellt und auf ein Satellitenbild des Paderborner Karstgebietes projiziert. Die Größe der einzelnen Kreise gibt die relative Taxazahl an.

Die Darstellung zeigt, dass temporäre und permanente Stellen längere Gewässerabschnitte kennzeichnen, aber teilweise auch kleinräumig verteilt sind. Des Weiteren wird verdeutlicht, dass die permanenten Probestellen ähnlich hohe taxonomische Diversitäten besitzen, während die temporären Stellen relativ variabler sind.

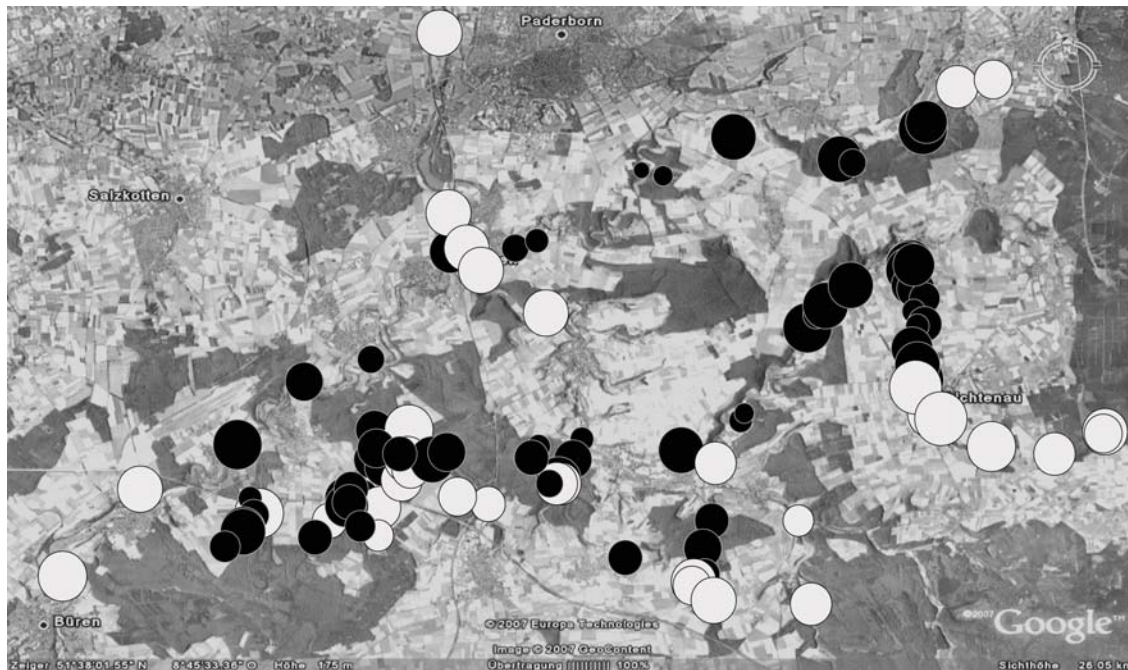


Abb. 2: Probestellen im Paderborner Karstgebiet (schwarz: temp., grau: perm., Kreisflächen: relative Taxazahl)

In Abbildung 3 wurde die Ähnlichkeit der Faunendaten der einzelnen Probestellen durch eine multidimensionale Skalierung (MDS) dargestellt. Zusätzlich wurde noch der Faktor Hydrologie eingebracht, um so die Stellen mit den verschiedenen hydrologischen Verhältnissen vergleichen zu können.

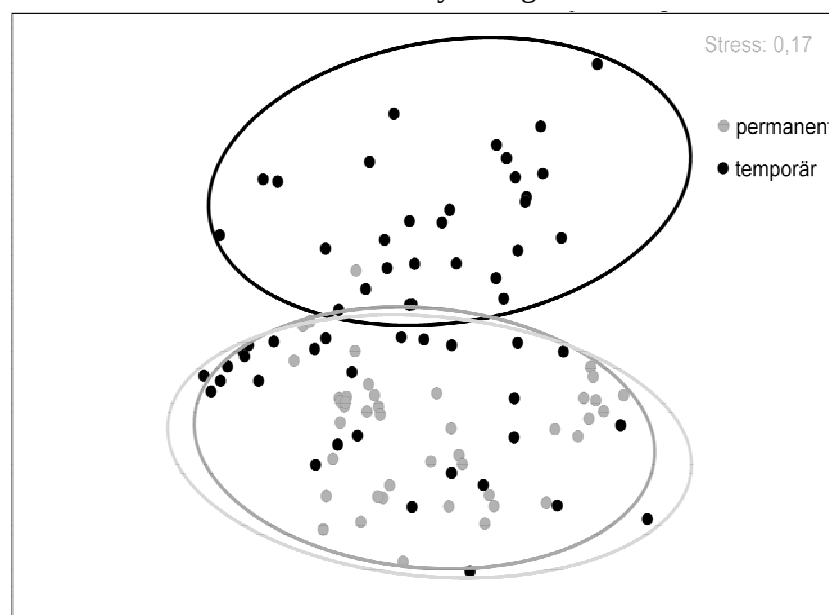


**Abb. 3: MDS aller Probestellen, basierend auf den Faunendaten.
Faktor: Hydrologie.**

In Verbindung mit den Tabellen 1-3 zeigt die MDS, dass es für die verschiedenen hydrologisch geprägten Stellen Differentialtaxa gibt. An den temporären Stellen, in Abbildung 3 schwarz dargestellt, sind dies die Trichopteren und Plecopteren und an den permanenten Stellen (dunkelgrau) die Amphipoda, Diptera, Ephemeroptera und Oligochaeta. Intermediäre Taxa (hellgrau) sind untergeordnet.

Tabelle 1: Differentialtaxa der permanenten Probestellen: Pearson-Korrelationskoeffizient für die Korrelation der einzelnen Taxa mit den permanenten Probestellen. Angegeben sind alle signifikanten Taxa.

Taxon	Ordnung	Korrelation
<i>Eiseniella tetraedra</i>	Oligochaeta	0.64
<i>Gammarus pulex</i>	Amphipoda	0.40
<i>Gammarus fossarum</i>	Amphipoda	0.27
<i>Melampophylax mucoreus</i>	Trichoptera	0.26
Chironomidae non det.	Diptera	0.25
Limnephilidae non det., juvenil	Trichoptera	0.24
<i>Habrophlebia fusca</i>	Ephemeroptera	0.24
Stratiomyidae non det.	Diptera	0.24
<i>Elodes</i> sp., Larve	Coleoptera	0.23
<i>Serratella ignita</i>	Ephemeroptera	0.23
<i>Rhyacophila nubila</i>	Trichoptera	0.21
<i>Gammarus</i> sp.	Amphipoda	0.21

Tabelle 2: Differentialtaxa der temporären Probestellen. Pearson-Korrelationskoeffizient für die Korrelation der einzelnen Taxa mit den temporären Probestellen. Angegeben sind alle signifikanten Taxa.

Taxon	Ordnung	Korrelation
<i>Stenophylax permistus</i>	Trichoptera	0.51
<i>Micropterna testacea</i>	Trichoptera	0.43
<i>Limnephilus centralis</i>	Trichoptera	0.28
<i>Brachyptera risi</i>	Plecoptera	0.28
<i>Nemoura cinerea</i>	Plecoptera	0.21

Tabelle 3: Differentialtaxa der intermediären Probestellen. Pearson-Korrelationskoeffizient für die Korrelation der einzelnen Taxa mit den intermediären Probestellen. Angegeben sind alle signifikanten Taxa.

Taxon	Ordnung	Korrelation
Collembola non det.	Collembola	0.3

Die Auswertung der Daten ist zur Zeit noch nicht vollständig abgeschlossen. Daher kann an dieser Stelle noch nicht auf die Umweltparameter eingegangen werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Analyse zeigt, dass die taxonomische Zusammensetzung durch die Hydrologie der Gewässer bestimmt wird. Die hydrologische Dynamik der Gewässer bedingt eine räumliche Heterogenität der taxonomischen Diversität. Es gibt spezifische Taxa, die unter den jeweiligen hydrologischen Verhältnissen die benthische Biozönose charakterisieren.

Danksagung

Unser Dank gilt der Bezirksregierung Detmold, die für diese Studie Daten zur Verfügung gestellt hat.

Literatur

- Meyer, Alexander (2005): The hydrological and faunal variability of a temporary karst stream system
- Billen, Martin (1996): Faunistische und limnologische Untersuchungen an einem Karstbach der Paderborner Hochfläche
- Gerlach, Petra (2002): Untersuchung permanenter Quellbereiche im temporären Fließgewässersystem des Karstgebietes der Paderborner Hochfläche (NRW)
- Illies, Elmar (2002): Untersuchung von quellnahen permanenten Karstbächen und ihren austrocknenden Bachabschnitten in einem temporären Fließgewässersystem der Paderborner Hochfläche (NRW)
- Meinhardt, Julia (2006): Untersuchungen zur Nahrungskonkurrenz dreier koexistenter Gammaridae
- Meyer, Alexander (1996): Hydrologische und limnologisch-faunistische Untersuchungen an einem Fließgewässer im Karstgebiet der Paderborner Hochfläche
- Meyer, Christina (2000): Charakterisierung zweier temporärer Karstbäche unter besonderer Berücksichtigung des Abflussverhaltens und der faunistischen Besiedlung
- Riederer, Stefan (2001): Besiedlungsaspekte temporärer und ephemerer Gewässerabschnitte austrocknender Karstbäche
- Clarke, K. R., Gorley, R. N. (2001): Primer v5, Change in marine communities - An Approach to Statistical Analysis and Interpretation, 2. Edition
- Øyvind Hammer, D.A.T. Harper and P.D. Ryan (2007): PAST - PAleontological STatistics, ver. 1.71.
- Ligges, Uwe (2007): Programmieren mit R, 2. Auflage, Springer Verlag.

Messung von Fließgeschwindigkeiten und Pumpraten in Wohnröhren von *Chironomus plumosus*

Andrea Roskosch¹, Michael Hupfer², Gunnar Nützmann¹ & Jörg Lewandowski¹

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. (IGB), Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, roskosch@igb-berlin.de, ¹Abteilung Ökohydrologie, ²Zentrales Chemielabor

Keywords: *Chironomus plumosus*, Larven, Wohnröhren, Fließgeschwindigkeiten, Pumpdauer, Pumpraten

Einleitung

Die Auswirkungen, die Makrozoobenthos auf hydrodynamische und biogeochemische Prozesse in limnischen Sedimenten hat, sind nur unvollständig bekannt. Klar ist, dass es mit Aktivitäten wie Bioturbation, Bioirrigation, Nahrungsaufnahme und -abgabe oder Sekretausscheidung einen erheblichen Einfluss auf die Sediment-Wasser-Grenze ausübt (Lewandowski & Hupfer 2005a). Am Beispiel von *Chironomus plumosus* (Diptera: Chironomidae) wird dies besonders deutlich. Die Larve dieser nicht stechenden Zuckmückenart kommt in limnischen Sedimenten in Mengen von ca. 1000 Individuen pro m⁻² (Leuchs 1986) vor, wo sie u-förmige Wohnröhren bis zu einer Tiefe von 15 cm baut. Zwecks Belüftung mit Sauerstoff und Versorgung mit Nahrung pumpt *C. plumosus* periodisch Wasser aus dem über dem Sediment liegenden Wasserkörper durch die Wohnröhren.

Ziel der Untersuchungen war zum einen die Fließgeschwindigkeiten, die die Larven mit ihren Pumpbewegungen erzeugen können, zu messen. Zum anderen sollten die Zeiten für Pump- und Ruheperioden bestimmt und die so erzeugten Pumpraten ermittelt werden. Da zu diesem Thema bisher nur wenige Untersuchungen in der Literatur vorliegen, war es außerdem erforderlich, geeignete Messmethoden zu finden, gegebenenfalls zu modifizieren und die Ergebnisse untereinander zu vergleichen.

Material und Methoden

Untersuchungsgegenstand

Alle Experimente wurden mit dem 4. Larvenstadium von *C. plumosus* durchgeführt (Abb. 1). Die Tiere sind aus Sedimenten des Müggelsees (Berlin) ausgesiebt worden. Das verwendete Sediment wurde ebenfalls dem Müggelsee entnommen. Zur Entfernung von Makrozoobenthos und größeren Partikeln wurde es auf eine Größe von < 2 mm abgesiebt.



Abb. 1: *C. plumosus*.
Larve im 4. Stadium;
Länge ca. 2 cm;
Herkunftsort ist der
Müggelsee, Berlin.

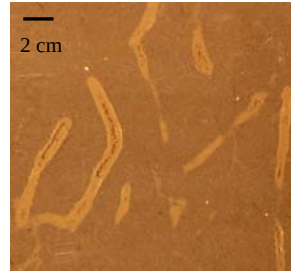


Abb. 2: oxidierte Wohnröhren von *C. plumosus*.
Herkunftsort des Sediments ist der Müggelsee, Berlin; gesiebt auf < 2 mm.

Versuchsaufbau

Die Versuche fanden in Mesokosmen statt, die mit Wasser überschichtetes Sediment (Füllhöhe mind. 20 cm) enthielten. Je nach Fragestellung wurde *C. plumosus* direkt ins Sediment oder in Röhren mit definierter Länge (20 oder 25 cm) gesetzt. Hier kamen entweder u-förmig gebogene und mit Sediment befüllte Plexiglasröhren zum Einsatz (ID 10 mm) oder aber Röhren aus Drahtgeflecht (ID 10 mm), die direkt ins Sediment eingebracht werden konnten. Anschließend wurde den Larven Zeit gelassen, ihre Wohnröhren im Sediment (Abb. 2) bzw. in den künstlichen Röhren zu bauen. Alle Experimente wurden unter Sauerstoffsättigung des Überstandwassers (Belüftung erfolgte bis kurz vor Messbeginn) und bei Raumtemperatur (22 °C) durchgeführt.

Methoden

Fließgeschwindigkeiten und Pumpdauer: Mit *Clark*-Sauerstoffmikroelektroden (Revensbech et al. 1989) (A/S Unisense, Dänemark) wurde der Sauerstoffgehalt im Wasser der Wohnröhrenein- und -ausgänge gemessen. Anhand des Sauerstoffeintrags konnten Pump- und -ruhezeiten der Larven unterschieden werden.

Messungen mit Flusssensoren (Brand et al. 2007) (A/S Unisense, Dänemark) wurden zur direkten Messung der von *C. plumosus* erzeugten Fließgeschwindigkeiten aber auch zur Bestimmung der Pumpintervalle eingesetzt. Das Messprinzip beruht auf einer Erosion von Tracergas (H_2), wobei das Gas aus der Membran der Sensorspitze heraus diffundiert und steigende Fließgeschwindigkeiten zu einer Abnahme des Partialdrucks führen. Flusssensoren konnten aufgrund kalibrierungsbedingter Schwierigkeiten nur in Wohnröhrenausgängen eingesetzt werden.

Die Particle Image Velocimetry (PIV) ist ein optisches Verfahren zur Bestimmung von Fließgeschwindigkeitsfeldern (Goharzadeh et al. 2005; Stoehr et al. 2006). Ein auf eine Ebene aufgeweiteter Laserstrahl wurde über einem Röhrenein- oder -ausgang platziert und die Bewegung der dem Wasser zugegebenen Tracerpartikel (Polyamide) von einer CCD-Kamera aufgenommen. Mittels digitaler Bildbearbeitung war es möglich, die Geschwindigkeiten einzelner Partikel zu berechnen, wobei als Fließgeschwindigkeit die Durchschnittsgeschwindigkeit einer repräsentativen Linie über dem Ein- bzw. Ausgang herangezogen wird.

Die Messung der Fließgeschwindigkeiten mit Farbtracern musste in Wohnröhren mit definierter Länge durchgeführt werden. Hier wurde während einer Pumpphase Farbstoff über dem Röhreneingang aufgegeben und die Zeit gestoppt, die die Farbe brauchte, um die Chironomidenröhre zu durchströmen.

Pumpraten: Aus den Ergebnissen der verschiedenen Messungen war es möglich, die Pumpraten von *C. plumosus* indirekt zu ermitteln. Aktive Pumpzeiten pro Stunde wurden mit dem aus Fließgeschwindigkeit und Röhrenvolumen errechneten gepumpten Wasservolumen multipliziert.

Mit Leitfähigkeitsversuchen erfolgte die direkte Bestimmung der Pumpraten. Eine mit Sediment und Larve gefüllte Plexiglasröhre wurde in ein aus zwei Kammern bestehendes Becken eingebaut und so eine Trennung der Wasserkörper über Röhrenein- und -ausgang erhalten. Auf der Seite des Röhreneingangs wurde die elektrische Leitfähigkeit durch NaCl-Zugabe erhöht. Durch den mit

einer Sonde gemessenen Leitfähigkeitsanstieg in der Kammer des Röhrenausgangs war es möglich, den durch *C. plumosus* erzeugten Wasserzustrom zu ermitteln. Zum Ausgleich der Wasserstände in beiden Kammern diente eine Verbindung über einen wassergefüllten Schlauch.

Ergebnisse

In Tabelle 1 sind die mit den unterschiedlichen Methoden gemessenen Fließgeschwindigkeiten nebst Anzahl und Länge der Pumpphasen sowie die sich daraus ergebenden durchschnittlichen Pumpdauern pro Stunde angegeben. Das Ergebnis aus der Flusssensormessung mittelt die in verschiedenen Pumpperioden einer Messreihe erreichten Fließgeschwindigkeiten (siehe Abb. 3). PIV beschreibt eine Fließgeschwindigkeit während des Pumpens gemittelt über die gesamte Röhrenöffnung. Bezüglich der Farbtracermessungen wurde ein Mittelwert aus den maximal während einer Pumpphase erreichten Durchflussgeschwindigkeiten gebildet. Messungen in Wohnröhren umgeben mit Plexiglas- und Drahtgeflechtröhren wurden zusammengezogen, da keine signifikanten Unterschiede zu erkennen waren.

Tabelle 2 fasst die direkt und indirekt ermittelten Pumpraten zusammen. Die Durchströmungsrate des Sediments über die Pumprate wurde bei einer *C. plumosus* Besiedlung von 1000 Individuen je m² Sediment berechnet. Für alle Berechnungen wurde die Fließgeschwindigkeit 14,3 mm/s sowie ein Wohnröhrenquerschnitt von 2,25 mm (Durchschnittswert aus Messungen) angenommen.

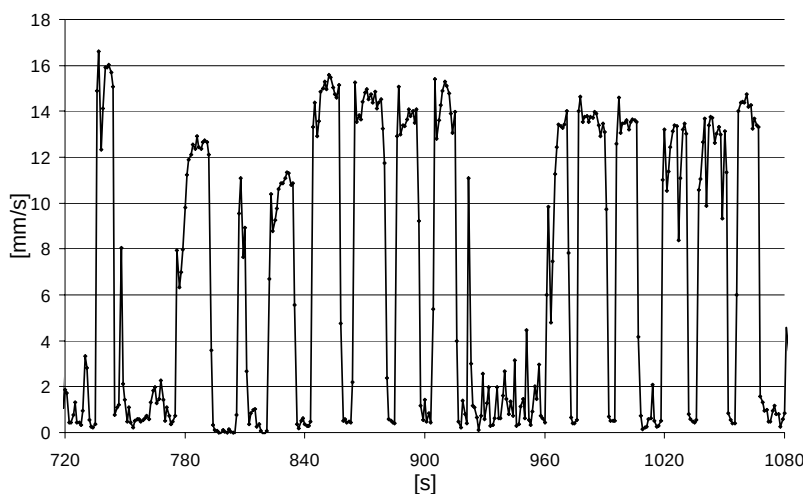


Abb. 3: Messung mit Flusssensor. Ausschnitt einer Datenreihe mit Wechsel von Pump- und Ruhephasen. Die gemessenen Fließgeschwindigkeiten wurden gegen die Messdauer aufgetragen und liegen während der Pumpphasen zwischen 11 und 16,5 mm/s.

Tab. 1: Fließgeschwindigkeit und Pumpdauer. Die Fließgeschwindigkeit repräsentiert die während der Pumpphasen erreichten Geschwindigkeiten. Die Pumpdauer pro Stunde ist ein Mittelwert, der sich aus der Multiplikation der Anzahl von Pumpperioden mit der durchschnittlichen Pumpdauer ergibt.

Messmethode	Fließgeschwindigkeit [mm/s]	Pumpperioden pro h	Pumpdauer [min:s]	Pumpdauer pro h [min:s]
Sauerstoffsensor (n=11)	-	4,7 (StdAbw.=1,8)	06:22 (StdAbw.= 02:42)	27:04
Flusssensor (n=6)	14,2 (StdAbw.=1,6)	4,4 (StdAbw.=2,4)	08:24 (StdAbw.=05:06)	27:15
PIV (n=518)	14,3 (StdAbw.=1,0)	-	-	-
Farbtracermessungen (n=47)	14,2 (StdAbw.=1,1)	-	-	-

Tab. 2: Pumprate je Röhre und für eine mäßige Besiedlungsdichte. Die Pumpraten der beiden Sensoren ergeben sich aus der Multiplikation von Pumpdauer und gepumptem Wasservolumen (Wohnröhrenquerschnitt 2,25 mm). Die Pumpraten in den Leitfähigkeitsversuchen wurden direkt gemessen.

Messmethode	Pumprate <i>C. plumosus</i> je Röhre [mL/h]	Pumprate für 1000 Ind./m ² Sediment [L/m ² /d]
Sauerstoffsensor	92,0	2210
Flusssensor	92,6	2220
Leitfähigkeitsversuche (n=2)	78,5 (StdAbw.=23,01)	1880

Diskussion

Wie aus den Tabellen 1 und 2 ersichtlich, stimmen die mit den unterschiedlichen Methoden gemessenen Fließgeschwindigkeiten gut überein und bewegen sich bei ca. 14 mm/s (200 mL/h). Diese Werte sind erheblich höher als die nach Leuchs (1986) für *C. thummi* indirekt über NTC-Sonden bestimmten Fließgeschwindigkeiten von 1 mL/h. Das darüber hinaus kaum Messergebnisse in der Literatur vorliegen, verdeutlicht die Wissenslücke, die es in diesem Bereich der Limnologie gibt.

Auch wenn Häufigkeit und Dauer der Pumpphasen zum Teil sehr unterschiedlich sind, wurde bei der Ermittlung der Pumpdauer pro Stunde sowohl bei den Sauerstoff- als auch bei den Flusssensormessungen eine aktive Pumpzeit von ca. 27 min bestimmt. Die von Polerecky et al. (2006) mit planaren Sauerstoffoptoden bestimmten Pump- und Ruhezeiten von 5,4 ($\pm$ 1,7) min bzw. 9,2 ($\pm$ 5,8) min ergeben eine nur unwesentlich geringere aktive Pumpdauer ($>$ 24 min/h). Die Ähnlichkeit der Messergebnisse lässt vermuten, dass unter annähernd gleichen äußeren Bedingungen stets eine bestimmte Pumpleistung aufrechterhalten wird. Eine Veränderung von Temperatur oder Sauerstoffgehalt würde, wie schon in der Literatur mehrfach belegt (Leuchs 1986; Kißner et al. 2004), in einem veränderten Pumpverhalten resultieren. Aus Tabelle 2 ist ersichtlich, dass die mittels Leitfähigkeit ermittelten Pumpraten (78,2 mL/h) deutlich niedriger liegen als die gut übereinstimmenden Sensormessungen (92,0 bzw. 92,6 mL/h). Dies liegt wahrscheinlich daran, dass bei den Sensormessungen stets mit einer Fließgeschwindigkeit von 14,3 mm/s und einem Röhrenquerschnitt von 2,25 mm gerechnet wurde, während bei den Leitfähigkeitsversuchen Individuen-bedingte Unterschiede bezüglich dieser Parameter ins Gewicht fallen. Hier sind zur Bestätigung der Ergebnisse und zur statistischen Absicherung weitere Untersuchungen erforderlich.

Es ist anzunehmen, dass *C. plumosus* bei einer Pumprate von mehr als 2 L pro Tag und Individuum einen erheblichen Einfluss auf den stofflichen Austausch zwischen Freiwasser und Sediment hat. Wird dies mit den Filtrierleistungen von Muscheln verglichen, die weit mehr als das 1000-fache (Köhler et al. 2002) an Wasser pumpen können, erscheint die Pumpleistung von *C. plumosus* gar nicht mal so hoch. Wird allerdings beachtet, dass *C. plumosus* in einer Dichte von ca. 1000 Individuen pro m² Sediment vorkommt, darf die Wirkung der Larven auf die biogeochemische Prozesse limnischer Sedimente nicht vernachlässigt werden. Studien wie die von Lewandowski & Hupfer (2005b) oder Lewandowski et al. (2007) zeigen, dass das Pumpverhalten von Chironomiden einen mindernden Einfluss auf die Phosphatkonzentration im Porenwasser hat. Bioirrigation kann durch den Eintrag von Sauerstoff jedoch auch zu einem Phosphatrückhalt in den Wänden der Wohnröhren (Andersen & Jensen 1991) führen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die in Wohnröhren lebenden *C. plumosus* Larven die Hydrodynamik in limnischen Sedimenten stark beeinflussen. Wird von einer Besiedlungsdichte von 1000 Individuen (4. Larvenstadium, 22° C) pro m² ausgegangen, ist diese in der Lage, täglich 2 m³ Wasser durch das Sediment zu pumpen und somit den stofflichen Austausch an der Sediment-Wasser-Grenzfläche enorm zu erhöhen. Welche Auswirkungen dies auf die Diageneseprozesse im Seesediment, insbesondere auf P-Retention und P-Rücklösung hat, kann an dieser Stelle noch nicht beantwortet werden. Detaillierte Untersuchungen sollen folgen.

Danksagung

Die Fließgeschwindigkeitsmessungen mittels PIV wurden mit freundlicher Unterstützung von Arzhang Khalili und Mohammad Reza Morad am Max-Planck-Institut für marine Mikrobiologie in Bremen durchgeführt. Weiterer Dank gilt Lars Larsen und dem Unisense Team in Aarhus, DK, sowie Andreas Brand von der EAWAG in Luzern, CH, für Hilfe und Rat hinsichtlich der Arbeit mit den Mikrosensoren.

Die Arbeit entstand als Teil einer Doktorarbeit im Rahmen des DFG-Projektes „Einflüsse von Makrozoobenthos auf Stofftransport und biogeochemische Prozesse in Seesedimenten“ und wurde darüber hinaus mit Mitteln des Leibniz-Institutes für Gewässerökologie und Binnenfischerei gefördert.

Literatur

- Andersen, F. Ø. & H. S. Jensen (1991): The influence of chironomids on decomposition of organic matter and nutrient exchange in a lake sediment. *Verh. int. Ver. Limnol.* 24: 3051–3055.
- Brand, A.; Müller, B.; Wüest, A.; Dinkel, C.; Revsbech, N. P.; Nielsen, L. P.; Pedersen, O.; Damgaard, L. R. Larsen, L. H. & Wehrli, B. (2007): Microsensor for in-situ flow measurements in benthic boundary layers at sub-millimeter resolution with extremely low flow. *L&O Methods.* 5
- Goharzadeh, A.; Khalili, A. & Jorgensen, B. B. (2005): Transition layer thickness at a fluid-porous interface. *Phys. Fluids.* 17: 057102-1-10.
- Kißner, T.; Riss, H. W.; Stief, P. & Meyer, E. I. (2004): Bioturbations- und Bauverhalten von *Chironomus plumosus* (Diptera: Chironomidae) unter verschiedenen Sauerstoffbedingungen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 2003. Berlin (2004): 486-489
- Köhler, J., Gelbrecht, J. & M. Pusch (Hrsg.) (2002): Die Spree - Zustand, Probleme und Entwicklungsmöglichkeiten. Reihe "Limnologie aktuell". Verlag Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. Bd. 10: 384 pp.
- Leuchs, H. (1986): The ventilation activity of *Chironomus* larvae (Diptera) from shallow and deep lakes and the resulting water circulation in correlation to temperature and oxygen conditions. *Arch. Hydrobiol.* 108: 281-292
- Lewandowski, J. & Hupfer, M. (2005a): Effect of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments: a laboratory study. *Limnol. Oceanogr.* 50: 1106-1118
- Lewandowski, J. & Hupfer, M. (2005b): Effect of *Chironomus plumosus* on spatial distribution of pore-water phosphate concentration in lake sediments: a laboratory experiment. *Verh. Internat. Verein. theoret. angew. Limnol.* 29: 937-940
- Lewandowski, J.; Laskov, C. & Hupfer, M. (2007): The relationship between *Chironomus plumosus* burrows and the spatial distribution of pore-water phosphate, iron and ammonium in lake sediments. *Freshwater Biology.* 52: 331-343
- Polerecky, L.; Volkenborn, N., & Stief, P. 2006. High temporal resolution oxygen imaging in bioirrigated sediments. *Environmental Science & Technology* 40: 5763-5769.
- Revsbech, N.P. (1989): An oxygen microelectrode with a guard cathode. *Limnol. Oceanogr.* 34: 472-476.
- Stoehr, M. & Khalili, A. (2006): Dynamic regimes of buoyancy-affected two-phase flow in unconsolidated porous media. *Phys. Rev. E.* 73: 036301-1-8

Periphyton als alternative Nahrungsressource für *Daphnia magna*

Silvana Siehoff¹, Tido Strauß², Monika Hammers-Wirtz² & Hans Toni Ratte¹

¹ Institut für Umweltforschung (Biologie V), RWTH Aachen, Worringerweg 1, D-52074 Aachen,
silvana@bio5.rwth-aachen.de

² Forschungsinstitut gaiac, Mies-van-der-Rohe Str. 19, D-52074 Aachen

Keywords: *Daphnia magna*, Periphyton, Nahrungswahl, Populationstest

Einleitung

Daphnia magna dominiert die Cladocerengemeinschaft häufig in kleineren fischfreien Gewässern und stellt eine wichtige Indikatorart in künstlichen Freilandteichen (Mesokosmen) zur Bewertung toxischer Effekte von Umweltchemikalien (v. a. Pestiziden) dar. Sie ist vor allem als Filtrierer bekannt, der als Nahrungsquelle meist Phytoplankton aus dem Freiwasserkörper nutzt. Im Rahmen von Mesokosmosversuchen am Forschungsinstitut gaiac wurden Indizien dafür gefunden, dass die Entwicklung von Periphyton auf den Mesokosmoswänden durch *Daphnia magna* reguliert werden könnte (Strauß et al. 2006). Aufgrund dieser Beobachtungen wurde die Hypothese aufgestellt, dass Periphyton eine alternative Nahrungsressource für *Daphnia magna* zur Aufrechterhaltung der Populationsdichte in Zeiten geringer Phytoplanktondichten darstellen kann.

Material und Methoden

Im Labor wurden Daphnienpopulationstests nach Hammers-Wirtz & Ratte (2003) durchgeführt. In 1 L-Bechergläser mit 950 mL M4-Medium (Elendt 1990) wurde eine Population mit fünf neonaten (< 27 h) und 3 eiertragenden adulten Daphnien (14-21 d) gestartet. Die Tiere wurden mit der Grünalge *Desmodesmus subspicatus* und/oder Periphyton gefüttert, das in einem aquatischen Mesokosmos unter Freilandbedingungen über zwei Monate angezogen worden war. Über 42 Tage wurde die Populationsentwicklung beobachtet. Alle 3 Tage wurden die Daphnien in 3 Größenklassen ausgezählt und das Medium gewechselt.

Um die Nutzbarkeit des Periphytons als Nahrungsquelle für die Daphnien zu überprüfen, wurden Ansätze mit folgendem Futter gewählt:

Ansätze:

H: Hungerkontrolle ganz ohne Nahrung

P: ein Träger mit Periphyton

A: Standard-Algenkontrolle: tägliche Zufütterung der Grünalge *D. subspicatus* (0,5 mg C · Gefäß⁻¹ · d⁻¹)

P+A: ein Träger mit Periphyton plus *D. subspicatus* (0,5 mg C · Gefäß⁻¹ · d⁻¹)

Mit Hilfe einer Längen-Trockengewichtsregression (Weimer-Henß 1995) wurde aus den Individuenzahlen der einzelnen Größenklassen die Biomasse der gesamten Population berechnet. Am Testende wurden das Trockengewicht und mit einem Elementaranalysator der C-Gehalt des Periphytons bestimmt. Im Ansatz mit Periphyton und Grünalgen (P+A) wurde zu verschiedenen Zeitpunkten vor und nach der Fütterung das Verhalten der Daphnien protokolliert und die Konzentration von *D. subspicatus* im Wasserkörper bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Einfluss des Periphytons auf die Kapazität

Die Zugabe von Periphyton als zusätzliche beziehungsweise alternative Nahrungsquelle hat einen deutlichen Effekt auf die Populationsentwicklung von *Daphnia magna*. Im Ansatz mit Periphyton als einziger Nahrungsquelle kann *D. magna* im Gegensatz zur Hungerkontrolle eine stabile Population etablieren (Abb. 1). Steht *D. magna* neben der Grünalge *D. subspicatus* auch Periphyton als Nahrung zur Verfügung, so baut die Population eine größere Biomasse auf als bei alleiniger Zugabe von *D. subspicatus*, d.h. die Kapazität des Systems wird erhöht (Abb. 1).

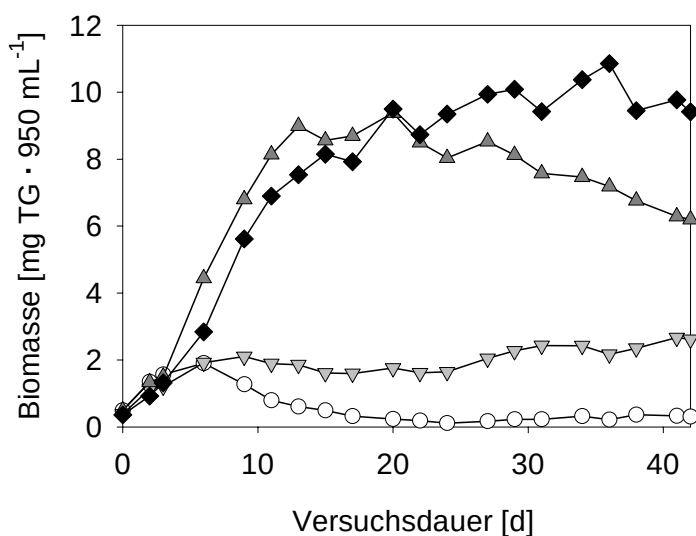
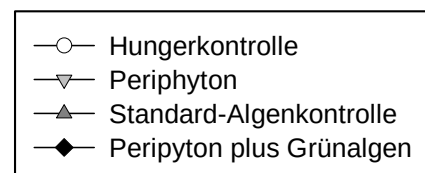


Abb. 1: Populationsentwicklung von *D. magna* im Testverlauf (MW, n = 3) in den verschiedenen Ansätzen.



Der Zuwachs der Daphnienbiomasse im Gleichgewicht in den Ansätzen P und P+A im Vergleich zur Hungerkontrolle bzw. zur Standard-Algenkontrolle korreliert mit der Biomasse (mg C) des Periphytons auf den Periphytonträgern zu Testende (Abb. 2). Die Förderung der Population von *D. magna* durch das Periphyton hängt direkt von der Menge des zur Verfügung stehenden Periphytons ab.

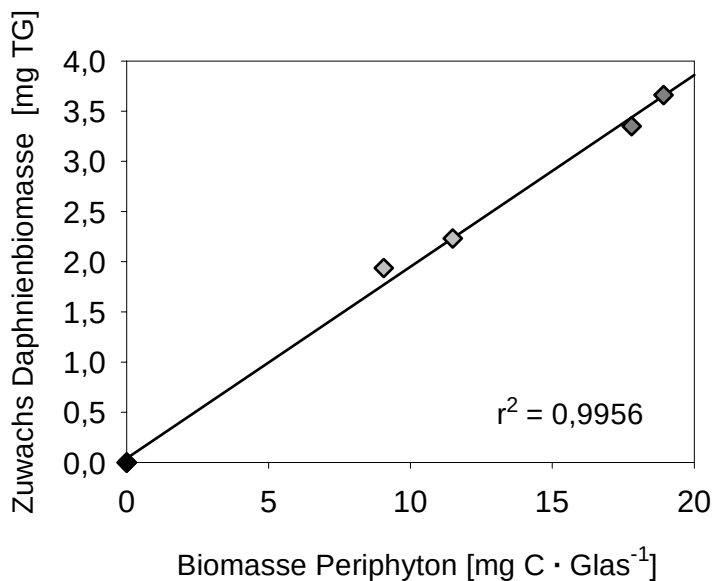
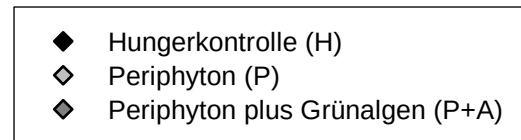


Abb. 2: Zuwachs der Daphnienbiomasse im Gleichgewicht vs. Biomasse des Periphytons zu Testende (MW, n = 2 bis 3).



Einfluss des Periphytons auf die Nahrungswahl

Bei der Nahrungswahl bevorzugt *D. magna* die Grünalge *D. subspicatus* gegenüber dem Periphyton. Im Ansatz mit Periphyton und Grünalgen (P+A) befindet sich vor der Fütterung mit *D. subspicatus* ein großer Anteil der Daphnienpopulation am Periphyton (Abb. 3). Kurze Zeit nach der Fütterung wandern die Tiere vom Periphyton in den freien Wasserkörper. Erst einige Stunden später hält sich wieder ein größerer Anteil der Population am Periphyton auf.

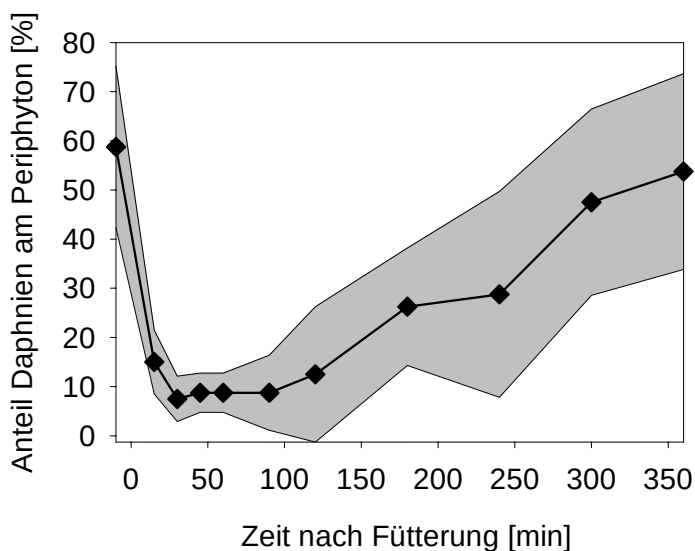


Abb. 3: Verhalten der Daphnien im Tagesverlauf im Ansatz mit Periphyton und *D. subspicatus* (MW (Punkte) mit 95% Vertrauensbereich (grau); n = 4).

Der Anteil der Daphnien am Periphyton korreliert mit der Konzentration von *D. subspicatus* Zellen im Wasserkörper. Erst wenn diese einen Schwellenwert von ca. $0,05 \text{ mg C} \cdot \text{L}^{-1}$ unterschreitet, nutzen die Daphnien Periphyton als alternative Nahrungsquelle (Abb. 4).

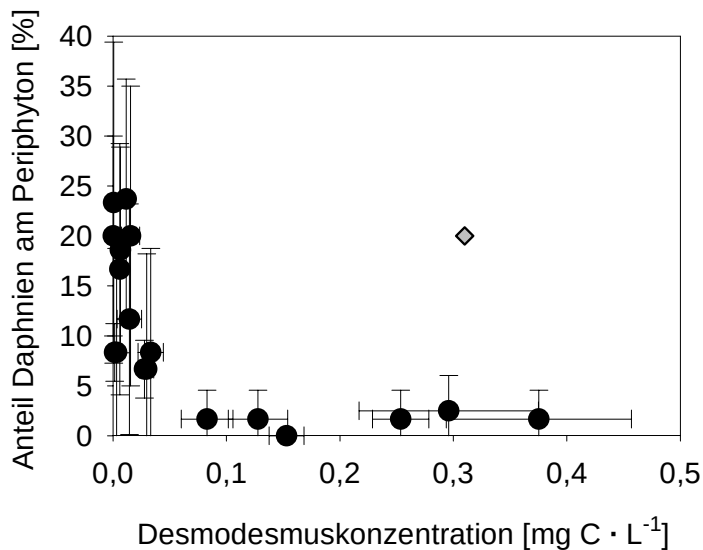


Abb. 4: Reaktion der Daphnien auf die Konzentration von *D. subspicatus* im Wasserkörper (MW ± s).

◇ nicht berücksichtigter Ausreißer

In den Versuchen von Horton et al. (1979) zeigten *D. magna* und *D. pulex* ein ähnliches Verhalten: Bei einer hohen Algenzellichte im Medium schwammen auch hier die Daphnien frei in der Wassersäule. Bei Mangel an Phytoplankton hielten sie sich jedoch verstärkt am Boden der Versuchsgefäße auf, der mit einer Detritusschicht bedeckt war.

Zusammenfassung

Die Ergebnisse zeigen, dass *Daphnia magna* Periphyton als alternative Nahrungsressource nutzt. Die als Phytoplankton vorliegende Grünalge *Desmodesmus subspicatus* wird jedoch als Nahrung gegenüber Periphyton bevorzugt. Erst bei Mangel an *D. subspicatus* weicht *D. magna* auf Periphyton als alternative Nahrungsquelle aus. Mit Periphyton als alleiniger Nahrungsquelle kann *D. magna* eine stabile Population etablieren. Durch zusätzliche Periphytonbeweidung kann die Population von *D. magna* stabilisiert werden.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit am Institut für Umweltforschung der RWTH Aachen in Kooperation mit dem Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung e.V. (gaiac).

Literatur

- Elendt, B. P. (1990): Selenium deficiency in crustacea; an ultrastructural approach to antennal damage in *Daphnia magna* Straus. *Protoplasma* 154: 25-33.
- Hammers-Wirtz, M., Ratte, H. T. (2003): Gutachten zur Entwicklung eines Verfahrensvorschlages für einen *Daphnia* Multi Generation Test. UBA-Report FKZ 36003024.
- 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.
- Strauß, T., Hammers-Wirtz, M., Ratte, H.T. (2006): Sedimenttrophie und Periphytondynamik: Limnologischer Forschungsbedarf im Rahmen ökotoxikologischer Mesokosmosstudien. DGL-Tagungsbericht 2005, 460-464.
- Weimer-Henß, I. (1995): Bioakkumulation und Verhalten von 3,4-Dichloranilin in einem aquatischen Laborsystem. Dissertation RWTH Aachen.

Populationsstruktur und Artabgrenzung europäischer Daphnien

Anne Thielsch¹, Nora Brede^{1,2}, Robert Kraus³, Adam Petrusek⁴ and Klaus Schwenk¹

¹ Abteilung Ökologie und Evolution, J.W. Goethe-Universität Frankfurt am Main, Siesmayerstraße 70, D-60323 Frankfurt am Main, Germany

A.Thielsch@bio.uni-frankfurt.de; K.Schwenk@bio.uni-frankfurt.de

² Gewässerökologie, Eawag, Überlandstraße 133, Postfach 611, 8600 Dübendorf, Switzerland

Nora.Brede@eawag.ch

³ Resource Ecology Group, Wageningen University, Droevendaalsesteeg 3a, 6708 PB Wageningen, The Netherlands

Robert.Kraus@wur.nl

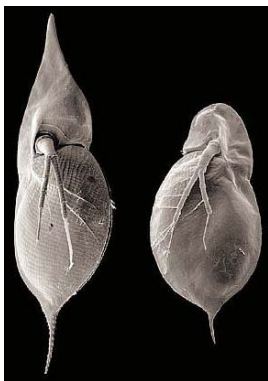
⁴ Department of Ecology, Charles University, Vinicna 7, CZ-12844 Prague 2, Czech Republic

Petrusek@cesnet.cz

Keywords: Populationsgenetik, Limnologie, ökologische Genetik, Crustaceen, Süßwasserplankton

Einleitung

Vertreter der Gattung *Daphnia* (Cladocera) repräsentieren eine der dominanten Gruppen des Süßwasserplanktons und sind weltweit verbreitet. Die Systematik und Nomenklatur des europäischen *D. longispina*-Komplexes befindet sich schon seit längerem im Wandel, da die Arten eine hohe



phänotypische Variabilität (Abb. 1) aufweisen und interspezifische Hybridisierung zwischen mehreren Arten dieses Komplexes häufig beobachtet wurde (z.B. Hobaek et al., 2004). Unser Ziel war die Identifikation der Arten dieses Komplexes mit einer Reihe von morphologischen und genetischen Analysen. Darüber hinaus stellt sich die Frage, ob die einzelnen Arten trotz Hybridisierung genetisch distinkte Gruppen darstellen und ob die lokalen Morphotypen genotypisch isoliert sind.

Abb. 1: Phänotypische Plastizität bei zwei Individuen der gleichen klonalen Linie von *D. cucullata* (Agrawal et al., 1999).

Material und Methoden

Wir haben 33 europäische Populationen (1028 Individuen; Abb. 2) der Arten *Daphnia hyalina*, *D. galeata*, *D. cucullata*, *D. rosea* und *D. zschokkei* mit Hilfe des digitalen Schlüssels „European Daphnia Species“ (<http://www.natur.cuni.cz/ekologie/EDS>) charakterisiert. Zusätzlich wurden auch



nukleäre (ITS-PFLP; Skage et al., 2007) und mitochondriale Gene (12S rDNA; Taylor und Hebert, 1996) zur Klassifikation herangezogen. Zur Ermittlung der genetischen Diversität und der Populationsstruktur dieses Artkomplexes, haben wir zwölf hochvariable Mikrosatellitenmarker eingesetzt (Brede et al. 2006). Aufgrund der hohen Mutationsrate von Mikrosatelliten-DNA eignen sich diese Marker besonders gut zur Auftrennung von nah verwandten Arten und zur Identifikation von interspezifischen Hybriden, Rückkreuzungen und Elternarten.

Abb. 2: Geografische Verbreitung der 33 untersuchten Populationen.

Ergebnisse und Diskussion

Viele rezente evolutionsbiologische Studien zeigten, dass Arten sich oft aus genetisch und reproduktiv isolierten Einheiten zusammensetzen, d. h. „kryptische Artkomplexe“ sind viel häufiger im Tierreich zu finden, als ursprünglich angenommen (Pfenninger und Schwenk, 2007). Rezente molekulargenetische und morphologische Studien von Cladoceren der Gattung *Daphnia* weisen darauf hin, dass der *D. hyalina/rosea/zschokkei*-Artenkomplex solch ein Konglomerat von kryptischen Arten oder evolutionären Linien darstellt. Zum einen warf die klassische morphologische Einteilung der Arten *D. rosea* und *D. zschokkei* grundlegende Probleme auf und zum anderen konnten die Arten *D. hyalina* und *D. rosea* bisher nicht eindeutig genetisch differenziert werden. Unsere Analysen weisen darauf hin, dass *D. hyalina*, *D. rosea* und *D. zschokkei*, nicht reproduktiv isoliert sind (Abb. 3). Die verschiedenen Morphotypen sind vermutlich in unterschiedlichen Habitaten (Seen und Tümpeln) mehrmals unabhängig voneinander entstanden. Weiterhin konnten wir mit den Mikrosatelliten-Markern die interspezifischen Hybride zwischen den Arten *D. hyalina/rosea/zschokkei*, *D. galeata* und *D. cucullata* detektieren. Obwohl interspezifische Hybridisierung ein häufiges Phänomen in dieser Gruppe ist, stellen die einzelnen Taxa dennoch distinkte genetische Linien dar, da die Rückkreuzungshybride oftmals unter den vorliegenden Bedingungen eine geringere Fitness als die Parentalarten aufweisen.

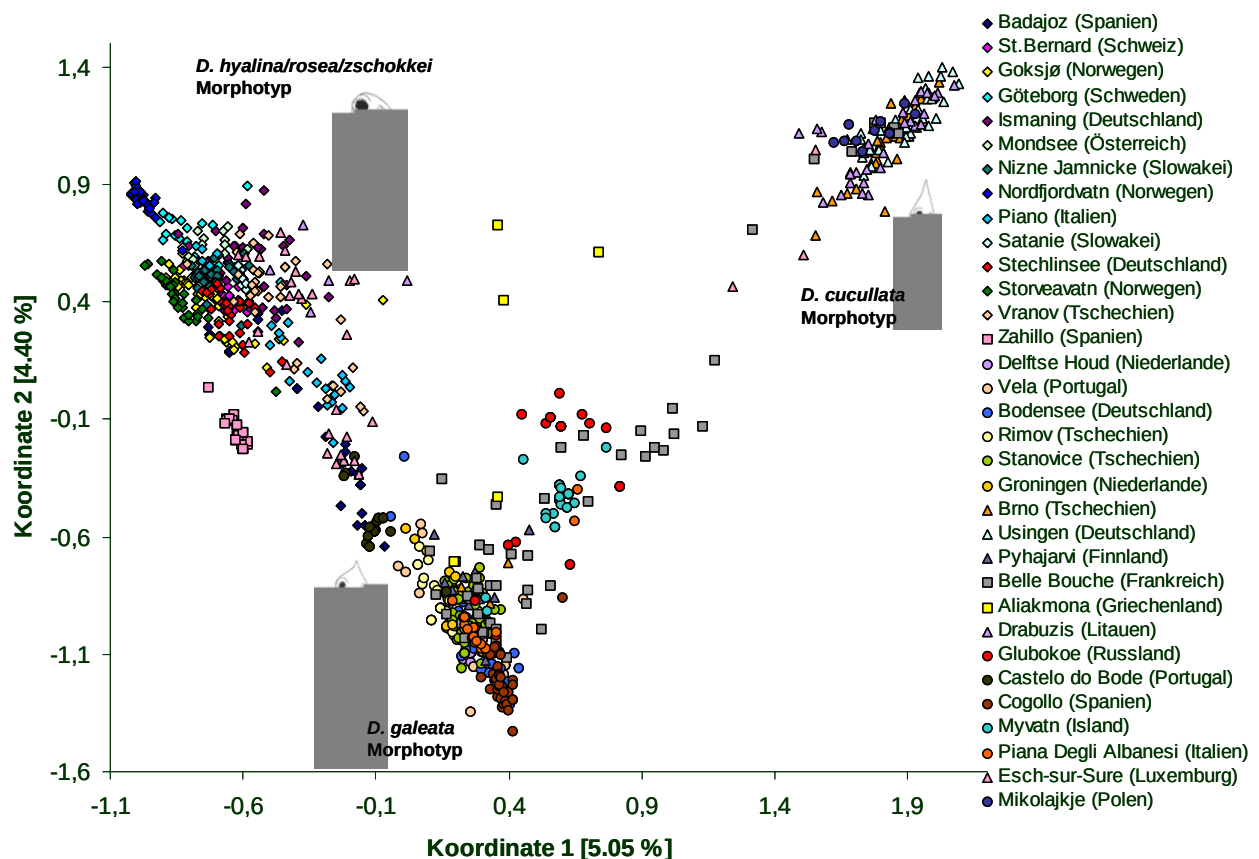


Abb. 3 Faktorielle Korrespondenzanalyse der Mikrosatellitendaten aller Individuen. Jeder Punkt repräsentiert ein Individuum und die Kombination aus Form und Farbe repräsentiert die Populationszugehörigkeit. Zeichnungen nach Flößner (2000).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Unsere genetischen Analysen unterstützen die aktuelle taxonomische Revision des Genus *Daphnia*. Darüber hinaus werden die Daten genutzt um das Verbreitungspotential, die historische Besiedelung ehemals vergletschter Regionen der letzten Eiszeit zu rekonstruieren und Speziationsprozesse zu beschreiben.

Danksagung

An dieser Stelle möchten wir uns ganz herzlich bei Prof. Dr. Bruno Streit bedanken, der uns in seinem Arbeitskreis diese Arbeit ermöglichte. Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen der Diplomarbeiten von Anne Thielsch mit dem Titel „Molekulare Systematik und Populationsgenetik des europäischen *Daphnia rosea/hyalina*-Komplexes“ und Robert Kraus mit dem Titel „Klonale Diversität, Populationsstruktur und Hybridisierung im europäischen *Daphnia longispina*-Artkomplex“. Für die finanzielle Unterstützung möchten wir uns bei der Deutschen Forschungsge-

meinschaft (SCHW830/6-1; SCHW830/7-1) und der European Science Foundation (05_EDIV_FP102_BIOPool) bedanken.

Literatur

- Agrawal et al. (1999): Transgenerational induction of defences in animals and plants. *Nature* 401: 60-63.
- Brede et al. (2006): Microsatellite markers for European *Daphnia*. *Molecular Ecology Notes* 6 (2): 536-539.
- Flößner D. (2000): Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosmina) Mitteleuropas. Backhuys Publishers, Leiden.
- Hobaek et al. (2004): *Daphnia galeata* x *D. longispina* hybrids in western Norway. *Hydrobiologia* 526: 55-62.
- Pfenninger und Schwenk (2007): Cryptic animal species are homogeneously distributed among taxa and biogeographical regions. *BMC Evolutionary Biology* 7: 121.
- Skage et al. (2007): Intraspecific rDNA-ITS restriction site variation and an improved protocol to distinguish species and hybrids in the *Daphnia longispina* complex. *Hydrobiologia* 594: 19-32.
- Taylor und Hebert (1996): Phylogenetics and evolution of the *Daphnia longispina* group (Crustacea) based on 12s rDNA sequence and allozyme variation. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 5: 495-510.

Life-history traits des Bodenseefelchens unter Einfluss von Trophie und Besatz

Gregor Thomas¹, Heinz Quöß², Jürgen Hartmann² & Reiner Eckmann¹

¹ Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustr. 252, 78457 Konstanz

² Institut für Seenforschung (LUBW), Argenweg 50/1, 88085 Langenargen

email: gregor.thomas@uni-konstanz.de

Keywords: Fekundität; Eutrophierung; Reoligotrophierung; evolutionärer Wandel

Einleitung

Das Reproduktionspotential eines Fischbestandes ist nicht allein von der Laicherbiomasse abhängig, sondern die Gesamteiproduktion beruht auf mehreren Faktoren (Scott, Marteinsdottir & Wright 1999), z.B. Geschlechterverhältnis, Altersstruktur, Beginn der Laichreife und Fekundität, welche die Anzahl Eier pro Weibchen beschreibt. Die Verfügbarkeit von Nahrung bestimmt die Energiemenge jenseits des Grundmetabolismus, welche der Fisch in erhöhte Aktivität, somatisches Wachstum oder Reproduktion investieren kann. Bezüglich der Reproduktion kann unterschieden werden, ob die Qualität oder Quantität beeinflusst wird. Bei Fischen heißt dies, es können entweder mehr Eier angelegt werden (Quantität) oder die Eier können mit mehr Speicherstoffen ausgestattet werden (Qualität), was u. U. in einer erhöhten Überlebenschance der Larve resultiert. Somit sind auch die Fekundität und andere life-history traits von der individuellen Futterverfügbarkeit abhängig.

Im Bodensee waren die Felchen in den vergangenen 50 Jahren einem stark wechselnden Futterangebot ausgesetzt. Diese Schwankungen liegen hauptsächlich in 2 Faktoren begründet: zum einen wirkt der stark variierende Phosphorgehalt auf alle trophischen Ebenen, zum anderen unterliegt die Bestandsbiomasse selbst starken Veränderungen welche sich auf die intraspezifische Nahrungskonkurrenz auswirken und damit die individuelle Futterverfügbarkeit beeinflussen.

Eine vorangegangene Studie (Thomas und Eckmann 2007) hat sich mit dem somatischen Wachstum, genauer mit den Wachstumsschwankungen der Bodenseefelchen im Zeitraum 1954-97 beschäftigt. Das Ergebnis dieser Arbeit besagt, dass das Wachstum der Felchen im 2. Lebensjahr sehr stark von der Bestandsbiomasse und der Trophie des Bodensees abhängig ist. Der Einfluss der intraspezifischen Konkurrenz überwiegt dabei deutlich.

Ziel dieser Studie ist es zu überprüfen, ob ein ähnlicher Mechanismus auch auf die Reproduktionscharakteristika der Felchen wirkt. Um den Einfluss von Trophie und Bestandsbiomasse auf die life-history traits des Bodenseefelchens zu untersuchen, wurde ein Datensatz von Hartmann und Quöß (1993), der die Jahre 1963-1999 umfasst, erneut ausgewertet. Die Autoren konnten zeigen, dass die Fekundität von der Trophie positiv beeinflusst wird. Daten zur Bestandsbiomasse der Felchen waren zum Zeitpunkt der Studie aber nicht vorhanden.

Material und Methoden

In den Jahren 1963-99 wurden während der Laichzeit der Felchen (Dezember) Fische mit der Maschenweite 44 mm im Pelagial des Bodensees gefangen (Hartmann und Quoß 1993). Für die Analyse wurden pro Jahr je 20 Rogner vermessen, gewogen sowie die Gonaden entnommen. Anhand von entnommener Schuppen wurde das Alter bestimmt. Die Frischmasse der gesamten Gonaden wurde dokumentiert. Eine Unterprobe, welche etwa ein Achtel der Gesamtgonade ausmachte wurde ebenfalls gewogen und anschließend in Formalin (3 %ig) aufbewahrt. Unter einem Binokular wurde die Eizahl der Unterprobe ausgezählt und auf die Gesamtgonade hochgerechnet.

Da die Eizahl und das Frischgewicht der Probe bekannt waren, konnten wir das durchschnittliche Eigewicht eines jeden Fisches berechnen. Das Verhältnis von Gonadengewicht zu Gesamtgewicht beschreibt der Gonadosomatische Index (GSI), auch dieser Wert wurde für die Auswertung herangezogen.

Mit Hilfe multipler linearer Regressionsmodelle (JMP) wurden die einzelnen abhängigen Faktoren (Eigewicht, Fekundität und gonadosomatischer Index) gegen folgende unabhängige Variablen getestet: Felchen-Bestandsbiomasse, Phosphorgehalt, Kalenderjahr, Fischalter und Fischlänge. Die Faktoren, welche für die abhängigen Variablen statistisch ohne Bedeutung waren, wurden nach und nach aus den Modellen entfernt und die Modelle somit auf die signifikanten Faktoren begrenzt.

Ergebnisse

Eigewicht

Das Eigewicht bleibt von Umwelteinflüssen die auf die Nahrungsverfügbarkeit, wie z.B. wechselnde Bestandsdichten und Trophie wirken, unbeeinflusst. Alter und Fischlänge beeinflussen das Eigewicht jedoch signifikant: je älter und länger der Fisch, desto schwerer die Eier. Der Einfluss des Alters ($F = 74,2$ $p < 0,0001$) überwiegt den Einfluss der Länge ($F = 6,3$ $p = 0,017$) um ein Vielfaches. Beide Faktoren erklären zu 84% die Schwankungen im Eigewicht.

Fekundität

Für die Fekundität konnten drei signifikante Einflussgrößen identifiziert werden: mit steigender Trophie ($F = 35,5$ $p < 0,0001$), fortschreitender Zeit ($F = 16,5$ $p = 0,0003$) und höherem Fischalter ($F = 5,8$ $p = 0,02$) nimmt die Fekundität zu. Abb. 1 veranschaulicht, dass die Fekundität deutlich an die Trophie gekoppelt ist. Nach Rückgang der Phosphorkonzentration bleibt die Fekundität jedoch auf einem höhern Niveau als vor der Eutrophierung. Mit diesem Modell lassen sich 62,5% der Varianz der Fekundität erklären.

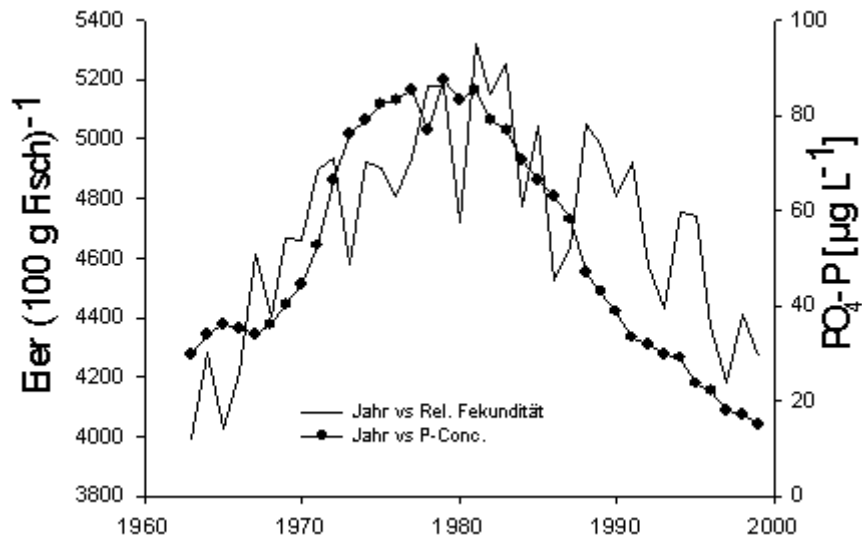


Abb. 1: Blaufelchen-Fekundität (glatte Linie) in Zeiten stark schwankender Phosphorkonzentrationen (gepunktete Linie) im Bodensee – Zeitraum 1963-99.

Gonadosomatischer Index

Der GSI steigt seit Beginn der Untersuchung bis in die Mitte der 80er Jahren stetig an. Obwohl die Fekundität ab 1980 zusammen mit der Phosphorkonzentration stark rückläufig ist, bleibt der GSI auf einem hohen Niveau und geht nur langsam zurück (Abb. 2 A). Das Gewicht der Gonaden wird zum einen vom Eigewicht und zum anderen von der Anzahl der Eier bestimmt. Die zurückgehende Fekundität wird durch das höhere Eigewicht älter werdender Fische kompensiert, so dass der GSI nur langsam zurückgeht. Das Produkt von Fekundität und Eigewicht gibt somit den gonadosomatischen Index gut wieder (Abb. 2 B).

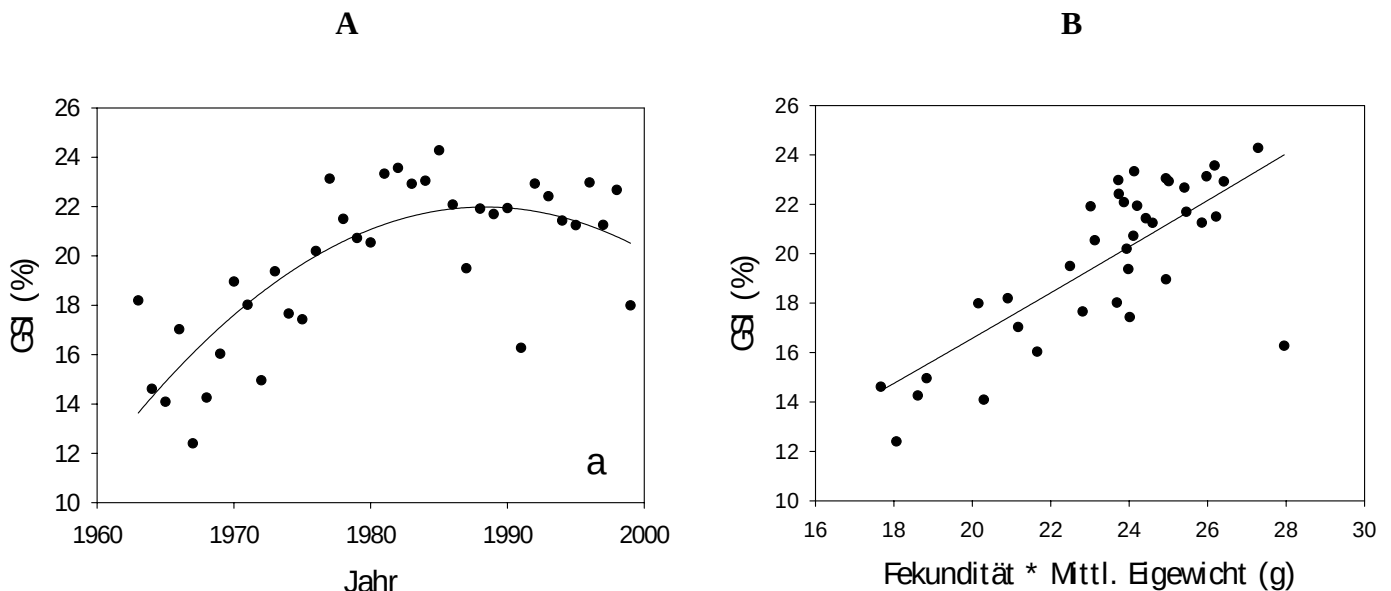


Abb. 2:

A: Gonadosomatischer Index (GSI) über den Untersuchungszeitraum 1963-99.

B: Lineare Regression des gonadosomatischen Index aufgetragen gegen das Produkt aus Fekundität und mittlerem Eigewicht ($R^2 = 0,6$).

Diskussion

Die Neuauswertung des Datensatzes verschafft neue interessante Erkenntnisse über die life-history traits und Energieallokation des Bodenseefelchens in der Zeitspanne von 1963-99, welche sich durch stark schwankende Umwelteinflüsse auszeichnet. Ein Trophieanstieg führt demnach zu einer Erhöhung der Fekundität, nicht aber zu einer Zunahme der Eigröße. Das Eigewicht bleibt in erster Linie vom Fischalter abhängig, ältere Fische produzieren größere Eier. Neben Trophie bleiben auch Bestandsbiomasse und Zeit für den Einfluss auf das Eigewicht unbedeutend.

Die Fekundität dagegen ist im starken Maße abhängig von der Trophie und dem Alter der Fische, zusätzlich ist ein deutlicher zeitlicher Trend zu entdecken. Da Fische in den frühen Lebensstadien gegenüber Prädation am meisten gefährdet sind, sollten sie den Großteil ihrer Energie in das somatische Wachstum investieren und somit möglichst schnell der kritischen Größe zu entwachsen. Je größer ein Fisch ist, desto weniger Feinde hat er und kann seine Energie zunehmend statt in somatisches Wachstum in Reproduktion investieren. Mit diesem theoretischen Ansatz kann wohl die Zunahme bezüglich Eigewicht und Fekundität bei älteren Fischen begründet werden. Zur Zeiten der Eutrophierung war auch das Zooplanktonangebot für die zooplanktivoren Felchen besser und mehr Energie für somatisches Wachstum und Reproduktion stand den Fischen zur Verfügung. Der signifikante Einfluss der Zeit ist das interessanteste Ergebnis dieser Analyse. Dieser Sachverhalt liegt am ehesten im Management der Felchenpopulation am Bodensee begründet. Während der Laichzeit (Dezember) werden die Fische mit größenselektiv wirksamen Kiemennetzen im Pelagial des Obersees gefangen. Die Rogner und Milchner werden in Eimer abgestreift und die Eier noch auf dem See künstlich befruchtet. Die so gewonnenen Eier werden in den Fischbrutanstanlen kalt erbrütet, d.h. die Entwicklung der Eier wird mit auf 1°C gekühltem Wasser verzögert (Flüchter 1980). Der spätere Schlupf soll den Larven bessere „Startbedingungen“ gewähren, da zum späteren Zeitpunkt des Aussetzens im See mehr fressbare Zooplanktonorgansimen vorhanden sind. Markierungsexperimente (Eckmann, Kugler & Ruhlé 2006) deuten daraufhin, dass der Großteil (>60 %) der Felchen im See aus Fischbrutanstanlen stammt. Wenn nun in der Laichfischerei durch die Kiemennetze Rogner mit einer höhern Wahrscheinlichkeit gefangen werden, die aufgrund hoher Eizahlen einen größeren Körperumfang besitzen, als solche die mit weniger Eiern schlanker sind, findet eine Selektion auf hohe Fekundität statt. Für Heringe konnte gezeigt werden (Hay, Cooke & Gissing 1986), dass Weibchen mit hohem GSI mit Kiemennetzen häufiger gefangen werden. Voraussetzung hierfür ist, dass die Eizahl genetisch determiniert ist und damit die Nachkommen hoch fekunder Weibchen ebenfalls die Anlage zu einer höheren Produktion an Eiern besitzen. Da das Verfahren der Laichfischerei und künstlichen Erbrütung am Bodensee bereits seit Jahrzehnten mit zunehmender Intensität praktiziert wird, ist das Potential für eine genetische Selektion gegeben.

Zusammenfassung

Unsere Studie über die life-history traits des Bodensee-Felchens über einen Zeitraum von 36 Jahren zeigt, dass die Fekundität der Felchen stark an die Trophie des Bodensees gekoppelt ist. Zusätzlich wird der Bestand durch die Besatzpolitik genetisch auf hohe Fekundität hin selektiert. Schwankungen in der Bestandsdichte beeinflussen die life-history traits nicht. Das Eigewicht bleibt von externen Umwelteinflüssen unbeeinflusst und wird in erster Linie durch das Alter der Fische bestimmt.

Danksagung

Der Dank gilt den Mitarbeitern des Instituts für Seenforschung, Langenargen welche uns die Daten zur weitem Auswertung zur Verfügung gestellt haben.

Diese Arbeit wurde im Rahmen einer Doktorarbeit, finanziert durch das Schwerpunktprogramm „AquaShift“ der Deutschen Forschungsgemeinschaft (AZ EC 146/3-1.2), durchgeführt.

Literatur

- Eckmann, R., M. Kugler & C. Ruhlé (2006). "Evaluating the success of large-scale whitefish stocking at Lake Constance." Arch. Hydrobiol. Spec. Issues *Advanc. Limnol.* **60**: 361-368.
- Flüchter, J. (1980). "Review of the present knowledge of rearing whitefish (Coregonidae) larvae." *Aquaculture* **19**: 191-208.
- Hartmann, J. & H. Quoss (1993). "Fecundity of whitefish (*Coregonus lavaretus*) during the eu- and oligotrophication of Lake Constance." *Journal of Fish Biology* **43**: 81-87.
- Hay, D. E., K. D. Cooke & C.V. Gissing (1986). "Experimental studies of Pacific herring gillnets." *Fisheries Research* **4**: 191-211.
- Scott, B., G. Marteinsdottir, & P. Wright (1999). "Potential effects of maternal factors on spawning stock-recruitment relationships under varying fishing pressure." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**: 1882-1890.
- Thomas, G. & R. Eckmann (2007). "The influence of eutrophication and population biomass on common whitefish (*Coregonus lavaretus*) growth — the Lake Constance example revisited." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **64**: 402-410.

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

BORK, J., S. BORK, S. BERKHOFF & H. J. HAHN: Evaluierung neuartiger Fallensysteme zur repräsentativen Erfassung subterranner Lebensgemeinschaften

FUCHS, A., H. J. HAHN & J. ARNSCHEIDT: Untersuchungen zur Grundwasserfauna Irlands

MARTIN, P., M. RÜCKERT & M. BRUNKE: Eine faunistisch begründete Quelltypologie für Schleswig-Holstein

STEIN, H., A. FUCHS & H. J. HAHN: UBA-Projekt: „Biologische Bewertung von Grundwasserökosystemen“ – Faunistische Untersuchungen

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

Sven Berkhoff^d, Jörg Bork¹ & Hans Jürgen Hahn¹

¹ Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Universität Koblenz-Landau, Abteilung Biologie, Im Fort 7, 76829 Landau, berkhoff@uni-landau.de, bork@uni-landau.de; hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Stygofauna, Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen, Grundwasserfauna-Index

Einleitung

Die Uferfiltration ist ein wichtiger Bestandteil der lokalen Trinkwasserversorgung und die Qualität des abgepumpten Wassers wird von hydrologischen Austauschprozessen beeinflusst. Daher ist der Nachweis von Oberflächenwassereinfluss eine entscheidende Voraussetzung für eine Qualitätssicherung. Der hydrologische Austausch wird standardgemäß mit Hilfe von hydrochemischen Methoden ermittelt, kann aber auch über biologische Methoden beschrieben werden.

Ziel der hier vorgestellten Studie war es, hydrologische Wechselwirkungen zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser im Bereich von Uferfiltrationsanlagen nicht nur hydrochemisch, sondern auch faunistisch nachzuweisen. Dabei sollte den Fragen nachgegangen werden, in welchem Maße die Grundwasserfauna als Bioindikator zur Bewertung hydrologischer Interaktionen, insbesondere von Oberflächenwassereinfluss herangezogen werden kann.

Auch der Grundwasserfauna-Index (GWF-Index) (Hahn 2006) als Maß, um ökologisch relevante Austauschprozesse zu quantifizieren, wurde angewandt und überprüft.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen erfolgten zwischen Februar 2005 und Januar 2006 im Bereich einer nieder-rheinischen Uferfiltratgewinnungsanlage. Das Wasserwerksgelände befindet sich direkt am Rheinufer auf den Auenterrassen der Rheinaue. Der Aquifer besteht hier aus ca. 30 m mächtigen pleistozänen Kiesen und Sanden, die während der letzten zwei Millionen Jahren abgelagert wurden. Unterhalb dieser Sedimente liegt eine tertiäre Schicht aus Feinsand, die nahezu impermeabel ist (Schubert 2002). Das Grundwasser im Untersuchungsgebiet wird durch infiltriertes Rheinwasser, alluviales Grundwasser und durch landseitiges Grundwasser charakterisiert.

15 Pegel wurden faunistisch und hydrochemisch beprobt. Neun Pegel sind in drei Reihen (Pegelseihen A, B, C) nahe des Rheinufers transektartig angelegt und wurden monatlich einmal über ein Jahr lang beprobt. Zu beachten ist, dass zwischen den Pegelseihen B und C die Pumpbrunnen liegen. Die Anordnung ist in Abb. 1 ersichtlich. Sechs weitere Pegel, die ein halbes Jahr lang untersucht wur-

den, sind in einem weiträumigen, kreuzförmigen Transekt angeordnet, um Gradienten zwischen Rhein und landseitigem Grundwasser feststellen zu können.

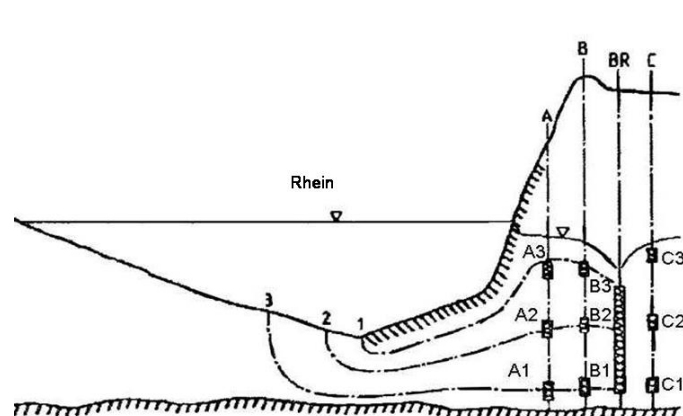


Abb.1: Anordnung der neun Hauptpegel in drei Reihen (Quelle: XX)

Material und Methoden

Die Fauna und die Wasserproben wurden vom Sumpf der Pegelrohre entnommen. Vor Ort wurden die Feldparameter Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, elektrische Leitfähigkeit und der pH-Wert gemessen. Im Labor des TZW Karlsruhe wurden die Parameter Ammonium, Nitrat, Nitrit, Eisen, Mangan, Bor, Chlorid, Sulfat, AOX, DOC und SAK ermittelt.

Die Entnahme der Fauna erfolgte mit einem Netzsammler, einem modifizierten Cvetkov-Netz (Cvetkov 1968), der für diese Art der Untersuchungen entwickelt wurde (Maschenweite: 74 µm, Durchmesser Öffnung: 4,9 cm) und repräsentative Ergebnisse hinsichtlich der Artenzusammensetzung des umgebenden Grundwasserleiters liefert (Matzke & Hahn 2002). Die Crustacea und Polychaeta wurden bis auf Artniveau bestimmt.

Zur Beschreibung der Stärke des hydrologischen Austausches wurde der GWF-Index angewendet, um den Grad des hydrologischen Austausches zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser zu ermitteln.

Ergebnisse

Hydrochemie

Bei der Betrachtung der Wasserchemie aller Pegel (Pegel 11 und 15 wurden hydrochemisch nicht erfasst) können anhand der PCA vier hydrologische Gruppen nachgewiesen werden (Abb. 2): 1. Der Rhein als Oberflächengewässer, 2. die A- und B-Pegel als hyporheische Zone, gekennzeichnet durch das infiltrierte Flusswasser, 3. die C-Pegel und die rheinnahen Pegel 12 und 13 als alluviales Grundwasser mit Oberflächenwassereinfluss und 4. die beiden Untersuchungspegel 14 und 80, charakterisiert durch landseitiges Grundwasser. Die Parameter Nitrat und elektrische Leitfähigkeit für die erste Achse sowie die Standardabweichung der Temperatur und der SAK für die zweite Achse beschreiben die Variationen der Hydrochemie am besten. Die Gruppen sind deutlich und signifikant getrennt (ANOSIM: Global R = 0,946, P = 0,001). Auch die Diskriminanzanalyse ordnet die Einzelproben zu 100% den Gruppen korrekt zu.

Die PCA der drei Pegelreihen A, B, C und des Rheins trennt das Untersuchungsgebiet in drei hydrologische Einheiten (Abb. 3): 1. Oberflächenwasser des Rheins, 2. hyporheisches Infiltrationswasser der Pegelreihen A und B und 3. alluviales Grundwasser, in der Pegelreihe C.

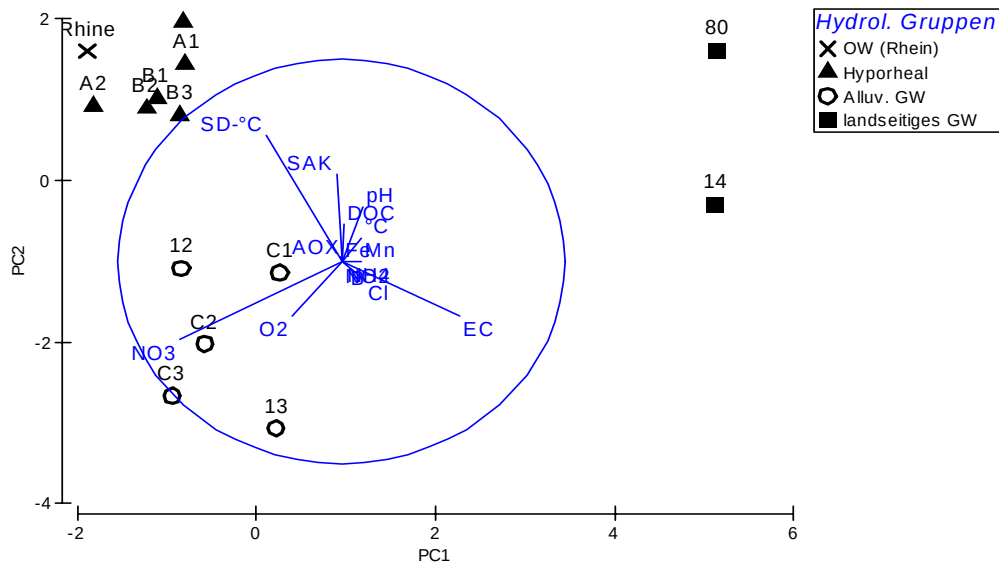


Abb. 2: PCA der hydrochemischen Parameter für alle Pegel (außer 11, 15) (März-August 2005)

Die Unterscheidungen dieser Gruppen ist laut ANOSIM (Global $r = 0,93$, $p = 0,001$) und Diskriminanzanalyse der einzelnen Proben (vorhergesagte Gruppenzugehörigkeit: 100%) deutlich und signifikant. Im Hyporheal war anhand der Chemie kein Unterschied zwischen den Pegelreihen A und B erkennbar.

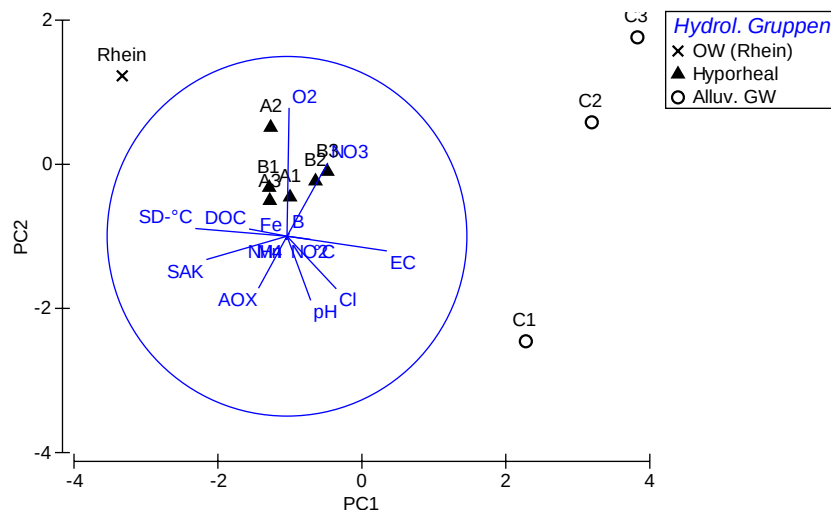


Abb. 3: PCA der hydrochemischen Parameter für die neun Hauptpegel (Feb. 2005-Jan. 2006)

Fauna

Es konnten in 144 Proben insgesamt 4467 Individuen erfasst werden, die 16 Arten und sieben höheren Taxa zuzuordnen sind.

Die MDS der einzelnen Pegel zeigen fünf faunistische Gruppen (Abb. 4): (I) Hyporheische Zone der Pegelreihe A, gekennzeichnet durch den starken Oberflächenwassereinfluss des Rheins, (II) die rheinwasserbeeinflusste Pegelreihe B mit einer ökotonalen Fauna, (III) Alluviales Grundwasser der

Pegelreihe C, (IV) Alluviales Grundwasser der Pegel 12, 13 und 15 und (V) tiefes, landseitiges Grundwasser mit nur geringem Oberflächenwassereinfluss (Pegel 11, 14, 0080). Nur in der ersten Gruppe konnten auch euryöke Arten ermittelt werden. In der Pegelreihe B findet sich eine ökotonale Fauna mit den Grundwasserarten *Chappuisius singeri*, *Graeteriella unisetigera* und *Bathynella freiburgensis*. Die durch alluviales Grundwasser geprägten C-Pegel werden durch *Diacyclops languidoides* dominiert und sind sehr artenarm, während die drei anderen Alluvial-Pegel 12, 13, 15 eine höhere Diversität und als Charakterart *Niphargus kochianus* aufweisen. Die drei Pegel des landseitigen Grundwassers, insbesondere Pegel 11 sind nur dünn besiedelt. Die ANOSIM (Global R = 0,764, p = 0,001) zeigt eine gute Trennbarkeit der einzelnen Gruppen, nur zwischen der Pegelreihen A und B kommt es zu leichten Überlappungen (R = 0,556).

In der nächsten MDS (Abb. 5) wurden die neun Hauptpegel für den Zeitraum von 12 Monaten berücksichtigt. Es sind im Gegensatz zur Chemie-PCA drei Zonierungen gemäß der Pegelreihen ersichtlich: eine rheinwasserbeeinflusste Fauna in Pegelreihe A mit euryöken Arten, eine ökotonale Fauna in Pegelreihe B und eine reine Grundwasserfauna in Pegelreihe C.

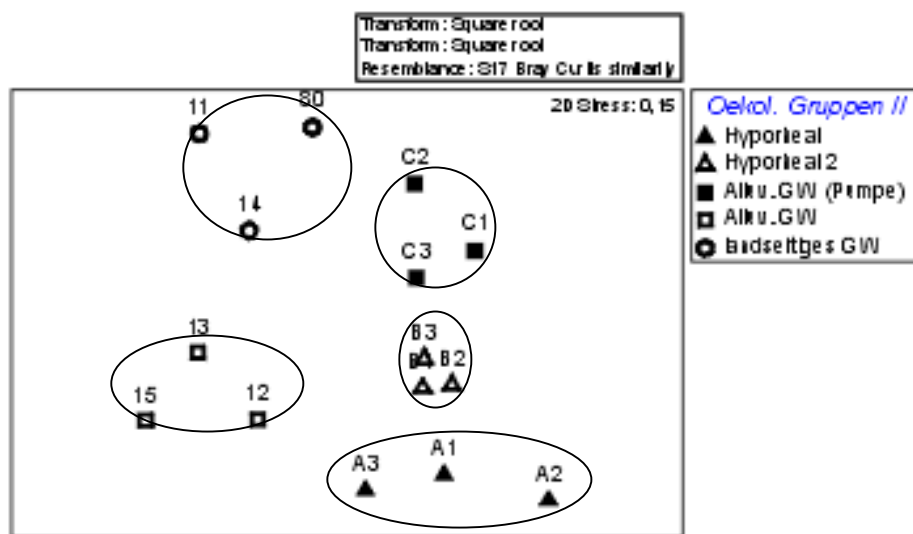


Abb. 4: Fauna-MDS für jeden Pegel, aggregiert über den Mittelwert (März-August 2005)

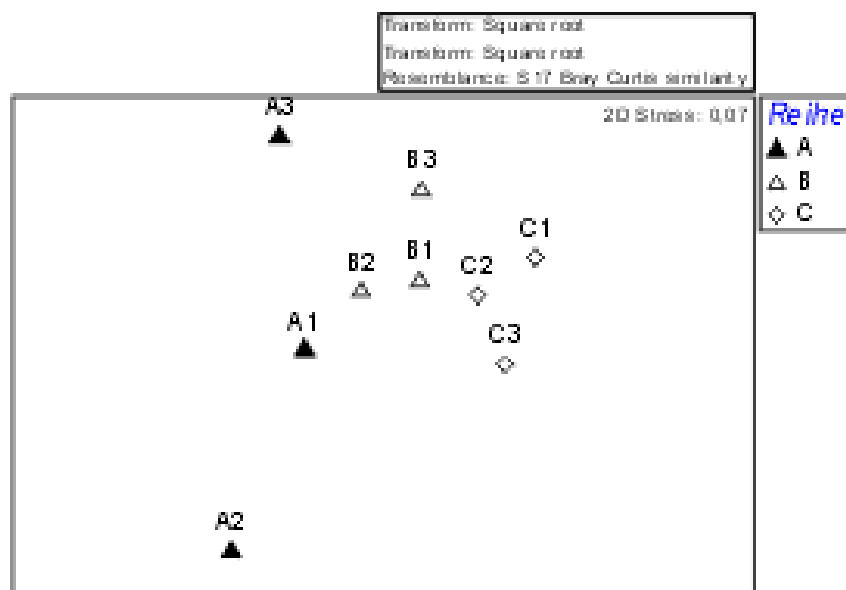


Abb. 5: Fauna-MDS der neun Hauptpegel, aggregiert über den Mittelwert (Feb. 2005-Jan. 2006)

Der Schlüsselfaktor für Grundwasserökosysteme ist der hydrologische Austausch. Um diese hydrologische Austauschprozesse zu evaluieren, wurde der GWF-Index angewendet. Der Index sinkt ganz deutlich von den Reihen A und B zur Reihe C (Abb. 6) und den weiteren Pegeln. Mit Ausnahme Pegel 0080 besitzen die Pegel, die am weitesten vom Rhein entfernt sind, die geringsten Indexwerte (Pegel 11, 14). Das heißt, ein Oberflächenwassereinfluss ist dort kaum vorhanden.

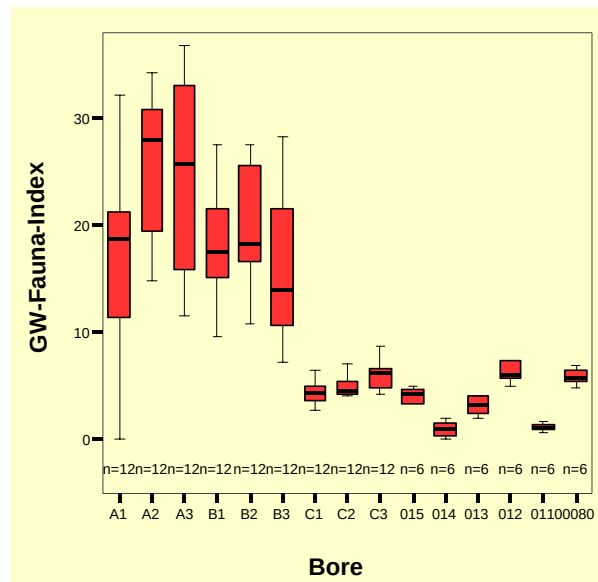


Abb. 6: Boxplots des GWF-Index für alle Pegel

Diskussion

Mit Hilfe der Grundwasserorganismen werden die hydrologischen Gegebenheiten des Untersuchungsstandortes feiner aufgelöst als mit der Wasserchemie. Vor allem die Pegelreihen A und B können deutlicher voneinander unterschieden werden (Fauna-ANOSIM A/B: 0,556, Chemie-ANOSIM A/B: 0,004). Die Fauna kann folglich für die Analyse hydrologischer Interaktionen benutzt werden. Auch der GWF-Index kann als Methode zur Stärke des Oberflächenwassereinflusses und zur Vulnerabilitätsabschätzung angewandt werden. Bei der Überprüfung der ökologischen Gruppen mittels einer Diskriminanzanalyse der logarithmierten abiotischen Daten zeigt sich, dass der GWF-Index den stärksten Einfluss auf die Gruppen besitzt (Kanonischer Diskriminanzkoeffizient: 3,564). Die Korrelationen (Spearman) zwischen GWF-Index und Entfernung zum Rhein ($r = -0,819$, $p < 0,001$) und GWF-Index und Abundanzen ($r = 0,587$, $p < 0,001$) sind am stärksten. Lediglich Pegel 0080 zeigt leicht erhöhte Indexwerte, die sich aufgrund der Pegellage in einer Senke erklären lassen, da an dieser Stelle Oberflächenwasser verstärkt infiltrieren kann.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Es konnte nachgewiesen werden, dass die Verteilung der Fauna die hydrologischen Gegebenheiten differenzierter widerspiegelt als die Hydrochemie. Der GWF-Index ist in der Lage die Stärke des Oberflächenwassereinflusses anzuzeigen. Somit sind Grundwasserfauna und GWF-Index viel versprechende Methoden für die Bewertung von Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen, bedürfen aber weiterer Untersuchungen.

Danksagung

Diese Untersuchungen wurden durch die Förderung von K-Water (Korean Water Resources Corporation) im Rahmen des 21st Century Frontier Research Program (grant code# 3-4-3) ermöglicht. Für die gute Zusammenarbeit danken wir K-Water, namentlich Dr. Hyoung-Soo Kim und dem TZW Karlsruhe, insbesondere Dr. Carsten Schmidt.

Literatur

- Hahn, H. J. (2006): The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats. – *Limnologica* 36: 119-137
- Matzke, D. & H. J. Hahn (2002): Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken. – Unveröffentl. Bericht DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft): Abschlußbericht Projekt Az HA 3214/1-1
- Schubert, J. (2002): Hydraulic aspects of riverbank filtration – field studies. – *J. Hydrogeol.* **266**: 145-161

Evaluierung neuartiger Fallensysteme zur repräsentativen Erfassung subterranner Lebensgemeinschaften

Jörg Bork¹, Sabine Bork¹, Sven Berkhoff¹ & Hans Jürgen Hahn¹

¹ Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Universität Koblenz-Landau, Abt. Biologie, Im Fort 7, 76829 Landau, bork@uni-landau.de, berkhoff@uni-landau.de, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Stygofauna, Grundwasser, unbeködete Fallensysteme, Sammelmethoden

Einleitung

Eine zentrale Frage bei grundwasserökologischen Untersuchungen ist, ob die Besiedlungsverhältnisse eines Aquifers repräsentativ erfasst werden. Eine neue, viel versprechende Methode ist der Einsatz von geschichteten, unbeködeten Fallensystemen, die im Grundwasser wie im Hyporheal verwendet werden können (Hahn 2003, 2005). Allerdings gibt es bisher noch keine Bewertung der Effizienz dieser Technik auf der Grundlage belastbarer Daten. Ziel der hier vorgestellten Studie ist die Evaluierung dieser Fallensysteme durch den Vergleich hydrochemischer und faunistischer Daten. Es soll geklärt werden, ob Wasserproben aus dem Falleninnern physikochemisch repräsentativ für das freie Grundwasser sind und ob die Besiedlungsverhältnisse im freien Grundwasser durch Fallenfänge repräsentativ erfasst werden. Ferner gilt zu klären, ob es zu einer Überschätzung der Abundanzen durch Fallenfänge in gering besiedelten Grundwasserleitern bzw. zu einer Überschätzung in dicht besiedelten Bereichen wie dem Hyporheal kommt. Die Untersuchungen erfolgten von Juli 2003 bis Juni 2004 im Uferbereich des Nakdong, Korea.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet Dasan-Myeon befindet sich im Südosten der koreanischen Halbinsel (Abb. 1). Der Untersuchungsstandort, westlich von Daegu, umfasst einen 500 m langen und 500 m breiten Bereich der rechten Uferbank des Nakdong. Die den Standort prägenden alluvialen Sedimente bestehen vorrangig aus Sand und Kies und weisen einen hohen Anteil an Glimmer auf.

Material und Methoden

Am Untersuchungsstandort wurden in fünf Grundwasserpegeln (Tiefe: 9 - 12 m; Ø: 10 cm) unbeködete, geschichtete Fallensysteme nach Hahn (2005) (Abb. 1) installiert. Das Fallensystem besteht aus drei übereinander liegenden Fallen (Tiefe Falle A: 5,0 m, Falle B: 6,6 m & Falle C: 10 m), über die eine räumlich genaue Beprobung von unterschiedlich tiefen Grundwasserschichten möglich ist (Abb. 2). Zusätzlich wurden vier einzelne Fallen des gleichen Typs im Hyporheal eingesetzt (Tiefe: 0,1 m) (Abb. 1). Die Beprobung erfolgte monatlich zweimal. Proben der Fraktionen

Schlauch, Falle und freies, die Fallen umgebendes Aquifer (2 l) wurden getrennt voneinander entnommen und physikochemisch sowie faunistisch analysiert.

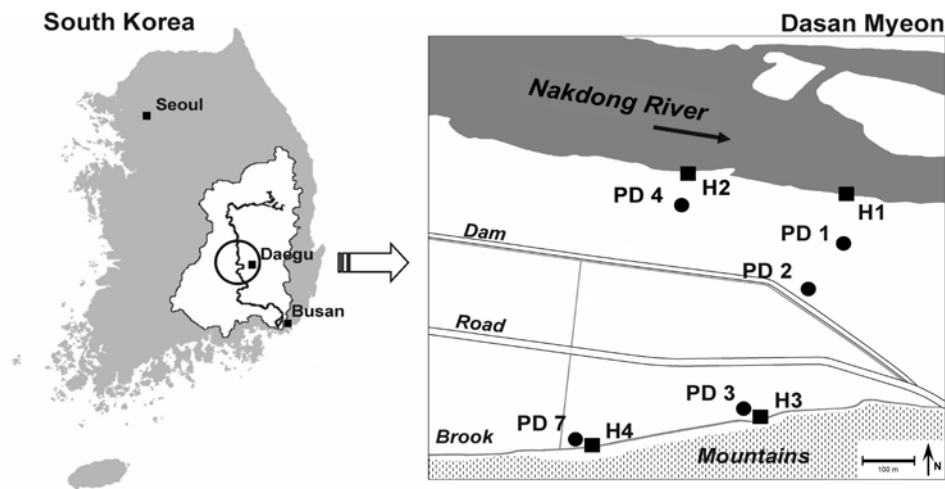


Abb. 1: Karte des Nakdong Einzugsgebietes und der Untersuchungsstandort Dasan-Myeon, Korea (H1-H4 = Fallen im Hyporheal; PD1-PD7 = Grundwasserpegel) (Quelle: Bork et al. 2007)

Physikochemische Parameter (Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit, Nitrat, Phosphat, Eisen und Carbonathärte) wurden direkt im Gelände bestimmt. Die Determinierung der Fauna erfolgte meist bis auf Ordnungsebene, Cyclopidae und Bathynellacea wurden bis auf Artniveau bestimmt.

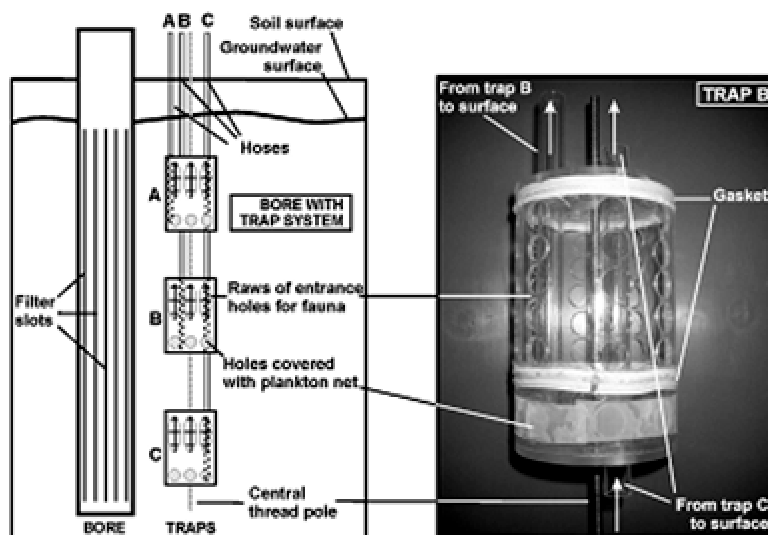


Abb. 2: Fallensystem aus drei geschichteten Fallen (Quelle: Hahn 2005)

Ergebnisse

Physikochemie

Der Vergleich der Fraktionen zeigt, dass das Standwasser des Schlauches hochsignifikant vom Fallenwasser und freien Grundwasser abweicht (Wilcoxon-Test: $n = 69$; $p < 0,004$). Keine Unter-

schiede ergeben sich dagegen zwischen dem Fallenwasser und dem umgebenden Wasser (Aquifer) (Wilcoxon-Test: $n = 148$; $p > 0,05$). Die physikochemischen Daten der Fraktionen Falle und Aquifer der jeweiligen Fallen sind über den Median aggregiert in einer Multidimensionalen Skalierung (MDS) dargestellt (Abb. 3). Fallen und Aquifer Probestellen sind hier nach ihrer Ähnlichkeit angeordnet, je ähnlicher sich Fallenfraktionen sind, desto näher liegen Punkte aneinander. Mit wenigen Ausnahmen ist deutlich zu erkennen, dass an den einzelnen Probestellen die physikochemischen Verhältnisse der Falleninhalte denen des Aquifers ähneln.

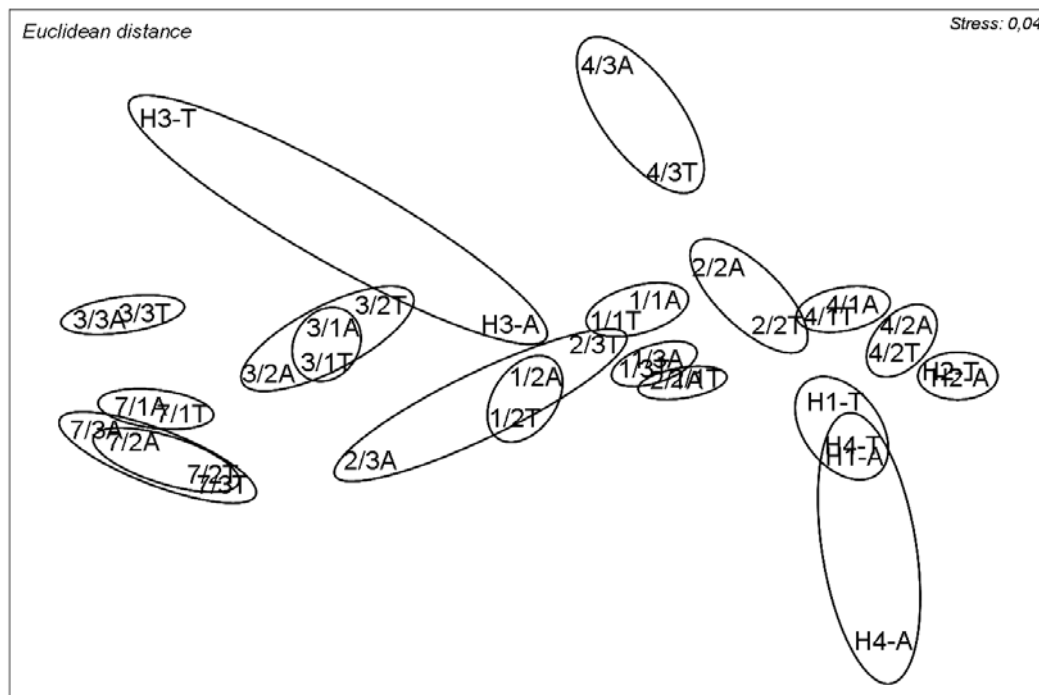


Abb. 3: MDS (Multidimensionale Skalierung) physikochemischer Parameter der Fraktionen Falle (T) und Aquifer (A) der jeweiligen Probestellen (Erste Zahl = Pegel, zweite Zahl = Falle; 1 = A, 2 = B und 3 = C) (H1-H4 = Hyporhealfallen) (Quelle: Bork et al. 2007)

Fauna

Insgesamt wurden jeweils 232 Proben aus den Fallen und dem freien Grundwasser entnommen und analysiert, wobei 17.849 Tiere erfasst wurden. Dominierende Gruppen waren die Cyclopidae (rel. Abundanz: 31,6%) mit 18 verschiedenen Arten, die Nematoden (22,1%) und die Harpacticoida (12,1%). Hinsichtlich der Taxaanzahl und der Abundanzen unterscheiden sich die Fraktionen Falle und Aquifer. Die Fallenproben enthielten signifikant mehr Tiere und Taxa als die Proben aus dem Aquifer (Wilcoxon-Test: $n = 232$; $p < 0,001$). Hinsichtlich der Zusammensetzung der Fauna konnten auf Niveau der häufigsten Großgruppen und Cyclopidenarten, mit Ausnahme der Nematoden (Wilcoxon-Test: $n = 172$; $p = 0,037$) und der Cyclopidenart *Mesocyclops pehpeiensis* (Wilcoxon-Test: $n = 172$; $p = 0,043$), zwischen den Fraktionen keine Unterschiede festgestellt werden (Wilcoxon-Test: $n = 172$; $p > 0,05$). Die faunistischen Daten der Fraktionen Falle und Aquifer der jeweiligen Fallen sind über den Mittelwert aggregiert in einer Multidimensionalen Skalierung (MDS) dargestellt (Abb. 4). Hierbei sind nur besiedelte Probestellen berücksichtigt. In den meisten Fällen sind Fallenfänge und Proben des Aquifers einer Probestelle einander sehr ähnlich.

Abundanzen und Taxaanzahl nahmen vom Hyporheal mit zunehmender Tiefe ab. Dabei wurden in allen Grundwasserschichten (A, B & C) in den Fallen fünfmal mehr Tiere erbeutet, als über die

Aquiferproben. Über die im Hyporheal eingesetzten Fallen wurden dagegen nur dreimal mehr Tiere erfasst, als über die Proben aus dem umgebenden Aquifer.

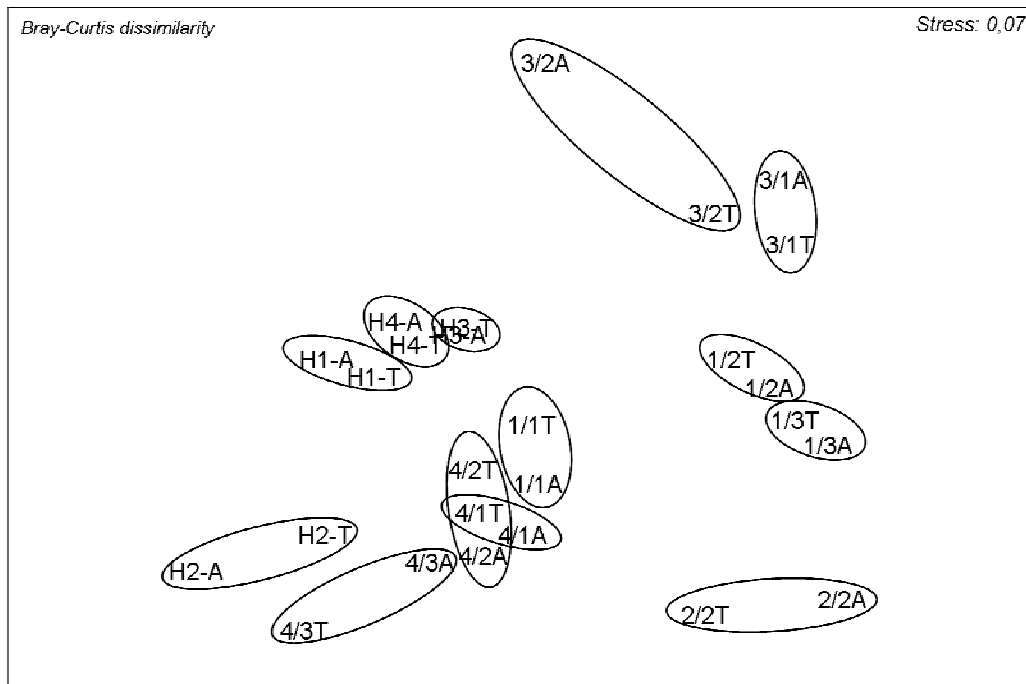


Abb. 4: MDS (Multidimensionale Skalierung) der über die Fraktionen Falle (T) und Aquifer (A) der jeweiligen Probestellen erfassten Taxa (Erste Zahl = Pegel, zweite Zahl = Falle; 1 = A, 2 = B und 3 = C) (H1-H4 = Hyporhealfallen) (Quelle: Bork et al. 2007)

Diskussion

Physikochemie

In den Schläuchen des Fallensystems verbleibendes Standwasser kann physikochemischen Veränderungen unterliegen (Hahn 2005). Die hier vorliegenden Daten zeigen, dass das Schlauchwasser physikochemisch deutlich vom Wasser aus Fallen und Aquifer abweicht. Der Schlauchinhalt ist demnach vom Falleninhalt zu trennen und zu verwerfen. Der Vergleich von Fallenwasser mit dem freien, die Falle umgebenden Aquifer zeigt keine signifikanten Unterschiede. Obgleich es zu Abweichungen bei einzelnen Proben kommen kann, weisen die Ergebnisse darauf hin, dass die physikochemischen Verhältnisse des Aquifers über das Fallenwasser repräsentativ erfasst werden.

Fauna

Über die Fallenproben wurden signifikant mehr Tiere und Taxa erfasst als über die Proben aus dem Aquifer, was auf eine gute Funktionsweise der Fallen hinweist. Die Anteile der Taxa an den Proben aus Fallen und Aquifer sind dagegen vergleichbar. Die Besiedlungsverhältnisse in den Fallen spiegeln den Ergebnissen nach die Besiedlungsverhältnisse im Aquifer wider. Grundwassermessstellen bieten für die Stygofauna günstigere Lebensbedingungen (Raum- & Nahrungsangebot) als das umgebende Aquifer (Steenken 1998, Hahn & Matzke 2005), was auf Fallen übertragen werden kann (Hahn 2005). In Abhängigkeit von den hydrologischen Gegebenheiten eines Standortes nehmen Detritus- und Sauerstoffgehalt mit zunehmender Tiefe ab (Brunke & Gonser 1997), wobei

auch die Besiedlungsdichte und Taxaanzahl abnehmen (Strayer 1994). Da die Aktivitätsraten der Stygofauna im Vergleich zu Taxa des Hyporheals höher sind (Panek 1994, Mösslacher & Creuzé des Châtelliers 1996), ist eine Überschätzung der Fallenfänge in tieferen Grundwasserschichten und eine Unterschätzung im Hyporheal angenommen worden (Hahn 2005). Die Ergebnisse zeigen jedoch, dass die Fangverhältnisse von Falle zu Aquifer mit zunehmender Tiefe relativ konstant bleiben (5:1). Im Hyporheal ist dieses Verhältnis dagegen geringer (3:1), was auf die geringere Bewegungsaktivität der hyporheischen Fauna in Folge günstigeren Nahrungsangebotes hinweist. Es kommt also zu keiner Überbewertung der Besiedlungsverhältnisse in gering besiedelten Grundwasserschichten. Ein direkter Vergleich unterschiedlicher Grundwasserschichten mit dem Hyporheal soll allerdings mit Vorsicht erfolgen.

Zusammenfassung

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass über unbeködete Fallensysteme eine repräsentative Erfassung der physikochemischen Verhältnisse des Aquifers möglich ist. Das in den Schläuchen des Fallensystems befindliche Standwasser weist starke physikochemische Veränderungen auf und soll vor der Probennahme aus den Fallen verworfen werden. Auch die Lebensgemeinschaften des Grundwassers und Hyporheals werden über die Fallenfänge widerspiegelt. Dabei kommt es offensichtlich nicht zu einer Überschätzung der Abundanzen durch Fallenfänge in gering besiedelten Grundwasserleitern. Ein Vergleich unterschiedlicher Grundwasserschichten mit dem Hyporheal soll allerdings mit Vorsicht erfolgen.

Danksagung

Diese Untersuchungen wurden durch die Förderung von Kwater (Korean Water Resources Corporation) im Rahmen des 21st Century Frontier Research Program (grant code# 3-4-3) ermöglicht. Für die gute Zusammenarbeit danken wir Dr. Hyoung-Soo Kim und Dr. Joo-Lae Cho (Kwater). Wir danken Dr. Susanne I. Schmidt, GSF, Neuherberg für hilfreiche Diskussionen.

Literatur

- Bork, J., Bork, S., Berkhoff, S.E. & H. J. Hahn (2007): Testing unbaited stygofauna traps for sampling performance. *Limnologia*, in press.
- Brunke, M., & Gonser, T. (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology* **37**, 1-33.
- 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.
- Hahn, H. J., & Matzke, D. (2005): A comparison of stygofauna communities inside and outside groundwater bores. *Limnologia* **35**, 31-44.
- Mösslacher, F., & Creuzé des Châtelliers, M. (1996): Physiological and behavioural adaptations of an epigean and a hypogean dwelling population of *Asellus aquaticus* (L.) (Crustacea, Isopoda). *Archiv für Hydrobiologie* **138**, 187-198.
- Panek, K. (1994): Depth boundaries of bedsediments in an alpine stream (Ritrodat-Lunz study area, Austria). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* **25**, 1646-1648.
- Steenken, B. (1998): Die Grundwasserfauna. Ein Vergleich zweier Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg. Landsberg.
- Strayer, D. L. (1994): Limits to biological distributions in groundwater. In: J. Gilbert, D. L. Danielopol, & J. A. Stanford (Eds.) *Groundwater Ecology* (pp. 287-310). San Diego.

Untersuchungen zur Grundwasserfauna Irlands

Andreas Fuchs¹, Hans Jürgen Hahn¹ & Jörg Arnscheidt²

¹ Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Abteilung Biologie, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Fortstr. 7, 76829 Landau; fuchs@uni-landau.de; hjhahn@uni-landau.de; ² University of Ulster, School of Environmental Sciences, Cromore Road BT52 1SA, Coleraine, N. Ireland; J.Arnscheidt@ulster.ac.uk

Keywords: Grundwasserökologie, Grundwassertiere, Kartierung, Irland, Biogeographie, Eiszeiten

Einleitung

Die großräumige Verbreitung der Grundwasserfauna bietet aufgrund der oft punktuell erfolgten Untersuchungen auch heute noch viel Raum für Spekulationen. Gerade diese speziell an das Leben im Untergrund angepassten Tiere sind mehr als andere aquatische Organismen Ausbreitungsbarrieren unterworfen. Das sich heute abzeichnende, noch unvollständige Bild ist das Ergebnis einer sehr frühen Besiedlung dieses alten Lebensraumes, der geprägt ist von geologischen Prozessen und Fragmentierungen, welche oft zur Isolation von Populationen und zur Entstehung vieler endemischer Arten geführt haben.

Dies gilt verstärkt für Inseln wie Irland. Über die Grundwasserfauna Irlands war bisher wenig bekannt, und flächendeckende Untersuchungen wurden nicht durchgeführt. Seit 1863 wurden in wenigen Quellen in zwei voneinander isolierten Gebieten im äußersten Südwesten und äußerstem Südosten der Insel jedoch zwei endemische Höhlenflohkrebse (*Niphargus kochianus irlandicus* und *N. wexfordensis*) entdeckt.

Aufgrund dieser viel versprechenden Ausgangssituation wurde im Rahmen eines gemeinsamen Pilotprojektes der Universität Ulster, School of Environmental Sciences, Coleraine, Nordirland, und der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Deutschland, im Sommer 2006 105 ausgewählte Standorte auf der gesamten Insel auf die Grundwasserfauna hin untersucht.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet

Irlands abwechslungsreiche Landschaft ist die Folge zahlreicher geologischer Prozesse. Bis weit in die Kreidezeit war das Gebiet mit Ausnahme des Nordwesten vom Meer bedeckt. Es bildeten sich hier zum Teil sehr mächtige marine Ablagerungen (z.B. Karbonkalke). Im Tertiär zeitgleich mit der alpidischen Gebirgsbildung wurde der Rand Irlands gehoben, während das zentrale Tiefland großflächig abgesunken ist. Durch diese Absenkung blieben die marinen Ablagerungen im zentralen Tiefland erhalten, während sie in den Randgebirgen vollständig verwittert und abgetragen wurden. Hier bilden die ältesten Schichten die höchsten Gipfel. Stark vereinfacht gibt es 10 Grundwasserlandschaften in Irland (Siehe Abb. 1 links).

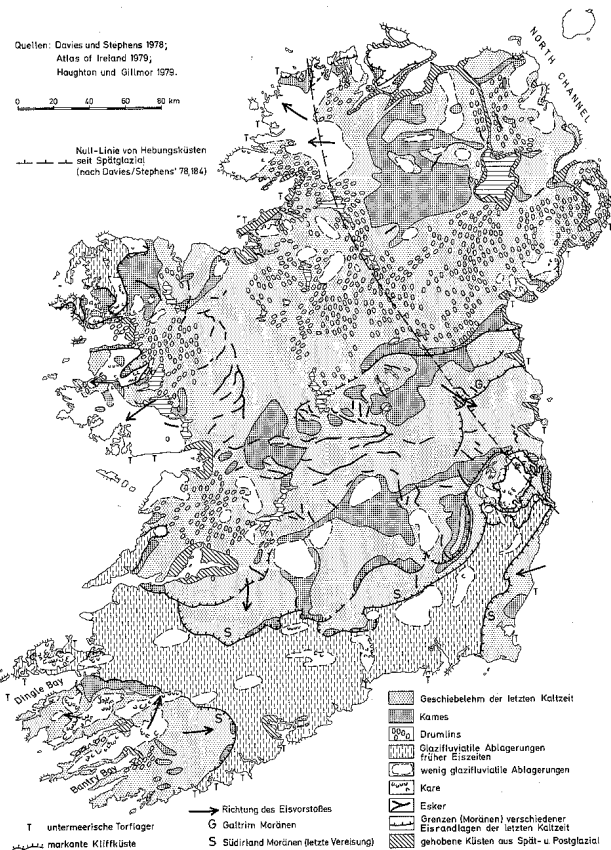
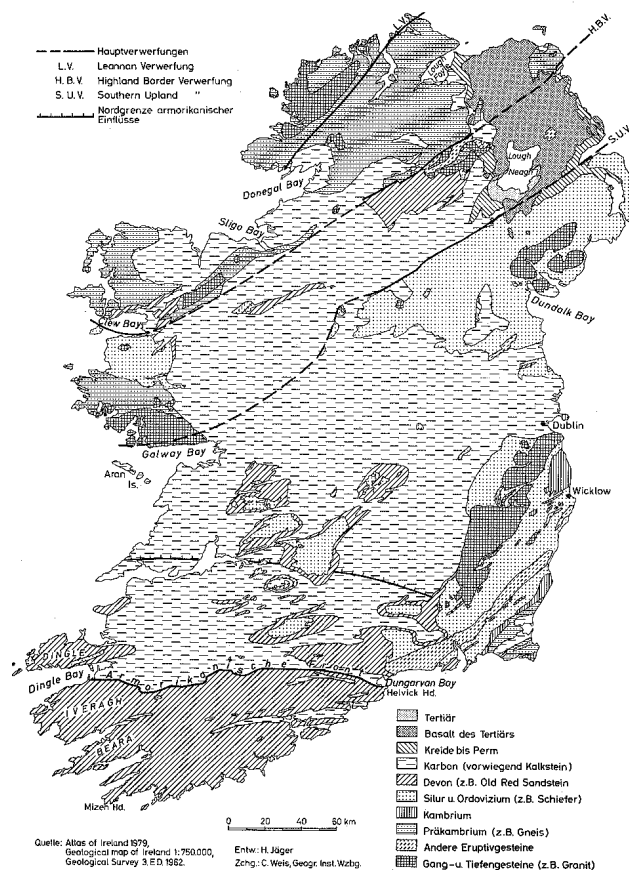


Abb. 1: Präquartäre Geologie (links) und galziale Überformungen Irlands (rechts).

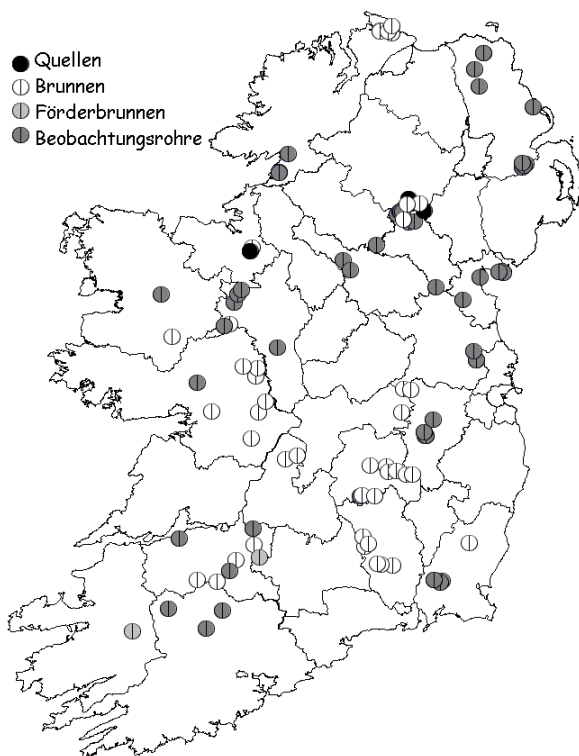


Abb. 2: Verteilung der Probenstandorte.

Während der Kaltzeiten des Quartärs war Irland vollständig mit Eis bedeckt, nur während der jüngsten Eiszeit (Würm) blieb ein schmales Band im Süden der Insel eisfrei (siehe Abb. 1 rechts).

Die Folge dieser Kälteperioden war eine Überformung der Landschaft, es entstanden weithin gestreckte und z. T. mächtige Decken aus Geschiebelehm, Endmoränen, Esker, Drumlins und Schmelzwasserrinnen. In den Gebirgen entstanden die Trogtäler, Gletscherschliffe, Kare und Karseen (siehe Abb. 1 rechts).

Messstellenauswahl

Bei der Auswahl der 105 Probenstandorte sollte eine möglichst gute Verteilung auf die Fläche und auf die oben geschilderten Teilgebiete erreicht werden. Dabei wurde auf die bestehenden Messnetze der EHS (Environment and Heritage Service) und GSNI (Geological Survey of Northern Ireland) und GSI (Geological Survey of

Ireland) in der Republik Irland zurückgegriffen. In der Auswahl enthalten waren 54 Beobachtungsrohre, 43 Brunnen, 5 Quellen und 3 Förderbrunnen. Die Verteilung der Standorte ist in Abbildung 2 dargestellt.

Methode der Probennahme

Die Probennahme erfolgte im Zeitraum zwischen Mai und August 2006. Die faunistischen Proben wurden mit Hilfe des Netzsammlers entnommen. Dabei wurde das im Durchmesser 5 cm messende Netz mit angebrachten Bleigewichten beschwert und mit Schwung auf den Grund der Messstellen und Brunnen abgesenkt. Durch mehrmaliges Auf- und Abbewegen wurde das Sediment aufgewirbelt und mit den darin enthaltenen Tieren in den Sammler überführt. In den Auslauf von Quellen wurde ein Quellnetz über mindestens 12 Stunden exponiert, und so die Ausdrift erfasst.

Zusätzlich zu den faunistischen Proben wurden an den Standorten Schöpfproben (Aquasampler) entnommen, und darin die wichtigsten Feldparameter (Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur) gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Die nun vorgestellten Ergebnisse können nur als kleiner Einblick in die Grundwasserfauna Irlands gelten, und sind nicht repräsentativ. Der Anteil der besiedelten Standorte ist mit rund 61 % sehr niedrig im Vergleich zu anderen Studien mit mindestens 80 % Anteil. Tabelle 1 schlüsselt diese Ergebnisse im Bezug auf die Bauform der Standorte genauer auf. Der schlechte Schnitt ist demnach auf die Förderbrunnen und Beobachtungsrohre zurückzuführen, während die Quell- und Brunnenstandorte den bisherigen Ergebnissen entsprechen.

Tab. 1: Anzahl und Prozent besiedelter Standorte in Abhängigkeit der Bauform.

Bauform	Anzahl Besiedelt	Prozent
Beobachtungsrohre	19	35%
Brunnen	33	77%
Quellen	5	100%
Förderbrunnen	1	33%

Die permanente Wasserentnahme durch Förderbrunnen führt auch zu einer Verarmung der Grundwasserfauna im Förderbereich, da diese mit dem Wasser entnommen werden. Der geringe Anteil von 35 % besiedelter Beobachtungsrohre hingegen ist auf den schlechten Zustand der irischen Messnetze zurückzuführen. In vielen Counties sind ausschließlich Unterflurmessstellen angelegt worden, die durch unsachgemäße Handhabung meist nicht mehr verschließbar waren. Dementsprechend oft stürzten z. T. auch größere Tiere wie Mäuse in diese Messstellen. Die durch die Verwesungsprozesse nahezu sauerstofffreien Standorte wurden von der Grundwasserfauna gemieden.

Auf Grund dieser Erfahrungen wurden in weiterer Folge vermehrt große Brunnen (1-2 m Durchmesser) beprobt, bei denen diese Problematik des Oberflächeneintrages durch das größere Wasservolumen und einer größeren Austauschfläche mit der Atmosphäre keine Rolle spielte.

Obwohl die Einlassöffnung des Netzsammlers mit einem chemischen Pulvertrichter auf rund 10 cm vergrößert wurde, war diese Erweiterung dennoch für die Brunnen zu klein dimensioniert. Dies

spiegelte sich in den Abundanzen der vorgefundenen Fauna wider. Mit Ausnahme weniger Massenfänge traten die meisten Arten nur an wenigen Standorten in geringen Dichten auf (Siehe Tab. 2).

Tab. 2: Anzahl Individuen und Proben der gefundenen Arten (Stygobionte Arten in Fettdruck).

Arten	//	Anzahl...	Tiere	Proben
Ostracoda				
<i>Cavernocypris subterranea</i> (Wolf 1920)***			2	1
<i>Cypria ophtalmica</i> (Jurine 1820)			17	1
<i>Fabaeformiscandona breuili</i> (Paris 1920)***			30	3
<i>Potamocypris zschokkei</i> (Kaufmann 1900)			4	1
<i>Pseudocandona albicans</i> (Brady 1864)			2	1
Cyclopoida				
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars 1863)			2	1
<i>Acanthocyclops venustus</i> (Norman & Scott 1906)			19	3
<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus 1857)			342	5
<i>Diacyclops bisetosus</i> (Rehberg 1880)			70	12
<i>Diacyclops languidoides</i> (Lilljeborg 1901)			6	3
<i>Diacyclops languidus</i> (Sars 1863)			50	3
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer 1851)			13	1
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine 1820)			2	1
<i>Paracyclops affinis</i> (Sars 1863)			1	1
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer 1853)			7	3
<i>Speocyclops c.f. demetiensis</i> (Scourfield 1932)***			2	1
Harpacticoida				
<i>Bryocamptus (Limnacamptus) echinatus</i> (Mrazek 1893)			19	2
<i>Parastenocaris spec.</i>			3	2
Amphipoda				
<i>Gammarus duebeni celticus</i> (Stock & Pinster 1970)			1	1
<i>Microniphargus leruthi</i> (Schellenberg 1934)***			5	2
<i>Niphargus kochianus irlandicus</i> (Schellenberg 1932)			131	7
<i>Niphargus wexfordensis</i> (Karaman, Gledhill & Holmes 1994)			1	1

*** Erstnachweis für Irland

Insgesamt konnten 22 Arten in den Proben nachgewiesen werden, davon waren 11 Arten stygobiont, also echte Grundwasserarten, und 4 Arten Erstnachweise für Irland (Siehe Tab. 2).

Die für Irland endemischen Arten *Niphargus kochianus irlandicus* und der relativ spät entdeckte *Niphargus wexfordensis* konnten auch bei dieser Untersuchung nachgewiesen werden. Während der einzige Fundort von *N. wexfordensis* in unmittelbarer Nähe des Originalfundortes lag, konnte für *N. k. irlandicus* eine viel weitere Verbreitung nachgewiesen werden, als bisher angenommen wurde. Beschrieben aus dem mittleren Westen der Insel fand sich diese Art auch in größeren Abundanzen (Tab. 2) in der mittleren Tiefebene bis in den Süden Irlands und an einem Standort nördlich von Dublin (Siehe Abb. 3).

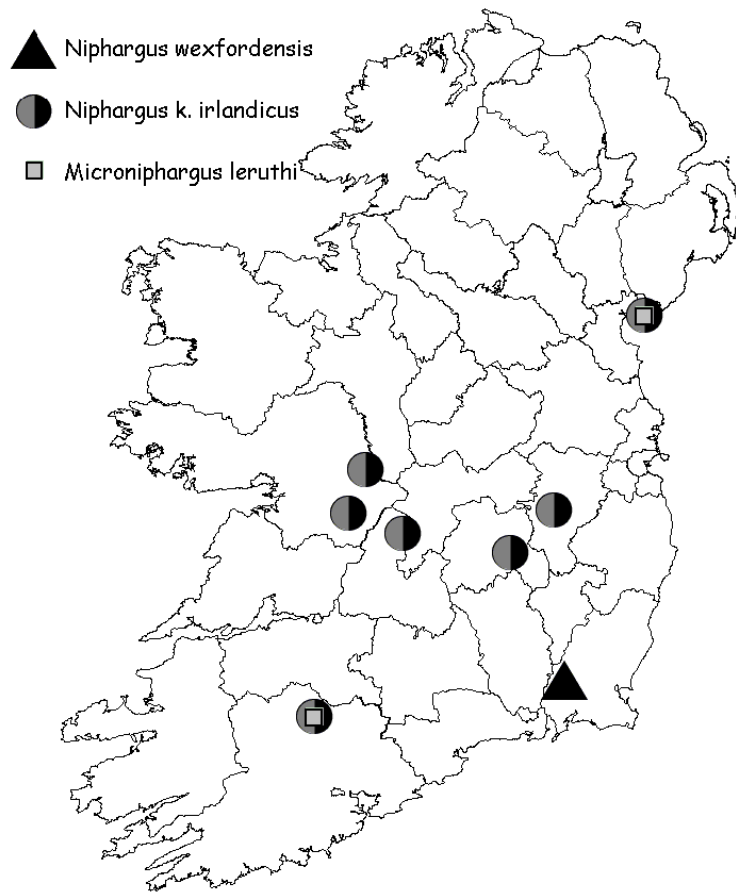


Abb. 3: Fundorte der stygobionten Amphipoden.

Nordirland umgibt (Siehe Abb. 1 rechts), ausbreiten. Dieser während und zwischen den Eiszeiten abgelagerte, z. T. 100 m mächtige Gürtel aus Geröllablagerungen, welche mit feinem Schluff verfüllt sind, stellt eine unüberwindliche Barriere für die Grundwasserfauna dar. An keinem Standort in diesem Bereich konnten bei dieser Untersuchung Grundwasserarten vorgefunden werden.

Aufgrund dieses ersten Einblicks in die Grundwasserfauna Irlands und der z. T. sehr überraschenden Ergebnisse wurde beschlossen, das Projekt 2008 fortzusetzen.

Überraschend war der Fund von *Mikroniphargus leruthi* an zwei Standorten. Diese Art wurde bisher nur im Weser-Leine-Einzugsgebiet und an zwei Fundorten in Belgien gemeldet. In England, das im Vergleich zu Irland relativ gut untersucht ist, konnte diese Art bisher noch nicht nachgewiesen werden. Man kann aufgrund der bisherigen Datenlage daher nicht sagen, ob es sich hierbei um ein Reliktvorkommen handelt, oder ob diese Art viel weiter verbreitet ist, als bisher angenommen wurde.

Auffällig ist das Fehlen dieser relativ großen Krebse im Norden der Insel. Daher ist anzunehmen, dass sie in den während der quartären Kälteperioden vereisten Gebieten ausgestorben sind. Nach Rückgang des Eispanzers konnten sie sich aus den unvereisten Gebieten des Südens wieder nach Norden bis zum Drumlin-Gürtel, der

Eine faunistisch begründete Quelltypologie für Schleswig-Holstein

Martin, Peter¹, Rückert, Maren² & Brunke, Matthias³

^{1, 2}Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Ökologie der Tiere, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel, ¹pmartin@zoologie.uni-kiel.de, ²maren.rueckert@gmx.de, ³Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Hamburger Chaussee 25, D-24220 Flintbek

Keywords: WRRL, Quellen, Quelltypen, Makrozoobenthos, Krenobionte, Leitbilder

Einleitung

Bewertungsverfahren, Ursachen und Arten der Degradation sowie Restaurationsmaßnahmen von Fließgewässern und Seen orientieren sich im modernen ökologischen Gewässermanagement an typologischen Unterschieden (z. B. Sommerhäuser et al. 2001). Quellen bilden oftmals den Bachanfang, und bei der Restauration von Fließgewässern, wie sie im Zuge der Umsetzung der Wasser-rahmenrichtlinie stattfindet, sollte auch dieser oberste Bereich mit einbezogen werden. Außerdem gehören Quellen in unserer intensiv landwirtschaftlich genutzten Landschaft zu den am meisten gefährdeten Biotopen überhaupt (z. B. Zöllhöfer 1997). Um einen hydromorphologisch typischen Bachanfang zu restaurieren, ist die Definition eines Leitbilds auch für Quellen sinnvoll, um Quelldegradationen beurteilen und zielgerichtete Maßnahmen durchführen zu können.

Material und Methoden

Es wurden 174 quer über Schleswig-Holstein verteilte naturnahe Waldquellen kartiert, und in Anlehnung an Hotzy & Römheld (2003) verschiedene physikochemische und Umfeldparameter ermittelt. Nach Auswertung dieser Befunde (s. u.) wurden Quellen so ausgesucht, dass sie entsprechend ihrem quantitativen Vorkommen im Lande den 4 Quelltypen Helokrene, Rheokrene, Rheohelokrene und Limnokrenen angehörten und möglichst gleichmäßig den schleswig-holsteinischen (vgl. Sommerhäuser et al. 2001) bzw. den bundesrepublikanischen Fließgewässerlandschaften (vgl. Briem 2003) zuzuordnen waren. Von den derart ausgewählten Quellen wurden 60 Quellen faunistisch beprobt, 40 davon zweimalig. Die abiotischen Daten und die faunistischen Befunde wurden mittels deskriptiver Statistik und mit multivariaten Methoden (Hauptkomponentenanalysen, PCA) und nichtmetrische Multidimensionalen Skalierung (nMDS) ausgewertet.

Ergebnisse und Diskussion: Geomorphologie

Aus einer Vielzahl von getesteten abiotischen Parametern ergaben die Faktoren „Art des Wasser-austrittes am Quellmund“ und „Substratarten“ in einer Hauptkomponentenanalyse einen deutlichen Gradient (Komponente 1) zwischen sickerndem Austrittsverhalten und organischen Substraten (Detritus) auf der einen Seite und fließendem Austrittsverhalten und mineralischen Substraten auf der anderen Seite (Abb. 1).

Statistisch abgesichert konnten aus diesem Datensatz hydromorphologische Unterschiede zwischen den Quelltypen Rheokrene, Helokrene, Limnokrene und einem Mischtyp, der Rheohelokrene, differenziert werden.

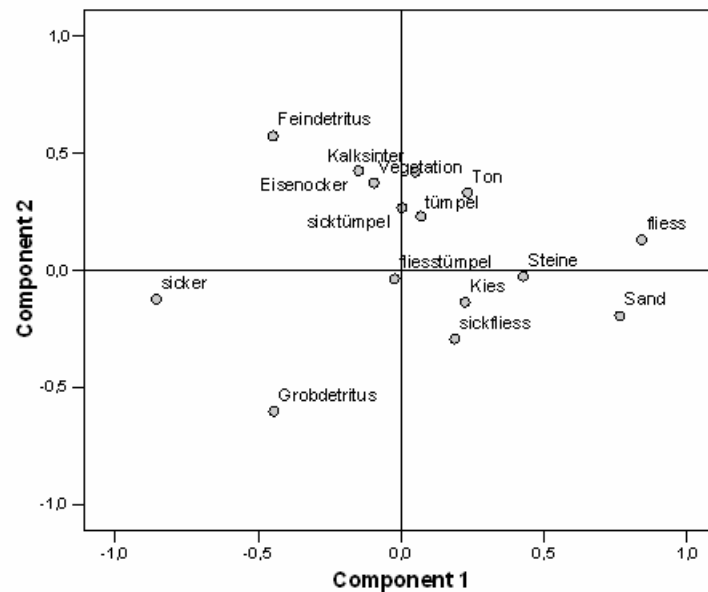


Abb. 1: Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Substrate und des Schüttungsverhaltens von 174 schleswig-holsteinischen Tieflandquellen.

Unsere Befunde sind mit den aktuellen Ergebnissen von Howein & Schröder (2006) vergleichbar, die geomorphologische Untersuchungen an Quellen im Nationalpark Berchtesgaden zur Typisierung dortiger Quellen durchgeführt haben. Sie konnten von 11 untersuchten physikalisch-chemischen und Umfeld-Parametern ebenfalls die Art des Wasseraustrittes und das vorhandene Substrat als die wichtigsten Faktoren zur Typisierung der von ihnen betrachteten alpinen Quellen herausfiltern. Im schweizerischen Mittelland und Jura konnten hydromorphologisch fünf verschiedene Rheokrenen-Typen und ein Limnokrenen-Typ unterschieden werden, wofür auch die Substratzusammensetzung sowie der Abfluss maßgeblich waren (Zollhöfer et al. 2000).

Es zeigte sich außerdem, dass die Fließgewässerlandschaften Schleswig-Holsteins (Östliches Hügelland, Hohe Geest und Niedere Geest) und - mit Einschränkung - die Gewässerlandschaften Deutschlands in den derart ausgewerteten Befunden gut nachvollzogen werden konnten. Dafür waren in erster Linie die Unterschiede in den miteinander in Bezug stehenden Faktoren Leitfähigkeit und Härte verantwortlich.

Ergebnisse und Diskussion: Quellfauna und Typologie

Bei der faunistischen Auswertung konnten (mindestens) 122 Arten nachgewiesen werden (92 Arten und 30 höhere Taxa), die meisten unter den Trichoptera (28 Arten), Hydrachnidia (25), Coleoptera (19) und Gastropoda (12). Die ausgewertete Individuenzahl betrug 20.059 Individuen, am zahlreichsten waren die Trichoptera, gefolgt von den Crustacea (*Gammarus pulex*), Coleoptera, Mollusca, Diptera und den übrigen Taxa.

Nach einer Einstufung der Arten entsprechend ihrer regionalen Quellbindung konnten 52 Arten als quellgebunden (krenobiont oder krenophil) eingestuft werden. Weitere 45, meist seltenere Arten, sind krenoxen, also für die Quellen untypische Besiedler, die übrigen Arten (und die höheren Taxa)

können z. Zt. nicht eindeutig eingestuft werden. Besonders viele Krenobionte (13 Arten; mehr als die Hälfte der insgesamt nachgewiesenen Arten) waren unter den Wassermilben zu finden, deutlich weniger unter den Köcherfliegen und nur vereinzelte unter den Turbellarien, Muscheln und Käfern. Ein hoher Anteil von Quellspezialisten unter den Wassermilben ist für naturnahe Quellen offenbar ein generelles Phänomen und wurde in Quellen unterschiedlicher Regionen festgestellt (z. B. Di Sabatino et al. 2003, Cantonati et al. 2006).

Viele der in diesem Projekt festgestellten Arten gelten in Schleswig-Holstein als ausgesprochen selten. So sind 28 Arten (=30% der Gesamtartenzahl) auf den Roten Listen für Schleswig-Holstein und/oder Deutschland zu finden. Darunter galt die Trichoptere *Plectrocnemia brevis* als ausgestorben oder verschollen, *Parachiona picicornis* und *Ernodes articularis* als vom Aussterben bedroht (Brinkmann & Speth 1999). Sicherlich kann man auch viele der anderen krenobionten Arten, für die keine Rote Listen existieren, als selten und somit als gefährdet einstufen (z. B. einige Wassermilben, für die nur ein Fundort bekannt ist).

Die mediane Artenzahl in den zweifach beprobten Quellen lag an den 17 Helokrenen (24 Arten), 7 Rheohelokrenen (25) und 12 Rheokrenen (27) auf einem ähnlichen Niveau, in den 4 Limnokrenen konnten hingegen deutlich weniger Arten, nämlich nur 15 nachgewiesen werden. Unter den häufigen und in vielen Quellen gefundenen Arten (z.B. *Elodes minuta*, *Anacaena globulus*, (Coleoptera), *Crunoecia irrorata*, *Beraea maurus*, *Sericostoma personatum* (Trichoptera), *Nemurella pictetii* (Plecoptera), *Pisidium personatum* (Mollusca-Bivalvia), *Chelomideopsis annemiae*, *Arrenurus fontinalis* (Hydrachnidia)) gab es keine, die ausschließlich oder sehr bevorzugt lediglich in einem der Quelltypen gefunden werden konnten. Geringe Unterschiede im Arteninventar gab es v. a. zwischen den Rheo- und den Helokrenen. Im Mischtyp Rheohelokrene traten erwartungsgemäß Arten auf, die entweder in Rheokrenen oder in Helokrenen häufig waren. Interessant ist, dass unter den seltenen quellpräferenten Arten jedoch durchaus einige waren, die lediglich in einem der Quelltypen vorkamen und für die man teilweise auch Präferenzen zum jeweiligen Quelltyp kennt (z. B. die Wassermilbe *Tartarothyas romanica* in Helokrenen, die Planarie *Crenobia alpina* und die Wassermilbe *Bandakia concreta* in Rheokrenen oder der Wasserkäfer *Agabus melanarius* in Rheohelokrenen). Lediglich in den Limnokrenen trat keine für diesen Quelltyp exklusive Art auf.

Die erhobenen Daten zur Fauna wurden mittels multivariater Statistik ausgewertet. Dabei wurden sowohl quantitative Daten (Mittelwerte) der zweifach beprobten 40 Quellen als auch die nach An- und Abwesenheit transformierten Daten betrachtet. Es zeigte sich, dass für die meisten Rheo- und Helokrenen die Artenzusammensetzung voneinander differierte. Der Mischtyp Rheohelokrene ließ sich faunistisch nicht von den anderen Typen trennen. Die geringe Zahl der beprobten Limnokrenen war vermutlich der Hauptgrund dafür, warum dieser Quelltyp ebenfalls nur schlecht abzugrenzen war. Insgesamt ergab die Auswertung unterschiedlicher faunistischer Datensätze (Auswahl einzelner Tiergruppen sowie Zusammenstellungen möglicher indikativer Arten) aber keine klare Trennung der Quellen unterschiedlicher Typologie, sondern es gab fast immer Überschneidungen. Nur die ausschließliche Berücksichtigung der krenobionten Arten in die Analyse erbrachte deutliche Trennungen der Typen (Abb. 2). Eine Signifikanz-Analyse (ANOSIM) zeigte aber, dass die Quelltypen insgesamt (trotz eines relativ guten Stress-Wertes von 0,16) nicht statistisch signifikant getrennt werden konnten (Global R = 0,114). Bei dem paarweisen Vergleich der Quellen zeigte sich jedoch bei der Besiedlung zwischen den Helokrenen und Rheokrenen eine schwache Signifikanz nach der ANOSIM-Routine. Bei den auf einzelne Tiergruppen reduzierten Datensätzen konnten jedoch Arten ermittelt werden, die zumindest für die meisten der Quellen des jeweiligen Quelltyps Charakterarten darstellten.

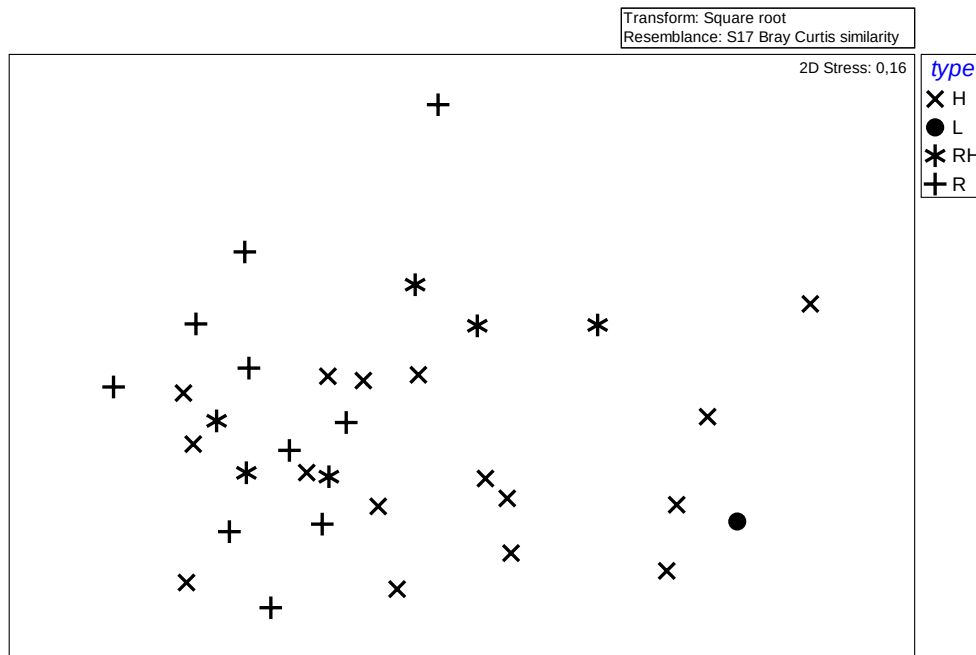


Abb. 2: nMDS der zweifach beprobten Quellen (quantitative Daten). Nur 20 als krenobiont eingestufte Arten wurden berücksichtigt. H=Helokrenen, L=Limnokrenen, RH=Rheohelokrenen, R=Rheokrenen.

Die faunistischen Befunde zwischen den Quelltypen wurden vermutlich durch Unterschiede zwischen den Fließgewässerlandschaften überlagert. So findet man bei den Mollusken einzelne Taxa nur in einem Quelltyp einer bestimmten Fließgewässerlandschaft; v. a. *Pisidium* spp. waren im jungglazialen Landschaftstyp häufiger als im Altglazial. Der Einfluss der Landschaftsogenese bzw. der Fließgewässerlandschaften konnte deutlich nur in den Quellen des Jungglazials gezeigt werden: Betrachtet man eine nMDS für die Krenobionten aus den zusammengefassten Landschaftstypen des Jungglazial, so wird deutlich, dass die Quelltypen sehr viel klarer getrennt werden als bei der Betrachtung aller Quellen (Abb. 3). Die Auftrennung der Helo- und Rheokrenen weist eine leichte Signifikanz auf (Signifikanzniveau $p < 0.03$), allerdings sind Rheohelokrenen und besonders die Limnokrenen in dieser Betrachtung unterrepräsentiert.

Eine bessere Auflösung nach Quelltypen wäre vermutlich möglich, wenn ausschließlich Quellen aus einem Landschaftstyp bzw. aus einer Fließgewässerlandschaft berücksichtigt würden. So könnte ermöglicht werden, statistisch auswertbare Datensätze aus allen Fließgewässerlandschaften zu erhalten. Um die in dieser Analyse unterrepräsentierten Quelltypen angemessen zu berücksichtigen, sind noch weitere Quellen zu untersuchen.

Leitbilder

Aus der Zusammenschau der physikochemischen Parameter, der Umfeldcharakteristika, den faunistischen Befunden inklusive der Hinweise aus der statistischen Auswertung der Artenzusammensetzung konnten jedoch für die hydromorphologisch zu differenzierenden Quelltypen des schleswig-holsteinischen Tieflandes (Helokrenen, Rheokrenen, Limnokrenen und Rheohelokrenen) Leitbilder erstellt werden. In diese Leitbilder flossen auch nicht statistisch abgesicherte Ergebnisse und weitere Überlegungen sowie Literaturangaben mit ein. Sie umfassen eine Kurzbeschreibung des Typs, ihrer Morphologie (u. a. Substrate, Ausdehnung), physikochemische Leitwerte sowie Charakterarten v. a. unter den quellgebundenen Arten.

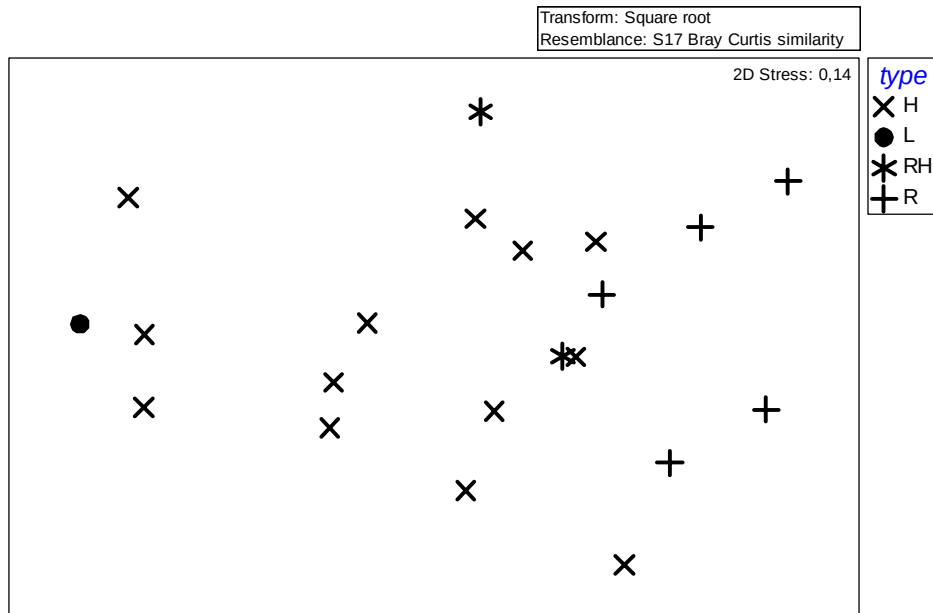


Abb. 3: nMDS der zweifach beprobten Quellen aus dem Jungglazial (quantitative Daten). Die Quellen aus den jungglazialen Fließgewässerlandschaften Schleswig-Holsteins wurden zusammengefasst. Nur 20 als krenobiont eingestufte Arten wurden berücksichtigt. H=Helokrenen, L=Limnokrenen, RH=Rheohelokrenen, R=Rheokrenen.

Fazit

Die Untersuchungen an Tieflandquellen in Schleswig-Holsteins zeigen, dass eine faunistisch begründete Quelltypologie primär auf einer regionalen Betrachtungsebene (glaziale Fließgewässerlandschaften) stattfinden muss. Die entworfenen hydromorphologischen Leitbilder für die vier voneinander unterschiedenen Quelltypen können als Zielvorstellung bei eventuellen Renaturierungsmaßnahmen in Bachoberlaufregionen dienen. Die Quelltypen unterscheiden sich z. T. durch die Besiedlung v. a. krenobionter Arten, das Vorkommen anderer Taxa wird jedoch insbesondere durch die glazialen Landschaften beeinflusst. Insgesamt stellt sich die Besiedlung der Quelltypen auf der vorhandenen Datenbasis nicht einheitlich dar, primär scheint sie durch die kleinräumigen lotisch/lenitischen Bedingungen bestimmt zu sein. Ein Bewertungsverfahren für Quellen mit unterschiedlicher anthropogener Beeinträchtigungen erscheint trotzdem möglich. Es sind jedoch weitere Untersuchungen an unterschiedlich degradierten Quellen notwendig, um den Quellbewohnern Indikationsgewichte zuordnen zu können und um Grenzen für Bewertungsklassen abzusichern.

Literatur

- Briem, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. - ATV-DVWK Arbeitsbericht, 176 S.
- Brinkmann, R. & Speth, S. (1999): Eintags-, Stein- und Köcherfliegen Schleswig-Holsteins und Hamburgs - Rote Liste. - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 1–44.
- Cantonati, M., Gerecke, R. & Bertuzzi, E. (2006): Springs of the Alps - sensitive ecosystems to environmental change: From biodiversity assessments to long-term studies. - *Hydrobiologia* 562, 59-96.
- Di Sabatino, A., Cicolani, B. & Gerecke, R. (2003): Biodiversity and distribution of water mites (Acari, Hydrachnidia) in spring habitats. - *Freshwat. Biol.* 48, 2163-2173.
- Howein, H. & Schröder, H. (2006): Geomorphologische Untersuchungen. - In: Gerecke, R. & H. Franz (Hrsg.): Quellen im Nationalpark Berchtesgaden. Lebensgemeinschaften als Indikatoren des Klimawandels. - Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 51, 71-86.
- Sommerhäuser, M., Garniel, A. & Pottgiesser, T. (2001): Gewässerlandschaften und Bachtypen - Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein. - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 62 S.
- Zollhöfer, J. (1997): Quellen, die unbekannten Biotope: Erfassen, Bewerten, Schützen. Bristol Stiftung, Zürich. 153 pp.
- Zollhöfer, J., Brunke, M. & Gonser, T. (2000): A spring typology integrating habitat variables and fauna. *Archiv für Hydrobiologie Supplemente* 121/3-4, Monographical Studies 349-376.

UBA-Projekt: „Biologische Bewertung von Grundwasserökosystemen“ – Faunistische Untersuchungen

Heide Stein¹, Andreas Fuchs¹ und Hans Jürgen Hahn¹

¹ Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Universität Koblenz-Landau, Abt. Biologie, Im Fort 7, 76829 Landau, steinheide@uni-landau.de, fuchs@uni-landau.de, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Stygofauna, Grundwasserfauna, Grundwasserqualität, ökologisches Bewertungssystem,

Einleitung

Untersuchungen der Grundwasserqualität beschränkten sich bislang auf chemisch-physikalische Parameter. Mit Einführung der EU-Grundwasserrahmenrichtlinie Ende 2006, wurde das Grundwasser erstmalig als ökologischer Lebensraum namentlich erwähnt, was hoffen lässt, dass bei einer nächsten Gesetzesnovellierung dieses Ökosystem in die EU-Wasserrahmenrichtlinie aufgenommen wird. In diesem Falle müssten, zusätzlich zu physiko-chemischen Untersuchungen, ökologische Kriterien in Grundwassermonitoring-Studien einbezogen werden. Allerdings existieren bis heute noch keine standardisierten Verfahren für ökologische Untersuchungen von Grundwasserlebensräumen.

Im Hinblick darauf soll im Rahmen dieses UBA-Projektes (Umweltbundesamt), ein erster Ansatz eines Bewertungssystems für Grundwasserlebensräume entwickelt werden, welches auf einer ökologischen Typisierung und Charakterisierung verschiedener Grundwasserstandorte Deutschlands basiert. Die hier vorgestellten faunistischen Untersuchungen bilden, parallel zur Mikrobiologie (Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit (GSF), AG Grundwasserökologie, Neuherberg) sowie der Erhebung umfangreicher chemisch-physikalischer Parameter, einen Schwerpunkt in dieser Studie.

Für die Verbreitung und Zusammensetzung faunistischer Lebensgemeinschaften in Grundwasserökosystemen sind verschiedene Schlüsselfaktoren bekannt, die auf drei unterschiedlichen räumlichen Ebenen betrachtet werden können (Hahn 2006a). Das Artspektrum variiert je nach (1) biogeografischer Lage, (2) dem Grundwasserleitertyp, durch den die hydraulische Leitfähigkeit bestimmt wird, sowie (3) standörtlichen Faktoren wodurch, in Abhängigkeit der Stärke des hydrologischen Austauschs mit Oberflächenwasser, die Nährstoff- und Sauerstoffversorgung im Aquifer bedingt wird (Gibert 2001, Hahn 2006b). Anhand dieser Faktoren können Grundwasserökosysteme typologisiert werden (Hahn 2006b), wie das hierarchische Schema in Abbildung 1 zeigt und an dem sich auch der Untersuchungsansatz dieser Studie orientiert. Die Berücksichtigung biogeografischer, regionaler und lokaler Besonderheiten repräsentativer Standorte ist Voraussetzung für eine faunistische Typisierung von Referenz-Grundwasserökosystemen. Der hydrologische Austausch kann über den Grundwasser-Fauna-Index erfasst werden (Hahn 2006b).

Weitere Ziele sind die systematische Erfassung und Typisierung natürlicher Invertebraten-Gemeinschaften unterschiedlicher Grundwasserlandschaften und biogeografischer Einheiten sowie das Erkennen von Faktoren, die für regionale und standörtliche Verteilungsmuster der Stygofauna verantwortlich sind. Auch sollen geeignete biotische und abiotische Indikatoren für biogeografisch

und standörtlich verschiedene Grundwassersysteme sowie deren Funktionen im Ökosystem herausgearbeitet werden.

Zu diesem Zweck wurden insgesamt 60 Messstellen im Zeitraum von April bis Oktober 2007 jeweils zweimal beprobt.

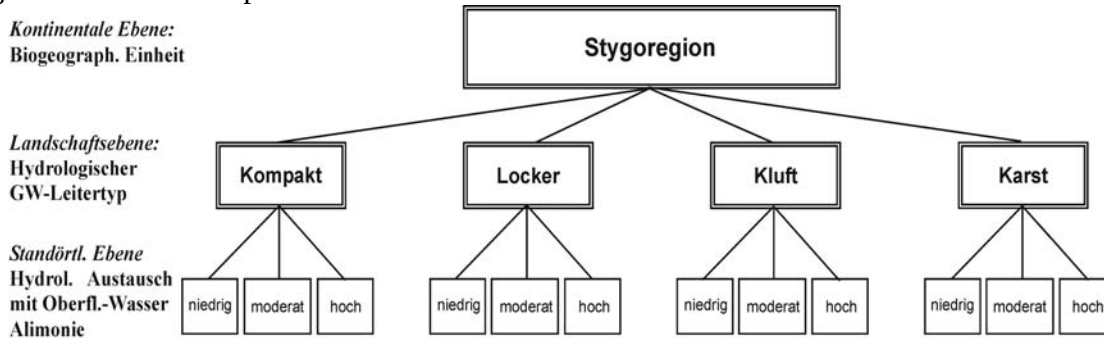


Abb. 1: Vorläufiges Modell für die faunistische Typisierung von Grundwasserökosystemen unter Berücksichtigung verschiedener räumlicher Ebenen. Verändert nach Hahn (2006a).

Untersuchungsgebiet

Die insgesamt 60 Grundwassermessstellen wurden so ausgewählt, dass die in Abbildung 1 dargestellten drei räumlichen Ebenen berücksichtigt sind, um mögliche biogeographische, landschaftliche und standörtliche Unterschiede in der faunistischen Zusammensetzung zu untersuchen. Das Untersuchungsgebiet umfasst zwei biogeografische Regionen, drei Grundwasserlandschaften und zwei Aquifertypen. Das erste Untersuchungsgebiet ist die Kölner Bucht (Nordrhein-Westfalen) mit 20 Grundwassermessstellen, die allesamt in Lockergesteinsleitern liegen. Die Messstellen sind auf zwei geologisch unterschiedlichen Schollen (10 Rurscholle, 10 Erftscholle), die durch tektonische Verschiebungen hydrologisch voneinander getrennt sind, verteilt. Das zweite Untersuchungsgebiet ist die Schwäbische Alb (Baden-Württemberg). Hier liegen 21 Messstellen in Karst- und 19 in Lockergesteinsleitern. Des Weiteren sind die Pegel der Schwäbischen Alb auf zwei Naturräume (Donauried und Lonetal-Flächenalb) verteilt. Alle 40 Grundwassermessstellen der Schwäbischen Alb liegen in einem zusammenhängenden hydrologischen System.

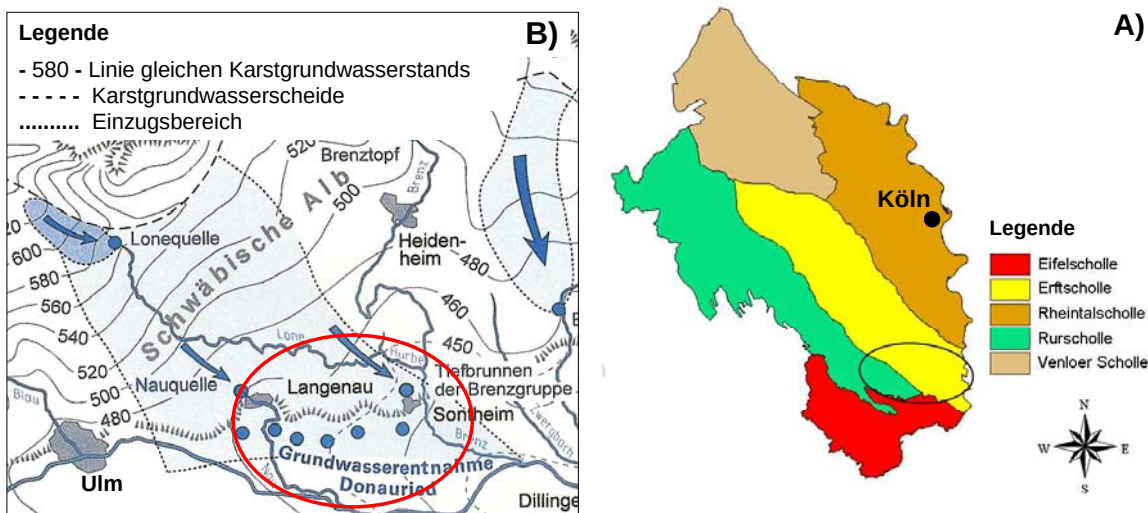


Abb. 2: A) Kölner Bucht: Geologische Karte B) Schwäbische Alb: Hydrologische Karte, (Landeswasserversorgung BW 2002). Untersuchungsgebiete sind markiert.

Material und Methoden

Wasserproben für chemisch-physikalische Untersuchungen wurden mithilfe eines Aquasamplers aus dem Grundwasserpegel, ca. 1 bis 5 m über dem Pegelboden, entnommen. Parameter wie Carbonathärte, Sauerstoff, pH-Wert, Temperatur und Leitfähigkeit wurden vor Ort gemessen, während im Labor der GSF weitere Messungen erfolgten (Kjeldahl-Stickstoff, DOC, TOC, Isotope, coliforme, KBE, C/N-Verhältnis, Detritus, Ammonium, Eisen ges., Phosphat, Schwermetalle).

Die Grundwasserfauna wurde mit einem modifizierten Planktonnetz, dem so genannten Netzsammler, (74µm Maschenweite, 4,9 cm Durchmesser) vom Boden der Grundwassermessstelle entnommen (siehe Hahn 2006b). Mit dieser semiquantitativen Methode werden repräsentative Ergebnisse hinsichtlich des Artenspektrums der Grundwasserfauna im umgebenden Aquifers erzielt (Dumas & Fontani 2001, Matzke & Hahn 2002). Die Bestimmung der Crustacea erfolgte bis auf Artniveau.

Ergebnisse und Diskussion

Die folgenden Ergebnisse basieren auf dem Datensatz der ersten Probennahme und sind als vorläufig zu betrachten, da die restlichen Daten bis zu diesem Zeitpunkt noch nicht ausgewertet werden konnten. Sämtliche Ergebnisse beziehen sich auf die Gruppe der Crustacea, die bis auf Artniveau bestimmt worden sind. Alle übrigen Tiergruppen wurden bis auf Ordnungsniveau bestimmt und sind vorerst von allen Berechnungen ausgenommen.

Insgesamt konnten 22 Arten von Crustaceen bestimmt werden (11 Kölner Bucht / 16 Schwäbische Alb). Von diesen Arten wurden 17 als Stygobionte und fünf als Stygoxene oder Euryöke eingestuft. Dabei lag der Anteil der grundwasserfremden bzw. ubiquitär verbreiteten Arten in der Kölner Bucht erheblich höher (44 %) als in der Schwäbischen Alb (11 %).

Da bei einem erhöhtem Einfluss von Oberflächenwasser Nährstoffe, mit Sauerstoff angereichertes Wasser aber auch stygoxene Arten ins Grundwasser gelangen, ist anzunehmen, dass die untersuchten Gebiete der Kölner Bucht stärker von Oberflächenwasser beeinflusst sind als die der Schwäbischen Alb. Ein gutes Nahrungsangebot in Verbindung mit entsprechenden Sauerstoffkonzentrationen ermöglicht stygoxenen Arten ins Grundwasser einzuwandern und die konkurrenzschwächeren Stygobionten zu verdrängen, die zwar eine hohe Toleranz gegenüber unwirtlichen Lebensbedingungen, wie Nährstoff- und Sauerstoffmangel aber auch eine ausgeprägte Konkurrenzschwäche aufweisen (Sket 1999, Griebler und Mösslacher 2003, Hahn 2006b). Ein weiterer Grund für den hohen Anteil stygoxener Arten könnte auch die Tatsache sein, dass in der Kölner Bucht größtenteils Unterflurpegel beprobt wurden, während es in der Schwäbischen Alb Oberflurpegel waren. In die Erstgenannten kann beim Öffnen leicht allochthones organisches Material hineinfallen wodurch das Pegelwasser mit Nährstoffen anreichert wird.

Um Unterschiede in der faunistischen Zusammensetzung zu untersuchen, wurden die Daten sechs Teilgebieten zugeordnet (Kölner Bucht: tertiäre Talfüllungen Rurscholle, quartäre Talfüllungen Rurscholle, quartäre Talfüllungen Erftscholle; Schwäbische Alb: Kiese u. Sande Donau, Talfüllungen (Malm), Malm (Schwäbische Alb), Malm (Donauried) und die Mittelwerte der Abundanzen aller Taxa pro definiertem Teilgebiet aggregiert und verglichen.

Auffällig war, dass einige Arten ausschließlich in nur einem der Untersuchungsgebiete gefunden worden sind (Kölner Bucht: *Bathynella freiburgensis*, *Pseudanthrobathynella husmanni*; Schwäbische Alb: z.B. *Fabaeformiscandona bilobata*, *Proasellus nolli*, *Niphargus laisi*). Bei allen genannten Arten handelt es sich um Grundwassertiere, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im

Rheineinzugsgebiet oder im Donaeinzugsgebiet haben. Demnach werden die biogeografischen Unterschiede der Untersuchungsgebiete anhand der Besiedlung widerspiegelt. Bei anderen Arten, wie beispielsweise den Cyclopiden *Diacyclops bisetosus* und *Paracyclops fimbriatus*, die nur in der Kölner Bucht gefunden wurden, handelt es sich allerdings um euryöke Arten, mit weiter Verbreitung. In diesem Fall wird vermutlich eher die geringe Beprobungsintensität und kein bestimmtes Verbreitungsmuster widerspiegelt.

Abbildung 3 zeigt die faunistischen Daten der ersten Beprobungsrunde, vergleichend und grafisch dargestellt in einer MDS (Multidimensionale Skalierung). Pro Teilgebiet wurden die Abundanzen jeder Art über den Mittelwert aggregiert, gewichtet und quadratwurzeltransformiert. Um die Distanzen der Daten für eine bessere grafische Darstellung zu komprimieren, wurde zusätzlich zu jedem Taxon eine so genannte Dummyvariable hinzugefügt.

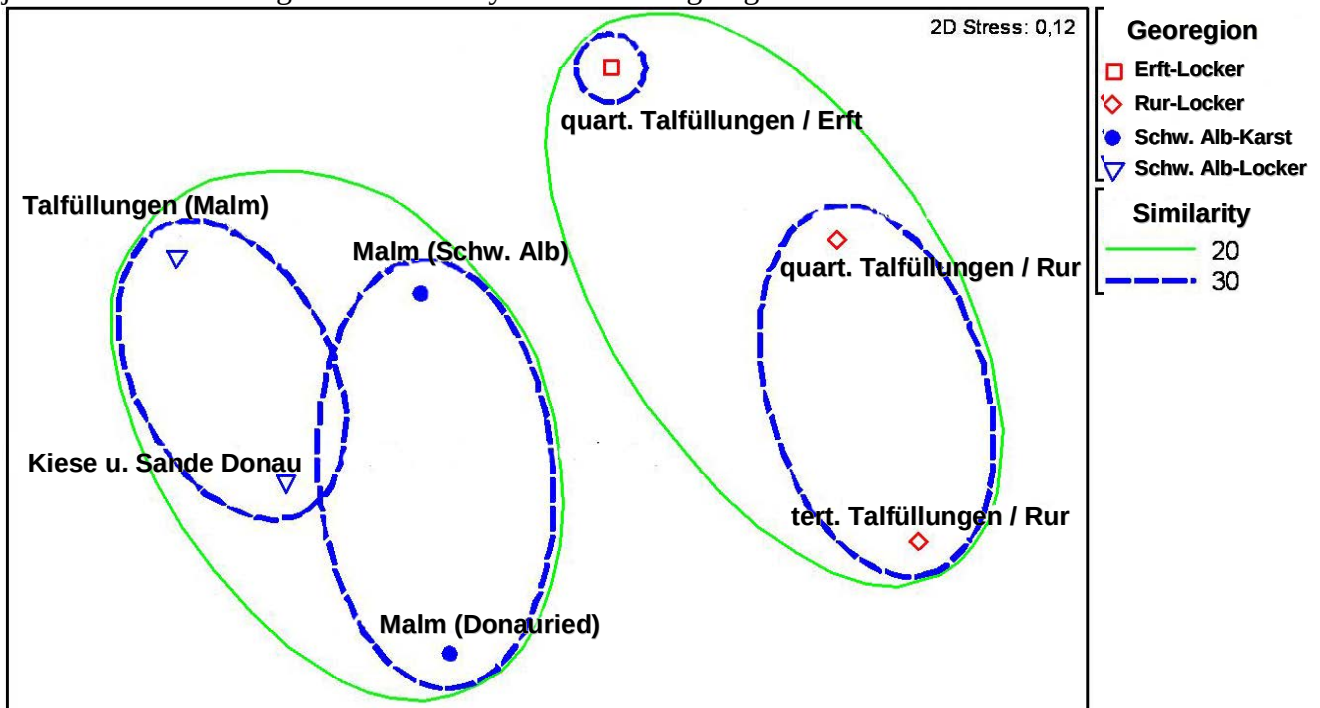


Abb. 3: Fauna-MDS: Mittelwertaggregierte Abundanzen sicher bestimmter Taxa je Teilgebiet (Georegion). Abstandsmaß: Bray-Curtis-Similarity. Schwäbische Alb (links) und Kölner Bucht (rechts).

Die MDS zeigt deutliche Unterschiede der faunistischen Zusammensetzung zwischen den beiden Untersuchungsgebieten, Kölner Bucht und Schwäbische Alb. Die Fauna beider Gebiete überschneidet sich in nur 20 %. Die deutlichen Unterschiede in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften zwischen der Kölner Bucht und der Schwäbischen Alb, bestätigen die Hypothese, dass ein faunistisches Bewertungssystem biogeografische Unterschiede berücksichtigen muss.

Eine weitere Unterteilung anhand der Fauna zeigt sich auch auf Landschaftsebene. Innerhalb der Schwäbischen Alb können Karst- und Lockergesteinsleiter anhand ihrer Fauna getrennt werden. Interessanter Weise orientiert sich die Zusammensetzung der Fauna, zumindest bei gegebener Datenlage, am Grundwasserleitertyp und nicht am Naturraum. In der Kölner Bucht unterscheidet sich die Fauna der Erftscholle von der der Rurscholle. Hier muss jedoch betont werden, dass die zugrunde liegende Datenmenge sehr gering ist und sich bei Hinzukommen der Daten der zweiten Beprobung, die Unterschiede in der Besiedlung verschieben könnten. Trotzdem ergaben die

statistischen Analysen eine sehr gute Gruppentrennung (ANOSIM $R=0,926$) und waren hochsignifikant ($p=0.01$).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die bisherigen Ergebnisse zeigen deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung der Stygofauna auf biogeografischer Ebene sowie auf Landschaftsebene. Sie bestätigen die Hypothese, dass die biogeografische Lage des Untersuchungsgebietes sowie der Grundwasserleitertyp die Besiedlungsstruktur der Stygofauna prägen und somit bei der Entwicklung eines faunistischen Bewertungssystems für Grundwasserlebensräume berücksichtigt werden müssen. Dennoch sind diese Ergebnisse aufgrund der geringen Datenmenge als vorläufig zu betrachten. Über Unterschiede der Fauna innerhalb eines Grundwasserleiters in Zonen mit unterschiedlichem hydrologischen Austausch, können derzeit noch keine Aussagen getroffen werden, da für die Berechnung des Grundwasser-Fauna-Index die Standardtemperaturabweichung benötigt wird. Auch in diesem Fall bleibt abzuwarten, inwiefern sich die Daten der zweiten Beprobung auswirken. Ebenso verhält es sich mit dem Entdecken von Indikatororganismen.

Danksagung

Wir danken dem UBA (Umweltbundesamt) für die finanzielle Unterstützung. Dem LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg), der LW Langenau (Zweckverband Landeswasserversorgung Langenau) und dem Erftverband im Rhein-Erft-Kreis, Nordrhein-Westfalen) für die hervorragende Unterstützung während der Planungsphase und Probennahme. Des Weiteren danken wir Christian Steube und Dr. Christian Griebler von der GSF in Neuherberg für die gute Zusammenarbeit.

Literatur

- Fuchs, A., Hahn, H. J. (2004): Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg.- unveröff. Bericht für die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU).
- Gibert J. (2001): Basic attributes of groundwater ecosystems. In: Groundwater ecology, a tool for management of water resources (Eds. C. Griebler, D. Danielopol, J. Gibert, H. P. Nachtnebel und J. Notenboom), 39-52. Luxemburg: Office for Official Publications of the European community.
- Griebler, C., Mösslacher, F. (2003): Grundwasser - Eine ökosystemare Betrachtung. - In GRIEBLER, C. und MÖSSLACHER, F. (Hrsg.): Grundwasserökologie 253-310, UTB-Facultas Verlag Wien.
- Hahn, H. J. (2006a): Lassen sich Grundwasserhabitats klassifizieren? – Plenarvortrag auf der Jahrestagung 2005 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) in Karlsruhe, 26.-30.09.2005 – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Werder, 2-8.
- Hahn, H.J. (2006b): The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats. Limnologica, 36, 119-137.
- Landeswasserversorgung Baden-Württemberg (2002): Unternehmenspräsentation: Landeswasserversorgung Trinkwasser für Baden-Württemberg-Wir stellen uns vor, 10.
- Sket, B. (1999): The nature of biodiversity in hypogean waters and how it is endangered. - Biodiversity and Conservation 8, 1319-1338.

HORN, H.: Die Bedeutung von *Aulacoseira subarctica* während der Frühjahrsmassenentwicklungen in der Talsperre Saidenbach – Profitiert sie von wärmeren Wintern?

HORN, W.: Wie gut charakterisiert das Crustaceen-Zooplankton ein Gewässer? Erste Gedanken und Ergebnisse

HOYER, A. B., J. VIDAL, C. ESCOT, A. BASATA, E. I. MEYER, E. MORENO-OSTOS & F. J. RUEDA: Die saisonale Entwicklung der funktionalen Struktur der Phytoplanktongemeinschaft in einer mediterranen Trinkwassertalsperre: Einfluss externer Störungen

LEHMITZ, R., M. BRAUNS & M. PUSCH: Typisierung von norddeutschen Tieflandseen anhand aquatischer Coleoptera

NOGEITZIG, A., G. NÜTZMANN, J. LEWANDOWSKI & M. HUPFER: Reaktive Transportmodellierung des Phosphor-Kreislaufs in Seesedimenten unter dem Einfluss von Bioirrigation durch *Chironomus plumosus*

SEEBENS, H., U. EINSLE & D. STRAILE: Räumliche Unterschiede in der Lebenszyklusstrategie von *Cyclops vicinus* innerhalb eines großen Sees

TÄUSCHER, L.: Phytobenthos ohne Diatomeen als biologische Komponente zur Bestimmung des ökologischen Zustandes von nordostdeutschen Seen – ein Literaturbericht und Diskussionsbeitrag

WRANIK, C. & U. SELIG: Paläolimnische Studien an dimiktischen Seen in Norddeutschland – Trophierekonstruktion anhand von Pigmentuntersuchungen

Die Bedeutung von *Aulacoseira subarctica* während der Frühjahrsmassenentwicklungen in der Talsperre Saidenbach – Profitiert sie von wärmeren Wintern?

Heidemarie Horn

Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld, Tel./Fax 037367-2501, horn.hw@t-online.de

Keywords: *Aulacoseira subarctica*, Frühjahrsmassenentwicklung, Langzeitentwicklung, Talsperre Saidenbach, Klimaerwärmung

Einleitung

Diatomeen sind mit durchschnittlich 74 % Anteil (langjähriges Mittel) die wichtigste Phytoplanktongruppe in der Talsperre Saidenbach und besitzen ihren Entwicklungsschwerpunkt im Frühjahr. Ihre während der Frühjahrsmassenentwicklung erreichten Abundanzen können aber von Jahr zu Jahr beträchtlich schwanken und sind vor allem von den konkreten Wetterbedingungen abhängig (Horn 2003). Auch die Arten-Zusammensetzung während der Massenentwicklung variiert stark.

Der Winter 2006/07 fiel in Europa außergewöhnlich warm aus. Im Mittleren Erzgebirge war er im Vergleich der letzten 30 Jahre um 5° (Januar) bis 2,2 °C (März) zu warm (Station Olbernhau, Daten D. Christoph). Das hatte zur Folge, dass die Talsperre Saidenbach nicht zufror – zum ersten Mal seit ihrem fast 75-jährigen Bestehen! Von Ende Dezember 2006 bis Ende März 2007 herrschte Vollzirkulation bei Temperaturen fast immer unter 4°C. Die im Herbst 2006 begonnene Diatomeen-Entwicklung, vor allem aus *Fragilaria crotonensis* bestehend, setzte sich auf niedrigem Niveau im neuen Jahr fort. Sehr bald aber übernahm *Aulacoseira subarctica* die dominierende Rolle. Sie erreichte im April 2007 mit 8,5 mm³/l und > 90% Anteil am Gesamt-Phytoplankton (Mittel Pelagial) die bei weitem höchsten absoluten und relativen Abundanzen seit 1975. Dies war der Anlass, die Dynamik dieser Kieselalge im Frühjahrsplankton der Talsperre Saidenbach genauer zu untersuchen.

A. subarctica wurde von Hustedt (1930) als Unterart von *Melosira italica* angesehen und deshalb in früheren Arbeiten als *Melosira italica* bzw. *A. italica* benannt.

Gewässer und Methoden

Die Trinkwassertalsperre Saidenbach (TS SB, 439 m ü.NN, $V_{\max} = 22,4$ Mio. m³, maximale/mittlere Tiefe = 45/15,3 m), ein seit Anfang der 90'er Jahre mesotropher Rinnenstausee mit einem vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet, liegt im Mittleren Erzgebirge und wird seit 1975 regelmäßig hinsichtlich ihrer wichtigsten hydrophysikalischen, chemischen und biologischen Parameter untersucht. Für die Erfassung des Phytoplanktons wurden mittels Ruttner-Schöpfer Wasserproben je nach Jahreszeit aus 6 bis 10 Tiefen entnommen, mit Lugol'scher Lösung fixiert und unter einem Umgekehrten Mikroskop ausgezählt. Anschließend wurden die Zellzahlen aller Arten in Biovolumen umgerechnet.

Wodurch zeichnen sich Entwicklungen von *A. subarctica* aus?

A. subarctica gehört sozusagen zum "Diatomeen-Inventar" der Talsperre Saidenbach. Sie wurde seit Beginn der Untersuchungen 1975 regelmäßig beobachtet. Allerdings erlangte sie im Mittel nur jedes zweite Jahr mit Jahresdurchschnittswerten $> 0,2 \text{ mm}^3/\text{l}$ eine größere Bedeutung. *A. subarctica* trat fast ausschließlich im Winter bis Frühsommer auf und hatte ihr Maximum in oder kurz nach der Frühjahrsvollzirkulation. Trotzdem dominierte sie nur selten während der in dieser Zeit stattfindenden Frühjahrsmassenentwicklungen der Diatomeen: unter den 16 Untersuchungsjahren mit erhöhten *Aulacoseira*-Abundanzen gibt es nur drei, in denen sie dann wenigstens 70 % des Kieselalgenbiovolumens ausmachte, darunter 2007.

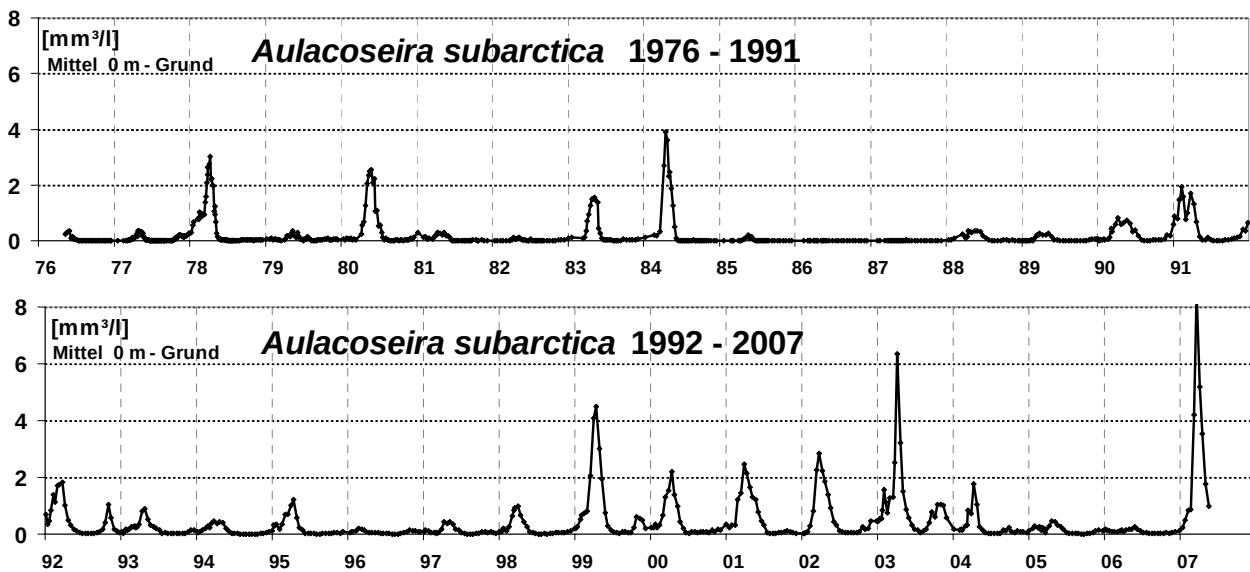


Abb. 1: Die Langzeitentwicklung von *A. subarctica* in der Talsperre Saidenbach seit 1976.

Die Langzeitreihen von *Aulacoseira subarctica* offenbaren drei charakteristische Eigenheiten:

- *A. subarctica* ist sehr gut an niedrige Lichtintensitäten angepasst. Häufig tritt sie im Winter unter Eis in großer Tiefe oder im Frühjahr nach Ende der Massenentwicklung noch längere Zeit im Hypolimnion auf, in beiden Fällen oft bei nicht mehr nachweisbaren Lichtintensitäten (Horn 2005). Auf Grund ihrer Fähigkeit, sich auch heterotroph zu ernähren (Cimblaris & Caceres 1991), ist sie offenbar in der Lage, sich bei minimalem oder fehlendem Licht weiterzuvermehren, zumindest aber zu überleben, wenn andere Diatomeen längst aus dem Freiwasser verschwunden sind.
- Das Überleben in der Tiefe wird vor allem auch ermöglicht durch ihre geringen Sinkgeschwindigkeiten bzw. ihr hervorragendes Schwebevermögen, so dass sie im Vergleich zu anderen Diatomeen deutlich kleineren Sedimentationsverlusten unterworfen ist (Tab. 1, Horn & Horn 1993).

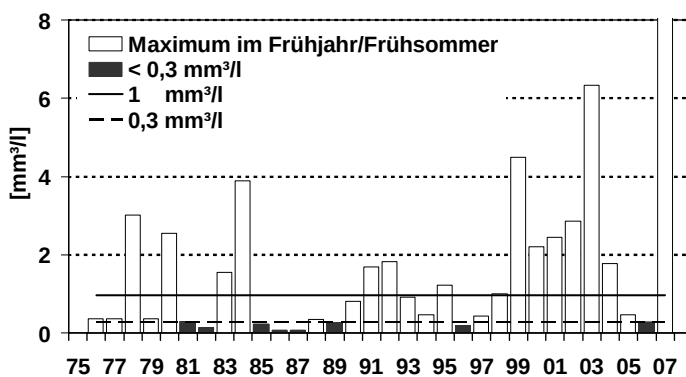
Tab. 1: Mittlere und maximale Sinkgeschwindigkeit [m/d] der dominanten Diatomeen in der TS SB

<i>Fragilaria crotonensis</i>	3,2 – 4,3	7,1 – 10,3
<i>Diatoma elongatum</i>	2,0 – 3,0	6,8 – 9,2
<i>Synedra</i> spp.	1,2 – 2,5	2,9 – 6,8
<i>Asterionella formosa</i>	1,7 – 1,8	4,1 – 5,8
<i>Aulacoseira subarctica</i>	1,4 – 2,0	2,0 – 4,0

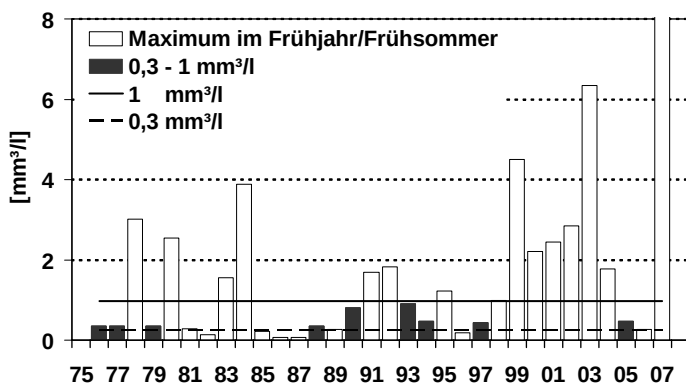
- Ihre Wachstumsrate ist unter den Temperatur- und Lichtbedingungen des Frühjahrs aber offensichtlich stets niedriger als die der Begleit-Diatomeen, denn selbst in Jahren mit hohen Abundanzen waren ihre maximalen Netto-Änderungsraten (= beobachtete logarithmische Zuwachsrate im Gewässer) im Frühjahr trotz deutlich geringerer Sedimentationsverluste fast immer $< 0,1 \text{ d}^{-1}$ (2007 betrug sie $0,11 \text{ d}^{-1}$), während die der anderen Diatomeen in der Regel deutlich darüber lagen.

Langzeitentwicklung von *A. subarctica*:

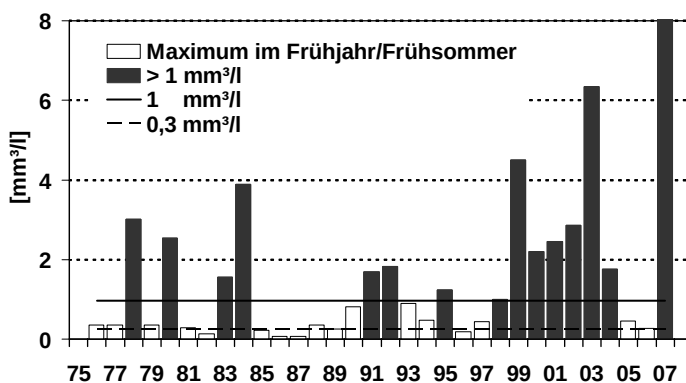
Auffällig ist, dass die Massenentwicklungen von *A. subarctica* Ende der 90'er Jahre an Häufigkeit und Intensität zunehmen (Abb. 1): Mit Ausnahme von 2005 und 2006 trat *Aulacoseira* seitdem in jeder Frühjahrsmassenentwicklung mit hohen bis sehr hohen Abundanzen auf. Ordnet man die Jahre nach den im Frühjahr/Frühsummer erreichten Abundanzen (Abb. 2), zeigt sich ein deutliches Muster (Abb. 3):



← Jahre, in denen *A. subarctica* keinerlei Bedeutung besaß (maximale mittlere Konzentration in der Wassersäule $< 0,3 \text{ mm}^3/\text{l}$), waren gekennzeichnet durch (sh. Abb. 3A): einen frühen Eisbeginn, lange Eisbedeckungszeiten (im Mittel 83 Tage), **keine Entwicklung von *A. subarctica* unter Eis** sowie späte und kurze Vollzirkulationen (ca. 16 Tage).



← In Jahren mit geringfügigem Aufkommen (Maximum im Frühjahr zwischen $0,3$ und $1 \text{ mm}^3/\text{l}$) gab es nicht so lange Eisbedeckungszeiten, aber längere Vollzirkulationen (sh. Abb. 3B). *A. subarctica* wurde nur selten und **in geringen Abundanzen unter Eis** beobachtet.

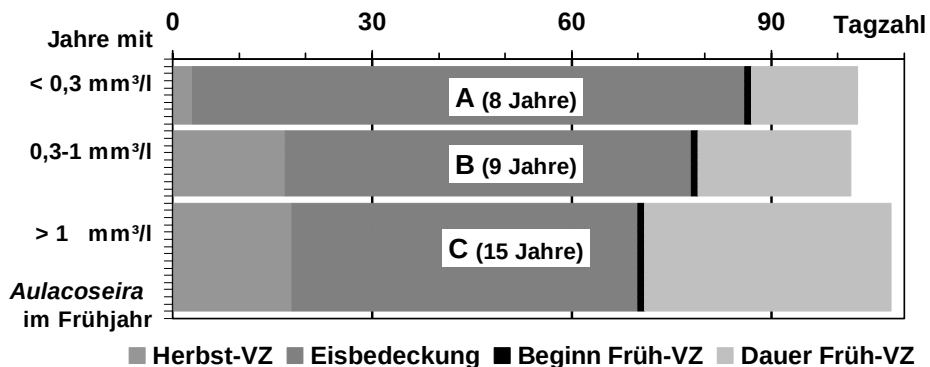


← Jahre, in denen *A. subarctica* dagegen mit Maximalwerten (meist weit) $> 1 \text{ mm}^3/\text{l}$ eine große Rolle spielte, zeichneten sich aus durch (sh. Abb. 3C) späten Eisbeginn, kurze Eisbedeckungszeiten (im Mittel 37 Tage), deutliche bis **starke Entwicklung von *A. subarctica* unter Eis** und frühe und lange Vollzirkulationen (ca. 52 Tage).

Abb. 2: Die im Frühjahr/Frühsummer erreichten maximalen Konzentrationen von *A. subarctica* (Mittel über die gesamte Wassertiefe).

Was steuert die Dynamik von *Aulacoseira*?

A. subarctica ist durch ihre Anpassung an geringste Lichtintensitäten und ihre niedrige Sinkgeschwindigkeit fähig, nicht nur unter Eis und in großer Tiefe zu überleben, sondern sich bei nicht zu lang andauernder Eisbedeckung sogar weiter zu vermehren. Dadurch vermag sie bis zu Beginn der Vollzirkulation eine höhere Ausgangskonzentration zu erreichen als andere Phytoplankter. Eine hohe Startkonzentration zu Beginn der Frühjahrsvollzirkulation ist die Voraussetzung für ein erfolgreiches Auskonkurrieren der anderen Diatomeen, denn die Zuwachsraten von *A. subarctica* sind zu



„Saison“beginn (d.h. mit Verbesserung der Temperatur- und Lichtbedingungen im Frühjahr) immer geringer als die der Begleit-Diatomeen. Auf Grund ihrer niedrigeren Wachstumsrate benötigt *A. subarctica* deshalb auch längere Vollzirkulationszeiten, um hohe Abundanzen aufzubauen.

Abb. 3: Vergleich von Zeitpunkt und Dauer der Eisbedeckungs- und Vollzirkulationszeiten (VZ).

- A:** in den Jahren ohne nennenswertes Aufkommen von *Aulacoseira* im Frühjahr (Früh-) bzw. Frühsummer (Maximum < 0,3 mm³/l),
- B:** in Jahren mit geringer Bedeutung (Maximum zwischen 0,3 und 1 mm³/l) und
- C:** in den Jahren mit hohen Konzentrationen während der Frühjahrmassenentwicklung (Maximum > 1mm³/l)

Zusammenfassung:

- *A. subarctica* besitzt immer dann einen Konkurrenzvorteil, wenn die Eisbedeckung kurz ist und/oder das Eis frühzeitig aufbricht, denn das gibt ihr die Möglichkeit und den benötigten zeitlichen Vorsprung, eine entsprechend hohe Startkonzentration aufzubauen.
- Dies allein reicht jedoch noch nicht aus: um hohe Abundanzen während der Frühjahrs-Massenentwicklung trotz ihrer geringeren Wachstumsrate zu erreichen, braucht sie lange **Vollzirkulationen**. Das ist meist nur dann der Fall, wenn diese frühzeitig im Jahr einsetzen und/oder durch kaltes Wetter lange andauern.

Das bedeutet,

- milde Winter mit kurzer Eisbedeckung und früh einsetzenden Vollzirkulationen verschaffen *A. subarctica* die besten Startbedingungen bzw. den frühest möglichen Entwicklungsbeginn (zu ei-

ner Zeit, in der andere Diatomeen wegen ungünstiger Wachstumsbedingungen und/oder hoher Verlustraten noch unterlegen sind) und

- kalte, lang andauernde Frühjahre mit entsprechend langen Vollzirkulationen erhöhen die Chance, hohe Abundanzen aufzubauen und andere Diatomeen erfolgreich auszukonkurrieren.

Ein warmer Winter wie 2007, der auf Grund fehlender Eisbildung im Sinne der Gewässerthermik keinen Winter sondern eine von Herbst bis Frühjahr andauernde Vollzirkulation darstellt (warm monomiktisches Gewässer), erfüllt beide dieser Bedingungen. Gleichzeitig wird aber deutlich, dass eine allgemeine Erwärmung nicht unbedingt zu einer Förderung dieser Kieselalge führen muss. *A. subarctica* erhält zwar durch warme Winter, die zu kürzerer oder sogar ausbleibender Eisbedeckung führen, einen deutlichen zeitlichen Vorsprung vor anderen "Frühjahrsdiatomeen", benötigt dann aber ein kaltes Frühjahr, um die verbesserten Starbedingungen wirklich nutzen zu können. Eine starke Erwärmung also, die sich auch auf das Frühjahr auswirkt und zu einer vorzeitig beginnenden Sommerschichtung führt, kann diese Vorteile wieder zunichte machen.

Literatur:

- Cimblaris, A.C.P., Caceres, O. (1991): Kinetics of urea uptake by *Melosira italica* (Ehr.) Kütz at different luminosity conditions. *Hydrobiologia*, 220, 211-216.
- Horn, H. (2003): The relative importance of climate and nutrients in controlling phytoplankton growth in Saidenbach Reservoir. *Hydrobiologia*, 504, 159-166.
- Horn, H. (2005): Leben in der Tiefe: Schicksal, Nische oder Überlebensstrategie? Vertikalverteilungsmuster der Diatomeen der Talsperre Saidenbach. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004 (Potsdam), Weißensee Verlag, 462-466.
- Horn, H., Horn, W. (1993): Sedimentary Losses in the Reservoir Saidenbach: Flux and Sinking Velocities of Dominant Phytoplankton Species. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 78, 39-57.
- Hustedt, F. (1930): Bacillariophyta (Diatomeae). In: Die Süßwasser-Flora Mitteleuropas. Heft 10, Hrsg. A. Pascher.

Danksagung:

Die dargestellten Untersuchungen entstanden im Rahmen der Vorhaben "Langzeitstabilität von Talsperren-Ökosystemen" und „Biotische Struktur von Stauseen“, gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie dem Freistaat Sachsen (Sächsisches Staatsministerium für Wissenschaft und Kunst).

Wie gut charakterisiert das Crustaceen-Zooplankton ein Gewässer? Erste Gedanken und Ergebnisse

Wolfgang Horn

Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld, Tel./Fax 037367-2501, horn.hw@t-online.de

Keywords: Crustaceen-/Rotatorienplankton, Ökologischer Gewässerzustand, Indikation, Talsperren Saidenbach, Neunzehnhain, Sosa

Einleitung

Zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes von Standgewässern gibt es verschiedene Möglichkeiten. Die EU-WRRL z.B. zieht dafür Nährstoffe, physikalisch-chemische Wasserparameter, Phytoplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische heran. Tatsächlich fehlt praktisch nur eine wichtige Gruppe – das Zooplankton! Daraus ergibt sich die Frage, inwieweit die Zooplankter, speziell die Crustaceen, für die Charakterisierung eines Gewässers geeignet sind. Welche Möglichkeiten bieten sie und welche Probleme gibt es? Kann aus der Kenntnis der Artenzusammensetzung allein auf die Gewässerkategorie bzw. den ökologischen Zustand geschlossen werden? Voraussetzung für die folgenden Überlegungen ist die Tatsache, dass der ökologische Gewässerzustand sowohl Ursache für die Zooplanktonstruktur als auch deren Resultat ist.

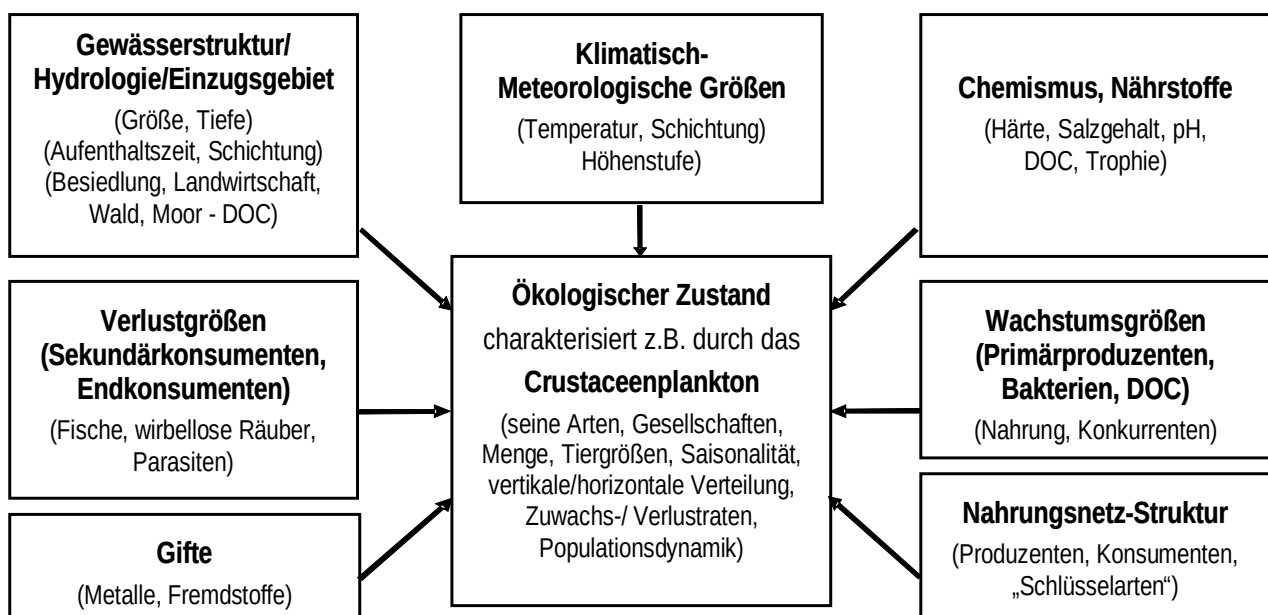


Abb. 1: Umweltfaktoren und Prozesse, die den Zustand eines Gewässers und seiner Organismengemeinschaft steuern (Beispiel Crustaceenplankton).

Gewässer und Methoden

Die betrachteten Trinkwassertalsperren (TS) Saidenbach (SB), Neunzehnhain II (NH) und Sosa (SO) liegen im Erzgebirge. Es handelt sich um Gewässer vom Rinnenseetyp, deren Wasserspiegel zwischen 450 und 650 m üNN liegt, ihr Volumen beträgt 3 bis 22 Mio. m³ bei Wasserflächen zwischen 30 und 146 ha und maximalen Tiefen von 30 bis 50 Metern. Der Trophiegrad, die mittleren wasserchemischen Verhältnisse und die charakteristischen planktischen Crustaceen sind in der Tabelle 1 dargestellt. Die Erfassung des Zooplanktons erfolgte mittels zweier Schließnetze mit 55 bzw. 175 µm Maschenweite (dazu und zu Tabelle 1 siehe auch Horn & Horn, 1995).

	Saidenbach	Neunzehnhain II	Sosa
Trophiegrad	mesotroph	oligotroph	sauer
Härte [°dH]; Ca [mg/l]; pH	5,7; 40; 7-9	3,7; 26; 6,2-7,6	1,4; 7,5; 4,6-5,9
Crustaceenplankton (Auswahl „wichtiger“ Arten)	<i>Daphnia galeata</i> <i>Ceriodaphnia quadrangula</i> <i>Eudiaptomus gracilis</i> <i>Cyclops abyssorum</i> <i>Cyclops vicinus</i>	<i>Daphnia rosea</i> <i>C. quadrangula</i> <i>E. gracilis</i> <i>Cyclops abyssorum</i> kein <i>C. vicinus</i>	keine <i>Daphnia</i> -Arten <i>C. quadrangula</i> keine <i>E.</i> -Arten kein <i>C. abyssorum</i> kein <i>C. vicinus</i>
Rotatorienplankton (z.B.)	keine <i>K. serrulata</i>	keine <i>K. serrulata</i>	<i>Keratella serrulata</i>

Tab. 1: Eigenschaften der Talsperren und typische Vertreter des (Crustaceen)Zooplanktons.

Indikator Crustaceenplankton - Was ist wichtig?

Das Crustaceenplankton stellt in den stehenden Gewässern - durch seine zentrale Stellung im Nahrungsgefüge - eine wichtige Komponente des Ökosystems dar. Das prädestiniert es eigentlich für eine Indikatorrolle. Hinweise können dabei vor allem geben: die Art, das Zooplanktongefüge (Artengemeinschaft, Größenstruktur), Populationsdynamik (Abundanzen bzw. Biomasse; raumzeitliche Variabilität) und auch das „Verhalten“ (vertikale Verteilung, Wanderung).

1. Arten

Arten charakterisieren den Lebensraum genau, wenn es sich um nicht-ubiquitäre handelt, d.h. solche mit enger ökologischer Potenz (Bioindikatoren). Für Artengesellschaften gilt dies entsprechend.

Arten und ihre Verbreitung (z.B. Limnofauna Europaea): Die analysierten Talsperren liegen tiergeographisch in der Grenzregion Zentrales Mittelgebirge - Zentrales Flachland. Die Arten *Daphnia galeata* und *D. rosea* sind in der Limnofauna noch nicht vorhanden, aber *Ceriodaphnia quadrangula* ist als Vertreter der Region abgehandelt.

Arten und ihre Ökologie: Es stellt sich die Frage, ob die vertretenen Tiere hinsichtlich ihrer weitergehenden ökologischen Ansprüche Besonderheiten aufweisen, die mit den speziellen Gewässereigenschaften in Verbindung stehen. Werden Vorkommen (Tab. 2) und Gewässerdaten (Tab. 1) verknüpft, ergeben sich Hinweise darauf, dass diese planktischen Crustaceen mehr oder weniger als

Talsperre	SB	NH	SO
<i>Daphnia galeata</i>	xxx	---	---
<i>Daphnia rosea</i>	---	xxx	---
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	x	xx	xx
<i>Keratella serrulata</i> (Rotator)	---	---	xx

Indikatoren fungieren können, wobei ihr Fehlen oder das Auftreten weiterer Arten die Aussagemöglichkeiten stark erweitern (s. dazu auch bei 5. Zusammenschau).

Tab. 2: Häufigkeit der ausgewählten Zooplankter.

Fazit: Entscheidende Voraussetzung ist eine sichere Determination der Art! Diese Selbstverständlichkeit ist so normal nicht, da oft eine sichere Bestimmung nur dem ausgewiesenen Spezialisten möglich ist. Keine Zuordnung zu einem Gewässertyp ergibt meist die tiergeographische Einordnung (im engen regionalen Maßstab). Die Kenntnis der Arten erlaubt nur Aussagen, wenn es sich um „Spezialisten“ handelt, die die Ränder des ökologischen Spektrums besiedeln! (z.B. Abb. 2). Insgesamt gibt es auch noch zu wenig Literatur (bezüglich der genauen Indikation der Crustaceen)!

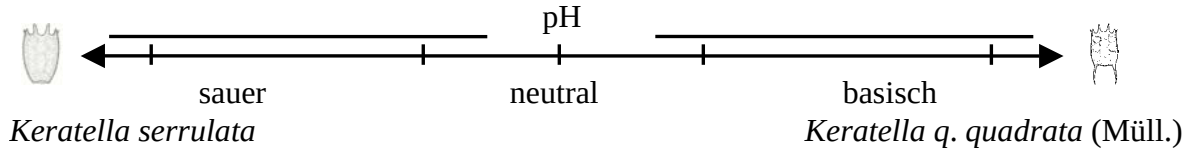


Abb. 2: Auftreten von zwei Rotatorienarten im pH-Gradient (nach Berzins & Pejler, 1987).

2. Gesellschaften (z.B. Bowkiewicz, Sramek-Husek)

Crustaceengesellschaften (Assoziationen) wurden schon früh zur Gewässercharakterisierung herangezogen – wie gut sie geeignet sind, bedarf aber weiterer Arbeiten und einer Aktualisierung.

Z.B. stellt der Verband Daphnio-Bosminetum pelagiale, Assoziation Daphnio-Bosminetum longirostris mit überwiegend:

(i) *Eudiaptomus gracilis* bzw. (ii) *Daphnia hyalina* m. *lacustris*, *Cyclops vicinus*, *E. gracilis*

in beiden Ausbildungen das „... Plankton hocheutropher Gewässer ... Teiche, Talsperren ...“ dar.

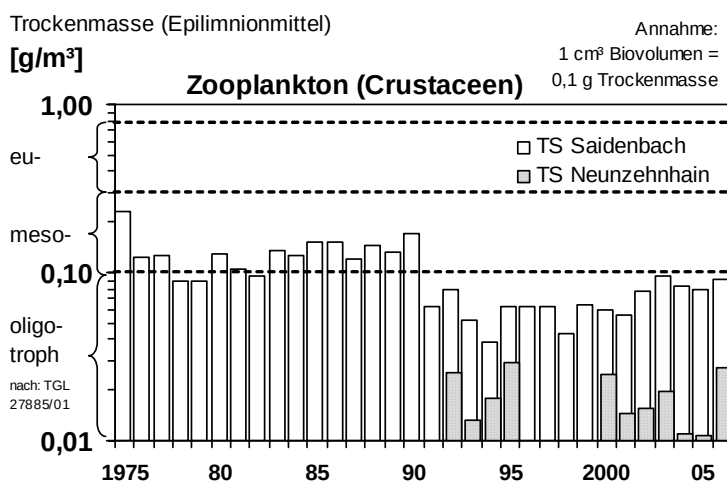
Fazit: Crustaceengesellschaften könnten für Charakterisierungen geeignet sein, aber weitere Untersuchungen sind nötig, wenn der Aussageumfang erweitert und detailreicher werden soll.

Abb. 3: Abbildung der Assoziation Daphnio-Bosminetum longirostris (oben (i), unten (ii); aus Sramek-Husek, 1962).



3. Populationsdynamik (Abundanzen, saisonale und interannuelle Variabilität)

Die Biomasse der Crustaceen spiegelt (in Grenzen) die Trophie wieder, denn sie wird in erster Linie von der Basis der Nahrungspyramide gesteuert (bottom up). Das zeigen auch die vieljährigen Untersuchungen der TS SB und NH (Abb. 4). Dabei sind Jahre mit geringer Biomasse meist Folge hoher Fraßverluste (Räubereinfluß, top down; Abb. 5). Saisonale Unterschiede sind wohl meist eher



„wetter“- und fraß- als nahrungsbedingt, hängen also z.B. vom Aufkommen der Jungfische ab. Auch bei der Ausbildung der Größenstruktur spielen Räuber eine große Rolle, vor allem die Endkonsumenten. Der Zooplanktongrößenindex (ZGI) kann hier als Maß für den Fischfraßdruck genutzt werden (Abb. 6).

Abb. 4: Crustaceenbiomassen in den TS Saldenbach und Neunzehnhain.

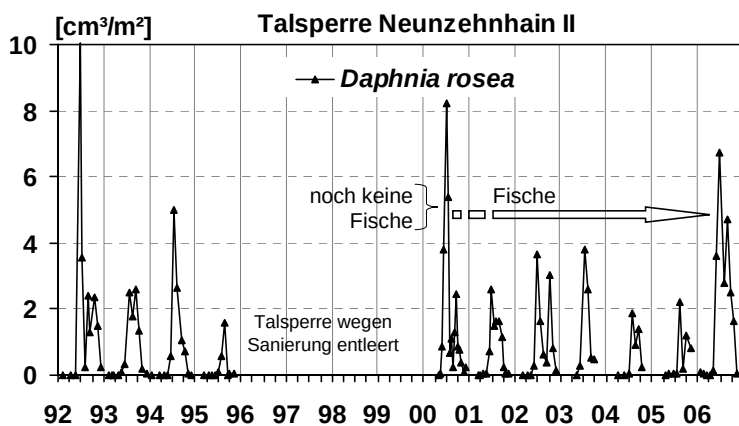
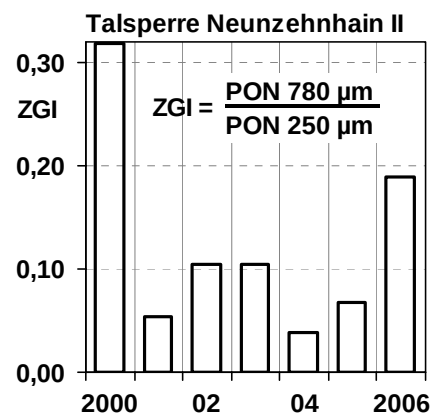


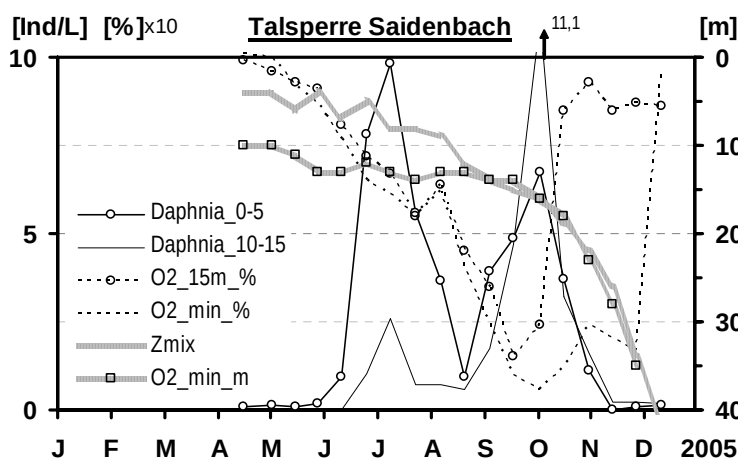
Abb. 5: Jahresgang der Biomasse der Daphnien in der TS Neunzehnhain.

Abb.6: Die Größenstruktur der Crustaceen in der TS Neunzehnhain (Beispiel ZGI, s. Horn & Schröter, 2007).



Fazit: Biovolumen bzw. Abundanzen können über die Trophie informieren, erfordern aber dichte Meßabstände (natürliche Saisonalität!) und die Beachtung des „top down“-Einflusses. Neben der jahreszeitlich bedingten Variabilität sind oft auch die Unterschiede zwischen den Jahren beträchtlich. Grund ist meist der Einfluss der Fische (Aufkommen, Reproduktionszyklen). Wichtige Größen sind deshalb nicht nur die Menge (Abundanz, Biomasse), sondern auch die Zusammensetzung, individuelle Tiergröße und die jahreszeitliche Dynamik der Crustaceen.

4. „Verhalten“: Vertikale Verteilung, Wanderung



Die Crustaceen zeigen oft starke vertikale Gradienten. Gründe sind Nahrungssuche, Vermeidung von Räubern, und Bevorzugung spezieller Bedingungen/Habitate.

Fazit: Vertikale Unterschiede sind zu beachten, die ganze Wassersäule ist zu untersuchen (z.B. wandert *D. hyalina* vertikal stark, *D. galeata* dagegen kaum – beide treten aber meta- und hypolimnisch in hohen Populationsdichten auf).

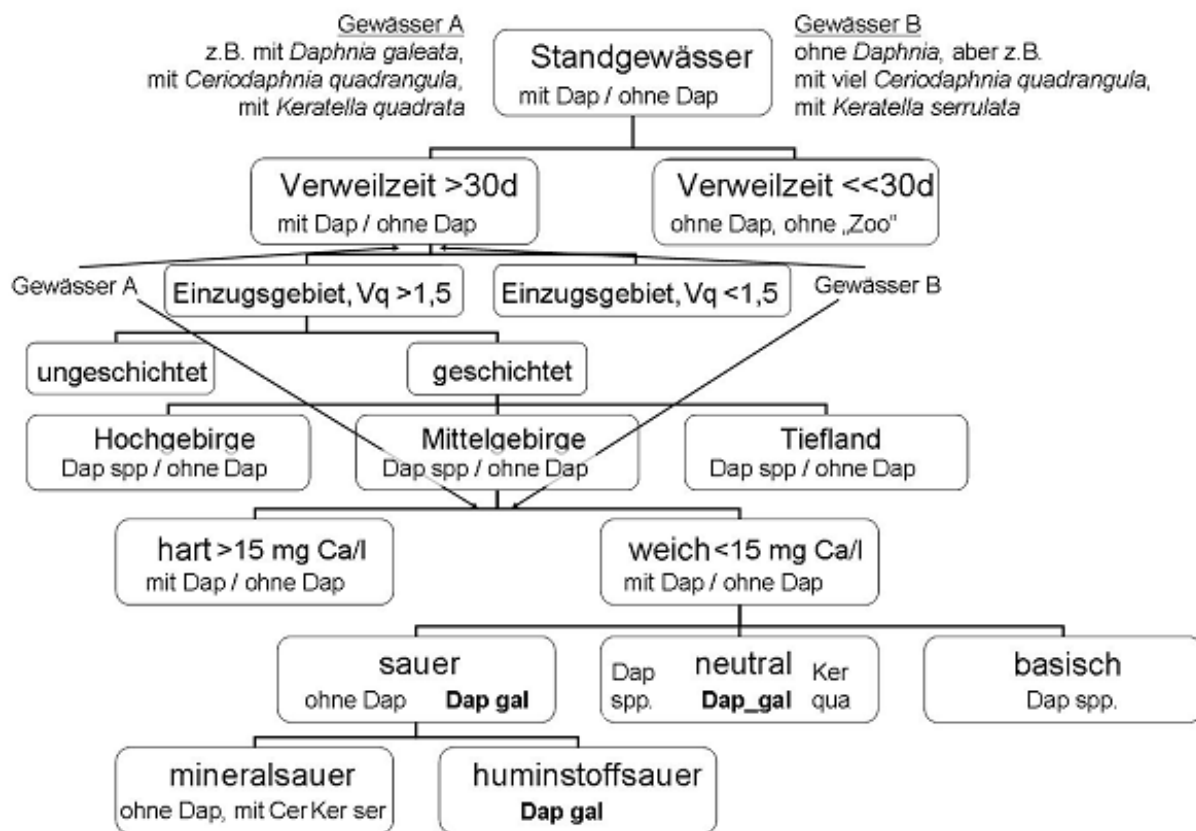
Abb.7: Jahreszeitliche und vertikale Verteilung von Temperatur, Sauerstoff und *Daphnia*-Dichte in der TS Saldenbach.

5. Zusammenschau – Beispielsarten (und ihre nahen Verwandten)

Nach Flößner (2000) werden die in den TS SB, NH und SO vorgefundenen (ausgewählten) Crustaceen und ihre Habitate folgendermaßen charakterisiert: *Daphnia galeata* besiedelt neutrale bis schwach alkalische (> pH 5), kalkreiche, mäßig eu-/polytrophe Gewässer, hält sich eher epilimisch (warm) auf, führt keine Tag-Nacht-Wanderungen aus. *Daphnia hyalina* lebt in kalkreichen, oligo-/mesotrophen Seen und eher hypolimnisch (kalt, bevorzugt 5-15°C) und zeigt deutliche Tag-Nacht-Wanderungen. *Daphnia galeata* x *hyalina* (*obscura*) – bewohnt meso- bis eutrophe Gewässer und dabei häufig das Tiefenwasser. *Daphnia rosea* ist in Gewässern zu finden, die klar, nährstoffarm, kühl, oft auch moorig sind, pH-Werte bis 4,8 werden toleriert, der Ca-Gehalt übersteigt 15 mg/l.

Ceriodaphnia quadrangula besiedelt oligo-/schwach eutrophe Seen (< 20 ha), mit pH-Werten > 3,9 und Ca > 2,1 mg/l (kalkarm bis normal kalkhaltig, Urgestein), oft dystroph.

Abb. 8: Gewässerzuordnung auf der Grundlage von Arten (Beispiel: schematisiert, unvollständig).



Ergebnis:

- Gew A: huminstoffsaures **oder** neutral bis basisches Gewässer, weitere Indikatorarten notwendig: z.B. *Keratella quadrata* - schließt saures Gewässer aus → TS Saldenbach
- Gew B: eher mineralsauer, da keine Daphnien, bestätigt durch *Keratella serrulata* → TS Sosa
- **Vorhandensein bzw. Fehlen bestimmter Arten kann Rückschlüsse auf die ökologische Beschaffenheit ermöglichen, liefert auch wertvolle Zusatzinformationen (Fische!)**

(zur Seentypisierung. z.B. auch Mathes et. al., 2003)

Zusammenfassung:

Das Crustaceenzooplankton - ein Indikator zur Gewässercharakterisierung? Ja, aber: (i) die Art-Bestimmung muß sicher sein, (ii) Untersuchungen mit hoher zeitlich-räumlicher Auflösung und (iii) Informationen über Abundanzen, Größen, zeitlichen Verlauf sind erforderlich (z.B. für Nahrungsnetz), (iv) die Integration weiterer Gruppen (z.B. Rotatorien) ist (wahrscheinlich) nötig/sinnvoll und (v) vielfach müssen für die Arten noch geeignetere Datengrundlagen/Einschätzungen geschaffen werden, um das Potential der Crustaceen genau/sicher abschätzen zu können.

Literatur:

- Berzins, B., B. Pejler, 1987: Rotifer occurrence in relation to pH. *Hydrobiologia* 147, 107-116.
- Berzins, B., B. Pejler, 1989: Rotifer occurrence in relation to water colour. *Hydrobiologia* 184, 23-28.
- Flößner, D., 2000: Die Haplopoda und Cladocera Mitteleuropas. Backhuys Publishers, Leiden, 428 S.
- Horn, W., H. Horn, 1995: Limnological features of different acidic drinking water reservoirs in the Erzgebirge (Germany). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 80, 623-638.
- Horn, W., B. Schröter, 2007: Erfassung der Crustaceen-Zooplanktonstruktur mittels Partikulärem ... Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder, 505-510.
- Illies, J. (Hrsg.) 1967: *Limnofauna Europaea*. VEB G. Fischer Verlag, Jena, 474 S.
- Mathes, J., G. Plambeck, J. Schaumburg, 2003: Der Entwurf zur Seentypisierung in Deutschland im ... Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Werder, 47-51.
- Sramek-Husek, R., 1962: Die mitteleuropäischen Cladoceren- und Copepodengemeinschaften und deren Verbreitung in den Gewässern der CSSR. *Sbornik, Techn. Vod. (Prague)* 6, 1, 99-133.
- TGL 27885/01, 1982: Fachbereichsstandard Nutzung und Schutz der Gewässer – Stehende Gewässer – Klassifizierung, 16 S.

Die saisonale Entwicklung der funktionalen Struktur der Phytoplanktongemeinschaft in einer mediterranen Trinkwassertalsperre: Einfluss externer Störungen

Andrea B. Hoyer^{1,2}, Javier Vidal², Carmelo Escot³, Ana Basata³, Elisabeth I. Meyer¹, Enrique Moreno-Ostos² & Francisco J. Rueda²

¹ Institut für Evolution und Biodiversität, Hüfferstr.1, 48149 Münster, Email: meyer@uni-muenster.de

² Instituto del Agua, C/ Ramón y Cajal 4, 18071 Granada, Spanien, Email: abhoyer@ugr.es

³ Empresa Municipal de Abastecimiento y Saneamiento de Aguas de Sevilla, S.A. EMASESA, Sevilla, Spanien. Email: cescot@emasesa.es

Keywords: Sukzession, Phytoplankton, funktionale Gruppen, Dominanz, externe Störungen, Talsperren

Einleitung

Margalefs Mandala (z.B. Margalef 1997) beschreibt die Zusammensetzung von Phytoplanktongemeinschaften, deren relative Abundanz und deren Entwicklung (Sukzession) als das Ergebnis einer Nährstoff-Turbulenz Balance. Basierend auf Langzeitstudien in temperierten natürlichen Gewässern und experimentellen Anlagen hat Reynolds (1997) gezeigt, dass Arten, welche er sogenannten funktionalen Gruppen zuordnet, den gleichen Bereich in einer zweidimensionalen Darstellung von Energie- zu Ressourcenlimitierung einnehmen. Die Umweltbedingungen (d.h. der Grad an Energie oder Ressourcen), auf welche das Phytoplankton reagiert, werden größtenteils bestimmt von der Intensität von Transport- und Durchmischungsprozessen in der Wassersäule. Diese Prozesse wiederum, werden angetrieben von externen Masse- und Energieflüssen (thermisch und mechanisch), welche sich an der freien Oberfläche oder an den Einfluss- und Ausflussregionen einer Talsperre abspielen (Imboden and Wüest 1995).

Reynolds Theorie wurde angewandt, um Kenntnisse über die saisonale Sukzession und die Diversität von Phytoplankton zusammenzufassen und um generelle Muster für temperierte Seen, temperierte Flüsse und subtropische Systeme aufzustellen (z.B. Hambright & Zohary 2000). Bisher gab es jedoch nur begrenzte Erkenntnisse über die Sukzession von Phytoplankton in mediterranen Talsperren und den Einfluss von externen Kräften als Auslöser für diese Prozesse (Moreno-Ostos 2004). Obwohl Reynolds Phytoplanktontheorie auf umfangreichem Datensätzen basiert und weitgehend als geltende Interpretation von Sukzession anerkannt wird, ist ihre Nützlichkeit für mediterrane Talsperren noch zu prüfen. Das allgemeine Ziel dieser Studie war es, die saisonale Entwicklung von Phytoplanktongemeinschaften, deren Abundanz und Struktur in der Talsperre El Gergal zu untersuchen, welche als prototypisches Beispiel für mediterrane lentiche Ökosystem betrachtet wird (George & Rouen 1997). Insbesondere sollte bestimmt werden, ob die funktionalen Phytoplanktongruppen ähnliche Umweltansprüche aufweisen wie von Reynolds (1997) beschrieben. Des Weiteren wurde angenommen, dass Änderungen in der funktionalen Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft von exogenen Störungen im Zustand der Nährstoff-Energiebedingungen ausgelöst werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

El Gergal ist eine Talsperre von mittlerer Größe (Oberfläche: 250 ha; Volumen: 35 Mio. m³; Maximale Tiefe: 37 m) in Südwestspanien. Die Talsperre El Gergal ist die letzte in einer Kette von fünf Talsperren im Fluss Ribera de Huelva, welcher für die Wasserversorgung der Stadt Sevilla (ca. 1.2 Mio. Einwohner) genutzt wird. Die drei Ausflüsse in der Staumauer befinden sich auf 42, 27 und 17 m üNN. Die Dauer der thermischen Schichtung ist lang, gewöhnlich von Anfang März bis Mitte Oktober; von Juni bis August entwickelt sich eine stabile saisonale Sprungschicht in 5-10 m Tiefe. Die einzige Vollzirkulation findet im Winter statt. Das Volumen im Fluss Ribera de Huelva beträgt durchschnittlich 359 hm³ und weist starke saisonale Schwankungen auf, welche das mediterrane Klima charakterisieren.

Methoden

Diese Studie basiert auf einem umfangreichen Datensatz, der während eines Zeitraums von fünf Jahren aufgenommen wurde. Er beinhaltet meteorologische Parameter in stündlichen Abständen, Temperaturprofile mit einer Auflösung von 1m und Nährstoffkonzentrationen, Abundanzen und Zusammensetzung (auf Artniveau) der Phytoplanktongemeinschaft. Diese wurde aus Proben von diskreten Tiefen (0, 2, 5, und alle 5 m von dort an bis zum Grund) nahe des Staudamms analysiert. Die Frequenz der Profile und Probenahmen variiert zwischen halbwochenentlich (während Frühling und Sommer 2001), wöchentlich und monatlich (Winter 2005). Das Phytoplankton wurde gemäß der Methode von Utermöhl (1958) sedimentiert und mit Hilfe eines Inversmikroskops unter verschiedenen Vergrößerungen gezählt. Die Wasserproben wurden an Hand von Standardmethoden (Molybdat-Methode) hinsichtlich ihrer Orthophosphatkonzentrationen analysiert. Die Messungen der Secchi-Tiefe d_{sd} wurden jeweils zum Zeitpunkt der Probenahmen durchgeführt. Hydraulische Informationen (Wasserstand, Ausflussvolumina und -tiefe) wurden täglich aufgenommen.

Die Energielimitierung in Reynolds Modell der Struktur von Phytoplanktongesellschaften ist durch das Verhältnis der Durchmischungstiefe zur euphotischen Tiefe (z_{mix} / z_{eu}) gegeben. Obwohl in der Phytoplanktonforschung für gewöhnlich der Gehalt an Gesamtposphor verwendet wird, wurde hier die Orthophosphatkonzentration (PO_4^{-3} -P) als Indikator für die Nährstoffverhältnisse in der Talsperre benutzt. Es wurde angenommen, dass die Maximalkonzentration an PO_4^{-3} -P in der Wassersäule den Gehalt an Phosphor angibt, welcher potentiell im System verfügbar ist. Das Verhalten von El Gergal in Reaktion auf Windeinflüsse wurde an Hand des adimensionalen Werts *Lake Number* L_N (z.B. Imberger and Patterson 1990) bestimmt. Wie von Stevens & Imberger (1996) dargestellt, erzeugen für $L_N \ll 1$ Winde signifikante horizontale Gradienten in den thermischen und chemischen Merkmalen des Sees und bewirken das Aufsteigen von hypolimnischen Wasser (*Upwelling*) am Wind zugewandten Ende des Sees. Der dominierende hydraulische Einfluss während der Stratifikationsperiode ereignete sich auf Grund von Wasserentnahmen an der Staumauer, große Zuflussereignisse erfolgten hauptsächlich im Herbst und Winter, als der See voll durchmischt war. Die verschiedenen Phytoplanktonarten, welche man in El Gergal identifiziert hat, wurden in funktionale Gruppen mit Hilfe des Klassifikationsschemas von Reynolds (1997, 2002) funktionalen Gruppen zugeordnet. Für jedes Probenahmedatum wurde die dominante funktionale Gruppe als jene mit der höchsten Abundanz angenommen. Saisonale Veränderungen in der Zusammensetzung der Gemeinschaft wurden durch den *Index of community change* ICC (z.B. Reynolds 1984) beschrieben.

Ergebnisse

Abundanz und Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft

Die Phytoplanktongemeinschaft in El Gergal bestand aus elf funktionalen Gruppen. Nur die Gruppen *H*, *Y*, *Z*, und *B* bildeten saisonale Abundanzmaxima während des Untersuchungszeitraums. Das Wachstum der Gruppe *H* (*Aphanizomenon* sp., *Anabaena* sp., N₂-fixierende Cyanobakterien) wird gefördert durch Oberflächenerwärmung und thermische Stratifikation, hohe Lichtintensitäten und ein gutes Nährstoffangebot. Die Algen der Gruppe *Y* (Biflagellaten) sind an eine große Reihe von Lebensräumen angepasst, was sie nahezu zu Ubiquiten macht, obwohl sie relativ höhere Abundanzen in gemäßigten Nährstoff angereicherten Gewässern zeigen. Sie sind angepasst an geringe Einstrahlung und werden, auf Grund ihrer Mortalität, nur geringfügig von turbulenter Mischung in der Wassersäule beeinflusst. Die funktionale Gruppe *Z* beinhaltet Picyanobakterien von geringer Einheitsgröße ($<10 \mu\text{m}^3$ in Volumen), welche die Bakterienzellen vor schnellem Absinken bewahrt. Die Bakterienpopulationen sind für gewöhnlich beständig solange sie nicht geweidet werden (Reynolds 1997, 2002). Die Diatomeen der Gruppe *B* (*Cyclotella*, *Melosira* und *Synedra*) leben hauptsächlich in vertikal durchmischten, Nährstoff angereicherten Seen. Ihr negativer Auftrieb macht die Population abhängig von Turbulenz für die Suspension und somit empfindlich gegenüber der Durchmischungstiefe und gegenüber dem jahreszeitlichen Beginn der oberflächennahen Dichteschichtung (Reynolds 1997). Von den vier saisonale Maxima bildenden Gruppen in El Gergal, dominiert Gruppe *H* die Gemeinschaft während längerer Zeiträume und mit der höchsten Zellanzahl pro Volumeneinheit.

Phytoplanktondominanz unter limitierenden Bedingungen (Energie- und Nährstofflimitierung)

Abbildung 1 zeigt die Energie- ($z_{\text{mix}}/z_{\text{eu}}$) und Nährstoffbedingungen ($P\text{-PO}_4\text{max}$), welche das Wachstum und die Dominanz der funktionalen Gruppen (identifiziert in El Gergal), begünstigen. Die Position der Gruppen in der zwei-dimensionalen Energie-Nährstoff Domäne scheint dem erwarteten Verhalten (Reynolds 1997) zu folgen. Gruppe *B* zum Beispiel erscheint im Bereich hoher Lichtlimitation ($z_{\text{mix}}/z_{\text{eu}} > 5$), übereinstimmend mit ihrer Anpassung an geringe Lichtintensitäten und ihrer Abhängigkeit von Turbulenz zur Suspension (Reynolds 2002). Gruppe *Y*, nicht aufgeführt im Lebensraumschema (*habitat template*) von Reynolds (1997), überschneidet sich mit der Gruppe *B*, wobei sie einen größeren Bereich des Verhältnisses $z_{\text{mix}}/z_{\text{eu}}$ einnimmt, übereinstimmend mit ihrer Fähigkeit sowohl unter Durchmischung als auch unter Stratifikation zu wachsen. Gruppe *H* dominiert unter mittleren Phosphatkonzentrationen, während Gruppe *Z* unter niedrigen Phosphatkonzentrationen und niedrigen $z_{\text{mix}}/z_{\text{eu}}$ auftritt.

Saisonale Phytoplanktonsukzession

Die saisonale Sukzession der funktionalen Phytoplanktongruppen (nicht abgebildet) folgt, im Allgemeinen, der Sequenz $B \rightarrow X_1/Y \rightarrow F \rightarrow Z/H_1 \rightarrow L_M$, ähnlich der Sequenz, die in dem kleinen eutrophischen See Cross Mere beobachtet wurde (z.B. Reynolds 1973). Diese Tendenz wird jedoch von externen Störeinflüssen (Ereignissen) unterbrochen und neu begonnen (in verschiedenen Phasen abhängig vom Jahr), welche die Umweltbedingungen in der Wassersäule maßgeblich verändern.

Externe Störungen und Veränderungen in der Phytoplanktongemeinschaft

Exogene Störungen der Umweltbedingungen in der Wassersäule waren verbunden mit Veränderungen im Entnahmeregime und Windeinflüssen. Abrupte Veränderungen der Abundanz und der Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft ereigneten sich in Reaktion auf diese Störungen. Hohe Werte des ICC repräsentieren abrupte Veränderungen, wobei mehrere Gattungen gemeinsam

abnehmen und andere schnell zunehmen (Reynolds 1984). Vertikale Balken in Abbildung 2 repräsentieren Zeitabschnitte, während denen die Größe der dargestellten Parameter einen Grenzwert (s. Abbildung 2) überschritt. Lange Zeitabschnitte ohne Wasserentnahme waren gefolgt von langen Abschnitten, während denen die Abundanz gewisser Gruppen hoch war (vgl. zum Beispiel August 2001 in Abbildung 2a-e). Während dieser Perioden war der ICC stets niedrig, was anzeigt, dass die Gemeinschaft von einer einzigen Gruppe dominiert wurde (im August 2001, z.B. von der Gruppe *H*). In dem in Abbildung 2b dargestellten Fall (Juni 2003) trat das Maximum der Phytoplanktonabundanz nach der Unterbrechung der Wasserentnahme auf. Die dominante Gruppe in diesem Fall war ebenfalls *H*. Dieses Maximum war jedoch von kurzer Dauer. Die Abnahme der Phytoplanktonabundanz wurde angetrieben von Energiezugaben, entweder durch Starkwindereignisse (Abbildung 2f) oder durch die Wasserentnahme (Abbildung 2h), welche kurz nach der Unterbrechung fortgesetzt wurde.

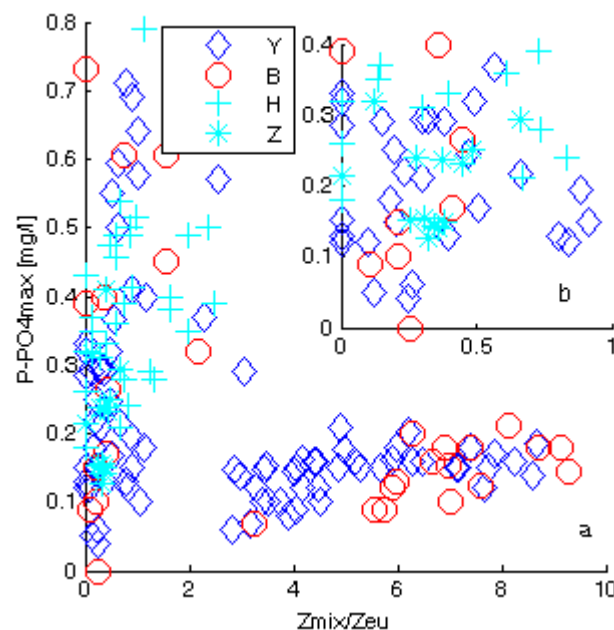


Abbildung 1: Die Verteilung der vier dominanten Phytoplanktongruppen (Y, B, H, Z; s. Text) im Verhältnis zu Nährstoff- und Lichtbedingungen. a) Überblick b) vergrößerter Ausschnitt des Bereichs P-PO₄max 0-0.4 und z_{mix}/z_{eu} 0-1.

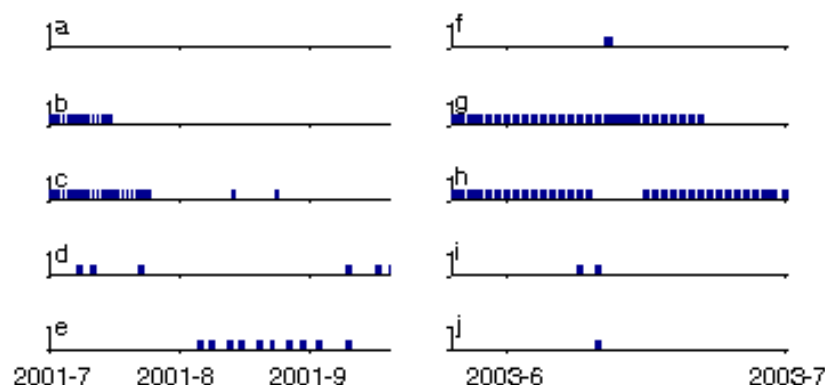


Abbildung 2: Ereignisse externer Störungen und Veränderungen in der Phytoplanktongemeinschaft im Sommer 2001 (links) und Frühling 2003 (rechts). a), f) Vorhergesagtes Upwelling ($LN < 2$); Wasserentnahme vom b), g) oberen Ausfluss, c), h) unteren Ausfluss; d), i) $ICC > 0.14$; e), j) saisonale Phytoplanktonabundanz > 80 Zellen/ml.

Schlussfolgerungen

Auf Grund der Ergebnisse dieser Untersuchung kann geschlussfolgert werden, dass die Phytoplanktongemeinschaft sensibel gegenüber Modifikationen in den Energie- und Nährstoffbedingungen ist. Die Entwicklung der funktionalen Phytoplanktonzusammensetzung ist ein dynamischer Prozess, welcher jährlichen und saisonalen Variationen unterworfen ist. Externe Störungen modifizieren die Energie- und Nährstoffbedingungen im Lebensraum des Phytoplanktons und lösen Veränderungen in der funktionalen Struktur der Phytoplanktongemeinschaft aus.

Danksagung

Die verwendeten Daten dieser Arbeit wurden von EMASEA im Rahmen ihres Routineprogramms des Wasserqualitätsmonitorings aufgenommen. Die Analysearbeit der Studie ist Teil des Projekts CGL2005-04070/HID (*Ministerio de Educación y Ciencia*). Die Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit an der Universität von Granada. Die Erstautorin war zum Zeitpunkt der Studie an der Westfälische Wilhelms-Universität Münster immatrikuliert.

Literatur

- George, D.G., Rouen, M.A. (1997): The development of an automated network of water quality monitoring stations in a series of European lakes. UE-LIFE93/UK/3167 Final Report.
- Hambright, K D., Zohary, T. (2000): Phytoplankton species diversity control through competitive exclusion and physical disturbance. *Limnol. Oceanogr.* 45(1): 110-122.
- Imberger, J., Peterson, J. C. (1990): Physical Limnology. *Adv. Appl. Mech.* 27: 303-475.
- Imboden, D. M., Wüest, A. (1995): Mixing mechanisms in lakes. In: Zilermann, A., Imboden, D., Gat, J. (Ed). *Physics and Chemistry of Lakes*. Pp.83-138, Springer, Berlin.
- Margelef, R. (1997): Our biosphere. Institute of Ecology.
- Moreno-Ostos, E. (2004): Spatial dynamics of phytoplankton in El Gergal reservoir (Seville, Spain). Ph.D. thesis, Universidad de Granada.
- Reynolds, C. S. (1973): The phytoplankton of Crose Mere, Shropshire. *J. PBr. Phycol.* 8: 153-162.
- Reynolds, C. S. (1984): The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.
- Reynolds, C. S. (1997): Vegetation Processes in the Pelagic. A model for Ecosystem theory. ECI, Oldendorf.
- Reynolds, C. S. (2002): Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24(5): 417-428.
- Stevens, C., Imberger, J. (1996): The initial response of a stratified lake to a surface shear stress. *Journal of Fluid Mechanics* 312:39-66.

Typisierung von norddeutschen Tieflandseen anhand aquatischer Coleoptera

Ricarda Lehmitz¹, Mario Brauns² & Dr. Martin Pusch²

¹ Carl von Ossietzky Universität, AG Gewässerökologie und Naturschutz, Fakultät V / IBU, 26111 Oldenburg, ricarda.lehmitz@uni-oldenburg.de, ² Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, brauns@igb-berlin.de, pusch@igb-berlin.de

Keywords: Seefläche, pH-Wert, Trophie, Seenbewertung, Makrozoobenthos

Einleitung

Die ökologische Bewertung von Seen erfordert gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie zunächst eine Einteilung in verschiedene Seentypen mit charakteristischen Biozönosen im anthropogen unbeeinträchtigten Zustand. Aus Abweichungen der Artengemeinschaft eines Sees von der Referenzbiozönose ergibt sich sein ökologischer Zustand. Das in Deutschland angewandte Typisierungssystem (Mathes et al. 2002) definiert die Seentypen anhand der abiotischen Faktoren Ökoregion, Kalkgehalt, Größe des Einzugsgebietes im Verhältnis zum Seevolumen, theoretische Wasseraufenthaltszeit und Schichtungsverhalten. Die Zuordnung charakteristischer Referenzbiozönosen erfolgt im Anschluss an die abiotische Typisierung. Dieser Ansatz birgt jedoch die Gefahr, dass der Typisierung Umweltfaktoren zugrunde gelegt sind, die für die Artenzusammensetzung im Gewässer keine Rolle spielen, andererseits können für die Artengemeinschaft entscheidende Faktoren fehlen.

In Großbritannien ergab der Vergleich der Artengemeinschaft aus Chironomidae, Coleoptera, Gastropoda und Trichoptera, dass die Ähnlichkeit der gesamten Artengemeinschaft verschiedener Teiche zu über 70 % mit der Ähnlichkeit einer beliebigen Ordnung übereinstimmt (Bilton et al. 2006). Es reicht demzufolge aus, eine Ordnung zu untersuchen, wenn die Artengemeinschaft mehrerer Gewässer verglichen werden soll, so dass davon ausgegangen werden kann, dass das Makrozoobenthos als eine der biologischen Qualitätskomponenten für die Bewertung von Seen (EU-WRRL) durch die aquatischen Coleoptera gut abgebildet wird.

Ein Einfluss auf die Zusammensetzung der aquatischen Coleoptera-Gemeinschaft wurde bereits für verschiedene Umweltfaktoren nachgewiesen. Dazu gehören insbesondere die Seegröße (Nilsson & Svensson 1995, Lundkvist et al. 2001) bzw. die Windexposition (Nilsson & Söderberg 1996), der pH-Wert (Eyre et al. 1986, Hendrich 2003) sowie strukturelle Aspekte (Nilsson & Söderberg 1996). Ebenso wurde für die Trophie ein Zusammenhang zur litoralen Makrozoobenthos-Zusammensetzung hergestellt (Fittkau et al. 1992).

In der vorliegenden Untersuchung wurden zunächst Seen gemäß ihrer Coleopterazönose in Gruppen eingeteilt und anschließend die verantwortlichen Umweltfaktoren gesucht. Auf diese Weise wird ein Beitrag zu einer biozönotisch validierbaren Seentypisierung geleistet.

Material und Methoden

Es wurden 38 strukturreiche, möglichst gering beeinträchtigte brandenburgische Seen ausgewählt, die bezüglich Seefläche, pH-Wert und Trophie einen breiten Gradienten abdeckten. Da es in Brandenburg jedoch kaum noch unbeeinträchtigte Seen gibt, konnte eine breite Datenbasis nur geschaffen werden, indem auch teilweise anthropogen beeinträchtigte Seen einbezogen wurden.

Die substratspezifische, semiquantitative Probenahme erfolgte in zwei Kampagnen (08.06.-20.07. und 12.08.-19.10.06), bei denen pro See eine windexponierte und eine windabgewandte Stelle beprobt wurde. Gleichzeitig erfolgte die Aufnahme verschiedener abiotischer Parameter.

Die Fänge aus beiden Kampagnen wiesen keine signifikanten Unterschiede auf (ANOSIM: $p > 0,05$) und wurden daher zusammengefasst. Da das Ziel der Untersuchung eine Seentypisierung war, wurden auch die Ergebnisse beider Probestellen zusammengefasst. Für jedes Taxon wurde die relative Abundanz berechnet. Mittels der Nichtmetrischen Multidimensionalen Skalierung (MDS) wurde die Ähnlichkeit der Seen bezüglich ihrer Artengemeinschaft dargestellt. Aus dem MDS-Plot wurden Gruppen abgeleitet, die anhand der Ähnlichkeitsanalyse (ANOSIM; PRIMER v 5) auf Unterschiede getestet wurden. Anschließend wurden Indikatorarten für die Seengruppen gesucht (Indicator Species Analysis, IndVal; PcOrd v 4.25, Dufrêne & Legendre 1997). Die MDS-Achsenscores wurden mittels Spearman-Rangkorrelation (SPSS v 14) mit den gemessenen abiotischen Parametern korreliert, um deren Einflüsse auf die Artenzusammensetzung aufzudecken.

Ergebnisse

Aus dem MDS-Plot (Abb. 1) wurden visuell drei Gruppen abgeleitet, die sich hinsichtlich ihres Arteninventars signifikant voneinander unterschieden (ANOSIM: $p < 0,05$). Sechs Seen konnten keiner Gruppe zugeordnet werden, grenzten sich aber signifikant von den drei anderen Gruppen ab (ANOSIM: $p < 0,05$).

Gruppe I (Abb. 1) zeichnete sich vor allem durch das Vorkommen von *Helochaeres obscurus* und die hohe Abundanz von *Enochrus coarctatus* aus (Tab. 1). Gruppe II war dagegen durch eine hohe relative Abundanz von *Platambus maculatus* gekennzeichnet (Tab. 1), der in allen Seen der Gruppe mehr als 40 % des Arteninventars ausmachte. In den Seen der Gruppe III konnten meist *Haliphus flavicollis*, *Hygrotus versicolor* und *Oulimnius troglodytes* (Tab. 1) nachgewiesen werden.

Anschließend wurden die MDS-Achsen mit den Umweltfaktoren korreliert. Da die Windexposition signifikant mit der Seefläche korreliert war ($p = 0,92$, $p < 0,001$), wurde sie nicht in die Korrelation mit den Achsen einbezogen. MDS-Achse 1 war signifikant mit Beschattung (Abb. 1), Habitatanteil von *Sphagnum* sp., pH-Wert, Seefläche ($\rho = 0,57$; $p < 0,001$) sowie dem relativen Habitatanteil von Totholz, Steinen ($\rho = 0,56$; $p < 0,001$), Wurzeln ($\rho = 0,43$; $p < 0,05$) und submersen Makrophyten ($\rho = 0,34$; $p < 0,05$) korreliert. MDS-Achse 2 war signifikant mit TP und dem pH-Wert ($\rho = 0,45$; $p < 0,05$) korreliert.

Die Seen der Gruppe I waren demzufolge klein, besonnt, sauer und wiesen einen hohen Anteil von *Sphagnum* sp. auf (Tab. 2). Allerdings gruppierten sich auch der Rangsdorfer See, der Große Plesower See und der Densowsee dazu, obwohl sie nicht von *Sphagnum* sp. umgeben waren und ihr pH-Wert leicht oberhalb von sieben lag.

Für die Abgrenzung der Gruppen II und III gegenüber Gruppe I waren vor allem der höhere pH-Wert, die stärkere Beschattung, die größere Seefläche sowie die höheren Anteile der Habitate Wurzeln, Steine und Totholz verantwortlich. Die Trennung zwischen den Gruppen II und III wurde hauptsächlich durch die TP-Konzentration bedingt, die in Gruppe II mehr als fünffach höher als in Gruppe III war. Die deutlich artenreichere Gruppe III bestand aus oligotrophen und polytrophen Seen.

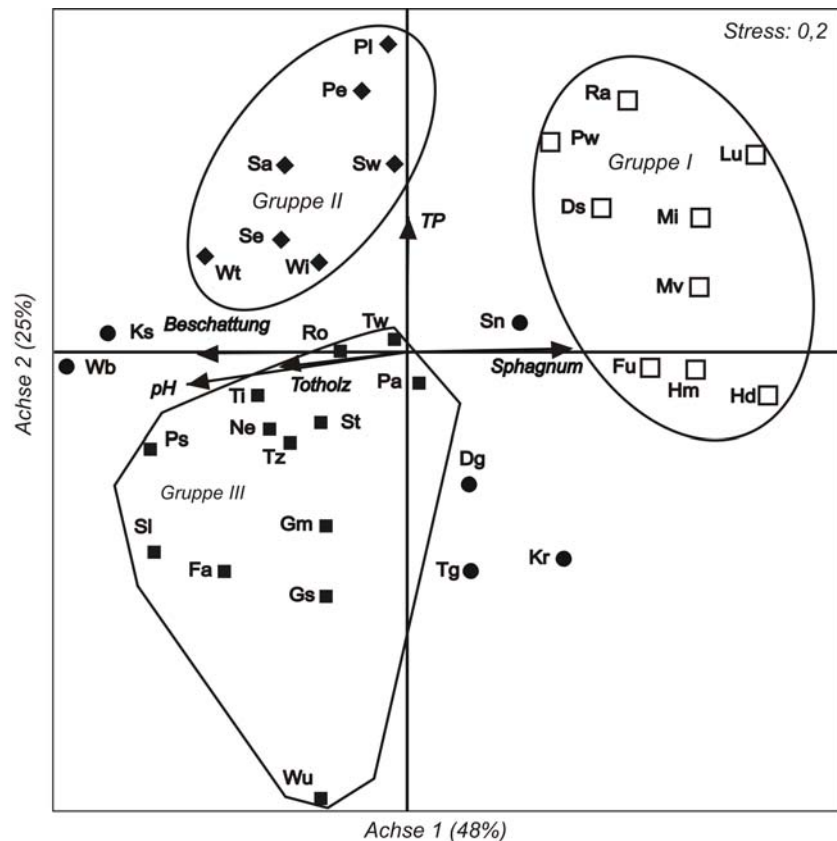


Abb. 1: MDS-Plot der aquatischen Coleoptera der beprobten Seen mit signifikant verschiedenen Seengruppen und korrelierten Umweltfaktoren. Eingezeichnet sind nur die Umweltfaktoren mit $\rho > 0,5$. $\square$ Gruppe I $\blacklozenge$ Gruppe II $\blacksquare$ Gruppe III $\bullet$ Seen ohne Gruppenzuordnung
Dg – Dagowsee, Ds – Densowsee, Fa – Fauler See, Fu – Gr. Fuchskuhle, Gs – Mittlerer Giesenschlagsee, Gm – Grimnitzsee, Hd – Hechtdiebel, Hm – Himmelreichsee, Kr – Gr. Kruckowsee, Ks – Gr. Küstrinsee, Lu – Luchsee, Mi – Gr. Milasee, Mv – Mövensee, Ne – Nehmitzsee, Pa – Paulsee, Pe – Petziensee, Pl – Plauer See, Ps – Parsteiner See, Pw – Gr. Plessower See, Ra – Rangsdorfer See, Ro – Roofensee, Sa – Scharmützelsee, Sw – Schwiellochsee, Se – Kl. Seddiner See, Sl – Stechlinsee, St – Straussee, Sn – Stübnitzsee, Tg – Kleiner Tiefgrundsee, Ti – Tiefer See, Tw – Twernsee, Tz – Gr. Tietzensee, Wb – Werbellinsee, Wi – Wirschensee, Wt – Gr. Wentowsee, Wu – Großer Wummsee

Tab. 1: Ausgewählte Indikatorarten (IV > 50) der Seengruppen (Abb. 1).

Gruppe I		Gruppe II		Gruppe III	
Art	IV	Art	IV	Art	IV
<i>Helochares obscurus</i>	67.5**	<i>Platambus maculatus</i>	76.1***	<i>Haliphus flavicollis</i>	81.8***
<i>Enochrus coarctatus</i>	66.6**			<i>Hygrotus versicolor</i>	69.2**
<i>Hygrotus decoratus</i>	57.9**			<i>Oulimnius troglodytes</i>	53.8**
<i>Hygrotus inaequalis</i>	57.1**				
<i>Acilius canaliculatus</i>	55.6**				
<i>Hygrotus impressopunctatus</i>	55.6**				
<i>Anacaena lutescens</i>	50.3*				

Tab. 2: Median (Min-Max) der Artenzahlen und Umweltfaktoren der Seengruppen (Abb. 1).

	Gruppe I	Gruppe II	Gruppe III
Gesamtartenzahl	71	33	53
Morphologie			
Größe (ha)	7 (1-297)	267 (3-1192)	66 (7-868)
Beschattung (%)	25 (0-38)	50 (38-63)	50 (38-63)
Physico-Chemie			
TP (µg/l)	38 (14-135)	74 (35-298)	14 (10-34)
pH	6,9 (5,9-8)	8,1 (7,9-8,7)	8,3 (7,9-8,6)
Habitat (%)			
Wurzeln	0 (0-5)	8 (6-20)	5 (0-8)
Totholz	0,5 (0-3)	4 (1-8)	4 (1-8)
Steine	0 (0)	2 (0-7)	0 (0-54)
subm. Makrophyten	0 (0-12,5)	0 (0-3)	0 (0-15)
<i>Sphagnum</i> sp.	55 (0-100)	0 (0)	0 (0)

Diskussion

In Brandenburg ließen sich anhand der aquatischen Coleopterazönosen drei Seentypen mit charakteristischen abiotischen Eigenschaften unterscheiden. Eine Gruppe bildeten makrophytenreiche Seen, die meist klein und sauer waren und *Sphagnum* sp. enthielten. Andere Seen dieser Gruppe waren stattdessen neutral und durch ausgedehnte, dichte Bestände anderer emerser Makrophyten gekennzeichnet. Der zweite Seentyp bestand aus nährstoffarmen, großen, schwach basischen Seen, die neben Makrophyten auch Wurzeln, Totholz und Steine enthielten. Eine dritte Gruppe bildeten die artenarmen Seen, deren Arteninventar größtenteils von Ubiquisten gebildet wurde. Offenbar hatten hier verschiedene Formen der Degradation zum Artenrückgang geführt. So kann z.B. Badebetrieb die aquatischen Coleoptera durch den einhergehenden Strukturverlust beeinträchtigen, ebenso ist ein Rückgang limnophiler Arten durch schiffsinduzierten Wellenschlag denkbar.

Das Auftreten von *Sphagnum* sp. und der pH-Wert hatte einen deutlichen Einfluss auf die Artenzusammensetzung der Seen. Da beide Faktoren jedoch miteinander korreliert waren, könnte ein Faktor nur in indirektem Zusammenhang mit der Artenzusammensetzung stehen. Allerdings ist für beide Faktoren ein Einfluss auf die aquatischen Coleoptera nachgewiesen. Unterhalb eines pH-Wertes von fünf sind Gewässer meistens fischfrei und bereits unterhalb von sechs setzt ein Rückgang der Fischartenzahlen ein (Leuven & Oyen 1987). Der reduzierte Fraßdruck könnte eine Ursache für den Einfluss des pH-Wertes auf die Artenzusammensetzung sein (Eyre et al. 1986, Hendrich 2003). Andererseits bieten *Sphagnum*-Rasen durch ihre Struktur zahlreiche Versteckmöglichkeiten vor Fraßfeinden, worin die erhöhte Arten- und Individuenzahl in sphagnumreichen Seen begründet sein könnte. Da sich auch der Rangsdorfer See, der Große Plessower See und der Densowsee, die anstelle von *Sphagnum* sp. andere sehr dichte, strukturreiche emerse Makrophytenbestände enthielten, zu den *Sphagnum*-Seen gruppierten, scheint tatsächlich der strukturelle Aspekt gegenüber dem chemischen zu überwiegen.

Der Einfluss der Seefläche auf die Coleopterazönose (Nilsson & Söderberg 1996) ergibt sich über die Windexposition, da kleinere Seen wenig Windangriffsfläche aufweisen, wodurch vor allem die limnophilen Großschwimmkäfer gefördert werden. Große Seen mit ausgeprägten Brandungszonen wiesen in der vorliegenden Untersuchung verstärkt rheophile Arten auf, waren jedoch in der Anzahl der Arten reduziert.

Im Typisierungssystem von Mathes et al. (2002) werden die Faktoren Seefläche und pH-Wert indirekt berücksichtigt. Die Seefläche wird über das Verhältnis der Einzugsgebietsgröße zum See-

volumen repräsentiert, der pH-Wert ist in der Kalziumkonzentration enthalten. Die Trophie darf in einer Seentypisierung nicht verwendet werden, da meist nicht mehr nachvollzogen werden kann, ob sie natürlich oder anthropogen bedingt ist. Die verbleibenden Faktoren Beschattung des Litorals und relativer Anteil der Habitate Totholz, Wurzeln, Steine, emerse und submerse Makrophyten werden im aktuellen Typisierungssystem nicht berücksichtigt. Da beide Faktoren miteinander korreliert sind und die Beschattung vermutlich nur einen indirekten Einfluss auf das Makrozoobenthos ausübt, ist zu empfehlen, das geltende Typisierungssystem um die strukturbeschreibenden Parameter zu erweitern.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Brandenburgische Seen lassen sich anhand ihrer aquatischen Coleopterazönose in zwei Typen einteilen. Die prägenden Umweltfaktoren sind Beschattung des Litorals, pH-Wert, Seefläche, Trophie sowie der relative Habitatanteil von *Sphagnum* sp., Totholz, Steinen, Wurzeln und Makrophyten. Um ökologisch validierbar zu sein, sollte die momentan geltende Seentypisierung (Mathes et al. 2002) um strukturbeschreibende Faktoren erweitert werden.

Danksagung

Wir danken Frau Prof. Dr. Gaedke für die Betreuung der Diplomarbeit von universitärer Seite. Die Diplomarbeit zum Thema „Charakterisierung von Seentypen des norddeutschen Tieflandes anhand aquatischer Coleoptera“ wurde von der Erstautorin am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei durchgeführt.

Literatur

- Bilton, D. T., McAbendroth, L., Bedford, A. & Ramsay, P. M. (2006): How wide to cast the net? Cross-taxon congruence of species richness, community similarity and indicator taxa in ponds.- *Freshw. Biol.* 51: 578-590.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach.- *Ecol. Monogr.* 67: 345-366.
- Eyre, M. D., Ball, S. G. & Foster, G. N. (1986): An initial classification of the habitats of aquatic coleoptera in North-East England.- *J. Appl. Ecol.* 23: 841-852.
- Fittkau, E.J., Colling, M.F., Hofmann, G., Reiff, N., Riss, W., Orendt, C. & Hess, M. (1992): Biologische Trophieindikation im Litoral von Seen.- *Informationsber. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft* 7: 1-184.
- Hendrich, L. (2003): Die Wasserkäfer von Berlin: Struktur der aquatischen Käferfauna (Hydradeephaga, Hydrophiloidea, Drypoidea [partim] und Staphylinoidea [partim]) in anthropogen beeinflussten Gewässern von Berlin – Taxonomische, räumliche, faunistische und ökologische Aspekte.- Berlin, Techn. Univ., Diss. 570 S.
- Leuven, R.S.E.W. & Oyen, F.G.F. (1987): Impact of acidification and eutrophication on the distribution of fish species in shallow and lentic soft waters of The Netherlands: an historical perspective.- *J. Fish Biol.* 31 (6): 753-774.
- Lundkvist, E., Landin, J. & Milberg, P. (2001): Diving beetle (Dytiscidae) assemblages along environmental gradients in an agricultural landscape in southeastern Sweden.- *Wetlands* 21 (1): 48-58.
- Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2002): Der Entwurf zur Seentypisierung in Deutschland im Hinblick auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU.– In: *DGL-Tagungsbericht 2002 (Braunschweig)*, Werder: 47-51.
- Nilsson, A. N. & Söderberg, H. (1996): Abundance and species richness patterns of diving beetles (Coleoptera, Dytiscidae) from exposed and protected sites in 98 northern Swedish lakes.- *Hydrobiologia* 321: 83-88.
- Nilsson, A. N. & Svensson, B. W. (1995): Assemblages of dytiscid predators and culcid prey in relation to environmental factors in natural and clear-cut boreal swamp forest pool.- *Hydrobiologia* 308: 183-196.

Reaktive Transportmodellierung des Phosphor-Kreislaufs in Seesedimenten unter dem Einfluss von Bioirrigation durch *Chironomus plumosus*

Alexander Nogeitzig *¹, Gunnar Nützmann¹, Jörg Lewandowski¹ & Michael Hupfer²

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Müggelseedamm 310, 12587 Berlin,

¹ Abteilung Ökohydrologie, ² Zentrales Chemielabor, * nogeitzig@igb-berlin.de

Keywords: Reaktive Transportmodellierung, P-Kreislauf, lakustrine Sedimente, Hydrogeochemie, Bioirrigation, *Chironomus plumosus*

Einleitung

Die Eutrophierung vieler Seen ist auf die Phosphor-Einträge in den letzten Jahrzehnten zurückzuführen. Obwohl umfangreiche Maßnahmen zur Reduktion der Phosphor-Lasten umgesetzt worden sind, verbleiben die Phosphor-Konzentrationen der Oberflächenwässer oftmals auf hohem Niveau (Jeppesen et al. 1991, Van der Molen & Boers 1994, Granéli 1999, Søndergaard et al. 2005). Das verzögerte Antwortverhalten ist dabei meistens auf die Rücklösung des im Sediment akkumulierten Phosphors zurückzuführen. Die Bioirrigation der häufig vorkommenden, benthisch lebenden Zuckmückenlarven *Chironomus plumosus* beeinflusst die Diagenese und Freisetzung von Phosphor auf sehr komplexe und zum Teil gegensätzliche Weise (Lewandowski & Hupfer 2005). Neben der Durchströmung der Röhren und des Porenraums im Sediment spielen die mikrobiellen und geochemischen Prozesse in den neu entstehenden Grenzzonen eine entscheidende Rolle. Um die Auswirkungen der Bioirrigation auf den Phosphoraustausch zwischen Sediment und Wasser zu quantifizieren und vorherzusagen, sind Prozessstudien und die Anwendung von Modellen notwendig. In dieser Arbeit wird ein reaktives Transportmodell des Phosphor-Kreislaufs in Seesedimenten konzipiert, das die untereinander wechselwirkenden geochemischen Prozesse mit den ablaufenden Massentransferprozessen, die durch die Bioirrigation ausgelöst und angetrieben werden, koppelt. Hier werden das Konzept und die ersten Ergebnisse der laufenden Arbeit vorgestellt.

Modellierung

Konzeptionelle Modellvorstellung

Mit Verwendung von Processing Modflow, einem Programm zur Modellierung hydrogeologischer Fragestellungen in Grundwasserleitern, das mit der Finite Differenzen-Methode arbeitet, wird eine Wohnröhre von *Chironomus plumosus* im Seesediment nachgebildet. Folgende drei Größen werden hierbei aufeinander aufbauend simuliert:

- die Geschwindigkeiten der Transportprozesse, was die (1) Advektion in der Wohnröhre und die (2) Diffusion in das und aus dem Sediment einschließt;
- die Reichweite der Wirkung von Bioirrigation im Sediment, um die davon ausgelöste Alteration des Sediments und des Porenwassers quantifizieren zu können;

- reaktive biogeochemische Prozesse, insbesondere die Fixierung oder Rücklösung und Freisetzung von Phosphor im Oberflächenwasser/Sediment-System.

Um die Komplexität der chemischen Massentransfers von Phosphor im Oberflächenwasser/Sediment-System unter dem Einfluss von Bioirrigation in einem Modell abbilden zu können und diese in räumliche und zeitliche Transportprozesse einzubinden, entsteht unter Verwendung der Programmpakete von Processing Modflow ein Transportmodell der Bioirrigation in Anlehnung an Aller (1980). Für dieses werden die physikalischen Transportprozesse modelliert und anschließend werden die reaktiven Prozesse darin eingebunden.

Umsetzung des Modells

Die räumliche Diskretisierung des Modells in Processing Modflow orientiert sich an der U-förmigen Wohnröhre einer Chironomide (Abb. 1). Dabei werden die zu berechnenden Transport- und reaktiven Umsatzprozesse in der näheren Umgebung der Wohnröhre sehr fein aufgelöst. In wachsender Entfernung von der Wohnröhre wird eine gröbere Diskretisierung vorgenommen, um die Rechenprozesse über die Gesamtheit der Zellen (Abb. 2) auf ein nötiges Mindestmaß zu beschränken.

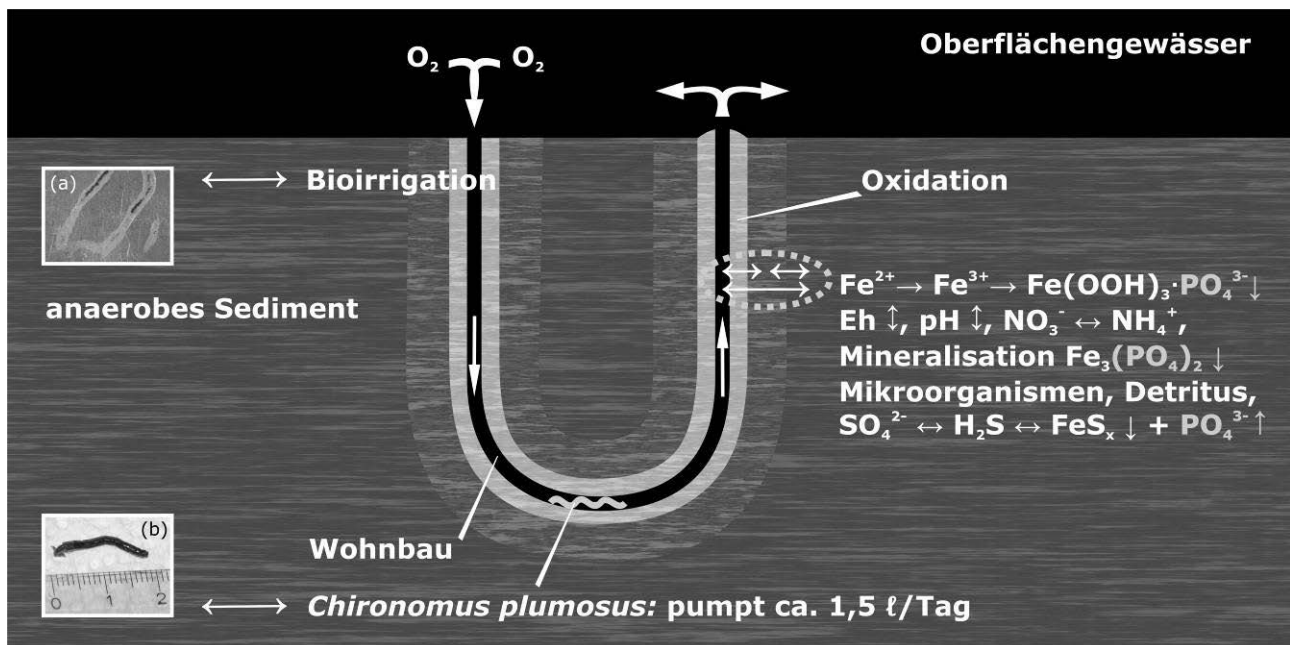


Abb. 1: Darstellung der Auswirkung von Bioirrigation auf das anaerobe Sediment anhand einer belebten Wohnröhre (a) von *Chironomus plumosus* (b). Sichtbar heller Oxidationssaum 5 – 10 mm um die Röhre herum; ein steiler geochemischer Gradient bildet sich aus.

Die Parametrisierung des Modells erfolgt korrespondierend zu den Ergebnissen von Mesokosmenversuchen im Labor (siehe Roskosch et al. (2007), dieser Tagungsband), um die Strömungsgeschwindigkeiten und Strömungsrichtungen des Porenwassers im röhrenumgebenden Sedimentkörper vorherzusagen. Sämtliche im Folgenden genannten Zahlenangaben, die der Modellentwicklung zu Grunde liegen, stützen sich auf Literaturangaben und auf vorläufige Laborbefunde (Roskosch et al. 2007). In natürlichen Seesedimenten leben bis zu 10.000 Individuen (*Chironomus plumosus*) pro m^2 Sedimentoberfläche und errichten darunter typischerweise U-förmige Wohnröhren mit Ein- und Ausgang an der Wasser/Sediment-Grenze, die bis in etwa 20 cm Sedimenttiefe reichen. In solcher Dichte stehen einem Organismus jeweils 1 cm^2 Fläche und etwa 20.000 mm^3 Volumen an Sediment zur Verfügung. Ihre Wohnbauten haben einen Durchmesser von etwa 2 – 3 mm bei einer Länge von etwa 300 – 500 mm und besitzen somit ein Volumen von gemittelt 2.000 mm^3 . Damit ist ein Zehn-

tel des gesamten Sedimentvolumens durch die Wohnbauten von Chironomiden verbraucht. Bei *Chironomus plumosus* wechseln Pump- und Ruhephasen, wobei Pumpphasen etwa 300 Sekunden dauern, während Ruhephasen etwas länger andauern. Chironomiden können damit täglich etwa 1000 Röhrenvolumina an Wasser durch die Wohnröhre pumpen.

Die dadurch angetriebenen Transportprozesse in den Interstitialraum der näheren Wandungsumgebung wirkt sich in die Tiefe hinein aus. Es gilt, die ermittelten Transportgeschwindigkeiten mit den reaktiven Prozessen im besiedelten Seesediment zu koppeln, und damit die Ausbreitung der durch die Bioirrigation verursachten Alterationen zu bestimmen.

Ergebnisse

Advektion

Mit dem Programmpaket Processing Modflow ist es grundsätzlich möglich, durchströmte Wohnröhren im Sediment zu modellieren (Abb. 2). Die Diskretisierung des Modellgitters orientiert sich am simplifiziert U-förmigen Bau einer Wohnröhre. Der von einer Chironomide verursachte advektive Transport (Pumpen) kann durch Anlegen von Förder- und Einspeisebrunnen in der Röhre modelliert werden.

Gesteigerte Diffusion

Das von wasserpumpenden Chironomiden verursachte Strömungsregime im Porenraum des Sediments setzt sich aus Advektions- und Diffusionskomponenten zusammen, hier wird von gesteigerter Diffusion gesprochen (Parr et al. 1987). Mit dem Partikelspurenverfahren lassen sich die Strömungsgeschwindigkeiten im Sedimentkörper in einem Modell berechnen und darstellen (Abb. 3).

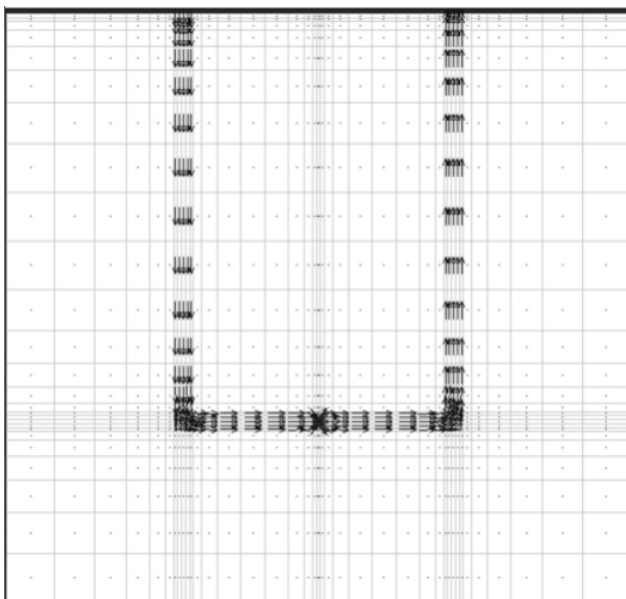


Abb. 2: Advektive Durchströmung einer Wohnröhre von Chironomiden im Modellgitter. Vektoren stellen die Strömungsrichtung und -geschwindigkeit in jeder Zelle dar. Vierecke geben Zellen des Modells an und zeigen unterschiedliche Diskretisierung in verschiedenen Modellbereichen, Punkte geben die Knotenpunkte der Zellen an.

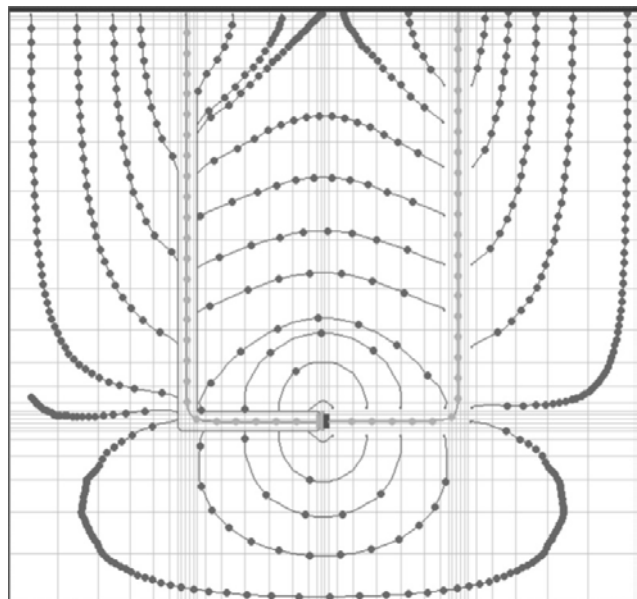
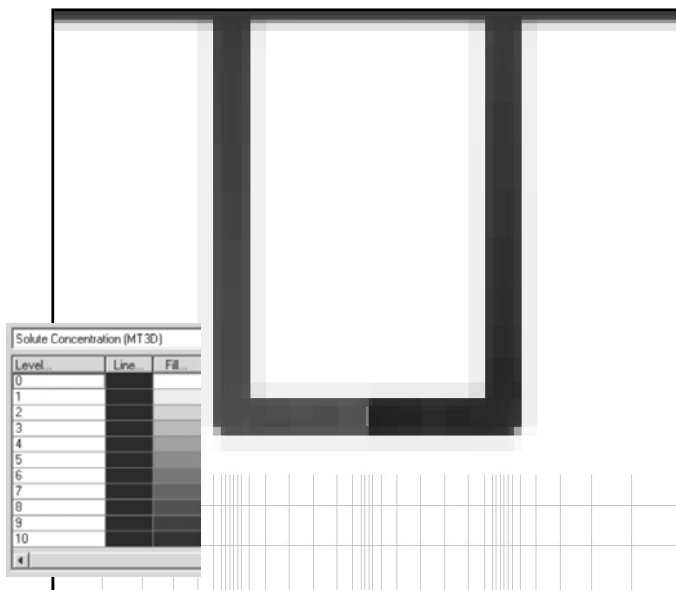


Abb. 3: Advektion imaginärer Partikel in der Wohnröhre (hellgraue Punkte, Schrittweite: 1 Sek.) und gesteigerte Diffusion im Porenraum des Sediments (dunkelgraue Punkte, Schrittweite: 1 Tag).

Konzentrationsverteilung



Die oxidierende Wirkung von Makrozoobenthos auf die reduzierten, feinkörnigen und typischerweise an C_{org} - und mitunter Eisen reichen Seesedimente ist an einem heller gefärbten Saum um die Wohnbauten herum sichtbar (Abb. 1 (a)). Mit dem in Processing Modflow enthaltenen Paketprogramm MT3D lassen sich Massentransferprozesse einer beliebig definierbaren Spezies, die einem physischen Transport unterworfen sind, berechnen. Die resultierenden Konzentrationsänderungen dieser Spezies können zeitlich schrittweise ausgegeben und dargestellt werden (Abb. 4).

Abb. 4: Durch Bioirrigation verursachte Konzentrationsverteilung, die sich nach einem Tag im röhrenumgebenden Sediment ergibt, hier am Beispiel von gelöstem freiem Sauerstoff $[O_2]$ (mg/l).

Ausblick

Von einem idealisierten reaktiven Transportmodell im mesoskaligen Bereich eines Wohnbaus ausgehend soll der die Wasserqualität eines Oberflächengewässers bestimmende Phosphor-Kreislauf im Oberflächenwasser/Sediment-System unter dem Einfluss von Bioirrigation modelliert werden. Um die ausgelösten biogeochemischen Alterationen des Porenwassers zu modellieren, und daraus Berechnungen zur Vorhersage der möglichen Phosphor-Retention bzw. Rücklösung und Freisetzung anzustellen, wird das Bioirrigationsmodell in Anlehnung an Aller (1980) stark simplifiziert. Der Programmcode PHREEQC ermöglicht das individuelle Berechnen frei wählbarer anorganischer und mikrobiell angetriebener chemischer Reaktionen und deren Geschwindigkeiten. Das biogeochemische Reaktionssystem kann über die Kopplung mit dem in Processing Modflow enthaltenen Paketprogramm PHT3D auf ein Transportmodell gepflanzt und somit in ein Strömungsregime gestellt werden. Der auf diese Weise modellierte Phosphor-Kreislauf im betrachteten System soll anhand von Messdaten aus dem Labor verifiziert werden.

Danksagung

Diese Modellierungen entstehen im Rahmen einer Doktorarbeit am IGB in Berlin. Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (LE 1356/3-1) für die Finanzierung der Arbeit. Die Studien berufen sich darüber hinaus auf zahlreiche Messungen im Labor, wofür ebenfalls ein herzlicher Dank an die Mitarbeiter im Hause Andrea Roskosch, Christian Ebeling, Christian Seibt, Christiane Herzog und Sylvia Guder ausgesprochen wird.

Literatur

- Aller, R. C. (1980): Quantifying solute distributions in the bioturbated zone of marine sediments by defining an average microenvironment. *Geochim. Cosmochim. Acta* 44: 1955 – 1965.
- Granéli, W. (1999): Internal phosphorus loading in Lake Ringsjön. *Hydrobiologia* 404: pp. 19 – 26.
- Lewandowski, J. & Hupfer, M. (2005): Impact of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments: A laboratory study. – *Limnology & Oceanography* 50, 4: 1106 – 1118.
- Jeppesen, E., Kristensen, P., Jensen, J. P., Søndergaard, M., Mortensen, E. & Lauridsen, T. (1991): Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutrophic Danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. *Memorie dell'Istituto italiano di idrobiologia dott. Marco de marchi* 48: 127 – 148.
- Parr, A. D., Richardson, C., Lane, D. D. & Baughman, D. (1987): Pore water uptake by agricultural runoff. *J. Environ. Eng. (ASCE)* 113 (1): 49 – 63.
- Roskosch, A., Hupfer, M., Nützmann, G. & Lewandowski, J. (2007): Messung von Fließgeschwindigkeiten und Pumpraten in Wohnröhren von *Chironomus plumosus*. Dieser Tagungsband.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. (2005): Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology* 50: 1605 – 1615.
- Van der Molen, D. T. & Boers, P. C. N. (1994): Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia* 275/276: 379 – 389.

Räumliche Unterschiede in der Lebenszyklusstrategie von *Cyclops vicinus* innerhalb eines großen Sees

Hanno Seebens^{*1}, Ulrich Einsle² & Dietmar Straile¹

¹Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz,

²Institut für Seenforschung, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen

*Hanno.Seebens@uni-konstanz.de

Keywords: Copepode, Diapause, Phänologie, Bodensee, Populationsdynamik

Einleitung

Aquatische Organismen sind einer Vielzahl von abiotischen Faktoren ausgesetzt, die zumindest teilweise die Populationsdynamiken und Lebenszyklusstrategien der Tiere bestimmen (Turchin 2003). So werden z.B. Ruhephasen (Diapause) häufig durch Temperaturänderungen oder Tageslänge ausgelöst. Innerhalb eines Sees kann es zu beträchtlichen räumlichen Unterschieden von Umweltparameter kommen. Allein die Morphologie eines Gewässers hat großen Einfluss auf die Wassertemperatur, aber auch auf Lichtverfügbarkeit, Strömungen und damit verbunden Nährstoffverteilungen. Wenn die Lebenszyklusstrategie einer Art an solche Umweltparameter angepasst ist, sollten sich die räumlichen Variationen auch in der Lebenszyklusstrategie dieser Art widerspiegeln.

Der cyclopoide Copepode *Cyclops vicinus* zeigt zwei verschiedene Lebenszyklusstrategien, die sich in der Ausprägung einer Sommerdiapause unterscheiden: (1) Er reproduziert ausschließlich im Frühjahr (April/Mai) und beginnt ab Juni eine Diapause am Grunde des Gewässers, die bis zum darauffolgenden Winter andauert. (2) Nach der Reproduktion im Frühjahr folgen weitere Generationen während des Sommers; es kommt also zur kontinuierlichen Reproduktion. Zwischen diesen beiden Varianten kann es fließende Übergänge geben (Santer and Hansen 2006). In der Literatur wird diskutiert, ob Futterlimitierung oder Prädation zur Ausbildung von einer Diapause führt (Santer and Lampert 1995; Maier 1989). Der Beginn der Diapause wird hauptsächlich durch Temperatur und Tageslänge bestimmt (Einsle 1964; Spindler 1969). *Cyclops vicinus* erwacht aus der Diapause im Winter deutlich vor dem Start der Plankton-Sukzession und reproduziert aber nicht vor April. Er scheint daher den Zeitpunkt der Reproduktion hinauszuzögern. Weiterhin ist der Zeitpunkt der Reproduktion sehr variabel wohingegen der darauffolgende Zeitpunkt des Diapauseintritts stark von der Tageslänge abhängt und daher zeitlich eng begrenzt ist.

Wir analysierten Daten eines Lang-Zeit Monitoring Programms (1972 – 1985) an fünf Stationen im Bodensee im Hinblick auf räumliche Unterschiede der Phänologie (Zeitpunkt der Abundanzpeaks im Jahresverlauf) und Lebenszyklusstrategie von *Cyclops vicinus*. Dabei standen zwei Fragen im Vordergrund: (1) Wie passt der Copepode seine Frühjahrsentwicklung derart an, dass er trotz der hohen Variabilität der Reproduktion das geeignete Diapausestadium (viertes Copepodid-Stadium)

zur entsprechende Tageslänge erlangt und (2) was ist der Grund für die Initiierung einer Diapause? Copepoden besitzen einen komplexen Lebenszyklus mit 6 Nauplii-, 5 Copepodid-Stadien und einem Adult-Stadium. Bei der Probennahme wurden die einzelnen Copepodid-Stadien, das Geschlecht der Adulten, sowie der Zustand der Weibchen (eier-tragend/nicht eier-tragend) unterschieden.

Material und Methoden

Die vorliegende Untersuchung wurde im Bodensee durchgeführt, einem tiefen ($z_{\max} = 254$ m), großen (472 km^2) und warm-monomiktischen See. Der Bodensee unterlag in den letzten Dekaden einer Phase der Eutrophierung bis Ende der 70er Jahre und einer anschließenden Phase der Oligotrophierung (Bäuerle and Gaedke 1998). Zusätzlich konnte der Einfluss der Klima-Variabilität an einer Reihe von Prozessen und Organismen gezeigt werden (z.B. Straile 2005; Straile et al. 2003).

Planktonproben wurden im zweiwöchentlichen Abstand an fünf Stationen (1972 – 1985) aus der oberen Wassersäule bis 100 m Tiefe genommen. Die Stationen befanden sich entlang eines West-Ost Transekts (> 60 km) durch den Bodensee. Unterproben wurden unter dem Mikroskop analysiert und mindestens 20 Individuen pro Kategorie gezählt. Für eine Station lagen zusätzlich nach Messungen der Phytoplanktonbiomasse (1972 – 1985) und Wassertemperaturen (1979 – 1985) vor.

Die Phänologie des Copepoden sollte stark durch die Wassertemperatur beeinflusst sein. Ein hohe Temperatur sollte zu einem frühen Abundanzpeak führen, eine niedrige Temperaturen hingegen zu einem späten. Der Zeitpunkt eines Abundanzpeaks wurde ermittelt, indem Weibull-Funktionen an die Abundanzkurven approximiert und das Maximum dieser Funktion berechnet wurde. Diese Methode ermöglicht eine genauere Bestimmung des Abundanzmaximums, da z.B. „abgeschnittene“ Peaks einen mittleren Wert zwischen den beiden höchsten Punkten erhalten. Die Methode wurde für jedes Jahr und jedes Stadium angewandt, allerdings nur während der Frühjahrsentwicklung (ein kompletter Lebenszyklus), da nur dieser Abschnitt der Jahresentwicklung an allen fünf Stationen zu finden war.

Ergebnisse & Diskussion

Es hat sich gezeigt, dass die Methode zur Bestimmung der Abundanzpeaks zufriedenstellende Ergebnisse lieferte. Dabei korrelierten der Zeitpunkt der Abundanzpeaks aller Stadien deutlich mit den darauffolgenden Stadien, d.h. wenn der Zeitpunkt z.B. der Reproduktion bekannt ist, kann auch der Zeitpunkt des Nachwuchs' vorhergesagt werden. Dies galt für alle Stadien außer für den Übergang vom fünften Copepodid-Stadium zum Adulten und zur anschließenden Reproduktion. Es scheint, dass dieser Entwicklungsschritt zusätzlich durch externe Faktoren gesteuert ist. Korrelationen der Zeitpunkte der verschiedenen Entwicklungsstadien und Umweltfaktoren ergaben deutliche Zusammenhänge zwischen dem Maximum der Reproduktion (des Auftretens von eiertragenden Weibchen) und der Wassertemperatur bzw. dem Beginn des Phytoplanktonwachstums. Die hohe zeitliche Variabilität der Reproduktion (Standardabweichung (SD) von 14 Tagen) konnte hierbei nur mit der ähnlich hohen Variabilität des Beginns der Phytoplanktonblüte (SD = 12 Tage) erklärt werden. Ein direkter Temperatureffekt auf das Populationswachstum sollte nur zu einer Variabilität der Reproduktion von wenigen Tagen führen. Wir vermuten daher, dass der Zeitpunkt der Reproduktion von *Cyclops vicinus* hauptsächlich durch den Beginn der Phytoplanktonblüte beeinflusst wird.

Beim Vergleich der Beprobungsstationen ergab sich, dass eine dieser Stationen, Bregenzer Bucht, signifikant höhere Wassertemperaturen während des Frühjahrs (April – Juni) im Vergleich zu anderen Stationen weist auf. Eine höhere Temperatur deutet auf eine frühere Stratifizierung der Wassersäule in der Bregenzer Bucht hin, was einen früheren Start des Phytoplanktonwachstums zur Folge haben sollte. Und tatsächlich treten in der Bregenzer Bucht die adulten Individuen im Durchschnitt drei Wochen und die Reproduktion zwei Wochen früher auf als an der kältesten Station. Dies unterstützt die Hypothese, dass der Zeitpunkt der Reproduktion durch den Beginn des Phytoplanktonwachstums beeinflusst wird.

Die höheren Temperaturen in der Bregenzer Bucht sollten weiterhin dazu führen, dass auch der Nachwuchs deutlich früher in der Bucht auftritt als in kälteren Regionen des Sees. Dies konnte allerdings nicht bestätigt werden, da der Zeitpunkt des Nachwuchses im gesamten See nur innerhalb von weniger als vier Tagen variiert und damit zeitlich synchronisiert auftritt. Da abiotische Parameter wie Temperatur, aber vermutlich auch die gesamte Plankton-Sukzession, räumlich variieren, kann eine Synchronisierung im gesamten See nur mit dem Einfluss der Tageslänge erklärt werden. Da die Copepodid-Stadien schon synchronisiert auftreten, ist es zu vermuten, dass eine Anpassung an die Tageslänge während der Nauplien-Entwicklung stattgefunden haben. Dies bestätigt frühe Arbeiten, die ebenfalls einen Einfluss der Tageslänge auf den Beginn der Diapause (Spindler 1969; George 1973) und auf die Entwicklung der Nauplien zeigten (Einsle 1964).

Cyclops vicinus tauchte nach der Entwicklung zum vierten Copepodid-Stadium Anfang Juni in die Diapause ab, so dass während der Sommermonate keine Entwicklung und Reproduktion auszumachen war. Hierbei bildet die Bregenzer Bucht eine Ausnahme, da in diesem Teil des Sees der Copepode in der Lage war, eine vitale Sommergeneration aufzubauen. Die Bedingungen scheinen also in der Bregenzer Bucht das Überleben von *Cyclops vicinus* während der Sommermonate zu begünstigen. Wir vermuten, dass dies ein Effekt der erhöhten Produktivität in der Bucht ist.

Wir haben nun gezeigt, dass es nicht nur räumliche Unterschiede in der Abundanz einer Art innerhalb eines Sees geben kann, sondern auch in der Phänologie und sogar in der Lebenszyklusstrategie. Die räumlichen Unterschiede der Art spiegeln dabei die räumlichen Unterschiede von Umweltfaktoren wie Temperatur und Phytoplanktonbiomasse wider.

Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie wurden die Langzeitdynamiken (1972 – 1985) von dem cyclopoiden Copepoden *Cyclops vicinus* an fünf parallel beprobten Stationen im Bodensee analysiert. Es konnte gezeigt werden, dass der Copepode in wärmeren Regionen deutlich früher reproduziert. Dies wird vermutlich durch räumliche Unterschiede im Beginn des Phytoplanktonwachstums induziert. *Cyclops vicinus* scheint also seine Entwicklung zum Adultstadium bzw. seine Reproduktion hinauszögern zu können vermutlich bis geeignete Futtermengen für das Überleben des Nachwuchses vorhanden sind. Die Entwicklung des Nachwuchses scheint stark von der Tageslänge beeinflusst zu sein, so dass der Zeitpunkt des Diapauseeintritts in allen Teilen des Sees synchron verläuft. Weiterhin ist der Copepode in der Bregenzer Bucht in der Lage eine vitale Sommergeneration auszubilden, was vermutlich auf die erhöhte Futterverfügbarkeit in der Bregenzer Bucht zurückgeführt werden kann.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen einer Doktorarbeit von H. S. im Teilprojekt CLIMCOPS des DFG-Schwerpunktprogramms AQUASHIFT. Wir danken Bernd Wahl (KLIWA-project A2.2.1) für die Unterstützung in der Datenaufbereitung.

Literatur

- Bäuerle, E. and U. Gaedke. 1998. Lake Constance - Characterization of an ecosystem in transition. Archiv für Hydrobiologie Special Issue Advances in Limnology 53:1-610.
- Einsle, U. 1964. Larvalentwicklung Von Cyclopiden und Photoperiodik. Naturwissenschaften 14:345.
- George, D. G. 1973. Diapause in *Cyclops vicinus*. Oikos 24:136-142.
- Maier, G. 1989. Variable Life-Cycles in the Fresh-Water Copepod *Cyclops-Vicinus* (Uljanin 1875) - Support for the Predator Avoidance Hypothesis. Archiv für Hydrobiologie 115:203-219.
- Santer, B. and A. M. Hansen. 2006. Diapause of *Cyclops vicinus* (Uljanin) in Lake Sobygard: indication of a risk-spreading strategy. Hydrobiologia 560:217-226.
- Santer, B. and W. Lampert. 1995. Summer Diapause in Cyclopoid Copepods - Adaptive Response to A Food Bottleneck. Journal of Animal Ecology 64:600-613.
- Spindler, K. D. 1969. Experimental Studies in *Cyclops Vicinus* Dormancy. Naturwissenschaften 56:93.
- Straile, D. 2005. Food webs in lakes - seasonal dynamics and the impact of climate variability. Pages 41-50 in A. Belgrano, U. Scharler, J. Dunne, and R. E. Ulanowicz, eds. Aquatic food webs: an ecosystem approach. Oxford University Press.
- Straile, D., K. Johnk, and H. Roszknecht. 2003. Complex effects of winter warming on the physicochemical characteristics of a deep lake. Limnology and Oceanography 48:1432-1438.
- Turchin, P. 2003. Complex population dynamics - a theoretical/empirical synthesis. Princeton University Press, Princeton [u.a.].

Phytobenthos ohne Diatomeen als biologische Komponente zur Bestimmung des ökologischen Zustandes von nordostdeutschen Seen – ein Literaturbericht und Diskussionsbeitrag

Lothar Täuscher

Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Straße 2e, D-14554 Seddiner See,

e-mail: lothar.taeuscher@iag-gmbh.info

Keywords: EU-WRRL, Nordostdeutschland, Seen, Monitoring, Phytobenthos ohne Diatomeen

Einleitung

In der Verfahrensentwicklung und der Handlungsanweisung zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen mit Hilfe der Makrophyten- und Phytobenthos-Besiedlung nach der EU-WRRL (Schaumburg et al. 2004, 2007) wurde das Phytobenthos ohne Diatomeen bisher nicht berücksichtigt. Mit dieser Zusammenstellung soll ein Überblick zum Vorkommen von Phytobenthos-Taxa ohne Diatomeen in nordostdeutschen Seen gegeben werden.

Untersuchungsgebiet, Material, Methoden

Es wurde aus Nordostdeutschland (Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt) die Literatur über die Besiedlung von Seen mit Phytobenthos ohne Diatomeen ausgewertet (Bolbrinker 2000; Casper 1985; Geissler in Geissler & Kies 2003; Jacob & Kapfer 1999; Kabus & Mietz 2006; Kleeberg 2004; Kleeberg et al. 2006; Marsson in Passarge 1904; Mathes 1978; Panknin 1941; Pankow 1985; Pankow & Trampe 1973; Rehbronn 1937; Rudolph 1996; Täuscher 1998a und zit. Lit., 1998b, 2000 und zit. Lit., 2007c) und um eigene unveröffentlichte Beobachtungen ergänzt. Die Bearbeitungen der Algen-Besiedlung in Seen von Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt wurde von Casper (1985), Casper et al (2001), Geissler in Geissler & Kies (2003), Leske et al. (2005) und Täuscher (2005, 2007a, b) in Artenlisten bzw. in Bibliographien umfangreich dokumentiert. Der Großteil der Bestimmungsliteratur für die benthischen Algen ohne Kieselalgen und Armleuchteralgen wird in Gutowski & Foerster (2007) genannt.

Ergebnisse und Diskussion

Ergebnisse

In Tabelle 1 sind die Algen-Taxa der benthischen Besiedlung ohne Diatomeen in nordostdeutschen Seen aufgelistet.

Tabelle 1: Phytobenthos-Taxa ohne Diatomeen aus nordostdeutschen Seen

Abkürzungen: B = Bolbrinker (2000; briefl. Mitt.); Casper 1985; G = Geissler in Geissler & Kies (2003); J&K = Jacob & Kapfer 1999; K&M = Kabus & Mietz (2006); KL = Kleeberg 2004, Kleeberg et al. 2006; MS = Marsson in Passarge (1904); MT = Mathes (1978); PN = Panknin (1941); PW = Pankow 1985, Pankow & Trampe 1973; R = Rudolph 1996; T = Täuscher (1998a und zit. Lit., 1998b, 2000 und zit. Lit., 2006 in Kabus & Mietz, 2007c, unveröffentlichte Beobachtungen)

Taxa	Nachweis in ...
Cyanophyta / Cyanobacteria / Nostocophyceae (Blaualgen / Cyanobakterien)	
<i>Aphanothece microscopica</i> Nägeli	C
<i>Aphanothece nidulans</i> Richter in Wittrock et Nordstedt	C
<i>Aphanothece stagnina</i> (Sprengel) A. Braun in Rabenhorst	C; G; T
<i>Calothrix ramenskii</i> Elenkin	C
<i>Calothrix stellaris</i> Bornet et Flahault	C
<i>Chamaesiphon incrustans</i> Grunow in Rabenhorst et f. <i>cylindricus</i> (Boye-Petersen) Komarek et Anagnostidis (= <i>Ch. cylindricus</i> Boye-Petersen)	C
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützinger) Nägeli	C ; G
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützinger) Nägeli	C ; G ; T
<i>Dichothrix gypsophila</i> (Kützinger) Bornet et Flahault	C
<i>Eucapsis alpina</i> Clements et Shantz	C
<i>Geitlerinema acutissimum</i> (Kufferath) Anagnostidis	C
<i>Geitlerinema splendidum</i> (Greville ex Gomont) Anagnostidis	C
<i>Gloeotrichia pisum</i> (C.A. Agardh) Thuret ex Bornet et Flahault	C ; G; MS; PW; T
<i>Hapalosiphon intricatus</i> W. et G.S. West	G; PN
<i>Homoeothrix juliana</i> (Bornet et Flahault) Kirchner	C
<i>Jaaginema metaphyticum</i> Komarek in Komarek et Anagnostidis (= <i>Oscillatoria angusta</i> Koppe sensu Komarek)	C
<i>Limnothrix guttulata</i> (Van Goor) Umezaki et M. Watanabe	C
<i>Limnothrix lauterbornii</i> (Schmidle) Anagnostidis	C
<i>Lyngbya martensiana</i> Meneghini ex Gomont (= <i>Porphyrosiphon martensianus</i> [Meneghini ex Gomont] Anagnostidis et Komarek)	T
<i>Nostoc caeruleum</i> Lyngbye ex Bornet et Flahault	C; G; T
<i>Nostoc pruniforme</i> C.A. Agardh ex Bornet et Flahault	G; K&M; T
<i>Nostoc spec.</i> („ <i>Nostoc-Massen</i> “)	MS
<i>Oscillatoria limosa</i> C.A. Agardh ex Gomont	C; PW; T
<i>Phormidium ambiguum</i> Gomont ex Gomont	G; PN
<i>Phormidium chalybeum</i> (Mertens ex Gomont) Anagnostidis et Komarek	G; MS
<i>Phormidium chlorinum</i> (Kützinger ex Gomont) Anagnostidis (et var. <i>perchlorina</i> Lauterborn)	C; G
<i>Phormidium granulatum</i> (Gardner) Anagnostidis	C; G
<i>Phormidium irriguum</i> (Kützinger ex Gomont) Anagnostidis et Komarek	C; G
<i>Phormidium tenue</i> (C.A. Agardh) Anagnostidis et Komarek	C ; G ; MS
<i>Phormidium uncinatum</i> Gomont ex Gomont	MS
<i>Plectonema wollei</i> Farlow ex Gomont	PN
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	C
<i>Scytonema mirabile</i> (Dillwyn) Bornet	C
<i>Scytonema myochorus</i> (Dillwyn) C.A. Agardh	C
<i>Toplypothrix distorta</i> Kützinger ex Bornet et Flahault et var. <i>penicillata</i> (C.A. Agardh) Lemmermann	C; G; PW
<i>Tolypothrix helicophila</i> Lemmermann	C; G
<i>Tolypothrix lanata</i> Wartmann in Rabenhorst	G; MS
Rhodophyta / Bangiophyceae / Florideophyceae (Rotalgen)	
<i>Bangia atropurpurea</i> (Roth) C.A. Agardh	G; R; T
<i>Batrachospermum atrum</i> (Hudson) Harvey (= <i>B. dillenii</i> Bory)	G; PN; R; T
<i>Batrachospermum turfosum</i> Bory (= <i>B. vagum</i> [Roth] C.A. Agardh)	C
<i>Hildenbrandia rivularis</i> (Liebmann) J.G. Agardh	R; T
Phaeophyta / Fucophyceae (Braunalgen)	
<i>Pleurocladia lacustris</i> A Braun in Rabenhorst	G; PW
Tribophyceae / Xanthophyceae (Gelbgrünalgen)	
<i>Tribonema viride</i> Pascher	MS; PN

<i>Tribonema spec.</i>	G; K&M; MS; T
<i>Vaucheria dichotoma</i> (L.) C.A. Agardh	C; PN
<i>Vaucheria spec.</i>	G; (K&M); MS; T
Chlorophyta s.l. (Grünalgen)	
Chlorophyceae	
Tetrasporales	
<i>Apiocystis brauniana</i> Nägeli in Kützing	C
<i>Asterococcus superbus</i> (Cienkowski) Scherffel	C; G
<i>Schizochlamys gelatinosa</i> A. Braun in Kützing	MS
Chlorococcales	
<i>Hydrodictyon reticulatum</i> (L.) Lagerheim	B; G; K&M ; MT; PN; PW; T
<i>Oonephris obesa</i> (W. West) Fott	C
Oedogoniales	
<i>Bulbochaete rectangularis</i> Wittrock	MS
<i>Bulbochaete varians</i> Wittrock	C
<i>Oedogonium spec.</i>	G; K&M; MS; T
Sphaeropleales = Microsporales	
<i>Microspora quadrata</i> Hazen	K&M; T
<i>Microspora spec.</i>	K&M; T
Chaetophorales	
<i>Chaetophora elegans</i> (Roth) C.A. Agardh	C; G
<i>Chaetophora incrassata</i> (Hudson) Hazen	C ; PW ; R
<i>Draparnaldia glomerata</i> (Vaucher) C.A. Agardh	G ; PN, PW ; T
<i>Stigeoclonium tenue</i> (C.A. Agardh) Kützing	PN ; PW ; T
Ulvophyceae	
Ulotrichales	
<i>Ulothrix tenuissima</i> Kützing	T
<i>Ulothrix zonata</i> (Weber et Mohr) Kützing	C; G; PN
<i>Ulothrix spec.</i>	G; K&M; T
Cladophorales	
<i>Aegagropila linnaei</i> Kützing (= <i>Cladophora aegagropila</i> [L.] Rabenhorst)	B; K&M; T
<i>Cladophora fracta</i> (Müller ex Vahl) Kützing	G; K&M; MS; PN; PW; T
<i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kützing	G; K&M; MS; PN; PW; T
Ulvaes	
<i>Enteromorpha intestinalis</i> (L.) Link	G; K&M; PN; PW; T
<i>Enteromorpha prolifera</i> (Müller) J.G. Agardh	K&M; T
Charophyceae	
Desmidiales (Zieralgen)	
<i>Closterium acerosum</i> (Schränk) Ehrenberg ex Ralfs	G; T
<i>Closterium moniliferum</i> (Bory) Ehrenberg ex Ralfs	C; G; PW; T
<i>Cosmarium botrytis</i> Meneghini ex Ralfs	G; MS; T
Coleochaetales	
<i>Coleochaete irregularis</i> Pringsheim	C
<i>Coleochaete pulvinata</i> A. Braun	C; MS
Zygnematales / Zygnemales	
<i>Mougeotia genuflexa</i> (Roth) C.A. Agardh	PN
<i>Mougeotia parvula</i> Hassall	C; G
<i>Mougeotia spec.</i>	G; T
<i>Spirogyra inflata</i> (Vaucher) Kützing	C
<i>Spirogyra longata</i> (Vaucher) Kützing	C; G
<i>Spirogyra majuscula</i> Kützing emend. Czurda	C
<i>Spirogyra spec.</i>	G; K&M; MS; PN; T
<i>Zygnema stellinum</i> (Vaucher) C.A. Agardh emend. Czurda	MS
<i>Zygnema spec.</i>	G; T
<i>Zygogonium ericetorum</i> Kützing	J&K; KL; PN

Diskussion

Das Phytobenthos ohne Diatomeen kann in Seen auf Steinen (epilithisch), auf Sand (epipsammisch), auf Schlamm (epipelisch), auf Holz (epixylich) auf und zwischen Pflanzen (epiphytisch und metaphytisch) und

schwimmend (pleustisch) vorkommen (s. Fott 1971, Kleeberg 2004, Sladeckova & Marvan 1978, Täuscher 1998a, Wehr & Sheath 2003). Auf einige Besonderheiten dieser Besiedlungen mit 83 Taxa in nordostdeutschen Seen soll noch hingewiesen werden.

Die *Aphanothece*-Taxa, *Nostoc caeruleum* und *Nostoc pruniforme* (vgl. Mollenhauer et al. 1999) sind makroskopisch erkennbare kugelige Thalli, die auf dem Sediment und/oder zwischen submersen Makrophyten liegen, während *Calothrix*-, *Lyngbya*-, *Oscillatoria*-, *Phormidium*- und *Tolypothrix*-Taxa Häute oder Überzüge auf verschiedenen Substraten ausbilden können.

Hildenbrandia rivularis kommt als karminrote Krusten (*Hildenbrandietum rivularis* Luther 1954) auch auf Steinen in Klarwasserseen vor, wie dies durch Funde von Hübener (briefl. Mitt. 1999) sowohl im Cambser See als auch im Pinnower See (Mecklenburg-Vorpommern), von Kroy in Täuscher & Täuscher (1994) im Linowsee (Brandenburg), von Rudolph (1996) im Werbelinsee (Brandenburg) und von Täuscher & Kabus (2004) im Wootzensee (Mecklenburg-Vorpommern) dokumentiert werden konnte. Die halophile *Bangia atropurpurea* konnte als kurze Büschel auf Steinen in der Brandungszone von Seen (z.B. Tegeler See in Berlin, Werbelinsee in Brandenburg, vgl. Rudolph 1996, Täuscher 1998a, 2000) beobachtet werden.

Limnische Braunalgen sind sehr selten zu finden. So wurde nach Kies (1987, S. 244) *Pleurocladia lacustris* von Alexander Braun (1805-1877) 1855 im Großen Müggelsee in Berlin entdeckt. Auch Geissler in Geissler & Kies (2003) und Pankow (1985) geben Funde dieser sehr seltenen benthischen Alge an (vgl. auch Kusel-Fetzmann 1996).

Vaucheria dichotoma bildet in Klarwasserseen polsterartige Grundrasen aus und kann mit Armleuchteralgen (*Nitello – Vaucherietum dichotomae* [Passarge 1904] Krausch 1964) und/oder Wassermoosen (*Vaucheria – Fontinalis*-Gesellschaft Jeschke et Muther 1978 = *Fontinalietum antipyreticae* Greter 1936 *vaucherietosum* [Jeschke et Muther 1978] nov. subass. mihi) vergesellschaftet sein.

Nährstoffarme Verhältnisse wie im Großen Stechlinsee in Brandenburg werden z.B. durch die Grünalgen *Apicystis brauniana*, *Asterococcus superbis* und *Coleochaete pulvinata* angezeigt. Starke Entwicklungen von fädigen Algen als Watten (z.B. *Cladophora*-, *Mougeotia*-, *Oedogonium*-, *Spirogyra*-, *Zygnema*-Taxa) zwischen und auf den submersen Makrophyten sind meistens als Warnsignal einer lokalen Nährstoffbelastung von Klarwasserseen zu werten (Passarge 1904: „Ein dichtes Netzt von Algen überspinnt alle Pflanzen, namentlich im flachen Wasser.“), wobei halophile Arten (*Enteromorpha*-Taxa) auch noch einen (punktuellen) Salzeinfluss indizieren. Dies bedeutet, dass der ökologische Zustand von solchen Seen schlechter zu bewerten ist als von Gewässern mit z.B. „reinen“ Armleuchteralgen-Grundrasen oder Laichkraut-Tauchfluren. Von Bohr (1962) wurde als charakteristische Gesellschaft im Litoral von Seen das *Oedogonio – Epithemietum* Bohr 1962 corr. mihi beschrieben. Makroskopisch erkennbare „Seebälle“ bildet das *Aegagropileum linnaei* Pankow 1965 corr. mihi (= *Aegagropileum sauteri* Pankow 1965 = *Cladophoretum aegagropilae* [Jöns 1934] Pankow et Bolbrinker 1984), das als eine Besonderheit und Seltenheit unbedingt erfasst und kartiert werden muss (vgl. Bolbrinker 2000, Täuscher 1998a und zit. Lit.). Als pleustische reusenähnliche Thalli wächst *Hydrodictyon reticulatum*, die bei Massenentwicklung eine auffällige Physiognomie besitzen. Auch in sauren Seen (vor allem Tagebauseen) können speziell angepasste acidophile bzw. acidobionte Arten (z.B. *Zygogonium ericetorum* bei pH 2,8-3,2) im Phytobenthos beobachtet werden (s. Jacob & Kapfer 1999, Kleeberg 2004, Kleeberg et al. 2006).

Diese Beispiele zeigen, dass es notwendig und wichtig ist auch die Phytobenthos ohne Diatomeen-Besiedlung in Seen zu erfassen und zu bewerten, um den ökologischen Zustand dieser Gewässer noch besser bewerten (z.B. nach dem Vorkommen acidobionter, acidophiler, alkaliphiler und/oder halophiler Taxa, der Einstufung gegenüber den Trophie- und Saprobie-Ansprüchen der einzelnen Arten, dem Nachweis seltener und geschützter Rote Liste-Arten) und nach der EU-WRRL einschätzen zu können. Die große Bedeutung der Algen zur Charakterisierung der Seen stellte schon Passarge (1904) vor über 100 Jahren fest: „Die Beschreibung der Schilfvegetation würde eine grosse Lücke aufweisen, wollte man die Algen vergessen. Diesselben spielen eine wichtige Rolle. Die Stengel von *Equisetum*, *Phragmites* u.a.w., die Wasserpflanzen, abgestorbene Zweige, Steine, Ziegel, Blechstücke, kurz alle Gegenstände sind mit Algen überzogen.“ Auch die Arbeiten von Kann (1940, 1958) und von Sauer (1937) über die Phytobenthos-Besiedlung in Seen von Schleswig-Holstein sind für das Verständnis dieser Mikroalgen-Besiedlungen im norddeutschen Tiefland von großer Bedeutung. Außerdem wird damit auch die Bewertungsmöglichkeit von seeausflussgeprägten Fließgewässern (Typ 21) mit Hilfe des Phytobenthos ohne Diatomeen verbessert.

Schließlich soll noch auf wichtige Literatur zur Taxonomie/Systematik und Ökologie von benthischen Algen (ohne Diatomeen) hingewiesen werden, die nicht in Gutowski & Foerster (2007) genannt ist: Backhaus (2006), Caisova (2003), Lederer & Lhotsky (2001) und Skinner & Entwistle (2001a, b, c, d, 2004a, b).

Danksagung

Meine Frau Dipl.-Biol. Helgard Täuscher (Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei) und mein Kollege Dipl.-Biol. Timm Kabus (Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH) stellte mir unveröffentlichte Algenbeobachtungen in Seen von Berlin und Brandenburg zur Verfügung bzw. sammelte bei Makrophyten-Erfassungen und –Kartierungen in Seen von Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern umfangreiches Material zur Besiedlung dieser Gewässer mit Phytobenthos-Mikro- und Makroalgen und stellte dieses bereit.

Literatur

- Backhaus, D. (2006): Litorale Aufwuchsalgen im Hoch- und Oberrhein. – *carolinea* 64: 5-68.
- Bohr, R. (1962): Sociological researches of the plant periphyton in the Lake Mamry. – *Stud. Scien. Torun, Sec. D* 6 (1): 1-44.
- Bolbrinker, P. (2000): Kurzinformation zu einem Neufund der seeballbildenden Fadenalge *Cladophora aegagropila* (L.) Rbh. (= *Aegagropila sauteri* (Nees) Kützing). – *Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg* 133: 571-572.
- Caisova, L. (2003): Klic k urcovani evropskych druhu rodu (Bestimmungsschlüssel der europäischen Arten der Gattung) *Chaetophora* SCHRANK ; ... *Draparnaldia* BORY. – In : KASTOVSKY, J., T. HAUER & J. LUKAVSKY: Sinice a rasy (Blaualgen und Algen). – Univ. Ceske Budejovice: <http://www.sinicearasy.cz>
- Casper, P., R. Koschel & L. Krienitz (2001): Stechlinsee-Bibliographie. – *Berichte des IGB12, SH III*: 1-84.
- Casper, S.J. (1985): Taxa observed in the Lake Stechlin area: Cyanophyceae; Chlorophyceae (incl. Chlamydomphyceae); Codiophyceae; Oedogoniophyceae; Zygnemaphyceae; Xanthophyceae; Rhodophyceae. – In: Casper, S.J. (ed.): *Lake Stechlin. A temperate oligotrophic lake*. – Dordrecht, Boston, Lancaster: 485-496
- Fott, B. (1971): *Algenkunde*. – Jena.
- Geissler, U. (2003): Liste der in Berlin nachgewiesenen Algen. – In: Geissler, U. & L. Kies: *Artendiversität und Veränderungen in der Algenflora zweier städtischer Ballungsgebiete Deutschlands: Berlin und Hamburg*. – *Nova Hedwigia, Beiheft* 126: 305-506.
- Gutowski, A. & J. Foerster (2007): *Benthische Algen ohne Kieselalgen und Armleuchteralgen – Feldführer*. – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen LANUV-Arbeitsblatt 2: 1-87
- Jacob, W. & M. Kapfer (1999): Morphologie und Taxonomie von Fadenalgen im sauren Tagebausee Koschen (Lausitz, Brandenburg). – *Lauterbornia* 35: 71-80.
- Kabus, T. & O. Mietz (2006): Die Besiedlung ausgewählter Großseen in Westmecklenburg mit Makrophyten und eine Bewertung ihres ökologischen Zustandes. – *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft West-Mecklenburg* 6: 8-19.
- Kann, E. (1940): Ökologische Untersuchungen an Litoralalgen ostholsteinischer Seen. – *Archiv für Hydrobiologie* 37 (2): 177-269.
- Kann, E. (1958): Der Algenaufwuchs in der eulitoral Zone alpiner und norddeutscher Seen. – *Verh. Internat. Ver. Limnologie* 13: 311-319.
- Kies, L. (1987): *Phykologie in Hamburg*. – *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* 100: 233-250.
- Kleeberg, A. (2004): Vorkommen, Besonderheiten und ökologische Bedeutung fädiger Grünalgen (Chlorophyta, Zygnemataceae) in sauren Seen. – In: Rücker, J. & B. Nixdorf (eds.): *Gewässerreport Nr. 8. – BTUC-Aktuelle Reihe* 3/2004: 81-99.
- Kleeberg, A. H. Schubert, M. Koschorreck & B. Nixdorf (2006): Abundance and primary production of filamentous green algae *Zygogonium ericetorum* in an extremely acid (pH 2,9) mining lake and its impact on alkalinity generation. – *Freshwater Biology* 51: 925-937.
- Kusel-Fetzmann, E.L. (1996): New records of freshwater Phaeophyceae from lower Austria. – *Nova Hedwigia* 62: 79-89.
- Lederer, F. & O. Lhotsky (2001): Prehled sladkovodnych ruduch (Rhodophyceae) v Ceske Republice (Süßwasser-Rotalgen in der Tschechischen Republik). – *Sbornik 17. seminare Aktualni otazky vodarenske biologie, Praha*: 76-81 (s. <http://www.sinicearasy.cz>).
- Leske, S., C. Berg, T. Kabus & L. Täuscher (2005): Bibliographie „Submerse Makrophyten in Seen Mecklenburg-Vorpommern“. – *Botanischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern* 40: 79-104.
- Mathes, J. (1978): Einige Vorkommen von *Hydrodictyon reticulatum* (L.) Lagerheim im Bezirk Schwerin. – *Biologische Rundschau* 16: 188-190.
- Mollenhauer, D., R. Bengtsson & E.-A. Lindström (1999): Macroscopic cyanobacteria of the genus *Nostoc*: a neglected and endangered constituent of European inland aquatic biodiversity. – *Eur. J. Phycol.* 34: 349-360.

- Panknin, W. (1941): Die Vegetation einiger Seen in der Umgebung von Joachimsthal in der Uckermark, Kr. Angermünde (Grimnitzsee, Großer Lubowsee, Dovinsee, Kleiner Lubowsee). – *Bibliotheca Botanica* 119: 1-162.
- Pankow, H. (1985): Verschollene, gefährdete und interessante Großalgen im nördlichen Gebiet der DDR. – *Botanischer Rundbrief Bezirk Neubrandenburg* 16: 65-72.
- Pankow, H. & H. Trampe (1973): Die Verbreitung der Grünalge *Chaetophora incrassata* im Raum südlich der Ostsee. – *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 58: 587-592.
- Passarge, S. (1904): Die Kalkschlammablagerungen in den Seen von Lychen, Uckermark. – *Jahrbuch der Königlichen Preussischen Geologischen Landesanstalt und Bergakademie Berlin* 22: 79-152.
- Rehbronn, E. (1937): X. Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen. II. Das natürliche Nahrungsangebot, insbesondere der Aufwuchs, und die Ernährung der Fischnährtiere im Litoral eines eutrophen Sees. – *Z. Fischerei Hilfswiss.* 35: 233-345.
- Rudolph, K. (1996): Über einige Rotalgenfunde in brandenburgischen und Berliner Gewässern. – *Berliner Naturschutzblätter* 40 (3): 599-611.
- Sauer, F. (1937): Die Makrophytenvegetation ostholsteinischer Seen und Teiche. – *Archiv für Hydrobiologie*, Suppl. 6: 431-592.
- Schaumburg, J., U. Schmedtje, C. Schranz, B. Köpf, S. Schneider, P. Meilinger, D. Stelzer, G. Hofmann, A. Gutowski & J. Foerster (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*: 635 S.
- Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer & G. Hofmann (2007): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos (Stand Februar 2007). – *Bayerisches Landesamt für Umwelt*: 75 S.
- Skinner, S. & T.J. Entwisle (2001a, b, c, d, 2004a, b): Non-marine algae of Australia: 1. Survey of colonial gelatinous blue-green macroalgae (Cyanobacteria); 2. Some conspicuous tuft-forming Cyanobacteria; 3. *Audouinella* and *Balbiana* (Rhodophyta); 4. Floristic survey of some colonial green macroalgae (Chlorophyta); 5. Macroscopic Chaetophoraceae (Chaetophorales, Chlorophyta); 6. Cladophoraceae (Chlorophyta). – *Telopea* 9 (3): 573-599; 9 (3): 685-712; 9 (3): 714-723; 9 (3): 725-739; 10 (2): 613-633; 10 (3): 731-748.
- Sladeckova, A. & P. Marvan (1978): Ekologia sladkovodnych rias: Fytobentos (Ökologie der Süßwasseralgen: Phytobenthos). – In: Hindak, F. (ed.): *Sladkovodne riasy* (Süßwasseralgen). – Bratislava: 61-104.
- Täuscher, H. & L. Täuscher (1994): Hydrobotanische Untersuchungen an und in Gewässern von Berlin und Brandenburg. I. Bemerkungen zum Vorkommen limnischer Rotalgen (Rhodophyta). – *Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg* 127: 171-175.
- Täuscher, L. (1998a): Mikroalgenengesellschaften der Gewässer Nordostdeutschlands und ihre Nutzung zur Bioindikation. – *Feddes Repertorium* 109: 617-638.
- Täuscher, L. (1998b): Veränderung der Phytoplankton-Artstruktur und Wiederbesiedlung des Kamernschen Sees (Elb-Havel-Winkel) mit submersen Makrophyten als Zeichen einer Reoligotrophierung. – *Untere Havel – Naturkd. Ber. (Havelberg)* 8: 35-38.
- Täuscher, L. (2000): Inventur limnischer Rotalgen-Funde in Gewässern Nordostdeutschlands. – *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 1999 (Rostock)*, Bd. II: 1033-1037.
- Täuscher, L. (2005): 50 Jahre Erforschung der Algen-Besiedlung von Gewässern in Mecklenburg-Vorpommern – ein bibliographischer Überblick. – *Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg* 44: 183-206.
- Täuscher, L. (2007a): Untersuchungen zur Algen-Besiedlung von Gewässern in Berlin und im Land Brandenburg seit Ende des 19. Jahrhunderts bis zur Gegenwart. – *Zuarbeit für: Krausch, H.-D. & H. Sukopp: Geschichte der botanischen Erforschung Brandenburgs.* – Mnskr. 6 S.
- Täuscher, L. (2007b): Checkliste der Algen in Sachsen-Anhalt. – In: Frank, D. & V. Neumann (eds.): *Bestandssituation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalts (in Vorb.)*.
- Täuscher, L. (2007c): Bericht von der 3. Tagung „Characeen Deutschlands 2006“ in Thomsdorf (Brandenburg). – *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Mitteilungen I/2007*: 51-52.
- Täuscher, L. & T. Kabus (2004): Untersuchungen zur Makrozoobenthos- und Makrophytenbesiedlung des Wootzensees (Mecklenburg-Vorpommern). – *Bericht Institut für angewandte Gewässerökologie, Seddin*: 13 S.
- Wehr, J.D. & R.C. Sheath (2003): Freshwater Habitats of Algae: Benthic Algal Assemblages of Lakes. – In: Wehr, J.D. & R.C. Sheath (eds.): *Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification.* – Amsterdam, Boston, London, New York, Oxford, Paris, San Diego, San Francisco, Singapore, Sydney, Tokyo: 24-28.

Paläolimnische Studien an dimiktischen Seen in Norddeutschland – Trophierekonstruktion anhand von Pigmentuntersuchungen

Claudia Wranik & Uwe Selig*

Universität Rostock – Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Str. 3, 18051 Rostock;

* claudia.wranik@uni-rostock.de

Keywords: Dimiktische Seen, Trophieentwicklung, Phototrophe Schwefelbakterien, Pigmente

Einleitung

Der kontinuierliche Eintrag von Nährstoffen aus der Landwirtschaft, aus kommunalen Quellen und der Industrie führte innerhalb der letzten 50 Jahre zur verstärkten Eutrophierung von Seen. Inzwischen weisen die meisten norddeutschen Seen einen eutrophen Zustand auf, der größtenteils durch Algenmassenentwicklungen, das Auftreten potenziell toxischer Cyanobakterien, periodischen Sauerstoffmangel und zunehmende Verschlammung geprägt ist (Mathes et al. 1999). Nur noch wenige dimiktische Seen sind in einem mesotrophen Zustand. So konnte in Mecklenburg-Vorpommern bisher in zwei Seen das rezente Vorkommen phototropher Schwefelbakterien nachgewiesen werden, welche als typische Mikrobengemeinschaft in mesotrophen Seen angesehen werden (Züllig 1985). Das Wachstum dieser Mikroben ist durch starke H₂S- und Lichtabhängigkeit gekennzeichnet. Zudem besitzen sie eine spezielle Pigmentzusammensetzung (z.B. Bacteriochlorophylle und Okenon in Purpurschwefelbakterien), die eine pigmentbasierte Differenzierung zum Phytoplankton der Seen erlaubt.

Sedimentuntersuchungen in mehreren Seen Norddeutschlands sollen prüfen, ob die phototrophen Schwefelbakterien natürlich (historisch) auch in anderen (rezent eutrophen) Seen auftraten und die stabilen Pigmente dieser Mikroben zur Rekonstruktion der Trophieentwicklung eines Sees geeignet sind.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Abbildung 1 zeigt alle sechs Seen aus Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg, die als Untersuchungsobjekte dienten. Dabei handelt es sich um vier Seen aus dem Landkreis Güstrow (Dudinghausener See, Hohen Sprenger See, Krakower See, Groß Tessiner See), dem Schulzensee (Landkreis Müritz) und dem Dagowsee (Landkreis Oberhavel - Brandenburg). In zwei dieser sechs Seen – dem Dudinghausener See (Selig et al. 2004) und dem Dagowsee (Glaeser et al. 2003) – wurde das rezente Vorkommen phototropher Schwefelbakterien nachgewiesen. Die Auswahl der anderen vier Seen erfolgte auf Grund vorhandener Daten und Erkenntnisse. So werden alle Seen als schwach eutroph eingeschätzt. Weiterhin liegen bereits aus einigen Seen Sedimentuntersuchungen über die

Diatomeen- und Chironomidengemeinschaften, zur Nährstoffakkumulation sowie Altersdatierung (Pb- und Cs-Datierungen) vor (u.a. Schwarz 2005, Dressler 2006).

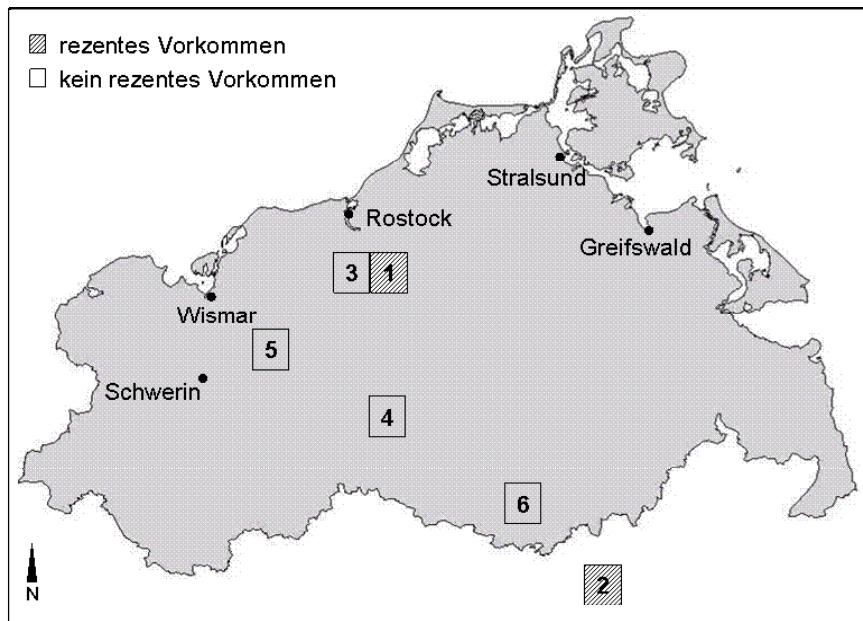


Abb. 1: Karte der beprobten Seen.

Seen mit rezenten Vorkommen: Dudinghausener See (1), Dagowsee (2)

Seen ohne rezentem Vorkommen: Hohen Sprenger See (3), Krakower See (4), Groß Tessiner See (5), Schulzensee (6)

Probenbearbeitung

Die Beprobung der Untersuchungsobjekte erfolgte im November/Dezember 2006. Die Sedimentkerne wurden mittels Mondseecorer (UWITEC, Österreich) entnommen und anschließend in 1 cm breite Segmente zerlegt. Die sedimentologischen Untersuchungen befassten sich mit Nährstoffen und Pigmenten. Letztere wurden aus gefriergetrockneten Sedimenten nach entsprechender Extraktionsmethode (Overmann et al. 1993) mittels HPLC (Hochdruckflüssigchromatographie, Agilent 1100 system, Deutschland) analysiert und identifiziert (modifiziert nach Barlow et al. 1997).

Diskussion

Die Pigmente werden in der HPLC aufgrund ihrer unterschiedlichen Polarität aufgetrennt und sind daher gruppenspezifisch quantifizierbar (Abb. 2). So können mehrere Chlorophylle und deren Derivate sowie Carotinoide der Phytoplanktongemeinschaften identifiziert werden. Diese ermöglichen die Beschreibung einer Veränderung in der Planktongemeinschaft. Dabei muss aber zwischen stabilen (u.a. Echinenon) und sich abbauenden Pigmenten (u.a. Chlorophyll a, Fucoxanthin) differenziert werden. Einige Abbauprodukte – wie Phaeophytin und Phaeophorbid – ermöglichen Aussagen über die Sauerstoffverhältnisse im Sediment und die Zooplanktonentwicklung im See. Neben den Pigmenten der Phytoplanktongemeinschaft können die markanten Pigmente der phototrophen Schwefelbakterien (Okenon der roten Purpurschwefelbakterien, Isoprenoid der Grünen Schwefelbakterien) nachgewiesen werden, welche relativ stabil und somit in Sedimenten auffindbar sind (Sinninghe Damste et al. 1993, Steenbergen et al. 1994, Lotter 2001). Zudem wird aufgrund der H₂S- und Lichtabhängigkeit ihr Auftreten im Metalimnion dimiktischer Seen durch einen mesotrophen bis schwach eutrophen Trophiestatus gekennzeichnet. Anhand einer solchen Pigmentanalyse in den

Seensedimenten als auch mittels der Erkenntnisse bezüglich Trophiezuweisung bzw. Aussagen über den Sauerstoffhaushalt lässt sich somit die Trophieentwicklung von Seen rekonstruieren und das frühere Auftreten dieser phototrophen Bakterien nachvollziehen (Züllig 1986, Lami et al. 1994, Hall et al. 1999).

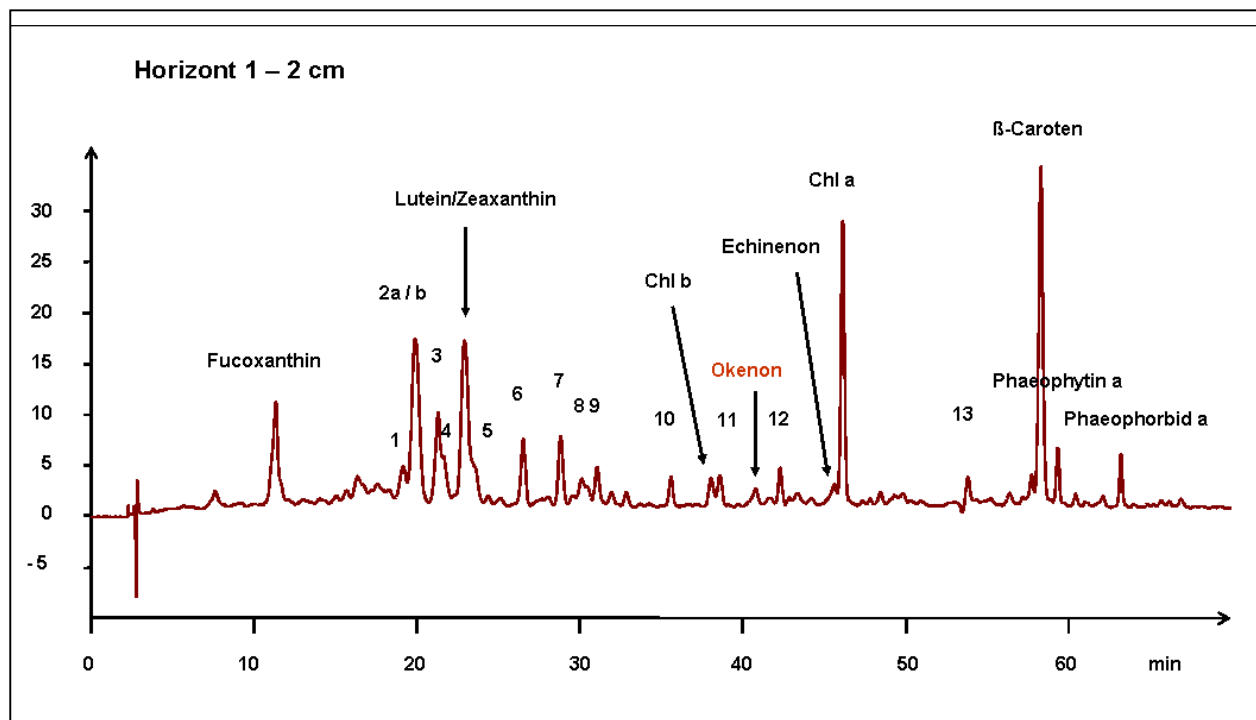


Abb. 2: Pigmentanalyse – HPLC-Chromatogramm eines Sedimentkerns vom Dudinghausener See.

Die Analyse von Pigmenten machten sich bereits Dressler et al. (2007) zu Nutze und beschrieben die Rekonstruktion von Trophie, Tiefenwasseranoxie und Abundanz phototropher Bakterien für den Dudinghausener See. Mit diesen Untersuchungen liegt erstmalig eine komplette Analyse der Pigmente in den oberen 40 cm eines Seesediments aus Mecklenburg-Vorpommern vor. So konnten innerhalb der letzten 80 Jahre zwei Eutrophierungsphasen (1923 bis 1932 und 1952 bis 1982) nachgewiesen werden, die mit hypolimnischer Anoxie gekoppelt waren. Während die geringe Okenonkonzentration für die erste Phase auf keine erhöhte Entwicklung von Schwefelbakterien schließen lässt, stieg sie in der zweiten Phase drastisch an. Das bedeutet, dass zu diesem Zeitpunkt eine stabile Anoxie auch in höheren Schichten des Hypolimnions auftrat. In den oberen Sedimentschichten kam es wieder zu einer Abnahme, was auf einen weiteren Anstieg der Eutrophierung und dadurch bedingter Lichtlimitation hinweist.

Zusammenfassung

Durch Pigmentuntersuchungen in Sedimentkernen der sechs ausgewählten Seen (Abb. 1) Mecklenburg-Vorpommerns und Brandenburgs soll der Fragestellung nachgegangen werden, wie charakteristisch das Auftreten phototropher Mikrobengemeinschaften in Seen der norddeutschen Tiefebene ist und inwieweit sie als Indikator für den Trophiezustand dieser Seen geeignet sind. Bei dieser Fragestellung handelt es sich um einen von vier Komplexen zum Thema „Neue Ansätze zur Bewertung dimiktischer Seen - ökologische Rolle phototropher Schwefelbakterien und Nutzung natürlicher Potentiale bei der Sanierung von Gewässern“, welche im Rahmen einer Promotionsarbeit untersucht werden sollen.

Danksagung

Diese Untersuchung entsteht im Rahmen einer durch die Deutsche Bundesumweltstiftung geförderten Dissertation (20006/882). Für die Unterstützung bei der Probenahme und der Probenaufarbeitung im Labor danken wir Ferdinand Brzezinski sowie unseren Technischen Assistentinnen Claudia Lott und Gerda Hinrich.

Literatur

- Barlow, R. G., Cummings, D. G., Gibb, S. W. (1997): Improved resolution of mono- and divinyl chlorophylls a and b and zeaxanthin and lutein in phytoplankton extracts using reverse phase C-8 HPLC. *Marine Ecology Progress Series* 161: 303-307.
- Dressler, M. (2006): Detektion von holozänen Umweltereignissen im Gebiet Norddeutschlands anhand von Sedimentuntersuchungen unter besonderer Berücksichtigung von Diatomeen als Indikatoren in der Paläolimnologie. Dissertation, Universität Rostock: 1-168.
- Dressler, M., Hübener, T., Görs, S., Werner, P., Selig, U. (2007): Multi-proxy reconstruction of trophic state, hypolimnetic anoxia and phototrophic sulphur bacteria abundance in a dimictic lake in Northern Germany over the past 80 years. *Journal of Paleolimnology* 37/2: 205-219.
- Glaeser, J., Overmann, J. (2003): Characterization and in situ carbon metabolism of phototrophic consortia. *Applied and Environmental Microbiology* 69/7: 3739-3750.
- Hall, R. I., Leavitt, P. R., Dixit, A. S., Quinlan, R., Smol, J. P. (1999): Limnological succession in reservoirs: a paleolimnological comparison of two methods of reservoir formation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 1109-1121.
- Lami, A., Marchetto, A., Guilizzoni, P., Giorgis, A., Masafferro, J. (1994): Paleolimnological records of carotenoids and carbonaceous particles in sediments of some lakes in Southern Alps. *Hydrobiologia* 274: 57-64.
- Lotter, A. F. (2001): The palaeolimnology of Soppensee (Central Switzerland), as evidenced by diatom, pollen, and fossil-pigment analyses. *Journal of Paleolimnology* 25: 65-79.
- Mathes, J., Venebrügge, G., Korczynski, I. (1999): Die Trophiesituation der Seen in Mecklenburg-Vorpommern. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt)*, Band 2: 482-486.
- Overmann, J., Sandmann, G., Hall, K. J., Northcote, T. G. (1993): Fossil carotenoids and paleolimnology of meromictic Mahoney Lake, British Columbia, Canada. *Aquatic Sciences* 55/1: 31-39.
- Schwarz, A. (2005): Rekonstruktion der Entwicklung des Schulzensees und des Tiefen Sees (Mecklenburg-Vorpommern) seit dem Spätglazial mittels Diatomeenanalyse unter besonderer Berücksichtigung der Trophiegeschichte. Dissertation, Universität Rostock: 1-123.
- Selig, U., Hübener, T., Heerkloss, R., Schubert, H. (2004): Vertical gradient of nutrients in two dimictic lakes – influence of phototrophic sulfur bacteria on the nutrient balance. *Aquatic Sciences* 66/3: 247-256.
- Sinninghe Damste, J. S., Wakeham, S. G., Kohnen, M. E. L., Hayes, J. M., De Leeuw, J. W. (1993): A 6,000-year sedimentary molecular record of chemocline excursions in the Black Sea. *Nature* 362: 827-829.
- Steenbergen, C. L. M., Korthals, H. J., Dobrynin, E. G. (1994): Algal and bacterial pigments in non-laminated lacustrine sediment: Studies of their sedimentation, degradation and stratigraphy. *FEMS Microbiology Ecology* 13: 335-352.
- Züllig, H. (1985): Pigmente phototropher Bakterien in Seesedimenten und ihre Bedeutung für die Seenforschung. *Schweizer Zeitung für Hydrologie* 47/2: 87-125.
- Züllig, H. (1986): Carotenoids from plankton and photosynthetic bacteria in sediments as indicators of trophic changes in Lake Lobsigen during the last 14 000 years. *Hydrobiologia* 143: 315-319.

AßMANN, CH. & E. VON ELERT: Die Rolle von aquatischen Pilzen auf Laub für die Nahrungspräferenz von *Gammarus roeseli*

DIRKSMEYER, J., E. BRUNOTTE & E. I. MEYER: Die Laichhabitate von Lachsen und Meerforellen in Deutschland

DITSCHKE-KURU, P. & J. H. E. KOOP: Strömungsanpassungen torrenticoler Eintagsfliegenlarven – Bilden die Kiemen der Epeorus-Larven wirklich einen Saugnapf?

HENSEL, S., E. KIEL & R. BERGHAIN: Die Entwicklung abiotischer und biotischer Bedingungen in acht baugleichen und parallel betriebenen Fließgewässer-Mesokosmen

KORTE, TH., D. HERING & O. MOOG: Untersuchungen zu Habitatpräferenzen ausgewählter Makroinvertebraten der Hindu Kush – Himalaya Region

LANGE, M. & H. SELHEIM: Nahrungspotential in ausgewählten vogtländischen Perlmuschelgewässern

MAIWALD, T., T. VRÅLSTAD², W. JARAUSCH, H. K. SCHULZ, P. SMIETÁNA & R. SCHULZ: Status des Krebspesterregers *Aphanomyces astaci* in mitteleuropäischen Gewässern mit Koexistenz zwischen einheimischem Europäischen Edelkrebs *Astacus astacus* (L.) und amerikanischem Kamberkrebs *Orconectes limosus* (Raf.)

SCHMIDT, E. G.: Fließwasserlibellen am Schiffsfahrtskanal. Das Beispiel Dortmund-Ems-Kanal im Münsterland.

SCHULZE, T., U. BAADE, H. DÖRNER, F. HÖLKER, S. HAERTEL-BORER, R. ECKMANN & TH. MEHNER: Begrenzte Auswirkungen einer Nahrungsnetzmanipulation in einem mesotrophen See

SELHEIM, H. & M. LANGE: Überlebensstrategien juveniler Flussperlmuscheln

TRIPPE, M. & E. I. MEYER: Experimentelle Studie zur Mobilität von Gammaridae in einem temporären Fließgewässer

Die Rolle von aquatischen Pilzen auf Laub für die Nahrungspräferenz von *Gammarus roeseli*

Christine Aßmann¹ & Dr. Eric von Elert²

¹ Limnologisches Institut Konstanz, Mainaustr. 252, D-78467 Konstanz, E-Mail: christine.assmann@uni-konstanz.de,

² Zoologisches Institut, Universität zu Köln, im Weyertal 19, D-50923 Köln, E-Mail: evelert@uni-koeln.de

Keywords: *Gammarus roeseli*; Shredder; Dekomposition; Nahrungswahl; Konditionierung; aquatische Pilze

Einleitung

Gammarus roeseli ist ein wichtiger 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. Aus Fließgewässern ist bekannt, dass Invertebrate wie Gammariden von aquatischen Pilzen kolonisiertes Laub frischem Falllaub vorziehen. In dieser Studie wurde untersucht, wie sich die Besiedlung von Falllaub mit aquatischen Pilzen auf die Nahrungswahl des invertebraten Shredders *G. roeseli* auswirkt. Es ist bekannt, dass der Ernährungswert von Falllaub für invertebrate Shredder mit dessen mikrobiellem Bewuchs steigt. Schwarzerlenlaub (*Alnus glutinosa* L.) wurde im Litoral exponiert, in standardisierte Verhaltensversuche mit *G. roeseli* eingebracht und die Fraßrate erfasst. Außerdem wurde für das exponierte Laub der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehalt über den Versuchszeitraum hinweg bestimmt. Von diesem im Litoral konditionierten Laub wurden aquatischen Pilze isoliert und in Kultur gebracht. Hiernach wurden die aquatischen Pilze mittels PCR, Sequenzierung und durch Abgleich mit Datenbanken taxonomisch identifiziert. Um die Rolle der einzelnen aquatischen Pilze für die Futterpräferenz für *G. roeseli* zu überprüfen, wurde steriles Laub mit den einzelnen Isolaten der aquatischen Pilze beimpft und *G. roeseli* in Präferenztest angeboten. Die Fraßraten von *G. roeseli* zeigten signifikante Unterschiede für das mit einzelnen Pilzisolaten inokulierte Laub. Darüber hinaus wurde aus in Flüssigkultur gezogenem Einzel-Pilzmycel ein methanolischer Extrakt hergestellt, um festzustellen, ob die Inhaltsstoffe der ausgewählten aquatischen Pilze einen Einfluss auf die Nahrungswahl von *G. roeseli* haben. Dieser Extrakt wurde auf Laub aufgebracht und *G. roeseli* in Präferenztest angeboten. Auch hier zeigte die Fraßrate von *G. roeseli* signifikante Unterschiede für das mit Einzelpilz-Extrakt behandelte Laub.

Material und Methoden

Im Sommer 2005 wurde Schwarzerlenlaub für acht Wochen in das Litoral des Bodensees ausgebracht. Von diesem Laub wurden wöchentlich Unterproben entnommen. Zusätzlich wurde Schwarzerlenlaub in Leitungswasser im Durchfluss (3 l/min) konditioniert und Laub, das drei Tage in Leitungswasser eingeweicht worden war, autoklaviert (Kontrollansatz). Aus diesen unterschiedlich behandelten Laubansätzen wurden mit einem Korkbohrer Blattscheiben ausgestochen

und deren Nassgewicht bestimmt. Anschließend wurden die Blattscheiben in einen standardisierten Verhaltensversuch eingebracht. Pro Versuchsansatz wurde ein *G. roeseli* maximal 48 h in Gegenwart von einer der drei unterschiedlich konditionierten Blattscheiben gehältert. Nach Versuchsende wurden das Restnassgewicht der Blattscheiben bestimmt und die individuellen Fraßraten berechnet. Zu jedem Probesternin des im Litoral konditionierten Blattmaterials wurde der Gehalt an partikulärem Kohlenstoff und Stickstoff in der Trockenmasse bestimmt. Die Messung des Kohlenstoff und Stickstoffgehaltes erfolgte mit einem NCS- Elementaranalysator (NSC- 2500, Firma Carolo Erba Instruments).

Am Tag 21 wurde eine unterschiedliche Fraßrate für das im Litoral konditionierte Laub gegenüber dem Anfangszeitpunkt festgestellt. Deshalb wurden an Tag 21 von dem konditionierten Laub aquatische Pilze isoliert und in Einzelkultur gebracht. Die einzelnen Isolate wurden dann mit der ‚Pancake‘ - Methode (Ribeiro, 1978) von Bakterien befreit und in Morphotypen eingeteilt. Im nächsten Schritt folgte die genetische Identifizierung der isolierten aquatischen Pilze. Hierfür wurde aus den Pilzkulturen DNA extrahiert. Dann wurde die ITS-Region der rDNA der aquatischen Pilze mit Standard-Primern (ITS1; ITS4) mittels PCR amplifiziert (Gardes & Bruns, 1993; White, et al. 1990). Hiernach wurde die amplifizierte DNA der verschiedenen aquatischen Pilze mit unterschiedlichen Restriktionsenzymen (Msp I, Alu I,) verdaut und mittels Elektrophorese in Agarosegelen der Restriktions-Fragment-Längen Polymorphismus (RFLP) ermittelt. Die entstandenen Bandenmuster wurden verglichen, um genetisch identische Kulturen der aquatischen Pilze zu ermitteln. Von Kulturen, die anhand ihrer RFLP-Muster als verschieden erkannt wurden, wurden im Folgenden die amplifizierten Bereiche der rDNA sequenziert. Die Sequenzen der ausgewählten Kulturen wurden dann über Datenbankvergleiche (NCBI/BLAST, www.ncbi.nlm.nih.gov/BLAST) taxonomisch zugeordnet.

Um den Einfluss der einzelnen Pilzisolate auf die Futterwahl *G. roeseli* festzustellen, wurde jede der neun identifizierten Einzelpilzkulturen unter sterilen Bedingungen einzeln auf autoklaviertes Laub aufgebracht. Nachdem der aquatische Pilz das ganze Blatt besiedelt hatte, wurden Blattscheiben aus diesem ausgestochen und nach Bestimmung des Nassgewichts in Präferenztests mit *G. roeseli* eingebracht. Pro Versuchsansatz wurde ein *G. roeseli* maximal 48 h in Gegenwart von je einer mit Pilz besiedelten und einer autoklavierten Blattscheibe (Kontrollansatz) gehältert. Für die Kontrolle wurden *G. roeseli* zwei autoklavierte Blattscheiben angeboten. Nach Versuchsende wurde das Restnassgewicht der Blattscheiben bestimmt und die individuellen Fraßraten berechnet. Für die Isolate 1, 6, 8, 9 und 10 auf Laub wurden signifikant unterschiedliche Fraßraten festgestellt. Deshalb wurden die Pilzisolate 1, 4, 8 und 9 ausgesucht und aus Ihrer Biomasse jeweils ein Extrakt hergestellt. Hierfür wurde Pilzbiomasse in Flüssigmedium gewonnen. Jeweils 10 mg Trockengewicht der Einzelisolate wurde in 1,5 ml 100% Methanol 2,5 h bei 4°C extrahiert, bei 2300 *g 15 min abzentrifugiert und der Überstand/ Extrakt entnommen. Von diesem Extrakt wurden dann unter sterilen Bedingungen 75 µl auf eine zuvor ausgestochen und gewogene Blattscheibe aufgetragen. Dies entspricht 1 mg aquatischem Pilz pro 10 mg Blatt (Trockengewicht). Hier nach wurden die so behandelten Blattscheiben mit einer Kontrollblattscheibe (autoklaviertes Blattmaterial) in Präferenztest mit *G. roeseli* eingebracht. Für die Kontrolle wurde autoklaviertes Laub gegen autoklaviertes Laub, auf das 75 µl 100% Methanol aufgebracht wurde, getestet. Nach Ende des Versuchs wurde das Restnassgewicht der Blattscheiben bestimmt und die individuelle Fraßrate berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Die Fraßrate erreichte für im See konditioniertes Blattmaterial am Tag 21 mit deutlich über 0,8 mg/Individuum *h ihren höchsten Wert. Die Fraßrate für im See konditioniertes Blattmaterial ist tendenziell verschieden von den Fraßraten für die anderen Laubsorten. Es besteht die 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 der Gehalt an Kohlehydraten abnimmt (Rong & Bärlocher 1995). Deshalb wurde der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt der Trockenmasse bestimmt, um zu untersuchen, ob die Abnahme/Zunahme der Nahrungsinhaltsstoffe einen Einfluss auf die Fraßraten der Tiere hat. Der Zeitpunkt der höchsten Fraßrate (21d) für das im See konditionierte Blattmaterial fällt weder mit dem höchsten Wert für den Kohlenstoffgehalt (Aßmann & von Elert; 2006: DGL Tagungsbericht 2005 Abb. 2) noch mit dem höchsten Wert für den Stickstoffgehalt (Aßmann & von Elert; 2006: DGL Tagungsbericht 2005 Abb. 3) zusammen. Für die maximale Fraßrate am Tag 21 spielen somit weder der Kohlenstoff- noch der Stickstoffgehalt des im See konditionierten Blattmaterials eine Rolle. Da die ausgewählten Nahrungsinhaltsstoffe als Grund für die gesteigerten Fraßraten an Tag 21 von im See konditioniertem Blattmaterial ausgeschlossen werden konnten, wurde das Laub auf seine Besiedlung mit aquatischen Pilzen hin untersucht.

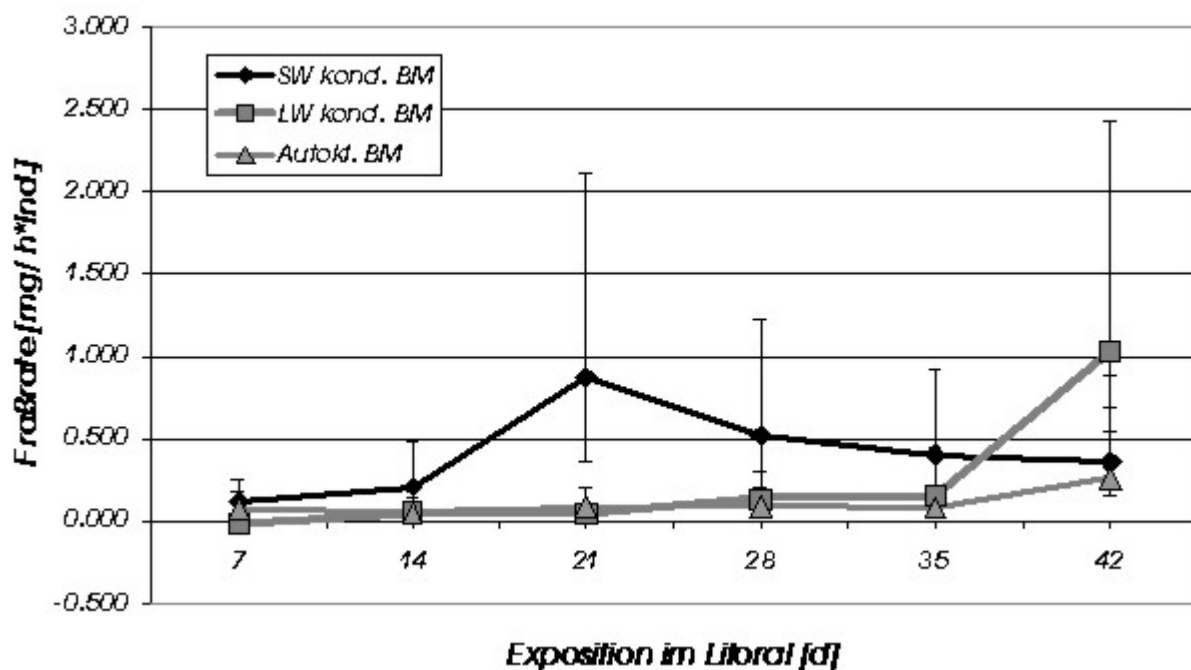


Abb. 1: Mittlere individuelle Fraßrate von *G. roeseli* für konditioniertes Blattmaterial im zeitlichen Verlauf der Konditionierung des Blattmaterials $\pm$ 95% Vertrauensbereich (n = 15-18). SW kond. BM = Seewasser konditioniertes Blattmaterial; LW kond. BM = Leitungswasser konditioniertes Blattmaterial; Autokl. BM = autoklaviertes Blattmaterial.

Diese wurden zunächst isoliert und morphologisch klassifiziert. Im nächsten Schritt wurden die Isolate der aquatischen Pilze genetisch identifiziert. Anhand der RFLP Bandenmuster, nach der Sequenzierung und dem Datenbank Abgleich konnten 6 der Isolate als Sodariomyceten und 3 der Isolate als Oomyceten identifiziert werden. Um die Wirkung der aquatischen Einzelpilze auf die

Nahrungswahl von *G. roeseli* festzustellen, wurden diese auf autoklaviertes Laub aufgebracht und in Futterwahlversuche mit *G. roeseli* eingebracht. Die Fraßraten, für das mit einzelnen Pilzen besiedelte Laub unterschieden sich signifikant (Abb.2). Fraßraten die sich oberhalb der Werte der Fraßraten für die Kontrolle befinden sind für *G. roeseli* attraktiv, Isolate auf Laub, deren Werte darunter liegen haben einen Repellent-Effekt auf *G. roeseli*. Die Isolate 6, 8, 9 und 10 auf Laub sind für *G. roeseli* attraktiv, während Isolat 1 auf Laub eine Abschreckung für *G. roeseli* darstellt. Dies bestätigt die Ergebnisse von Rong et al. (1995), die besagen, dass einige Pilz-Blatt Kombinationen schmackhafter als andere sind und *Gammarus* sp. sehr selektiv in seiner Nahrungswahl ist. Dies erklärt die sehr unterschiedlichen Fraßraten in den hier vorliegenden Nahrungswahlversuchen. Dies führte zu der Hypothese, dass diese gesteigerten/ erniedrigten Fraßraten von polaren Inhaltsstoffen der Isolate der aquatischen Pilze herrührten. Deshalb wurden aus der Biomasse der aquatischen Pilze, die in Flüssigkultur gezogen wurde, Extrakte hergestellt.

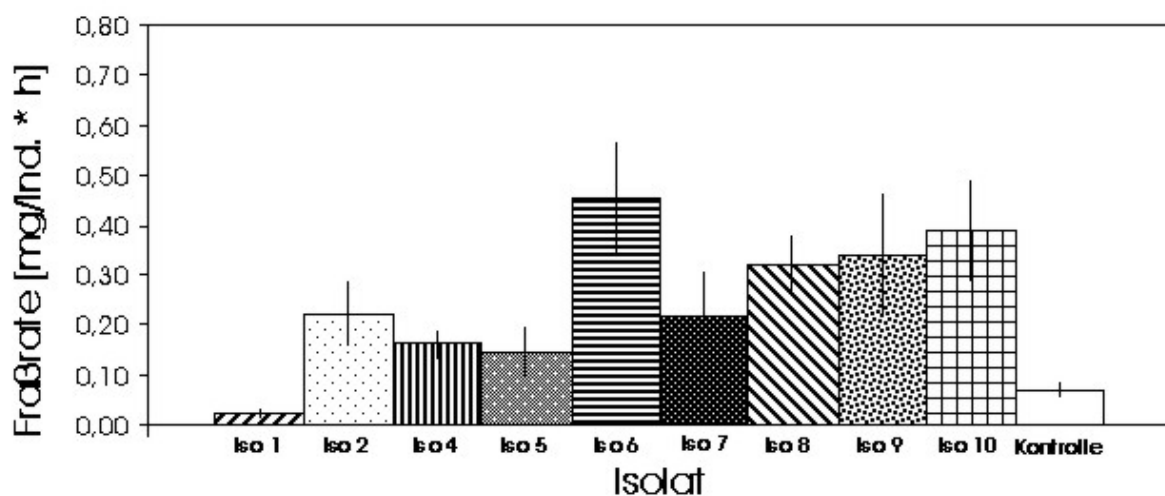


Abb. 2 Mittlere individuelle Fraßrate für mit Einzelpilz behandeltes Blattmaterial. Mittelwerte $\pm$ Standardfehler (n = 9-12)

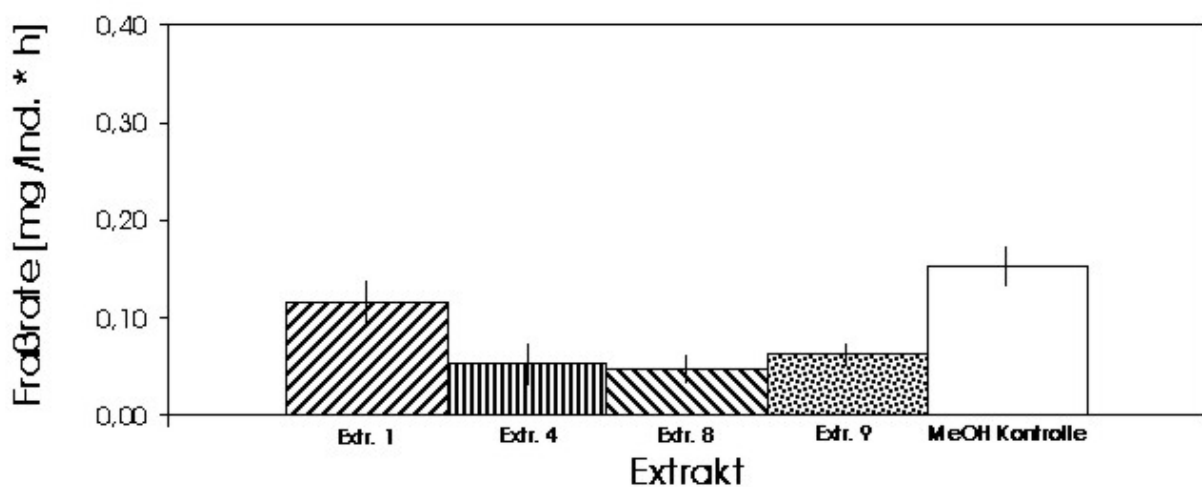


Abb. 3 Mittlere individuelle Fraßrate für Einzelpilz-Extrakt behandeltes Blattmaterial. Mittelwerte $\pm$ Standardfehler (n = 6-8)

Diese wurden auf Laub aufgebracht und in Futterwahltests mit *G. roeseli* eingebracht. Die Fraßraten der Extrakte aus den Isolat 4, 8 und 9 auf Laub waren signifikant unterschiedlich zu den Fraßraten der Kontrolle (Abb. 3). Alle Werte, die unterhalb der Werte der Fraßraten der Kontrolle liegen, kann man als unattraktiv für *G. roeseli* werten, während Werte, die über denen aus der Kontrolle liegen, als attraktiv für *G. roeseli* gelten. Vergleicht man die Fraßraten für *G. roeseli* für mit Einzelpilz behandeltes Blattmaterial (Abb. 3) mit denen für Laub, das mit Einzelpilzextrakt behandelt wurde (Abb. 2), so fällt auf, dass sich das Extrakt von Isolat 8 auf Laub gegensätzlich zu dem Einzelpilzisolat 8 auf Laub verhält. Während das Isolat 8 auf Laub für *G. roeseli* attraktiv war, zeigte das Extrakt einen Repellent-Effekt für *G. roeseli*. Dieses widerspricht den Ergebnissen von Rong et al. (1995), die für die Fraßraten eines methanolischen Pilzextraktes auf Laub ähnliche Muster wie für die Fraßraten des entsprechenden Pilzes auf Laub erhielten. Es muss aber erwähnt werden, dass die Fraßraten für Extrakt behandeltes Laub bei Rong et al. (1995), ebenso wie in unserem Test, < 50% der Fraßrate des im Litoral konditionierten und mit Einzelpilz behandelten Laubes lagen. Dies lässt darauf schließen, dass aus dem Pilz durch die Extraktion zusätzlich ein unattraktiver Stoff heraus gelöst wird und somit die Fraßhemmung bei *G. roeseli* bewirkt.

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. Deshalb kann man 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. Es konnten neun Einzelpilz-isolate genetisch identifiziert werden, sechs gehören zu den Sodariomyceten und weitere drei zu den Oomyceten. *G. roeseli* zeigt für das mit Isolat 1 bewachsene Laub einen Repellent-Effekt, während die Isolate 6, 8, 9 und 10 auf Laub Attraktivität vermittelten. Für mit Einzelpilz-Extrakt behandeltes Laub zeigt *G. roeseli* für das Extrakt 8 eine Repellent Reaktion, obwohl Isolat 8 auf Laub Attraktivität vermittelte.

Literatur

- Aßmann, Chr. & von Elert, E. (2006): Einfluss von aquatischen Pilzen auf den Laubabbau von *Gammarus roeseli* im Bodensee-Litoral. Tagungsbericht 2005 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V.(DGL); 312-314
- 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.
- Gardes, M., Bruns, T.D. (1993): ITS primers with enhanced specificity for basidiomycetes - application to the identification of mycorrhizae and rusts. *Molecular Ecology* 2: 113-118
- 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.
- Ribeiro, O.K. (1978): A source book of genus *Phytophthora*. Vaduz: J. Cramer Verlag: 417 S.
- 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.
- White, T.J.; Bruns, T.; Lee, S; Taylor, J. (1990): Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for Phylogenetics. *PCR Protocols: A guide to methods and applications*: 315-322

Die Laichhabitats von Lachsen und Meerforellen in Deutschland

Jochen Dirksmeyer¹, Ernst Brunotte² & Elisabeth Irmgard Meyer³

^{1,2} Universität zu Köln, Geographisches Institut, Abteilung für angewandte Geomorphologie und Landschaftsforschung, Albertus-Magnus-Platz, 50923 Köln, j.dirksmeyer@gmx.de; ³ Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, meyer@uni-muenster.de

Keywords: Lachs, Meerforelle, Laichhabitat, Interstitial, Sedimentzusammensetzung, Sauerstoffversorgung

Einleitung

Lachse gelten in Deutschland seit Beginn der 1950er Jahre als ausgestorben. Meerforellen haben auch die zweite Hälfte des letzten Jahrhunderts zumindest in kleineren Populationen in einigen meeresnahen Gewässern überlebt. Die Bemühungen zur erneuten Wiederansiedlung bzw. Bestandserhaltung für beide Wanderfischarten begannen in Norddeutschland vor etwa 30 Jahren und danach schrittweise auch in vielen anderen Regionen Deutschlands. Die Maßnahmen umfassen in allen Regionen neben dem Jungfischbesatz auch die Schaffung geeigneter Lebensräume, insbesondere die Gewährleistung der linearen Durchgängigkeit und die Verbesserung der Laichhabitatqualität.

Die Erfolge der Wiederansiedlungsmaßnahmen für Lachse und Meerforellen zeigen sich in der regelmäßigen Rückkehr laichbereiter Elterntiere in vielen Regionen Deutschlands (VDSF 2003). Bisher konnte jedoch noch in keinem deutschen Gewässer über einen längeren Zeitraum ein nachhaltiger, nicht von Besatz gestützter Lachsbestand nachgewiesen werden. Untersuchungen der Interstitialbedingungen haben vielmehr erhebliche Defizite bei der Sedimentzusammensetzung und der Sauerstoffversorgung während der Ei- und Larvalphase aufgezeigt (Ingendahl 1999; Niepagenkemper & Meyer 2002; ARGE Weser 2003; MUNLV 2006).

Im Rahmen einer Doktorarbeit zum Thema „Ökomorphologie der Laichhabitats von Lachsen und Meerforellen in Deutschland“ am Geographischen Institut der Universität zu Köln sollten deshalb die Entwicklungsbedingungen direkt in den Laichplätzen mit einem Landschaftsraum-übergreifenden Ansatz einheitlich untersucht werden. Auf Grundlage umfassender Laichplatzkartierungen wurden die gewässermorphologischen Charakteristika der Großsalmonidenlaichhabitats vermessen und beschrieben. Als Kardinalfaktoren für das Überleben während der Ei- und Larvalphase gelten die Sedimentzusammensetzung und der Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers (Chapman 1988; Neumann et al. 1998; Heywood & Walling 2007). Diese beiden Parameter waren deshalb die Grundlage zur Beschreibung und Bewertung der Laichhabitatqualität.

Untersuchungsgebiete

Es wurden insgesamt 70 Laichplätze in zehn verschiedenen Gewässersystemen untersucht. Mit der Ribe Å liegt ein Gewässer im südlichen Dänemark, die anderen befinden sich im Norddeutschen Tiefland (Stör, Oste, Wümme, Visbeker Aue, Lutter) und im Bereich der deutschen Mittelgebirge

(Dhünn, Bröl, Saynbach, Wisper). Es sind somit beide potenziell zur Reproduktion von Großsalmoniden geeigneten Landschaftsräume in Deutschland vertreten. Im Tiefland verlaufen die Gewässer überwiegend durch glazigene Ablagerungen, im Mittelgebirge durch pleistozäne Terrassenschotter und Hangschuttsedimente.

Methodische Vorgehensweise

Zur Erfassung der Laichplätze wurden die Äschen- und Unteren Forellenregionen der Untersuchungsgewässer von der Mündung aufwärts durchgängig bis zum ersten unüberwindbaren Wanderungshindernis abgegangen. Durch die Sedimentumlagerung beim Schlagen der Laichgruben zeichnen sich Salmonidenlaichplätze bei klarem Wasser deutlich als helles Oval auf dem Gewässergrund ab. Weitere Erkennungsmerkmale sind die eindeutige Morphologie von Grube und nachfolgendem Auswurfhügel sowie die Sedimentsortierung: in der Grube überwiegen grobe, für die Fische unbewegbare Schotter, im Auswurf ergibt sich eine nach unten hin feiner werdende Korngrößenabfolge. An den Laichplätzen wurden die Größe, die Wassertiefe und die Fließgeschwindigkeit gemessen, die Zusammensetzung von Oberflächensubstrat und Auswurf bestimmt und die Lage zu speziellen Gewässerstrukturen wie Kolke, Rauschen oder Gleithänge erfasst.

Die Sedimentuntersuchungen fanden jeweils direkt im Bereich der Eitaschen am Übergang der Laichgrube zum Auswurfhügel statt. Die Probenahme erfolgte über die Bergung von Gefrierkernen. Es wurden jeweils drei Sedimentzustände beprobt: Das von der Laichaktivität unveränderte Sohlsediment direkt neben dem Laichplatz (A-Probe) als Vergleich für den Zustand kurz nach Anlage des Laichplatzes (B-Probe) und schließlich der Zustand zum Zeitpunkt der Larvenemergenz (C-Probe). Die Gefrierkerne hatten eine Länge von etwa 30 cm und einen Durchmesser von 15 cm. Für jede Sedimentprobe wurden zwei direkt benachbarte Gefrierkerne gezogen, um eine repräsentative Probenmasse von etwa 15 kg zu erhalten.

Auch die Sauerstoffmessungen des Interstitialwassers erfolgten zur authentischen Abbildung der Entwicklungsbedingungen direkt im Bereich der Eitaschen. Ein von der Abteilung für Limnologie der Wilhelms-Universität Münster entwickeltes, auf der Optodentechnologie basierendes Verfahren ermöglichte über spezielle Sondenkörper *in situ* Messungen des Sauerstoffgehalts in 10, 20 und 30 cm Tiefe (Niepagenkemper & Meyer 2002). Kurz nach Anlage der Laichplätze wurden zur Streuung kleinräumlicher Variabilitäten jeweils vier Sondenkörper in einem Quadrat mit 20 – 30 cm Kantenlänge eingeschlagen. Die Messungen begannen ein bis zwei Wochen nach Exposition der Sondenkörper und erfolgten danach etwa einmal pro Monat bis zur Emergenz der Larven.

Ergebnisse und Diskussion

Morphologische Beschreibung der Laichhabitate

Während der drei Laichperioden 2004/2005 bis 2006/2007 wurden insgesamt 304 Salmonidenlaichplätze erfasst. Auf Grundlage eines größenbasierenden Auswertungsschemas (vgl. Dirksmeyer & Brunotte, in press) konnten davon 189 Laichplätze mit hoher Wahrscheinlichkeit als solche von Lachsen oder Meerforellen angesprochen werden. Die Ausmaße der Laichbetten und verschiedene gewässermorphologische Kenngrößen sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Die Messwerte liegen zumeist im Rahmen dessen, was auch in anderen vergleichbaren Gewässern beobachtet wurde (z. B. Crisp & Carling 1989). Nur die an insgesamt 29 Laichplätzen in den Gefrierkernen ersichtliche Tiefe der Eiablage weicht mit durchschnittlich 11,7 cm deutlich von den Angaben anderer Autoren

ab. Heggberget et al. (1988) nennen beispielsweise eine mittlere Eiablagetiefe von 18 cm (S.D. = 6 cm; n = 159). Ursachen für die unterschiedlichen Angaben sind jedoch nicht ersichtlich. Eine wesentliche Konsequenz aus dieser relativ geringen Tiefe der Eitaschen ergibt sich für die Auswertung der Ergebnisse der Sauerstoffmessungen. Zur Bewertung der Laichhabitateignung werden nunmehr die Messwerte des 10-cm-Tiefenniveaus herangezogen.

Tab. 1: Ausmaße der Großsalmonidenlaichplätze mit gewässermorphologischen Kenngrößen

	Anzahl	Mittelwert	S.D.	Minimum	Maximum
Laichplatzlänge [cm]	189	193	58,7	100	430
Laichplatzbreite [cm]	189	96	25,5	50	220
Wassertiefe [cm]	189	28	9,8	10	65
Grubentiefe [cm]	189	10,6	3,09	5	18
Gefälle [%]	70	0,66	0,363	0,2	1,6
Fließgeschwindigkeit [m/s]	107	0,41	0,149	0,12	0,78
Tiefe der Eiablage [cm]	29	11,7	2,96	4	21

Sämtliche Laichplätze konnten entsprechend ihrer Lage speziellen Gewässerstrukturen zugeordnet werden. Die Hälfte aller Laichbetten befand sich direkt oberhalb einer Rausche, weitere 28 % lagen innerhalb einer Rausche. Die verbleibenden Laichplätze befanden sich auf Gleithängen oder in strukturarmen, gestreckten Abschnitten. Nach Schmidt (1996) werden Salmonidenlaichplätze im Allgemeinen direkt oberhalb von Rauschen angelegt, was durch die eigenen Beobachtungen nur zum Teil bestätigt werden kann. Über drei Viertel aller Laichplätze wurden in direkter Anbindung an eine Rausche angelegt. Flache, schnell überströmte Rauschen sind das optimale Jungfischhabitat (Mills 1989; Schmidt 1996); sie sind für Lachse und Meerforellen offenbar das wichtigste Kriterium zur Auswahl der Laichplätze.

Sedimentzusammensetzung

Alle untersuchten Laichplätze waren von dem für schotter- bzw. kiesgeprägte Fließgewässer typischen breiten Korngrößenspektrum über fünf Fraktionen von Steinen bis zum Ton gekennzeichnet. Zwischen den beiden Landschaftsräumen zeichnen sich aber auch deutliche Unterschiede ab: Die Feinsedimentgehalte < 2 mm liegen im Tiefland etwa 10 Prozentpunkte über denen im Mittelgebirge (s. Abbildung 1). Ein Vergleich der drei an jedem Standort genommenen Sedimentproben ergibt übereinstimmend signifikante Abnahmen der Feinsedimentgehalte von der A- zur B-Probe und erneute Zunahmen zur C-Probe. Das Schlagen der Laichgruben hat demnach einen reinigenden Effekt durch den Austrag von Feinsediment. In den folgenden Monaten bis zur Larvenemergenz kommt es zu neuem erneutem Feinsedimenteintrag.

In zahlreichen Studien wurden enge Korrelationen zwischen der Überlebensrate von Salmoniden während der Ei- und Larvalphase und verschiedenen die Sedimentzusammensetzung beschreibenden Kenngrößen nachgewiesen (Chapman 1988; Kondolf 2000). So sind etwa bei einem Feinsedimentgehalt < 2 mm von über 15 % nur noch sehr eingeschränkte Entwicklungsbedingungen gegeben (Kondolf 2000; Milan et al. 2000). Im Tiefland wird dieser Grenzwert an allen drei untersuchten Zeitpunkten deutlich überschritten, dort sind demnach überwiegend schlechte Bedingungen für die Ei- und Larvalentwicklung von Großsalmoniden anzutreffen. In den Mittelgebirgs-

gewässern sind die Voraussetzungen zur natürlichen Vermehrung von Lachsen und Meerforellen durch die allgemein geringeren Feinsedimentanteile etwas besser.

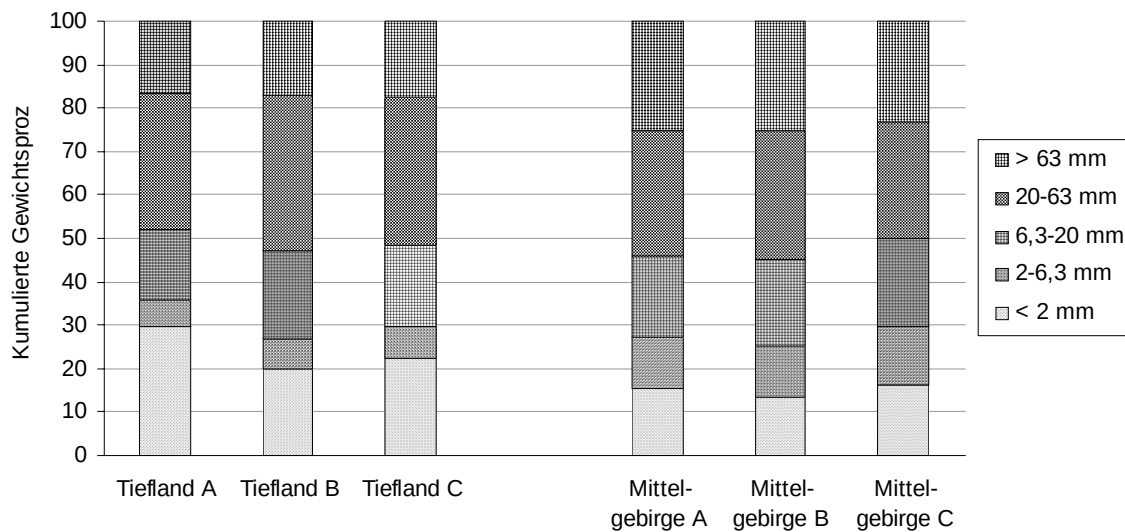


Abb. 1: Sedimentzusammensetzung aller Probestellen getrennt nach Lage im Tiefland oder im Mittelgebirge. A-Probe: unverändertes Substrat, B-Probe: kurz nach Anlage des Laichplatzes, C-Probe: Abschluss der Larvalphase.

Sauerstoffversorgung

Das Oberflächenwasser wies mit durchschnittlich 10 – 13 mg/l während der gesamten Ei- und Larvalphase hohe Sauerstoffgehalte auf. Die niedrigsten Werte wurden mit den ansteigenden Temperaturen im April gemessen (s. Abbildung 2). Im Interstitial ist übereinstimmend eine relativ gleichmäßige Abnahme der Sauerstoffkonzentration mit der Tiefe und der Zeit zu erkennen. Der absolute Gehalt an Sauerstoff im Interstitialwasser war in beiden Landschaftsräumen dagegen sehr unterschiedlich. Während im Tiefland kurz nach der Eiablage in 10 cm Tiefe durchschnittlich 9 mg O₂/l gelöst waren, ließen sich in den Mittelgebirgsgewässern etwa 12 mg/l nachweisen. Zum Zeitpunkt der Emergenz war die Sauerstoffversorgung in beiden Regionen auf etwa gleich niedrigem Niveau.

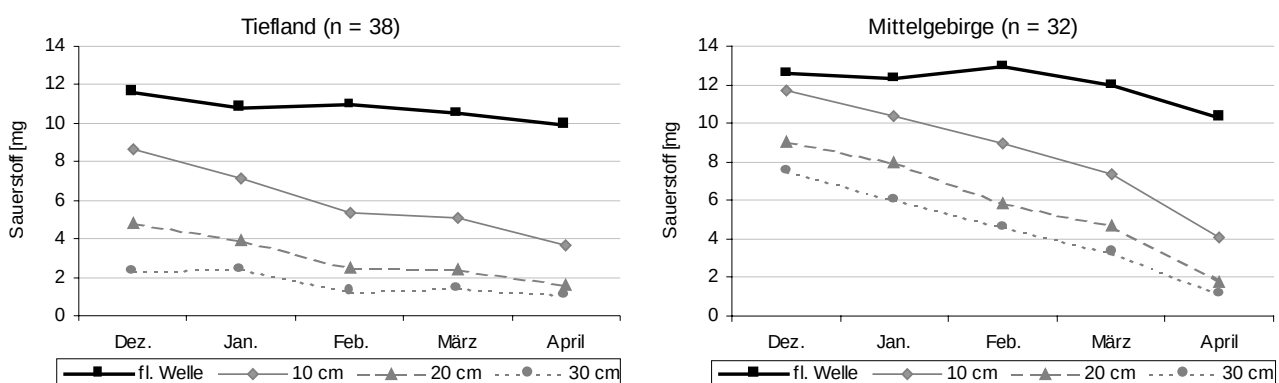


Abb. 2: Sauerstoffversorgung aller Probestellen getrennt nach Lage im Tiefland oder im Mittelgebirge

Sauerstoffkonzentrationen über 7 mg/l gewährleiten bei Lachsen und Meerforellen eine weitgehend ungestörte Ei- und Larvalentwicklung. In einem kritischen Bereich von 7 – 5 mg O₂/l kommt es zunehmend zu Entwicklungsstörungen wie geringerem Larvalwachstum und erhöhter Mortalität (Davis 1975; Ingendahl 1999; Heywood & Walling 2007). Sinkt die Sauerstoffkonzentration unter 5 mg/l, muss mit dem kompletten Absterben der Gelege gerechnet werden. Im Tiefland lag der

mittlere Sauerstoffgehalt bereits ab Februar im kritischen Bereich unter 6 mg/l. Im Durchschnitt der Mittelgebirgsgewässer existierten dagegen bis ins fortgeschrittene Dottersackstadium gute Entwicklungsbedingungen. Kurz vor der Emergenz sank der Sauerstoffgehalt auch dort auf ein sehr kritisches Niveau. In den Tieflandgewässern herrschen demnach überwiegend unzureichende Entwicklungsbedingungen, während im Mittelgebirge stellenweise mit einer natürlichen Vermehrung von Großsalmoniden gerechnet werden kann.

Zusammenfassung

In allen untersuchten Gewässern konnte eine teils rege Laichaktivität von Lachsen oder Meerforellen festgestellt werden. Die Sedimentzusammensetzung und die Sauerstoffversorgung weist zwischen den Landschaftsräumen deutliche Unterschiede auf: Während im Tiefland nur etwa 10 % der Laichplätze hinsichtlich beider Parameter geeignete Entwicklungsbedingungen für die Ei- und Larvalentwicklung von Großsalmoniden besitzen, sind es in den Mittelgebirgsgewässern gut 30 %. Im Tiefland ist es somit zweifelhaft, ob sich unter den aktuellen Bedingungen ein nachhaltiger Bestand von Lachsen und Meerforellen ohne Besatz etablieren kann. In einigen Mittelgebirgsgewässern scheint dagegen zumindest eine eingeschränkte Naturreproduktion möglich zu sein.

Literatur

- ARGE Weser (2003): Qualität der Laichhabitate von Lachs und Meerforelle in Delme, Diemel und Ulster. Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser, Wassergütestelle Weser, Hildesheim: 66 S.
- Chapman, D. (1988): Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. Transactions of the American Fisheries Society 117: 1-21.
- Crisp, D.T., Carling, P.A. (1989): Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds. Journal of Fish Biology 34: 119-134.
- Davis, J.C. (1975): Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species, a review. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 32: 2295-2332.
- Dirksmeyer, J., Brunotte, E. (in press): Kartierung von Großsalmonidenlaichgruben in den Einzugsgebieten der Bröl, der Agger und der Dhünn, Laichsaisons 2005/2006 und 2006/2007. – In: Jahresberichte zum Wanderfischprogramm 2004 und 2006, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen [Hrsg.], Düsseldorf.
- Heggberget, T.G., Haukebo, T., Mork, J., Stahl, G. (1988): Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic Salmon and brown trout. Journal of Fish Biology 33: 347-356.
- Heywood, M.J.T., Walling, D.E. (2007): The sedimentation of salmonid spawning gravels: Implications for the dissolved oxygen content of intragravel water and embryo survival. Hydr. Processes 21: 770-788.
- Ingendahl, D. (1999): Der Reproduktionserfolg von Meerforelle (*Salmo trutta* L.) und Lachs (*Salmo salar* L.) in Korrelation zu den Milieubedingungen des hyporeischen Interstitials. Diss. Univ. zu Köln: 175 S.
- Kondolf, M. (2000): Assessing salmonid spawning gravel quality. Trans. Am. Fish. Soc. 129: 262-281.
- Milan, D.J., Petts, G.E., Sambrook, H. (2000): Regional variations in the sediment structure of trout streams in southern England: benchmark data for siltation assessment. Mar. Freshw. Ecosys. 10: 407-420.
- Mills, D. (1989): Ecology and management of Atlantic salmon. Chapman & Hall, London: 351 S.
- MUNLV (2006): Leitfaden zur wasserwirtschaftlich-ökologischen Sanierung von Salmonidenlaichgewässern in NRW. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen [Hrsg.], Düsseldorf: 167 S.
- Neumann, D., Ingendahl, D., Molls, F., Nemitz, A. (1998): Lachswiedereinbürgerung in NRW. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Mitteilungen 2/98: 20-25.
- Niepagenkemper, O., Meyer, E.I. (2002): Messungen der Sauerstoffkonzentration in Flusssedimenten zur Beurteilung von potentiellen Laichplätzen von Lachs und Meerforelle. – Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V. Münster, Heft 2: 87 S.
- Schmidt, G.W. (1996): Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in Nordrhein-Westfalen. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten [Hrsg.]. LÖBF-Schriftenreihe, Bd. 11, 193 S.
- VDSF (2003): Lachse in Deutschland – Dokumentation der Wiedereinbürgerungsprojekte des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) in Deutschland. Verband Deutscher Sportfischer e. V. [Hrsg.]: 135 S.

Strömungsanpassungen torrenticoler Eintagsfliegenlarven – Bilden die Kiemen der *Epeorus*-Larven wirklich einen Saugnapf?

Petra Ditsche-Kuru¹ & Jochen H.E. Koop²

¹ Nees-Institut für Diversität der Pflanzen, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Projektgruppe Bionik, Meckenheimer Alle 170, 53115 Bonn, ditsche-kuru@bafg.de, ² Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat für Tierökologie, Am Mainzer Tor 1, 56002 Koblenz; koop@bafg.de

Keywords: *Epeorus*, Strömungsanpassungen, Haftorgane, Saugnapf, Haftkissen, Häkchen

Einleitung

Die Larven der Gattung *Epeorus* sind typische torrenticole Bewohner schnell strömender Fließgewässer. Sie leben an und auf Hartsubstraten, die größter Strömung ausgesetzt sind. Auch auf den stark strömungsexponierten Steinoberflächen weiden die *Epeorus*-Larven das Periphyton ab. Im letzten Larvenstadium erreichen die Tiere eine Körperhöhe von bis zu 3 mm. Nach Ambühl (1959) lebt das Makrozoobenthos der Fließgewässer normalerweise innerhalb der Grenzschicht am Gewässergrund. Statzner and Holm (1982) zeigten jedoch für *Ecdyonurus*, einer mit *Epeorus* verwandten Gattung, mit ähnlicher aber kleinerer Körpergestalt, dass sie deutlich durch die Strömung beeinflusst wird. Da die Höhe der Grenzschicht mit zunehmender Fließgeschwindigkeit abnimmt, ist für die *Epeorus*-Larven aufgrund ihrer Größe und ihrer Präferenz für schnell strömende Gewässerbereiche von einer besonders starken Exposition gegenüber den Strömungskräften auszugehen. Tiere in Fließgewässern sind dabei verschiedenen Kräften ausgesetzt (Vogel, 1996). So werden durch Oberflächenreibung und Druck gegen die Vorderseite des Tierkörpers Schleppkräfte verursacht. Der Widerstand gegenüber der Strömung wird dabei vor allem durch Körperform, -ausrichtung und Fließgeschwindigkeit bestimmt. Weiterhin sind die Fließgewässertiere Auftriebskräften ausgesetzt. Diese kommen einerseits durch nicht rotationssymmetrische Körperformen (Nachtigall, 1982) und andererseits, entsprechend dem Leitsatz von Bernoulli, durch Geschwindigkeitsgradienten zustande.

Als Anpassungen an die Strömung werden für *Epeorus* in der Literatur dorsal-ventrale Abflachung des Körpers, kräftige seitwärts gerichtete Beine und zu einer Art Saugnapf umgeformten Abdominalkiemen angegeben (u. a. Ruttner, 1962; Haybach & Malzacher, 2002; Staniczek, 2003). Letzterer wird von Ruttner (1962) als eigenartiger Haftapparat beschrieben, der die ganze Ventralseite einnimmt und aus sich dachziegelförmig überdeckenden Kiemenblättchen einen Saugnapf bildet. Auch Bauernfeind & Humpesch (2001) beschreiben, dass sich unter den Eintagsfliegen, die dem Typus "Klammerer" zugeordnet werden, Vertreter (*Epeorus* und *Rhithrogena*) befinden, welche mit ihren Abdominalkiemen einen ventralen Saugnapf bilden können, um auch bei stärkster Strömung in Kontakt mit dem Substrat zu bleiben. Damit wird auch in modernen Lehrbüchern und aktuellen Publikationen die Hypothese vertreten, dass die abdominalen Kiemenblättchen von *Epeorus* in ihrem Zusammenwirken eine Saugnapffunktion darstellen. Ob diese "Saugnapf-Hypothese" verifiziert werden kann und wie die Anheftung an das Substrat bei starker Strömung tatsächlich funktioniert wurde jedoch bis heute nicht näher untersucht. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es daher die Rolle und das Zusammenwirken der Anheftungsorgane von *Epeorus* Larven bei der Strömungsan-

passung weiter aufzuklären. Insbesondere soll überprüft werden, ob die Kiemen der *Epeorus*-Larven wirklich eine Saugnapffunktion haben.

Material und Methoden

Zur Untersuchung spezieller Strukturen wurden rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen von *Epeorus assimilis*-Larven angefertigt. Dazu wurden gut erhaltene Exemplare des letzten Larvenstadiums ausgewählt und in einer Alkoholreihe mit aufsteigender Konzentration entwässert und mittels HMDS (1,1,1,3,3,3-Hexamethyldisilasan) getrocknet. Anschließend wurden die Tiere auf eine Präparationsnadel geklebt und mit Gold besputtert. Die Präparate wurden in dem Rasterelektronenmikroskop LEO 1450 (Leica-Zeiss, Oberkochen, Germany) mit 15 kV untersucht. Weiterhin wurden in einer Fließrinne bei unterschiedlichen Strömungsbedingungen Lebendbeobachtungen der Larven mit Hilfe von Videoaufnahmen durchgeführt. Mittels einer für die Fließrinne speziell entworfenen Strömungsführung konnte eine relativ gleichmäßige Strömungsgeschwindigkeit über die Breite der Fließrinne erreicht werden. Es wurden bodennahe Strömungsgeschwindigkeiten bis 0,4 m/s erreicht. Mit einer Regelkreisschaltung erfolgte die Kühlung der Wassertemperatur auf konstant 10°C. Der Untergrund der Rinne wurde mit Schiefer und Buntsandsteinen verschiedener Größe ausgelegt. Die Videoaufnahmen wurden mit einem Videoskop (Iplex II, Olympus) aufgenommen. Aufgrund des geringen Durchmessers von nur 6 mm war es möglich, das Videoskop dicht an die Wasserinsekten heranzuführen und auch in weniger zugänglichen Bereichen an den Seiten der Steine oder auch den Steinunterseiten zu filmen. Es wurden 25 Bilder pro Sekunde aufgenommen. Die Auswertung der Videos erfolgte mit der SIS Bildanalysesoftware EIS (Olympus).

Ergebnisse

Die Larven von *Epeorus assimilis* richten sich in der Regel in Strömungsrichtung aus (Abb.1). Der Kopf wird dabei entgegen der Strömung gehalten, wobei der vordere Bereich des Kopfes sowie Thorax und Abdomen direkt auf dem Substrat aufliegen (Ruheposition). Unter Ruheposition wird dabei unbewegtes Verharren auf einem Fleck inmitten der Strömung verstanden.



Abb. 1: Larve von *Epeorus assimilis* in Ruheposition mit fehlendem 3. Kiemenblättchen – Pfeil zeigt Strömungsrichtung

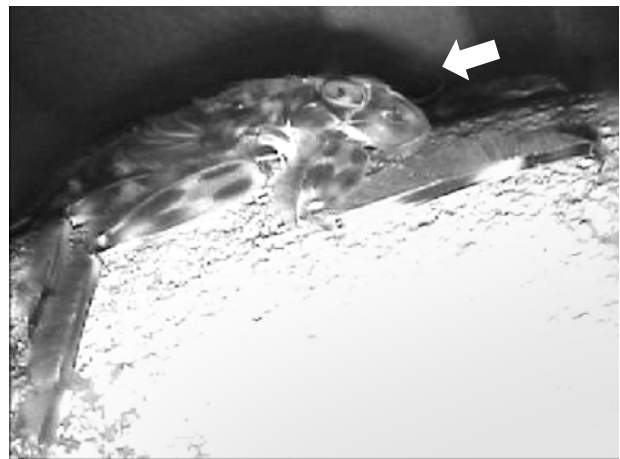


Abb. 2: Larve von *Epeorus assimilis* in seitlicher Ansicht – Pfeil zeigt Strömungsrichtung

Die Videoaufnahmen zeigen, dass sich die *Epeorus*-Larven auch dann bei starker Anströmung sicher und mühelos auf den Steinen halten können, wenn einzelnen Kiemenblättchen fehlen. Dies gilt nicht nur bei geringen sondern auch bei den maximal gemessenen Strömungsgeschwindigkei-

ten. Die vorhandenen Kiemenblättchen liegen in der Strömung mit dem unteren Rand dem Substrat direkt auf. Die Fläche der Kiemenblättchen bleibt dagegen schräg gegen die Strömung angestellt. Wie Videoaufnahmen in seitlicher Ansicht der *Epeorus*-Larven zeigen, bleiben auch die Kopfplatte sowie die Femura aller Beinpaare schräg gegen die Strömung angestellt (Abb. 2).

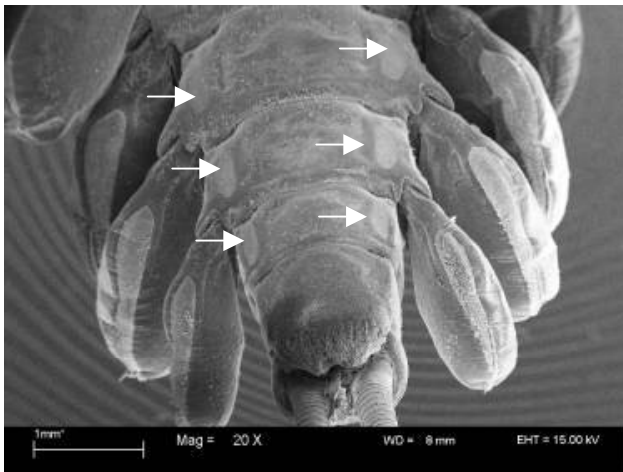


Abb. 3: ventrale Ansicht der Abdominalsternite und Kiemenblättchen einer Larve von *Epeorus assimilis*

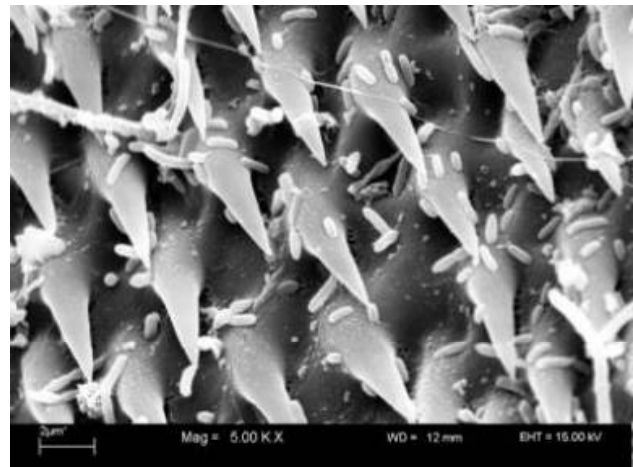


Abb. 4: Häkchen im lateralen Bereich der Sternite einer *Epeorus assimilis*-Larve

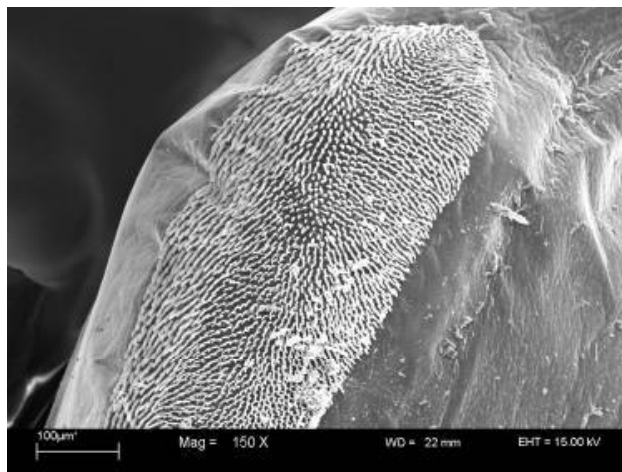


Abb. 5: ventrale Ansicht des 2. Kiemenblättchens einer *Epeorus assimilis* -Larve

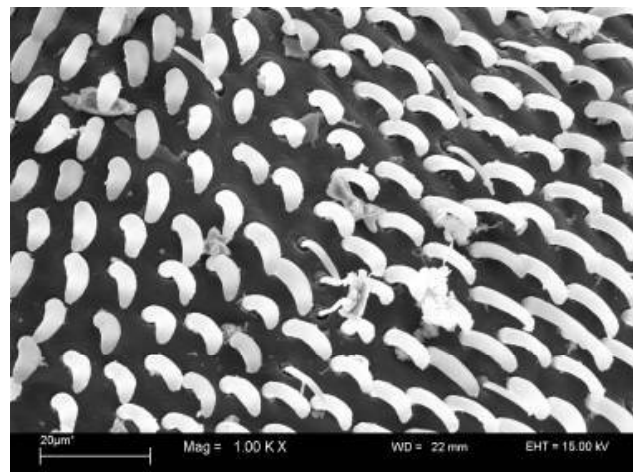


Abb. 6: Härchen/Setae auf dem 2. Kiemenblättchen einer *Epeorus assimilis*-Larve

Mittels Rasterelektronenmikroskopie konnten spezielle Haftstrukturen auf den Sterniten und der Unterseite der Kiemen nachgewiesen werden. So befinden sich auf den Sterniten der Abdominal-segmente laterale Bereiche mit Häkchen. Diese „Häkchenfelder“ sind jeweils etwa 200 µm breit und 500 µm lang und dicht mit feinsten Häkchen besetzt (Abb. 3 und 4). Ausgerichtet sind die Häkchen zum Körperende hin. Das einzelne Häkchen hat dabei eine Länge von etwa 3 µm und einen Spitzendurchmesser von weniger als 0,2 µm.

Neben den Sterniten ist bei *Epeorus assimilis* auch die Unterseite der Kiemenblättchen mit speziellen Haftstrukturen ausgestattet (Abb. 5). Diese bestehen aus einer Vielzahl feinsten gebogener Härchen (Abb. 6). Das einzelne Härchen hat dabei am terminalen Ende eine Breite von etwa 2 µm. Der Haftstreifen der ersten Kiemenblättchen ist im Vergleich zu den anderen Kiemenblättchen relativ

schmal. Nach außen schließt der Haftstreifen auf der ganzen Länge mit einer Reihe von längeren Haaren ab. Die 2.-7. Kiemenblättchen haben einen solchen Haarrand nur jeweils im hinteren Drittel, also in dem Bereich, der nicht durch die vorhergehenden Kiemenblättchen bedeckt wird.

Diskussion

Entsprechend den dargestellten Ergebnissen sind die Strömungsanpassungen von *Epeorus assimilis* deutlich komplexer als bisher in der Literatur angenommen. Die Videoaufnahmen zeigen, dass sich selbst Larven mit einzelnen fehlenden Kiemenblättchen problemlos auf den Steinen halten können. Eine Ansaugfunktion des gesamten Abdominalkiemen-Apparates ist jedoch beim Fehlen einzelner Kiemenblättchen nicht möglich. Gegen die "Saugnapf-Hypothese" spricht weiterhin, dass die Kiemenblättchen auch bei zunehmender Strömungsgeschwindigkeit schräg gegen die Strömung ange stellt bleiben und nur der untere verdickte Randbereich dem Substrat aufliegt. Da bei schräger Anstellung der Kiemenblättchen jedoch Zwischenräume zwischen den einzelnen Kiemenblättchen bestehen bleiben, kann der zum Festsaugen an den Untergrund notwendige Sog folglich nicht entstehen. Die dargestellten Ergebnisse zeigen somit, dass die Kiemenblättchen der *Epeorus*-Larven entgegen der bisherigen Beschreibung in der Literatur (Ruttner, 1962; Bauernfeind & Humpesch, 2001; Haybach & Malzacher, 2002; Staniczek, 2003) keine Saugnapffunktion übernehmen. Die "Saugnapf-Hypothese" kann daher nicht bestätigt werden.

Andererseits konnten auf der ventralen Seite von Sterniten und Kiemenblättchen spezielle Haftstrukturen mittels Rasterelektronenmikroskopie nachgewiesen werden. So befinden sich auf den Sterniten lateral gelegene „Häkchenfelder“. Die einzelnen Häkchen sind winzig und zeigen in Strömungsrichtung. Es ist davon auszugehen, dass diese Häkchenfelder bei einem entsprechenden Andruck der Verankerung auf dem Substrat dienen. Die Häkchen dürften sich dabei in der entsprechenden Mikrorauheit der Substratoberflächen verhaken und so die Reibung stark erhöhen.

Weiterhin wurden auf der Unterseite der Abdominalkiemen im Randbereich haarige Haftkissen entdeckt, bei denen es sich im vorliegenden Fall nach der Definition in Gorb (2001) um Setae handelt. Bekannt sind derartige Haftstrukturen bisher vor allem von Geckos, Spinnen und terrestrischen Insekten (Gorb, 2001; Arzt et al. 2003; Kesel et al. 2004; Autumn in Smith & Callow, 2006). Diese terrestrischen Haftsysteme sind bekannt für ihre außergewöhnlichen Eigenschaften wie hohe Haftkraft, schnelle Ablösung und Richtungsabhängigkeit. Das Funktionsprinzip beruht darauf, dass sich die einzelnen Setae der Substratoberfläche anpassen, wodurch die reelle Kontaktoberfläche vergrößert wird. Bei den terrestrischen Systemen sind vor allem van der Waals-Kräfte und Kapillarkräfte für die Bindung der Setae zum Substrat verantwortlich (Autumn et.al., 2000; Arzt et al. 2003 nach Stork, 1980). Welche Kräfte zwischen den Setae der *Epeorus*-Larven und dem Substrat wirken ist zum Zeitpunkt noch ungeklärt. Die Videoaufnahmen zeigen, dass auch in der starken Strömung genau der verdickte Randbereich, auf dem sich die Härchen befinden, mit dem Substrat in Kontakt bleibt. Der erforderliche Anpressdruck wird dabei vermutlich durch die Strömung selbst erzeugt. So werden durch die Schrägstellung von Kopfplatte, Femura und Kiemenblättchen negative Auftriebskräfte erzeugt, die ein Anpressen an den Untergrund bewirken. Diese negativen Auftriebskräfte sind den positiven Auftriebskräften entgegengesetzt, welche entsprechend dem Leitsatz von Bernoulli durch den Geschwindigkeitsgradienten am Gewässergrund zu stande kommen. Die Unterspülung der Setae wird vermutlich durch den distal liegenden Haarsaum verhindert. So verhindern längere Haare zum Beispiel auch vor den Mundwerkzeugen das Wegdriften der Nahrung (Gonser, 1990). Die Haftkissen auf der Kiemenunterseite wurden bereits 1930 von Hora bemerkt, der die Setae im Lichtmikroskop jedoch als Dornenfelder mit Häkchenfunktion interpretierte. In späteren Arbeiten zu *Epeorus* fand seine Beschreibung jedoch praktisch keine Beachtung. Die Entdeckung der Setae

auf der Kiemenunterseite von den Epeorus-Larven ist insofern besonders bemerkenswert als das Setae mit Haftfunktion von aquatischen Insekten bisher nicht bekannt sind.

Zusammenfassung

Epeorus-Larven leben in den Fließgewässern in den Bereichen stärkster Strömung, wo sie den Algenrasen von der Steinoberfläche abweiden. Dabei sind sie den Strömungskräften stark ausgesetzt. Bisher wurde in der Literatur davon ausgegangen, dass die Tiere sich mit ihren umgebildeten Abdominalkiemen am Untergrund festsaugen. Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass dies entgegen der derzeitigen Lehrmeinung nicht der Fall ist. So blieben die Kiemenblättchen auch in starker Strömung schräg angestellt. Außerdem war auch mit einzelnen fehlenden Kiemenblättchen ein sicherer Halt zu beobachten. Die Haftung erfolgt statt dessen mittels spezieller Haftstrukturen auf den Sterniten (Häkchenfelder) und der Kiemenunterseite (Haarige Haftkissen/Setae), welche mittels Rasterelektronenmikroskopie nachgewiesen werden konnten. Insbesondere die Entdeckung der Setae-Haftkissen ist bemerkenswert, da ihr Nachweis für aquatische Insekten neu ist.

Danksagung

Wir danken Herrn Prof. W. Barthlott und Zdenek Cerman für Anregungen und die Möglichkeit das Rasterelektronenmikroskop zu nutzen. Bernd Mockenhaupt half engagiert bei den Probenahmen und gab technische Unterstützung. Besonderer Dank gilt auch Dr. S. Gorb für inspirierende Diskussion. Die vorgestellten Ergebnisse sind Bestandteil der Doktorarbeit der Erstautorin.

Literatur

- Ambühl, H. (1959): Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 21, 133-264.
- Arzt, E. Gorb, S & Spolenak, R. (2003): From micro to nano contacts in biological attachment devices. PNAS Vol. 100, 19, 10603-10606.
- Autumn, K. (2006): Properties, Principles and Parameters of Gecko Adhesives System. In: Biological adhesives (Eds Smith & Callow). Springer. Berlin, Heidelberg.
- Autumn, K., Liang, Y.A., Hsieh, S.T., Zesch, W. Wai, P.C., Kenny, T.W., Fearing, R. & Full, R.J. (2000): Nature 405: 681-685.
- Bauernfeind E. & Humpesch U.H. (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta:Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. AV-Druck. Wien.
- Gonser, T. (1990): Beiträge zur Biologie südneotropischer Ephemeropteren. Diss. Alb.-Lud. Universität Freiburg, Mai 1990.
- Gorb, S. (2001) Attachment devices of insect cuticle. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston, London.
- Haybach, A. & Malzacher, P. (2002): Verzeichnis der Eintagsfliegen Deutschlands (Insecta: Ephemeroptera). Entomologische Zeitschrift Stuttgart 112(2).
- Hora, S. L. (1930): Ecology, bionomics and evolution of the torrential fauna, with special reference to the organs of attachment. Philosophical Transaction of the Royal Society of London, Series B 218:171-282.
- Kesel, A. et al. (2004): Getting a grip on spider attachment: An AFM approach to microstructure adhesion in arthropods. IOP Publishing Ltd Smart Mater, 13, 512-518.
- Nachtigall, W. (1982): Biophysik der Fortbewegung im Wasser. In: Biophysik (Eds. W. Hoppe, W. Lohmann, H. Markl. & H. Ziegler) pp. 608-622. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Ruttner, F. (1962): Grundriss der Limnologie. Walter De Gruyter & Co. Berlin.
- Staniczek, A. (2003): Eintagsfliegen - Manna der Flüsse. Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde – Serie C : 53 (edit.) Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart und Gesell. Zur Förderung des Naturkundemuseums in Stuttgart.
- Statzner, B. & Holm, T. F. (1982): Morphological adaptations of benthic invertebrates to stream flow – An old question studied by means of a new technique (Laser Doppler Anemometry). Oecologia, 53, 290-292.
- Vogel (1996): Life in Moving Fluids – The physical biology of flow. Princeton Press Chister, West Sussex.

Die Entwicklung abiotischer und biotischer Bedingungen in acht baugleichen und parallel betriebenen Fließgewässer-Mesokosmen

Sonja Hensel,¹ Ellen Kiel¹ & Rüdiger Berghahn²

¹ AG Gewässerökologie und Naturschutz, Institut für Biologie, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, 26111 Oldenburg, ellen.kiel@uni-oldenburg.de, sonja.hensel@uni-oldenburg.de, ² Umweltbundesamt, Versuchsfeld Marienfelde, Schichauweg 58, 12307 Berlin, ruediger.berghahn@uba.de

Keywords: Mesokosmen, Simulation, Sediment, Makrozoobenthos, Gleichtakt

Einleitung

Als Voraussetzung für die Durchführung ökotoxikologischer Effektversuche in der Fließ- und Stillgewässersimulationsanlage des Umweltbundesamtes (FSA, Mohr et al. 2005) war es Ziel eines dreijährigen Projektes der Universität Oldenburg, Methoden zur Etablierung ökologischer und naturnaher Grundbedingungen in den Versuchsrinnen zu entwickeln. Für die eindeutige Interpretation der Ergebnisse derartiger Effektversuche in den acht baugleichen, parallel und synchron in einer Halle betriebenen Fließgewässer-Mesokosmen sind gleiche ökologische Startbedingungen und eine möglichst parallele Entwicklung zumindest über den Versuchszeitraum nachzuweisen. Der Betrieb der Mesokosmen in einer Halle bietet zwar den Vorteil guter Kontrolle und Standardisierbarkeit, unterbindet jedoch z.B. eine natürliche Besiedlung. Vor Beginn jedes Versuches muss deshalb eine gezielte Bepflanzung und Ansiedlung von Makrozoobenthos sowie eine Annäherung der abiotischen Faktoren an die Freilandsituation erfolgen. Die entwickelten Methoden sollten einfach, effektiv und reproduzierbar die angestrebten einheitlichen ökologischen Startbedingungen für Effektversuche gewährleisten. Die Ansiedlung der Fauna mit Hilfe natürlicher, standardisiert exponierter Substrate konnte diese Anforderungen erfüllen.

Die nachfolgend präsentierten Daten beleuchten die Entwicklung der Mesokosmen im Verlauf von zwei Jahren. Es wurde erwartet, dass sich die Mesokosmen trotz identischer Ausstattung nur für einen befristeten Zeitraum im „Gleichtakt“ entwickeln. Diese Untersuchung widmet sich deshalb der Frage, wie lang diese Zeiträume einer parallelen Entwicklung andauern, in denen dann valide Effektversuche durchgeführt werden könnten.

Methoden

Ausstattung und Besiedlung der Mesokosmen

Zunächst wurden alle acht im Kreislauf betriebenen Mesokosmen mit einer 20 cm mächtigen Sandschicht ausgestattet und bis zu einem Wasserstand von 20 cm über dem Sediment mit der in der FSA üblichen Mischung des Versuchswassers (ca. 400µs/cm) befüllt. In jedem Mesokosmos sollte ein Wechsel von beschatteten, totholzreichen (SD = shadow + debris) und unbeschatteten, makrophytenreichen Bachabschnitten (LM = light + macrophytes) simuliert werden (vgl. Hensel &

Kiel 2006). Über den LM-Abschnitten wurde die Beleuchtung (Leuchtstoffröhren, Lichtfarbe 72) eingeschaltet, die der spektralen Zusammensetzung und Verteilung des natürlichen Lichtes am nächsten kommt (Mohr et al. 2005). Zudem wurden hier emerse sowie submerse Makrophyten direkt in das Sediment eingepflanzt. Die SD-Abschnitte wurden leicht indirekt durch die nach Norden ausgerichteten Sheddächer der Halle beleuchtet und mit Totholz (Stammstücke, Äste) ausgestattet.

Die Etablierung von Makroinvertebraten erfolgte nach der von Hensel & Kiel (2007) entwickelten Methode der substratgebundenen Ansiedlung. Es wurden natürliche Substrate wie Laub, Makrophyten und Sand in definierten Mengen als standardisierte Besiedlungsangebote (BA) unbesiedelt an definierten Positionen in ein Referenzgewässer eingesetzt. Nach einer Besiedlungszeit von 21-28 Tagen wurden diese Exponate zusammen mit der Fauna in die Mesokosmen überführt. Die Besiedlung mit den organischen Substraten erfolgte in Zeiträumen, in denen im Freiland die größten Mengen des jeweiligen Substrates zur Verfügung stehen. Demnach erfolgt die Besiedlung mit Hilfe von Laub (*Alnus glutinosa*) im Herbst 2004 und mit Makrophyten (*Elodea canadensis*) im Sommer 2005.

Monitoring und Beprobung der Mesokosmen

Die strukturelle Entwicklung der Mesokosmen, wie Sandstrukturen, Makrophytenwachstum und FPOM-Akkumulation, wurde mit einer photographischen Dokumentation und ergänzender Kartierung erfasst. Die fotografierten und gezeichneten Flächen der Strukturen und Substrate (vgl. Tab. 1) wurden digitalisiert und in das Geographische-Informationssystem ArcView übertragen, sodass die jeweiligen Flächenanteile berechnet und verglichen werden konnten. Das Monitoring fand vom Sommer 2004 bis Herbst 2006 in jeder Saison statt.

Tab. 1: Beschreibung der kartierten Strukturen und Substrate in den Mesokosmen

Sand (stabil)	ebene Sandsohle
Sand (Rippel)	morphodynamisch veränderte Sandsohle
Sand (verfestigt)	Verfestigung der oberen Sandschicht (0,5-1cm) aufgrund starker Aufwuchsentwicklung
Sand (verfestigt), Algen	Verfestigung mit einer makroskopisch sichtbaren Entwicklung von fädigen Grünalgen oder Blaualgen einhergehend
Sand (verfestigt), FPOM	Verfestigung mit dünnen FPOM-Auflagen (0,5-1,5 cm) einhergehend
FPOM	dicke organische Schichten (ab 1,5 cm) aus feinputikulärem Material
FPOM, Sand	dünne FPOM- Lagen (0,5-1,5 cm) auf der Sandsohle
submerse Makrophyten	Polster von <i>Elodea canadensis</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>Sparganium emersum emersum</i>
emerse Makrophyten	Bestände von <i>Sparganium erectum</i>
Totholz	Stämme und Äste von <i>Alnus glutinosa</i>
Laub	Exponate aus Bestandsabfall von <i>Alnus glutinosa</i>

Die späteren Versuche zur Kontrolle der Besiedlung erfolgten nach dem gleichen Prinzip wie die Ansiedlung in den Mesokosmen. Nach 4-6wöchiger Etablierungszeit der Fauna wurden in allen Mesokosmen unbesiedelte Exponate (Laub und Makrophyten) eingebracht. Nach einer Expositionsdauer von 10-14 Tagen wurden diese Kontrollsubstrate (Mesokosmen-BA = MBA) entnommen, in 80%igem Ethanol fixiert und bei 6,5 bis 10facher Vergrößerung ausgewertet. Die Beprobung mit Laub erfolgte im Winter 2004/05, die Beprobung mit Makrophyten im Herbst 2005.

Ergebnisse

Entwicklung und Gleichtakt der strukturellen Situation

Der Vergleich der strukturellen Entwicklung erfolgt hier anhand von Distanzmaßen (Chi-Quadrat, 0 = sehr ähnlich), auf Basis der jeweiligen Flächengrößen der Strukturen und Substrate. Vom Sommer 2004 bis zum Sommer 2006 wurden die Unterschiede zwischen den Mesokosmen zunehmend größer. Die durchschnittlichen Distanzmaße betrugen bis zum Frühjahr 2005 nur 0,5, stiegen bereits im Sommer 2005 auf 4,0 und lagen im Sommer 2006 bei 6,7. Im Hinblick auf die strukturelle Situation werden deshalb die ersten 9 Monate als Versuchszeiträume mit vergleichbaren Bedingungen betrachtet. Differenzen zwischen den Mesokosmen ergaben sich in erster Linie aufgrund unterschiedlicher Flächenanteile der durch Algen oder FPOM-Auflagen verfestigten Sandbereiche (vgl. Tab. 1) sowie aufgrund unterschiedlicher Makrophyten- und Algenentwicklung (vgl. Abb. 1).

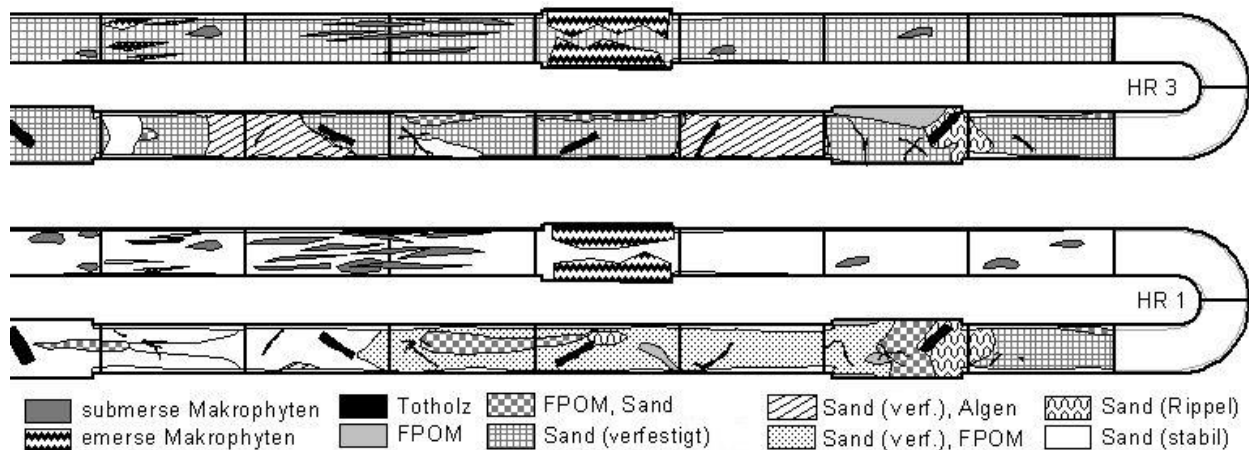


Abb. 1: Vergleich der strukturellen Situation im Sommer 2006 in 2 Mesokosmen (HR 1 und HR 3)

Gleichtakt der Besiedlung

Mit Hilfe von Laub-Exponaten konnten nahezu alle wichtigen Großgruppen in die Mesokosmen eingebracht und nach einer Etablierungszeit von acht Wochen im Winter 2004/05 wieder nachgewiesen werden (vgl. Abb. 2). Die Gesamtindividuenzahlen pro Exponat unterschieden sich zwischen den einzelnen Mesokosmen allerdings deutlich (Abb. 2). Während sie in HR 1, 5 und 7 zwischen 100 und 170 Ind./Exponat schwankten, reichten sie in den restlichen HR von 570 bis 630 Ind./Exponat. Diese Differenzen ergaben sich durch die signifikant unterschiedlichen Individuenzahlen der Chironomidae (Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,00$) und Gastropoda ($p = 0,00$). Alle weiteren und teilweise für ökotoxikologische Effektversuche relevanten Taxa, insbesondere Amphipoda (8-27 Ind./Exponat) und Trichoptera (1-7 Ind./Exponat), wiesen in den Mesokosmen vergleichbare Individuenzahlen auf. Ähnlichkeitsanalysen bezüglich der nach Arten resp. Taxa höherer Ordnung differenzierten Proben ergaben Übereinstimmungen von 72% (Jaccard) und 38% (Wainstein).

Die Beprobung mit Hilfe von Makrophyten-Exponaten im Herbst 2005 ergab niedrigere Taxazahlen als mit Laub-Exponaten (Abb. 3). Zudem wurden weniger Chironomidae, aber deutlich mehr Gastropoda und Acari nachgewiesen. Im Vergleich zu Laub bestand auf den Makrophyten innerhalb der acht Mesokosmen eine hohe Varianz (Abb. 3). Dabei spielten die Zahlen der Gastropoda und Acari die bedeutende Rolle. Diese Taxa wiesen signifikant unterschiedliche ($p = 0,00$) Individuenzahlen in den einzelnen Mesokosmen auf. Alle weiteren hatten vergleichbare Individuenzahlen in allen Mesokosmen. Die Ähnlichkeitsindices waren im Herbst 2005 mit 42,3% (Jaccard) und 25,5% (Wainstein) deutlich niedriger als im Winter 2004/05.

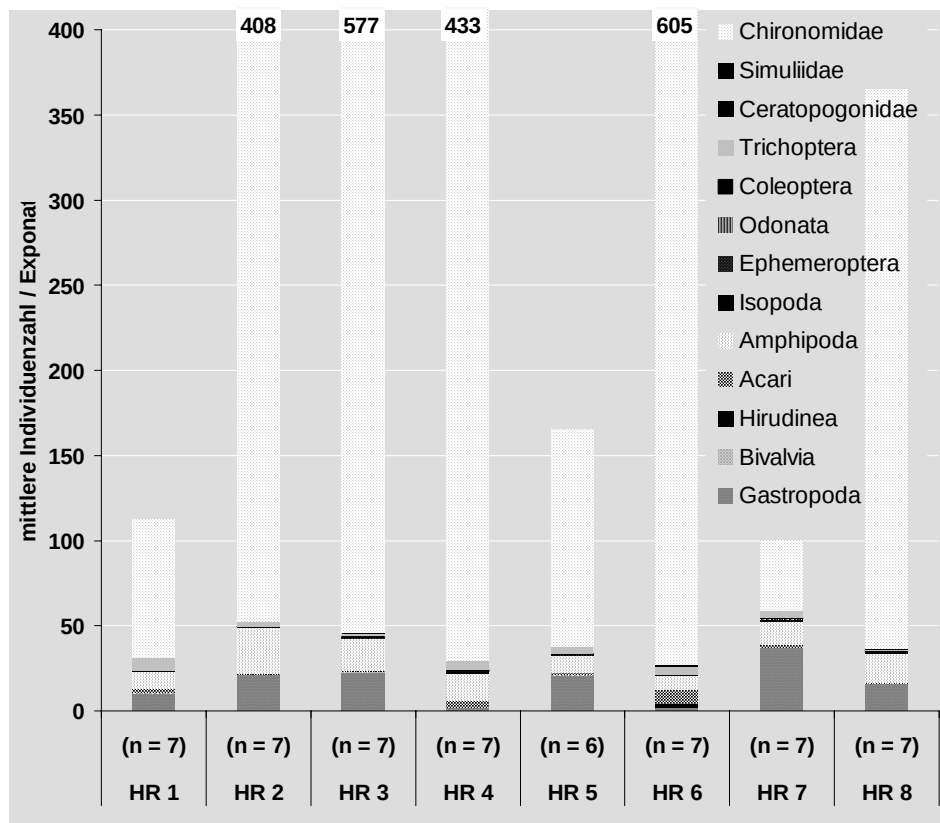


Abb. 2: Durchschnittliche Individuenzahlen auf Laub-MBA: Vergleich der Besiedlung in den Mesokosmen (HR 1-8) im Winter 2004/05

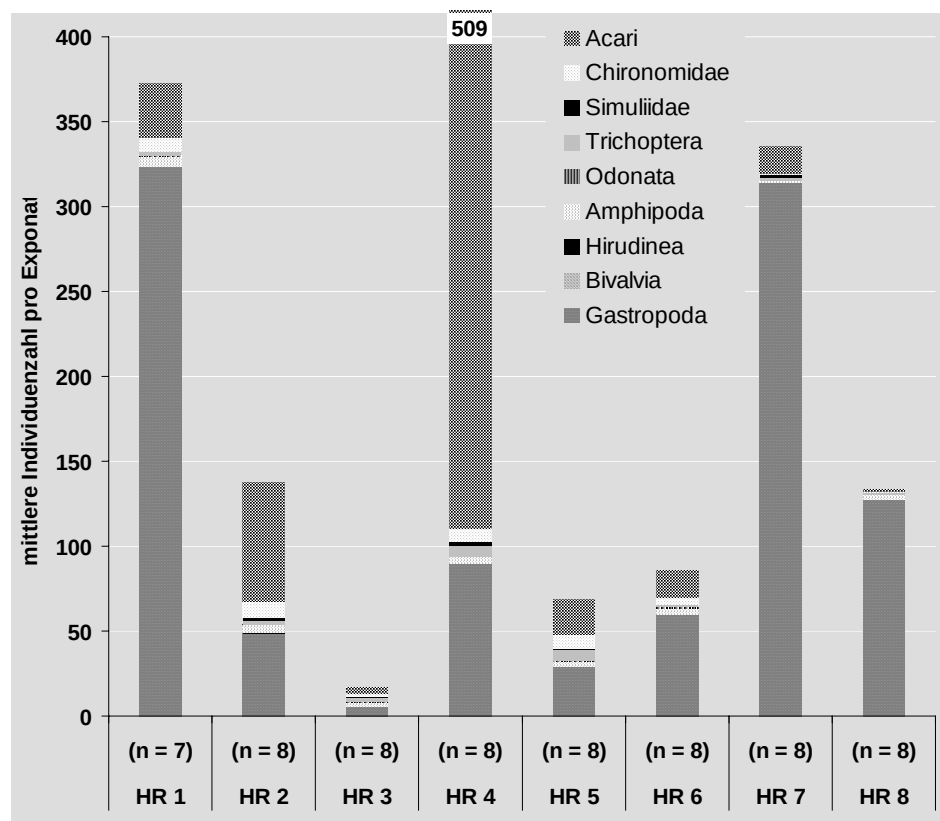


Abb. 3: Durchschnittliche Individuenzahlen auf Makrophyten-MBA: Vergleich der Besiedlung in den Mesokosmen (HR 1-8) im Herbst 2005

Diskussion und Konsequenzen

Trotz identischer Startbedingungen wiesen die Mesokosmen der Hallenanlage nach zweijähriger Betriebszeit erhebliche Unterschiede hinsichtlich der Substratstruktur und der Besiedlung auf. Die Konstanz der Fließgeschwindigkeit wird als wesentliche Ursache dafür betrachtet. Anders als in einem durch saisonale Strömungsunterschiede gekennzeichneten natürlichen System, scheint sich das Sediment der Mesokosmen im Verlauf der Betriebsdauer bei gleichbleibender Strömung stark zu verfestigen. Weiterhin führten die leichten aber messbaren Unterschiede im diffusen, natürlichen, durch die nach Norden ausgerichteten Fenster einfallenden Licht zu unterschiedlichen Lichtbedingungen in den einzelnen Mesokosmen. Das Wachstum von Algen und Makrophyten dürfte davon beeinflusst worden sein und indirekt Einfluss auf die Sohlebeschaffenheit genommen haben.

Unter den vorliegenden Bedingungen ist in Bezug auf die Substratbeschaffenheit von einer Dauer des Gleichtaktes von 9 Monaten auszugehen, in denen die Durchführung von Effektversuche möglich wäre. Wahrscheinlich könnte diese Dauer noch durch gezielte Maßnahmen verlängert werden. So könnte die Fließgeschwindigkeit ähnlich einem natürlichen System variiert werden, soweit dies die jeweiligen Versuchsbedingungen zulassen. Ferner sollten die Lichtverhältnisse in der Anlage noch stärker kontrollierbar, d.h. noch gleichmäßiger gestaltet werden. Inwieweit derartige Veränderungen zu einem verlängerten Gleichtakt führen würden müssen weitere Versuche zeigen.

In Bezug auf die Besiedlung der Mesokosmen der meisten, teilweise für Effektversuche relevanten Taxa kann von einer maximal 2-3 Monate währenden Vergleichbarkeit ausgegangen werden. Die Besiedlungsunterschiede zwischen den Mesokosmen bezüglich der Chironomidae, Gastropoda und Acari gehen vermutlich zu einem nicht unerheblichen Teil auf unbeabsichtigte Einschleppung von Tieren bei der Bepflanzung der Mesokosmen zurück. Eier, Larven und Puppen könnten, trotz des vorherigen Spülens und der Kontrolle des Pflanzmaterials in unterschiedlicher Zahl eingeschleppt worden sein. Zudem wurde bei der Ausstattung der Mesokosmen Restsediment eines vorherigen Effektversuchs in den Mesokosmen belassen. Es ist sehr wahrscheinlich, dass in diesem Sediment unterschiedliche Zahlen an Organismen (insbesondere Gastropoda) oder deren Gelege überdauerten und sich während dieser Versuchszeit entwickelten. Möglichkeiten der Minimierung oder der Bemessung eines unbeabsichtigten Fremdeintrages sollten zukünftig geprüft werden.

Danksagung

Wir danken dem Umweltbundesamt für die Möglichkeit der Versuchsdurchführung und allen Mitarbeitern der FSA und der AG Gewässerökologie und Naturschutz im Institut für Biologie und Umweltwissenschaften der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg für ihre Unterstützung.

Literatur

- Hensel, S. & Kiel, E. (2006): Zur Simulation eines Tieflandbaches in Fließgewässer-Mesokosmen – Konzeption und erste Ergebnisse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Werder: 450-454.
- Hensel, S. & Kiel, E. (2007): Substratgebundene Ansiedlung von Makroinvertebraten in Fließgewässer-Mesokosmen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder: 543-547.
- Mohr, S. et al. (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 zu Habitatpräferenzen ausgewählter Makroinvertebraten der Hindu Kush – Himalaya Region

Korte, Thomas¹, Hering, Daniel¹ & Otto Moog²

¹Universität Duisburg-Essen, FB Biologie & Geographie, Abteilung Angewandte Zoologie / Hydrobiologie, 45117 Essen, Deutschland, Tel.: 0201-183 3113; Fax: 0201-183 4442; Email: thomas.korte@uni-due.de, daniel.hering@uni-due.de, ²Universität für Bodenkultur Wien (BOKU), Abteilung Wasser – Atmosphäre - Umwelt, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Max Emanuelstrasse 17, 1180 Wien, Österreich, Email: otto.moog@boku.ac.at

Internet: URL: <http://www.freshwaterecology.info> (30.Januar 2008). Letztes update: 06.04.2007, Version: 3.1 - 02/2007

Keywords: Makroinvertebraten, Hindu Kush-Himalaya, Substrat, Bewertung, Gradientenanalyse, EPTC-Taxa

Einleitung

Im Rahmen des von der Europäischen Union geförderten ASSESS-HKH Projektes wird ein ökologisches Bewertungssystem für Fließgewässer des Hindu Kush – Himalaya (HKH) entwickelt. Grundlage dieser auf dem Makrozoobenthos basierenden Bioindikation ist die Auswertung der autökologischen Milieuanprüche der Taxa aus der HKH Region. Aktuell sind diese Informationen allerdings für die untersuchten Länder sehr spärlich vorhanden, zumal die aquatischen Makroinvertebraten dieser Region nur unzureichend erforscht sind. Die meisten Angaben betreffen saprobiologische Einstufungen (Central Pollution Control Board 2002, Sharma 1999) oder überwiegend Ernährungsgewohnheiten (relevante Zusammenfassungen bei Yule & Sen 2004, Dudgeon 1999). Da über Habitatwahl oder Strömungspräferenzen kaum Informationen vorliegen wurden in Bangladesh, Bhutan, Indien, Nepal und Pakistan standardisierte substratspezifische Fließgewässer-Beprobungen durchgeführt. Neben der Bodenfauna wurden auch zahlreiche Milieufaktoren, wie z.B. Substrattyp, Wassertiefe oder Fließgeschwindigkeit aufgenommen. Im folgenden Beitrag werden die Auswertungen zu den Habitatansprüchen der Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera (EPTC Taxa), Odonata und ausgewählter Mollusken Taxa vorgestellt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Insgesamt wurden in zwei Besammlungsphasen (November – Januar 2005/06 und März – Mai 2006) 274 substratspezifische Proben in den Ländern Bangladesh, Bhutan, Indien, Nepal und Pakistan genommen. Diese teilen sich auf in 93 Tieflandproben und 178 Gebirgsproben. Im Tiefland wurden Gewässer beprobt, die eine Einzugsgebietsgröße zwischen 500 und 1000 km² aufweisen und in einer Höhe zwischen 45 und 250 m üNN fließen. Im Gebirge wurden Fließgewässer mit einer Einzugsgebietgröße zwischen 500 und 2500 km² untersucht, die in einer Höhe zwischen 500

und 2500 m üNN liegen. Alle untersuchten Gewässer fließen permanent und werden von Grundwasser gespeist.

Methoden

Es wurden nur Fließgewässer beprobt, die sich in einem natürlichen oder naturnahen Zustand befanden. Substratspezifische Proben wurden von den jeweils anteilmäßig dominierenden Substrattypen genommen. Eine substratspezifische Probe besteht aus der einmaligen Anwendung eines Keschers mit der Maschenweite von 500 µm und einer Beprobungsfläche von 25 x 25 cm. Am beprobten Substrat wurde noch zusätzlich die Fließgeschwindigkeit, die Gewässertiefe und die Entfernung zum Ufer aufgenommen. Tab. 1 zeigt Art und Anzahl der jeweils beprobten Substrattypen.

Tab. 1: Art und Anzahl beprobter Substrate.

Grobpartikuläres organisches Material (CPOM)	Wasserpflanzen	Schlamm	Sand	Holz	Feinkies (0,2 – 2 cm)	Grobkies (2 – 6 cm)	Schotter (6 -20 cm)	Große Steine (20 – 40 cm)	Blöcke (> 40cm)
7	10	20	29	7	30	37	43	36	55

Die auf den einzelnen Substraten vorgefundenen Larvalstadien von Insekten wurden auf das bestmögliche taxonomische Niveau bestimmt. Aus den taxonomischen Einheiten Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata, Gastropoda und Bivalvia konnten insgesamt 54 Familien, 11 Unterfamilien, 73 Gattungen, 4 operationelle taxonomische Einheiten und 12 Arten bestimmt werden. Für die weitere Untersuchung, bzw. der Zuordnung von Habitatpräferenzen zu einem bestimmten Taxon, wurden nur Taxa berücksichtigt, die in mindestens 10 Proben und mit mindestens 30 Individuen vertreten waren. In einer ersten Untersuchung wurde mit Hilfe der direkten Gradientenanalyse (CCA) und des Monte Carlo Permutationstests untersucht, ob die berücksichtigten Umweltvariablen Substrattyp, Fließgeschwindigkeit, Tiefe und Entfernung zum Ufer die Verteilung der Taxa im Gewässer erklären. Um abzuwägen, ob ein Taxon signifikant an einen Substrattyp oder einer Kombination von Substrattypen gebunden ist, wurde der Spearman Rank Korrelation Test für lineare Beziehungen und die direkte Gradientenanalyse (CCA, t-Wert Biplot) für unimodale Beziehungen verwendet. Einem Taxon wurde eine Präferenz zugeteilt, wenn mindestens einer der oben genannten statistischen Tests ein signifikantes Ergebnis für mindestens einen Substrattyp zeigte. Die Substrate Feinkies bis Blöcke wurden zum Substrattyp Lithal zusammengefasst. Signifikante Lithalbewohner wurden weiter unterteilt in lithobionte und lithophile Taxa. Lithobionte Taxa sind solche, welche ausschließlich auf Steinen gefunden wurden. Lithophile Taxa haben eine signifikante Bindung an das Lithal, sind aber auch auf anderen Substraten vertreten.

Ergebnisse und Diskussion

Von den untersuchten Umweltvariablen erklären die Substrattypen zu großen Anteilen die Variabilität innerhalb des Datensatzes (s. Abb. 1 und Tab. 2). Tabelle 2 stellt die Erklärungsanteile der untersuchten Umweltvariablen an der Varianz innerhalb des Datensatzes dar. Dieser Erklärungsanteil wird als Eigenwert ausgedrückt. Je größer dieser aus einer direkten Gradientenanalyse (CCA) abgeleitete Eigenwert (max. 1), desto größer der Erklärungsanteil der jeweiligen Umweltvariablen an der von der CCA erklärten Varianz. Die Ergebnisse zeigen, dass die Verteilung der Taxa im Gewässer im hohen Maße von der Art der Substrate abhängt. Der Monte Carlo Permutationstest

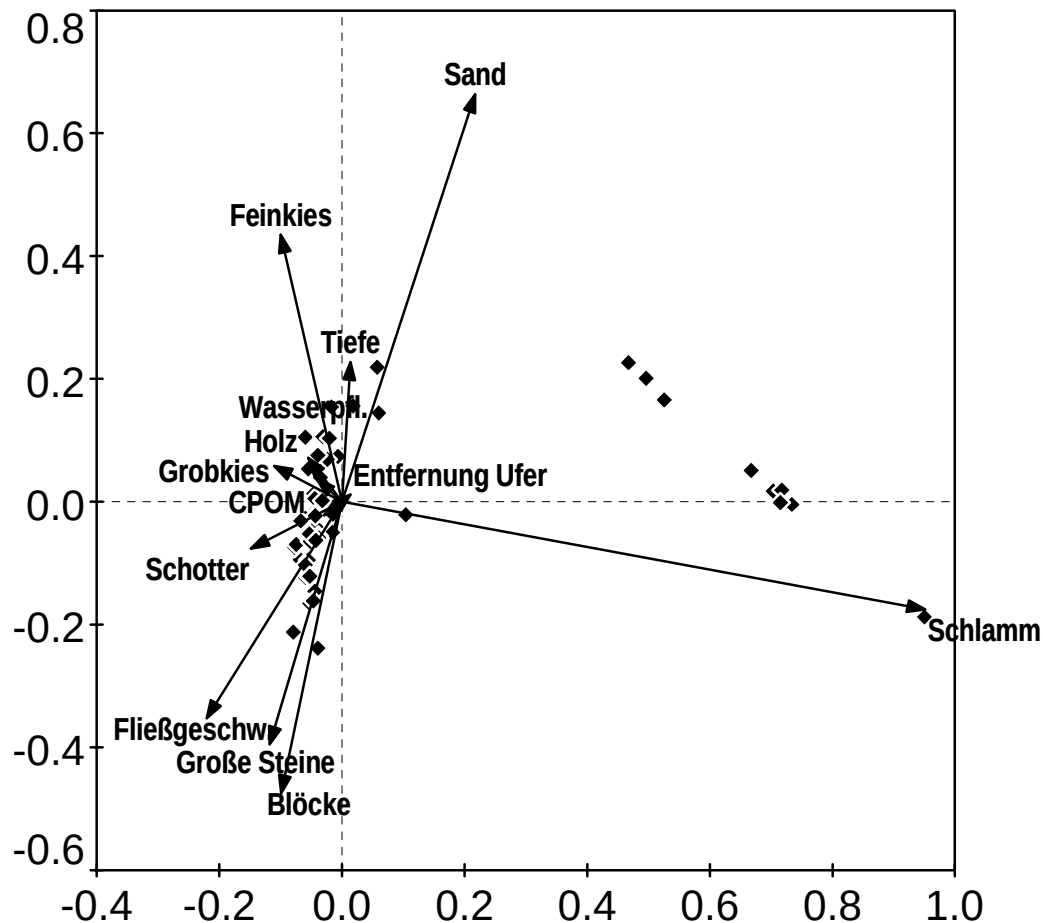


Abb. 1: CCA Biplot. Umweltvariablen (Vektoren) und Taxa (Rauten)

zeigt

zudem, dass dies für die Substrattypen Blöcke, große Steine, Schotter, Sand, Schlamm und Feinkies signifikant nachgewiesen werden kann (s. Tab. 3). Dargestellt sind die p-Werte (Signifikanzniveau $< 0,05$) der Umweltvariablen, welche die Varianz im Datensatz signifikant erklären. Das Ergebnis zeigt, dass auch die Umweltvariablen Fließgeschwindigkeit, Entfernung zum Ufer und Tiefe einen signifikanten Erklärungsanteil an der Verteilung der Taxa haben. Die jeweiligen Erklärungsanteile sind aber eher gering (s. Tab. 2). Insgesamt erklärt die durchgeführte Gradientenanalyse 6,6% (total inertia) der gesamten im Datensatz vorhandenen Varianz. Dies bedeutet, dass für die Verteilung der Taxa im Gewässer noch andere Umweltvariablen als die untersuchten wichtig sind.

Tab. 2: Erklärungsanteile der Umweltvariablen

Umweltvariable	Eigenwerte
Substrat	0,959
Fließgeschwindigkeit	0,039
Entfernung Ufer	0,034
Tiefe	0,028

Insgesamt konnten für 45 Taxa signifikante Habitatpräferenzen nachgewiesen werden (s. Tab. 4). Fünf Ephemeroptera Gattungen wurden als lithobiont eingestuft. Die Mitglieder der Familien Baetidae und Heptageniidae zeigen eine signifikante Bindung an steinige Substrate, sind aber auch auf anderen Substraten vertreten. Bei der Ordnung Trichoptera sind die Vertreter der Familie Glossosomatidae ausschließlich

auf steinigem Substraten zu finden. Vier weitere Trichoptera Gattungen sind als lithobiont eingestuft worden. Aus der Familie der Hydropsychidae werden die Gattungen Hydropsyche und Cheumatopsyche als lithophil eingestuft. Angehörige der Familie Brachycentridae sind ebenfalls als typische Steinbewohner eingestuft, die aber auch andere Substrate besiedeln können. Die untersuchten Molluskentaxa sind typische Schlammbewohner. Insgesamt sind sieben Bivalviaarten und fünf Gastropodaarten diesem Substrattyp zugeordnet worden.

Tab. 3: Ergebnisse Monte Carlo Permutationstest.

Umweltvariable	p-Wert
Blöcke	0,002
Große Steine	0,002
Schotter	0,002
Sand	0,014
Schlamm	0,042
Feinkies	0,014
Fließgeschwindigkeit	0,002
Entfernung Ufer	0,008
Tiefe	0,028

Zusammenfassung

Es konnte gezeigt werden, dass die untersuchten Umweltvariablen die Verteilung der Taxa im Gewässer signifikant erklären. Der hohe Erklärungsanteil des Substrates an der Varianz im Datensatz zeigt, wie wichtig der jeweilige Substrattyp für die Organismen der Gewässersohle ist (vgl. Townsend & Hildrew 1994).

Für eine ökologische Bewertung von Fließgewässern ist das Wissen über die Lebensansprüche der im Gewässer lebenden Organismen essentiell. Dieses Wissen ist über das Makrozoobenthos in den Fließgewässern der untersuchten Länder nur spärlich vorhanden. Ein "Abrufen" von Expertenwissen wie es z.B. in Europa und Nordamerika angewendet wird (z.B. freshwater ecology 2008, Moog 2002), ist nicht möglich. Dementsprechend musste ein anderer Ansatz gewählt werden. Die vorgestellte Arbeit versuchte

durch die Anwendung einer substratspezifischen Besammlung und der Anwendung statistischer Auswertungsmethoden die Wissenslücke über das Makrozoobenthos der HKH Region zu verkleinern.

Danksagung

Die vorgestellte Arbeit ist Teil einer Doktorarbeit innerhalb des ASSESS-HKH Projektes zur Entwicklung von ökologischen Bewertungsmethoden für die Fließgewässer der Hindu Kush-Himalaya Region (www.assess-hkh.at). Das Projekt wird gefördert von der Europäischen Union (Project No. INCO-CT-2005-003659). Für die Hilfe bei der Bestimmungsarbeit, und den fachlichen Beitrag und Gedankenaustausch möchten wir uns bedanken bei Dr. Wolfram Graf (BOKU, Wien), Prof. Dr. Thomas Soldan (Masaryk Universität, Brno) und Hasko Nesemann (Kathmandu Universität, Nepal).

Literatur

- Central Pollution Control Board. Ministry of Environment & Forest (2002): Bio-Monitoring of Water Bodies Part II. Dr. B. Sengupta (Hrsg.). Parivesh. 63 S.
- Dudgeon, D. (1999): Tropical Asian Streams. Zoobenthos, Ecology and Conservation. Hong Kong University Press. Hong Kong. 830 S.
- Moog, O. (Hrsg.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. 2. Aufl. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien. 97 S.
- Sharma, S. (1999): Nepalese Biotic score and its use in water quality assessment. Water Resources Journal. June 1999. United Nations. 51-59.
- Townsend, C., R. & Alan G. Hildrew (1994): Species traits in relation to a habitat template for river systems. Freshwater Biology 31: 265-275.
- Yule, C. M. & Y., H. Sen (Hrsg.) (2004): Freshwater Invertebrates of the Malaysian Region. Academy of Sciences Malaysia. Kuala Lumpur. 861 S.

Tab. 4: Signifikante Habitatpräferenzen der untersuchten Taxa.

Lithalbewohner		Schlammbewohner	Sandbewohner	Wasserpflanzen	Holz
Lithobiont	Lithophil				
Ep hemeroptera	Ep hemeroptera				
<i>Cincticothella</i> sp.	Baetiidae		Bivalvia	Ep hemeroptera	Ep hemeroptera
<i>Crimella</i> sp.	Baetinae	<i>Corbicula striatella</i>	<i>Corbicula striatella</i>	<i>Baetiella</i> sp.	<i>Baetiella</i> sp.
<i>Drunella</i> sp.	<i>Baetiella</i> sp.	<i>Lamellidens consobrinus</i>	Gastropoda		
<i>Epeorus</i> sp.	<i>Aceratella</i> sp.	<i>Lamellidens corriarius</i>	<i>Thiara lineata</i>		
<i>Epeorus "bispinosus"</i>	Hepatariidae	<i>Lamellidens narainporensis</i>			
<i>Rhythrogena</i> sp.	<i>Cinygmmina</i> sp.	<i>Pisidium clarkeanum</i>			
Trichoptera	<i>Notacantharus</i> sp.	<i>Radiatula caerulea</i>			
Glossosomatidae	<i>Choroterpes</i> sp.	<i>Radiatula occata</i>			
Agapetinae	Coleoptera	Gastropoda			
Glossosomatinae	Eubrianacinae	<i>Bellamyia (Filopaludina) bengalensis</i>			
<i>Rhyacophila</i> sp.	Scirtidae	<i>Digoniostoma pulchella</i>			
<i>Setodes</i> sp.	Odonata	<i>Melanoidea tuberculatus</i>			
<i>Stenopsycha</i> sp.	Gomphidae	<i>Thiara lineata</i>			
<i>Uenoa</i> sp.	Plecoptera	<i>Thiara scabra</i>			
	Nemouridae				
	Trichoptera				
	<i>Goera</i> sp.				
	Brachycentridae				
	Hydropsychinae				
	Hydropsyche "white stripe"				
	<i>Hydropsyche</i> sp.				
	<i>Cheumatopsyche</i> sp.				

Nahrungspotential in ausgewählten vogtländischen Perlmuschelgewässern

Michael Lange¹ & Heidi Selheim²

PLD-Vogtland, Schildstr. 30, 08525 Plauen, ¹pld-vogtland@t-online.de, ²hselheim@gmail.com

Keywords: *Margaritifera margaritifera*, Jungmuscheln, Nahrungspotential, Vogtland

Einleitung

Die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) gehört zu den in Deutschland vom Aussterben bedrohten Arten. Die Gründe für diesen Status sind multifaktoriell. Zu ersten gravierenden Einbrüchen in den Beständen kam es durch lokale Verunreinigung der Perlmuschelgewässer infolge zunehmender Industrialisierung im 19. und 20. Jahrhundert. Des weiteren erfolgten Begradigungen der Gewässerläufe und Änderungen der Landnutzung in den Einzugsgebieten mit negativen Auswirkungen für die Flussperlmuschel und den gesamten Lebensraum. Einschränkungen der Durchgängigkeit des Gewässersystems bestehen insbesondere für den Wirtsfisch Bachforelle infolge von diversen Querverbauungen.

Als bedeutendster, das Überleben der Jungmuscheln begrenzender Faktor hat sich in den letzten Jahren zudem die Überfrachtung der Habitate mit Feinsedimenten herauskristallisiert (ALTMÜLLER & DETTMER, 2006, GEIST & AUERSWALD, 2007).

Von den einst großen Beständen in mehreren Gebieten Deutschlands (Eifel, Bayerischer Wald etc.) sind nur noch wenige i.d.R. überalterte Restpopulationen in fünf Flusssystemen (Rhein, Donau, Elbe, Maas und Weser) verblieben, da seit Jahrzehnten der Nachwuchs ausbleibt. Eine einzige Ausnahme stellt die Population in der Lutter (Weser) in Niedersachsen dar, wo nach groß angelegten Sanierungsmaßnahmen wieder Jungmuscheln zu finden sind (ALTMÜLLER & DETTMER, 2006).

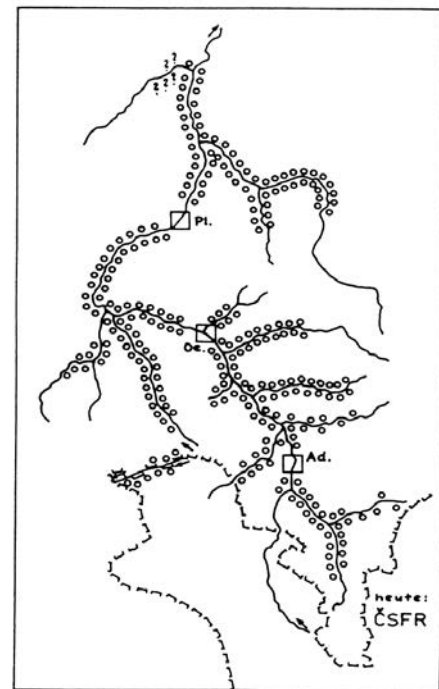


**Abb. 1: Ehemalige Maximal-
Verbreitung der Fluss-
perlmuschel im sächsi-
schen Vogtland. (HERTEL
1959)**

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Auch im sächsischen Vogtland (Abb. 1) sind von den ehemals großen Beständen in einer Vielzahl von Zuflüssen einschließlich der Weißen Elster nur drei Standorte verblieben. Dort finden sich im Flusssystem der Sächsischen Saale (Elbe) an zwei Stellen weniger als fünfzig und an einer Stelle ca. 1000 Tiere. Die jährliche Mortalität liegt zwischen ~4 % und 10 %. Um diese Populationen vor dem Aussterben zu bewahren, werden seit 2001 im Interreg IIIA Projekt „Flussperlmuschel Dreiländereck“ Renaturierungsmaßnahmen in den Einzugsgebieten sowie eine Erhaltungszucht nach tschechischem Vorbild durchgeführt.

Methoden

Erhaltungszucht nach tschechischem Modell

Bei dieser halbnatürlichen Zuchtmethode (HRUSKA 2001) werden die Jungmuscheln nach Gewinnung vom Wirtsfisch ca. 90 Tage bei einer mittleren Tagestemperatur von 16 °C unter Laborbedingungen gehältert. In regelmäßigen Abständen erfolgen Kontrollen, bei denen tote oder sterbende Tiere aussortiert sowie Futter und Wasser erneuert werden. Bei dem Futter handelt es sich um Detritus, der aus Quellsümpfen oder Wiesengräben gewonnen wird. Das Wachstumsziel für eine gute Überwinterungsaussicht liegt im so genannten „mm-Stadium“. Die Jungmuscheln werden schließlich in speziellen Käfigen in den Zielgewässern stationiert.

Um herauszufinden, in welchen Gewässern die weiteren Entwicklungsbedingungen, insbesondere die Nahrungsversorgung am günstigsten sind und wo die Muscheln nach der Laborphase stationiert und ggf. ausgewildert werden können, wird dies in Fütterungsversuchen mit Detritus aus (z.T. ehemaligen) Perlbächen und deren Zuflüssen erprobt.

Bioindikation Teil I

Bei dem ersten Teil der Bioindikation werden analog der oben beschriebenen Laborphase die Jungtiere 90 Tage bei 16 °C gehältert. Lediglich die Herkunft des Detritus ändert sich. Dieser wird mithilfe von Schwebstofffallen aus der fließenden Welle der zu untersuchenden Gewässer gewonnen. Nach den drei Monaten sowie zu Beginn des Versuches erfolgt eine Vermessung der Schalenlänge, um den Zuwachs zu erfassen. Neben der Größe werden der Gesamtzustand und die physiologische Verfassung der Jungtiere bewertet. Dies geschieht anhand von Vitalität (Fraß- und Bewegungsspuren) und Reizreaktion (Schalenschlussgeschwindigkeit). Die auftretende Mortalität kann nur bedingt zur Bewertung herangezogen werden.

Bioindikation Teil II

Nach der Laborphase werden die Jungtiere in Lochplatten (BUDDENSIEK 2001) gekäfigt und in den zu untersuchenden Zielgewässern stationiert. In den nächsten 12 Monaten finden zwei Kontrollen statt: Im Mai, um die Überwinterungsfähigkeit zu ermitteln, im September erfolgt die Erfassung der Zuwachsrates. Zudem sollen permanente Temperaturmessungen in den Zielgewässern Erkenntnisse über einen weiteren wichtigen Wachstumsfaktor ermöglichen.

Bioindikation der Jahre 2006 und 2007

Vergleich dreier Futterquellen und einer Referenzquelle

Im Versuch wurden vier Gruppen frischer Jungmuscheln mit dem Detritus aus drei Fließgewässern (A, B und C) und einer bewährten Detritusquelle (D, optimiert) als Referenz gefüttert. Dies erfolgte nach oben beschriebenem Modell (90 Tage, Tagesmitteltemperatur 16 °C). Anschließend erfolgte eine Aufsplittung jeder Gruppe auf mehrere Lochplatten, die in den drei zu untersuchenden Fließgewässern stationiert wurden (Abb. 2). Im September wurden die Überlebensraten der einzelnen Gruppen und deren Zuwachs überprüft.

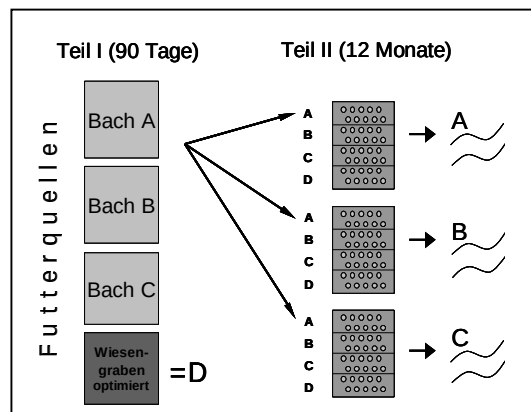


Abb. 2: Schematische Darstellung der Versuchsabläufe bei Bioindikation Teil I und II

Ergebnisse

Bioindikation I

Nach 90 Tagen konnten neben deutlichen optischen Unterschieden (Schalenfärbung) auch statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0,05$, KW-Test) bezüglich des Zuwachses (Abb. 3) festgestellt werden. Auch bei den weiteren Beurteilungsparametern (Vitalität, Reizreaktion und Mortalität) zeigten sich zwischen der Gruppe B und den drei übrigen deutliche Unterschiede. Die Jungmu-

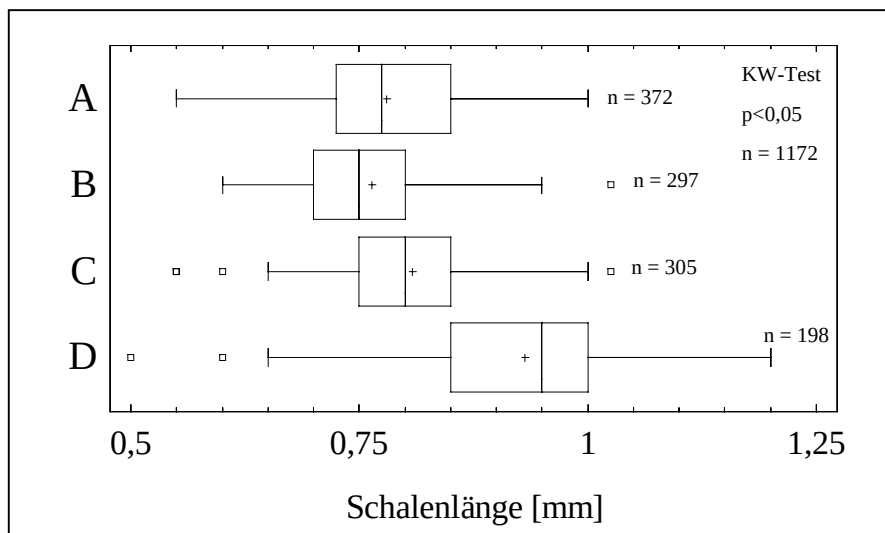


Abb. 3: Box-Plot-Darstellung der Schalenlänge bei den vier Fütterungsgruppen.

scheln der Gruppe A hatten eine gute und die der Gruppen C und D eine sehr gute Reizreaktion. Die Individuen der Gruppe B machten im Untersuchungsverlauf einen passiven Eindruck. Von ihnen verstarben in der 12. Woche ca. 40 %. Bei den drei anderen Gruppen hingegen war nur eine vergleichsweise geringe Sterblichkeit aufgetreten (ohne den auffälligen Schwerpunkt gegen Versuchsende).

Bioindikation II

Bei der Kontrolle im September 2007 konnten bei den im Käfig befindlichen Individuen im Bach C die höchste Überlebensrate und der größte Zuwachs beobachtet werden, wobei sich dort folgende Rangfolge der vier Gruppen ergab $D > C > A > B$. Diese Rangfolge ist auch auf die beiden anderen Bäche A und B übertragbar.

Insgesamt lassen sich in allen drei Bächen bei den in der Bioindikation I mit Detritus C bzw. D gefütterten Individuen die höchsten Überlebensraten und Zuwächse verzeichnen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Es lässt sich ein statistisch signifikanter Unterschied ($p < 0,05$, KW-Test) zwischen den vier untersuchten Gruppen (Bioindikation I) bzgl. der Schalenlänge feststellen. Auch werden optische sowie physiologische Unterschiede beschrieben.

Die Ergebnisse der Bioindikation II zeigen, dass die Ernährung der ersten Monate als entscheidend für das Überleben und die weitere Entwicklungsmöglichkeit zu sehen ist. Mangelnde Entwicklung in der ersten selbständigen Wachstumsphase infolge qualitativ unzureichender Nahrung kann später scheinbar nicht mehr kompensiert werden.

Im speziellen Fall ist lediglich Bach C hinsichtlich seines Nahrungspotentials für ein natürliches Aufwachsen frischer juveniler Flussperlmuscheln geeignet.

Bioindikatorische Tests zum natürlich verfügbaren Nahrungsangebot sind sehr hilfreich für die Beurteilung der Überlebensaussichten der unter erheblichem Ressourcenaufwand herangezogenen Jungtiere. Sie werden allen ähnlich ausgerichteten Projekten zur Optimierung ihrer Erfolgsaussichten empfohlen.

Danksagung

Dem Projektträger Anglerverband Südsachsen „Mulde/Elster“ e.V. danken wir für die Zustimmung zur Darstellung der einschlägigen Projektinhalte. Die Durchführung des Interreg IIIA Projektes „Flussperlmuschel Dreiländereck“ wurde aus Mitteln der Europäischen Union co-finanziert.

Literatur

- Altmüller, R. & Dettmer, R. (2006): Erfolgreiche Artenschutzmaßnahmen für die Flussperlmuschel durch Reduzierung von unnatürlichen Feinsedimentfrachten in Fließgewässern. Informationsdienst Naturschutz Niedersachs. 26 (4): 192-204.
- BUDDENSIEK, V. (2001): Ökologie der jungen Flussperlmuschel. –In: WWA Hof & A.-Ludwigs-Universität Freiburg (Hrsg.): Die Flussperlmuschel in Europa: Bestandssituation und Schutzmaßnahmen. Kongressband: 63-68.
- GEIST, J. & AUERSWALD, K. (2007): Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel. Freshwater Biology 52: 2299-2316.
- HERTEL, R. (1959): Die Flußperlmuschel in Sachsen. Abh. Ber. Mus. Tierk., Dresden 24: 57-82.
- HRUŠKA, J. (2001): Experience of semi-natural breeding programme of freshwater pearl mussel in the Czech Republic. In: WWA Hof & A.-Ludwigs-Universität Freiburg (Hrsg.): Die Flussperlmuschel in Europa: Bestandssituation und Schutzmaßnahmen. Kongressband: 69-75.

Status des Krebspesterreger *Aphanomyces astaci* in mitteleuropäischen Gewässern mit Koexistenz zwischen einheimischem Europäischen Edelkrebs *Astacus astacus* (L.) und amerikanischem Kamberkrebs *Orconectes limosus* (Raf.)

Torsten Maiwald¹, Trude Vrålstad², Wolfgang Jarausch³, Holger K. Schulz¹, Przemyslaw Smietana⁴ & Ralf Schulz¹

¹Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau, maiwald@uni-landau.de,

²National Veterinary Institute Norway, Ullevålsveien 68, 0454 Oslo, ³RLP Agrosience GmbH, AlPlanta, Breitenweg 71, 67435 Neustadt, ⁴Uniwersytet Szczeciński, ul. Wąska 13, 71-415 Szczecin, Polen

Keywords: Flusskrebse, Koexistenz, Infektionsversuche, Krebspest, Erregernachweis, real-time PCR

Einleitung

Alle europäischen Flusskrebssarten sind im hohen Maße durch den Erreger der Krebspest *Aphanomyces astaci* in ihrer Existenz bedroht. Bisher galten alle amerikanischen Flusskrebssarten als Überträger des ebenfalls aus Amerika stammenden Krankheitserregers. Amerikanische Flusskrebssarten sind gegen den Erreger resistent, indem sie einen Mechanismus entwickelt haben, der den Erreger in einem frühen Stadium mit Melanin einkapselt und an der Ausbreitung im Organismus hindert. Dadurch erkranken die Tiere zwar selbst nicht daran, fungieren jedoch auch weiterhin als potenzieller Überträger von *A. astaci*, dessen Sporen sie bei Häutung des Krebspanzers oder durch ihren eigenen Tod wieder freisetzen können. Europäische Flusskrebssarten verfügen nicht über diesen Abwehrmechanismus und der Erreger kann sich ungehindert im gesamten Organismus ausbreiten. Dabei wird besonders das Nervensystem befallen. Die Folge ist nach sichtbaren motorischen und sensorischen Störungen binnen weniger Tage der Tod (Alderman *et al.* 1987, Rahe 1987). In Europa sind an dieser Erkrankung bereits viele einheimische Flusskrebspopulationen zu Grunde gegangen.

In bisher sechs genauer untersuchten mitteleuropäischen Stehgewässern kann jedoch seit mehreren Jahren eine Koexistenz zwischen Europäischem Edelkrebs *Astacus astacus* und amerikanischem Kamberkrebs *Orconectes limosus* beobachtet werden. Um den Status des Erregers *A. astaci* in diesen Koexistenzgewässern aufzuklären, wurden in der vorliegenden Arbeit die Krebspopulationen dieser sechs Gewässer auf den Erreger hin untersucht. Dazu wurden zum einen klassische Infektionsexperimente im Labor durchgeführt. Zum anderen wurden von jeder Flusskrebsart aus jedem Gewässer Tiere mit Hilfe eines molekulargenetischen Diagnoseverfahrens untersucht.

Material und Methoden

Erregernachweis mittels Infektionsversuche

Aus allen Gewässern mit nachgewiesener Koexistenz und Gewässern der näheren Umgebung (siehe Tabelle 2) wurden Tiere entnommen und unter kontrollierten Bedingungen mit infizierbaren europäischen Flusskrebse der Art *A. astacus* aus einer Zuchtanlage über einen Zeitraum von drei bis sechs Monaten zusammen gehältert. Jeweils drei amerikanische Flusskrebse der zu untersuchenden Gewässer wurden mit drei Edelkrebsen aus einer Zuchtanlage zusammengesetzt. Das ergab in den Aquarien eine Populationsdichte von 48 Individuen/m². Sobald ein Tier verstarb, wurde nachbesetzt, um so die Populationsdichte konstant zu halten. Die gestorbenen Tiere wurden für den späteren Erregernachweis mittels einer PCR-Methode (polymerase chain reaction) eingefroren. Als Substrat wurde feiner Kies verwendet. Es wurden keine Höhlen angeboten, um so durch den erhöhten Stress für die Tiere, eine Schwächung des Immunsystems zu provozieren. Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und weitere chemische Parameter wurden über den gesamten Versuchszeitraum überwacht und befanden sich durchgehend im physiologischen Toleranzbereich der Flusskrebse und des Erregers *A. astaci*.

Erregernachweis durch Infektionsversuche - Kontrolle mittels Enclosure-Experiment

Um die Funktionalität der Infektionsversuche nochmals auch im Freiland positiv zu testen, wurden in den Altrheinarm bei Neureut 4 Reusen mit insgesamt 12 Edelkrebsen aus einer Zuchtanstalt eingebracht. Zusätzlich zu den Krebsen wurden Makrophyten in die Reusen eingebracht, um den Krebsen als Schutz und Nahrung zu dienen. Die Maschenweite von 1 x 1 cm erlaubte darüber hinaus einen freien Durchgang für Makrozoobenthos. Die Reusen wurden auf dem Gewässergrund bei einer Wasserhöhe von 1,5 m über drei Wochen platziert. In dem Gewässer bestehen Vorkommen des Kamberkrebses sowie des Kalikokrebses. Die Reusen wurden einmal wöchentlich kontrolliert.

Erregernachweis mittels real-time PCR

Der molekulare Nachweis des Erregers erfolgte mittels real-time PCR nach der Methode von Vrålstad (unveröffentlicht). Hierbei wird ein 59 bp großes Genfragment der ITS1 Region von *A. astaci* amplifiziert. Der spezifische Nachweis von *A. astaci* erfolgt über eine FAM (6-carboxyfluorescein) fluoreszenzmarkierte TaqMan-MGB Probe. Nach jedem PCR-Zyklus wird die Fluoreszenz der gebundenen Probe in Echtzeit (real-time) gemessen und somit die Menge an PCR Produkt je Zyklus bestimmt. Für jede Probe wird dann die Zyklenzahl bestimmt, ab der ein bestimmter Schwellenwert (cycle threshold, ct) überschritten wird. Dieser Wert ist proportional zur Ausgangsmenge der Zielsequenz und ermöglicht einen Vergleich der Proben. Aufgrund der Messung eines Fluoreszenzsignals ist der Nachweis über real-time PCR deutlich sensitiver als über Standard-PCR. Für die Versuche wurde das Gerät MJ research Chromo4 genutzt und ein eigener Reaktionsansatz in Anlehnung an den TaqMan Universal Master Mix passend zum hier genutzten Gerät entwickelt. Die real-time PCR erfolgte über 40 Zyklen und in jedem Lauf wurde zur Kontrolle eine Standardreihe mit Gesamt-DNA von *A. astaci* mit DNA-Konzentrationen von 1 ng/μl in 10er Potenzen verdünnt bis 10⁻⁵ ng/μl DNA mitgetestet.

Von jedem Koexistenzgewässer wurden sowohl Edelkrebsen als auch Kamberkrebsen getestet. Darüber hinaus wurde auch eine Kalikokrebspopulation aus dem Lingenfelder Altrheinarm getestet, bei der in einem Infektionsversuch ein Ausbruch der Krebspest beobachtet werden konnte. Kalikokrebse gehören der gleichen Gattung wie die Kamberkrebsen an. Eine Übersicht über die Anzahl aller getesteter Tiere bietet Tabelle 1. Bei der DNA-Extraktion wurde von jedem Tier die komplette ventrale Cuticula des Abdomens entfernt und in zwei gleich große Teile longitudinal unterteilt. Die

DNA-Extraktion erfolgte nach Vrålstad (unveröffentlicht). Beide DNA-Extrakte der Tierproben wurden jeweils als Doppelprobe in einem Lauf der real-time PCR getestet. Bei nicht eindeutigen Ergebnissen wurde ein weiterer Lauf mit Doppelbestimmung durchgeführt. Alle Proben mit DNA-Nachweis bis zur Zyklenzahl Ct₃₈ wurden als eindeutig positiv gewertet. DNA-Nachweise, welche erst bei Ct₃₈ oder höher auftraten, wurden zunächst als negativ eingestuft. In diesen Fällen wurde zusätzlich eine nested-PCR durchgeführt, um so falsch positive Ergebnisse zu identifizieren und auszuschließen. Bei der nested-PCR handelt es sich zunächst um eine herkömmliche PCR nach Vrålstad (unveröffentlicht) bei der ein 596 bp großes DNA-Fragment der ITS-Region des Erregers amplifiziert wird. Anschließend wird mit den erzielten PCR Produkten wiederum eine real-time PCR durchgeführt.

Tabelle 1: Anzahl der auf den Krebspesterreger hin untersuchten Krebse pro Gewässer.

Gewässer	Koexistenz	Edelkrebse [Anzahl]	Kamberkrebse [Anzahl]	Gesamtanzahl
Bielener See	Ja	13	91	104
Mastholter See	Ja	5	12	17
Piasek	Ja	3	9	12
Zielone	Ja	2	23	25
Milaczewo	Ja	2	21	23
Trzcinskie	Ja	8	7	15
Edelkrebszucht	Nein	7	-	7
			Kalikokrebse [Anzahl]	
Lingenfelder Altrheinarm	Nein	-	20	20

Ergebnisse

Erregernachweis mittels Infektionsversuche

In den Infektionsversuchen konnten bei Tieren aus einem von zehn Gewässern Verhaltensänderungen beobachtet werden, die auf den Ausbruch der Krebspest schließen lassen (siehe Tabelle 2). In diesem Gewässern traten mit 0,7 Individuen/d mehr verstorbene Edelkrebse im Verhältnis zur Versuchsdauer auf als bei den übrigen Gewässern (< 0,5 Ind./d). In den Koexistenzgewässern lag die Mortalität unter 0,03 Ind./d.

Tabelle 2: Anzahl verstorbener *Astacus astacus* aus Zuchtanlagen im Verhältnis zur Versuchsdauer (3-6 Monate) in Infektionsversuchen mit *Orconectes limosus* aus den beprobten Gewässern.

Untersuchte Gewässer	Koexistenz	Verstorbene Edelkrebse/ Versuchsdauer [Individuen/d]	Beobachtete Verhaltensänderungen
Bielener See	Ja	0,02	Nein
Mastholter See	Ja	0,03	Nein
Piasek	Ja	0,03	Nein
Zielone	Ja	0,02	Nein
Milaczewo	Ja	0,02	Nein
Trzcinskie	Ja	0,03	Nein
Plociowe	Nein	0,07	Ja
Dzwierzno	Nein	0,05	Nein
Swierzynskie	Nein	0,05	Nein
Dolskie	Nein	0,02	Nein

Erregernachweis durch Infektionsversuche - Kontrolle mittels Enclosure-Experiment

Bei der Kontrolle der Reusen wurden nach zwei Wochen alle 12 Edelkrebse lebendig und ohne Anzeichen einer Krebspestinfektion angetroffen. Bei der Kontrolle nach drei Wochen wurde der Tod aller 12 Krebse festgestellt. Dem Zustand der Krebse nach zu urteilen, erfolgte der Tod zwischen Tag 19 und 20.

Erregernachweis mittels real-time PCR

Es konnte in keinem der sechs Koexistenzgewässer der Erreger *A. astaci* nachgewiesen werden (siehe Tabelle 3). In dem reinen Kamberkrebsgewässer Plociowe wurden vier von fünf Tiere als erregerttragend identifiziert. Bei den Kalikokrebsen betrug die Infektionsrate 60 %. Bei der Kontrolle der Edelkrebse aus der Zuchtanstalt konnte deren erregertfreier Zustand bestätigt werden. Die nested-PCR bestätigte alle Ergebnisse der real-time PCR mit einem Ct über 38 als negativ.

Tabelle 3: Ergebnisse des Erregernachweises mittels real-time PCR.

Gewässer	Koexistenz	Edelkrebse [Anzahl positiv/ Gesamtanzahl]	Kamberkrebse [Anzahl positiv/ Gesamtanzahl]	Gesamtanzahl [Anzahl positiv/ Gesamtanzahl]
Bielener See	Ja	0/13	0/91	0/104
Mastholter See	Ja	0/5	0/12	0/17
Piasek	Ja	0/3	0/9	0/12
Zielone	Ja	0/2	0/23	0/25
Milaczcewo	Ja	0/2	0/21	0/23
Trzcinskie	Ja	0/8	0/7	0/15
Plociowe	Nein	-	4/5	4/5
Edelkrebszucht	Nein	0/8	-	0/8
			Kalikokrebse [Anzahl]	
Lingenfelder Altrheinarm	Nein	-	12/20	12/20

Diskussion

Die hier durchgeführten klassischen Infektionsversuche ergaben in den sechs bekannten Koexistenzgewässern keine Hinweise auf eine Infektion mit dem Krebspesterreger *A. astaci*. Die Funktionsfähigkeit dieser Versuche beweist ein Ausbruch in einem Ansatz, in dem zusammen mit europäischen Edelkrebsen auch Kamberkrebse aus einem reinen Bestand gehältert wurden. In diesem Ansatz konnte auch eine doppelt so hohe Mortalität von Edelkrebsen als bei den Ansätzen mit Krebsen aus den Koexistenzgewässern festgestellt werden. Infektionsversuche finden trotz ihrer langen Dauer vor allem auf Grund ihrer Zuverlässigkeit Anwendung zum Nachweis infizierter Krebse (Matthews & Reynolds 1990, Oidtmann *et al.* 2006). Auch das Enclosure-Experiment konnte aufzeigen, dass eine Übertragung der Krebspest durch erregerttragende Bestände amerikanischer Flusskrebse möglich ist.

Die Ergebnisse der real-time PCR decken sich mit denen der Infektionsversuche. Es konnte in keiner Flusskrebspopulation aus den Koexistenzgewässern der Erreger nachgewiesen werden. Dahingegen konnten die Tiere aus dem positiven Infektionsversuch auch als erregerttragend identifiziert werden. Die real-time PCR ermöglicht somit einen schnellen und zuverlässigen Nachweis des Erregers und macht langwierige Infektionsversuche überflüssig.

Hinweise auf erregertfreie amerikanische Flusskrebspopulationen finden sich vereinzelt für den amerikanischen Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* (Holdich & Domaniewskie 1995, Söderbäck 1995, Peay & Rogers 1999), wobei eine Prüfung mittels molekulargenetischer Diagnostik bisher

fehlt. Bei Signalkrebspopulationen in Finnland wurde anhand melanisierter Bereiche des Carapax die Infektionsrate zwischen 11 und 52 % geschätzt (Nylund & Westman 2000). Die in der vorliegenden Studie untersuchte Kalikokrebspopulation zeigte eine Infektionsrate von 60 %. Es ist denkbar, dass vereinzelte erreg器freie Tiere in die heutigen Gewässer mit Koexistenz aktiv eingewandert sind oder passiv eingebracht wurden und sich nur durch die Abwesenheit des Erregers *A. astaci* eine Koexistenz ausbilden konnte. Bisher konnten keine infizierten Edelkrebse in den Gewässern nachgewiesen werden, die auf erste Resistenzen bei europäischen Flusskrebssarten schließen lassen würden. Auch das zeigt, dass diese Gewässer bisher offensichtlich nicht in Kontakt mit dem Erreger standen. Dadurch wird aber auch die weitere Bedrohung dieser Edelkrebsspopulationen durch den Erreger in diesen Gewässern deutlich.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Alle nordamerikanischen Flusskrebssarten standen bisher in Verdacht, Träger des Erregers der Krebspest *Aphanomyces astaci* zu sein. Diese Erkrankung ist für europäische Flusskrebssarten letal. Der Nachweis von sechs Koexistenzen zwischen dem Europäischen Edelkrebs *Astacus astacus* und dem amerikanischen Kamberkrebs *Orconectes limosus* stehen hierzu im Widerspruch. Die Populationen wurden in dieser Arbeit mittels klassischer Infektionsversuche und molekulargenetischer Methoden (real-time PCR) auf den Erreger hin untersucht. Es konnte mit beiden Methoden in keinem der koexistierenden Populationen der Erreger nachgewiesen werden, weshalb ein genereller Überträgerstatus aller amerikanischen Flusskrebsspopulationen auszuschließen ist. Diese Erkenntnisse ergeben neue Perspektiven zum Schutz der einheimischen Flusskrebssarten und deren Wiederansiedlung auch in Gebieten, in denen bereits amerikanische Flusskrebssarten anzutreffen sind.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit. Für die finanzielle Unterstützung gilt der Dank der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) und dem Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz. Danken möchten wir weiterhin Max Keller, Götz Kuhn, Agnes Sporer, Annette Fuchs, Therese Bürgi, Julia Langer und allen Teilnehmern des Praktikums „Anwendung Naturräume“ von 2005-2007.

Literatur

- Alderman, D.J., Polglase, J.L. & Frayling, M. (1987). *Aphanomyces astaci* pathogenity under laboratory and field conditions. *Journal of Fish Diseases* 10: 385-393.
- Holdich, D.M. & Domaniewskie, J.C.J. (1995). Studies on a mixed population of the crayfish, *Austropotamobius pallipes* and *Pacifastacus leniusculus*. *Freshwater Crayfish* 10: 37-45.
- Matthews, M. and J. D. Reynolds (1990). "Laboratory Investigations of the Pathogenicity of *Aphanomyces-Astaci* for Irish Freshwater Crayfish." *Hydrobiologia* 203(3): 121-126.
- Nylund, V. and K. Westman (2000). "The Prevalence Of Crayfish Plague (*Aphanomyces Astaci*) In Two Signal Crayfish (*Pacifastacus Leniusculus*) Populations In Finland." *Journal of Crustacean Biology* 20(4): 777-785.
- Oidtmann, B., S. Geiger, et al. (2006). "Detection of *Aphanomyces astaci* in North American crayfish by polymerase chain reaction." *Diseases Of Aquatic Organisms* 72(1): 53-64.
- Peay, S. & Rogers, D. (1999). The peristaltic spread of signal crayfish in the River Wharfe, Yorkshire, England. *Freshwater Crayfish* 12: 665-677.
- Rahe, R. (1987). "Geschichte und derzeitiger Stand der Krebspest in der Türkei." *Der Fischwirt: Zeitschrift für die Binnenfischerei* 6: 80-83.
- Söderbäck, B. (1995). "Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a Swedish lake: Possible causes and mechanisms." *Freshwater Biology* 33(2): 291-304.
- Vrålstad, T. (unveröffentlicht). Molecular detection of *Aphanomyces astaci* from Norwegian crayfish plague outbreaks in the time span from 1971 to 2005.

Fließwasserlibellen am Schifffahrtskanal. Das Beispiel Dortmund-Ems-Kanal im Münsterland.

Eberhard G. Schmidt

Universität Duisburg/Essen, Biologie/ -Didaktik, S05, 45117 Essen; Post via Coesfelder Str. 230, 48249 Dülmen

Keywords: Odonata, Habitat-Präferenz, Fließwasser-Bezug, Schifffahrtskanal, Strömungsmuster

Einleitung

Schifffahrts-Kanäle zählen in der Limnologie eher zu den Stillgewässern und werden stiefmütterlich behandelt (vgl. z.B. Schönborn 1992, 2003, Sommerhäuser & Schuhmacher 2003, Uhlmann & Horn 2001). Sie weisen allerdings keine kontinuierliche gerichtete Strömung auf, sind an den Schleusen weitgehend abgeschottet, querende Fließgewässer werden (ggf. mit Düchern) unterführt. Damit entfallen deren chemische und thermische Belastungen, auch ihr Austausch-Potential bezüglich rein aquatischer Organismen und natürlich ein Strömungseintrag. Dennoch bestimmen Fließwasserarten (wie *Calopteryx splendens*) die Libellenfauna an den für sie passenden Kanal-Abschnitten. Das wird nach oft eher beiläufigen, aber langjährigen Erfassungen am Dortmund-Ems-Kanal im Münsterland (bei Greven und bei Lüdinghausen) belegt und auf die wechselnden, aber tiefgreifenden Strömungsmuster bzw. Turbulenzen, die vor allem von der Frachtschifffahrt erzeugt werden, zurückgeführt. Grenzfälle (wie eine zweimonatige Blockade der Schifffahrt) werden diskutiert, auf Beispiele aus anderen Tiergruppen (Neozoen, Mollusken) wird hingewiesen.

Ökologische Charakteristik des Dortmund-Ems-Kanals im Münsterland

Der Dortmund-Ems-Kanal quert das Münsterland (von Datteln bis Hörstel bei Ibbenbüren) und verbindet den Rhein-Herne-Kanal mit dem Mittelland-Kanal. Er ist damit Teil des Großschiffahrtsweges vom Großhafen Duisburg am Rhein zu Weser und Elbe (bei Magdeburg) und weiter nach Berlin und zur Oder. Er wurde 1899 fertig gestellt und für Schiffe bis 700 t (im Schleppzug) bemessen. Er wird immer wieder ausgebaut, derzeit für ökonomisch und auch ökologisch günstigere Großschiffe (Ladung 2400 t, 110 m lang, gut 11 m breit, fast 3 m Tiefgang; Schubverbände bis 180 m Länge mit 4000 t). Dazu ist der Kanal zu verbreitern und auf 4 m zu vertiefen. Abgeschlossen ist das für den Mittelland-Kanal und den anschließenden Abschnitt des Dortmund-Ems-Kanals (N Münster). Seit 2006 läuft der Ausbau mit Großbaustellen zwischen den Schleusen Münster und Datteln (Abstand etwa 25 km), derzeit (2007) werden die Dücker für die querenden Bäche angepaßt, die Brücken ausgetauscht und die Schleuse in Münster umgebaut. Für die Querung des tief eingeschnittenen Lippe-Tales (nahe Datteln) war ein neuer Trog zu installieren. Bei den Bauarbeiten dazu gab es bei einem Schiffs-Unfall Mitte Oktober 2005 ein Leck, das Kanalwasser ergoß sich in das Lippe-Tal, ein etwa sieben km langer Kanal-Abschnitt (bis Lüdinghausen) fiel gut zwei Monate lang trocken. Zwischen Münster und Lüdinghausen hielt sich zwar der Wasserstand dank der Abschottung durch die unverzüglich aufgefahrenen Sperrtore, jedoch entfiel in dieser Zeit der Schiffsverkehr und damit die Turbulenz.

Der Kanal hatte vor dem Ausbau im Münsterland fast durchgehend Ufer mit Schüttungen aus Blocksteinen. Sie sind oberhalb des Wasserspiegels mit dichten Großstauden-Röhrichten (z. B. aus *Angelica archangelica*) bestanden und schwer zugänglich. Landschilf kann an den Böschungen Bestände bilden. Sie können sich jedoch (anders als vor 40 Jahren: Hirsch et al. 1965) angesichts des ungünstigen Untergrundes bei dem starken Wellenschlag und winterlichem Eisgang durch die modernen Schiffe kaum noch submers halten. Uferpflanzen fallen daher als Substrat für Libellen-Larven und als Eiablage-Substrat aus. Das gilt auch für die Polster von *Fontinalis* auf Steinen am Wasserspiegel. Als Schlüpfsubstrat und Sitzwarten der Imagines wurden jedoch die Uferröhrichte, von Gomphiden auch besonnte Ufersteine, gut angenommen. Der Wasserspiegel des Kanals liegt im Münsterland typisch „über Grund“, also höher als die benachbarten Flächen der „Münsterländer Parklandschaft“ mit ihrem Gemenge aus Ackerflächen, Weideland, kleineren Gehölzen und eingestreuten Einzelgehöften. Der Kanal ist daher eingedeicht und gut gegen den Untergrund (bislang mit Ton) abgedichtet. Im Bereich der offenen, landwirtschaftlich genutzten Flächen ist der Kanal von einer Baumreihe (oft aus Pappeln) oder einem Gehölzstreifen gesäumt. Sie dienen als Windschutz für die hoch aufragenden Frachter bei Leerfahrt, aber auch zum Abpuffern von Sickerwasser (Details bei Hirsch et al. 1965). Diese Baumstreifen begünstigen Auenarten unter den Libellen (wie *Gomphus vulgatissimus*).

Wasserbewegungen im Kanal beruhen auf der Schifffahrt. Wind-Durchmischungen sind angesichts der Uferböschungen (Deiche) und der Windschutzpflanzungen zu vernachlässigen. Freizeitboote erzeugen nur einen oberflächlichen, brandungsähnlichen Wellenschlag. Beladene Frachtschiffe drücken dagegen langsam einen etwa ½ m hohen Wasserberg vor sich her, der auf Höhe des Schiffes mit der Schiffsgeschwindigkeit (aber gegenläufig) rasant turbulent ausgeglichen wird. Zugleich erzeugen die Schrauben einen breiten vertikalen, bis zum Grund reichenden Wasserwirbel. Damit wird der Wasserkörper weiträumig durchmischt, das Wasser gut mit O₂ angereichert, oberflächliche Erwärmungen werden bis zum Grund verteilt, eine anhaltende Tontrübung (mit P-Fällung) erzeugt. Zugleich werden damit Faulschlamm-Bildungen und O₂-Zehrungen durch Fäulnis ausgeschaltet.

Die „Alten Fahrten“ sind frühere Kanal-Abschnitte, die bei der letzten Erweiterung (vor etwa ½ Jahrhundert) still gelegt wurden und heute als einzigartige anthropogene Tongewässer die Landschaft und die Libellenfauna bereichern (Schmidt 2003, Stephan et al. 2006). Sie sind im vorderen, gut ½ km langen Teil zum Kanal hin offen mit Liegeplätzen für Freizeit-Motorboote, dann durch Dämme (mit kleinem Durchlaß) abgeschottet. Die Einfahrt von Großschiffen ist verboten. Die hohe Wasserqualität und die gute Thermik machen diese äußeren Abschnitte der „Alten Fahrten“ hoch interessant für sommerliche Freizeit-Nutzungen (Badebetrieb, Gummiboote etc.), sie werden überdies wie der Kanal selbst von Angelvereinen bewirtschaftet. Damit werden weitgehend der Röhrichtsaum auf dem Blocksteinufer aufgelichtet bis ausgeschaltet und die libellenfreundlichen Tauchblattrasen unterdrückt. Die von der Kanal-Schifffahrt erzeugten Wasserströmungen und Wasserstands-Schwankungen wirken abgebremst und verzögert in diese offenen Abschnitte bis zu deren Ende hinein. Sie sind daher als Grenzbereich zu dem aktuellen Schifffahrtskanal interessant.

Die Wasserdurchmischung durch die Kanal-Großschifffahrt und ihre ökologisch günstigen Folgen sind intensiver als bei der eher gleichmäßigen Strömung in einem Flachland-Fluß, sie wirken aber nur temporär und in der Richtung wechselnd. Genaue Untersuchungen sind zu wünschen.

Untersuchungsgebiete, Material und Methoden

Untersucht wurde der Dortmund-Ems-Kanals (DEK) nebst den Einfahrten zu den „Alten Fahrten“ südlich von Münster im Raum Lüdinghausen (gelegentlich auch nach N bis Senden und Venne

bzw. nach S bis Datteln) mit wechselnder Intensität über 1½ Jahrzehnte hinweg (insgesamt gegen 100 Exkursionen 1994-2007), z.T. auch beim Baden oder vom Paddelboot aus. Hinzu kamen 9 Exkursionen 1992-2007 im Bereich der Querung des Elting-Mühlenbaches N Münster (bei Greven). Hochsommer und Herbst 2006 und April 2007 waren ungewöhnlich trocken und sonnig, der Sommer 2007 (Mai-Oktober) wolkenreich und mild, aber fast ohne Sonnentage, also ungünstig für kontinentale Arten (wie *Stylurus flavipes*).

Gearbeitet wurde mit Fernglas-Erfassungen und Fotodokumentation (als Artbeleg) der Libellenfauna. Dabei wurden die spezifische Abundanz, Stetigkeit, Raumeinnahme bei den Fortpflanzungsaktivitäten bei optimalen Flugbedingungen (warme Sonnentage) im Bezug zu der bekannten Habitat-Präferenz in den Mittelpunkt gestellt. Damit konnte das Artenspektrum störungsfrei weiträumig repräsentativ erfaßt werden (Arbeitsgruppe Baggerseen DGL 1995, Schmidt 1991, 1993, 1996). Die Bodenständigkeit wurde durch zumeist beiläufige Schlüpfnachweise, bei *Gomphus*-Arten auch durch gelegentliche weiträumige Erfassung der Jungfernflüge auf dem Treidelpfad am Vormittag von Sonnentagen und durch gezielte Aufsammlungen im Bereich der Einfahrt der „Alten Fahrt“ Ondrup ermittelt.

Ergebnisse

Als Ergebnis werden die am Kanal selbst bzw. in den offenen Abschnitten der Alten Fahrten häufigen Arten detailliert aufgelistet, die nur gelegentlich oder als Gast nachgewiesenen Arten in Stetigkeitsgruppen zusammengefaßt. Abkürzungen: Ondrup Einfahrt zur „Alten Fahrt“ Ondrup (im Hintergrund Camping-Platz, anschließend Landgasthof mit kleinem Liegeplatz für Freizeitboote, gegenüber Bootshaus eines Ruder-Clubs); Lüdh. Hafen Wasser- & Schifffahrtsamt Rheine in Lüdinghausen; Berbr. Zum Kanal hin offener Abschnitt der „Alten Fahrt“ Berenbrock, Endteil vor dem Damm (Abschottung der eigentlichen „Alten Fahrt“) knapp 1 km von der Mündung in den Kanal (mit Freizeitboot-Hafen für das Ruhrgebiet) entfernt auf Höhe eines Camping-Platzes.

Beständig in zumeist höherer Abundanz und bodenständig nachgewiesenen Arten:

Calopteryx splendens (Harris, 1782): Einzeltiere als Wanderer überall am Kanal; Ondrup, Lüdh., Berbr. in zumindest mittlerer Abundanz auf Tauchblattstrassen mit Balz und Eiablage, regelmäßig schlüpfend.

Platycnemis pennipes (Pallas, 1771): Wie die vorstehende Art.

Gomphus vulgatissimus (L., 1758): Ondrup hier schlüpften 1999 66 Tiere, 2000 111 Tiere, 2001 349 Tiere, 2002 212 Tiere, 2003-2006 bei gelegentlichen Stichproben jeweils einige Exuvienfunde, 2007 2.5. 7, 19.5. 1 Exuvie; Lüdh. Schlüpfnachweis 2.5.2007 (3 Exuvien, 1 kompletter Schlüpfvorgang %: Platzen der Larvenhaut Beginn 11:55, Abflug ungestört 12:40), 2006 und früher keine Kontrollen zur Schlüpfzeit). Berbr.: 2.5.1999 1 frisch geschlüpft abfliegend, eine Exuvie 6.5.2000 an der Einfahrt. Am Kanal selbst wurden die eher versteckt ruhenden Imagines nur ausnahmsweise angetroffen, Jagdflüge/Ruheplätze wurden gelegentlich in der Umgebung beobachtet. Einzelne Schlüpf-Nachweise (über Jungfernflüge vormittags) erfolgten auch am Kanal zwischen Lüdinghausen und Venne abseits der „Alten Fahrten“. Am Kanal N Münster im Bereich der Querung des Elting-Mühlenbaches 1992/93 etliche, queren oft den Kanal, setzen sich in die Großstauden am Ufer und in die ufernahen Baumkronen, auch Paarungen. Bei und nach dem Kanalausbau 2000 bzw. 2007 kein Nachweis am Kanal, nur noch am Elting-Mühlenbach, jedoch in geringerer Abundanz als in den 90ern, aber auch noch mit Schlüpfnachweisen.

G. pulchellus Selys, 1840 : Ondrup hohe Schlüpfzahlen ähnlich der vorstehenden Art, aber bevorzugt in den vorderen Abschnitten der „Alten Fahrt“, weniger am Kanal selbst (2007 nicht überprüft). Imagines sind beim Ruhen auf dem Fahrweg auf dem Deich regelmäßig nachzuweisen. Einzeltiere auch gelegentlich an anderen Kanal-Abschnitten.

Orthetrum cancellatum (L., 1758): Ondrup, Lüdh., Berbr. beständig in geringer Abundanz aber mit Paarungen/Eiablagen und Schlüpfnachweisen, in höherer Abundanz Berbr. (häufig an den abgeschotteten Teilen der „Alten Fahrten“). Einzeltiere auch gelegentlich an anderen Kanal-Abschnitten.

Ein Sonderfall:

Stylurus flavipes (Charpentier, 1825): Ondrup 13./15.7.2006 Einzelfunde von Imagines am Ufer, auch am Kanal über dem Wasser fliegend; Lüdh. Schlüpfnachweis 15.7.2006 1 Exuvie, 1 verkrüppeltes % frisch geschlüpft (leg.).

Regelmäßig in zumeist geringerer Abundanz in Ondrup, Lüdh., Berbr. angetroffene Arten, z.T. mit Schlüpfnachweis oder zumindest mit Eiablagen: *Erythromma viridulum* (Charpentier, 1840), *Cercion lindenii* (Selys, 1840), *Coenagrion puella* (L., 1758), *Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820); von *Cercion* und *Ischnura* Einzeltiere auch gelegentlich an anderen Kanal-Abschnitten.

Unregelmäßig in geringer Abundanz in Ondrup, Lüdh., Berbr. angetroffene Arten ohne Bodenständigkeits-Nachweis und Gäste: *Pyrrhosoma nymphula* (Sulzer, 1776), *Erythromma najas* (Hansemann, 1823), *Enallagma cyathigerum* (Charpentier, 1840), *Anax imperator* Leach, 1815, *Platetrum depressum* (L., 1758), *Sympetrum sanguineum* (Müller, 1764), *S. striolatum* (Charpentier, 1840); *Orthetrum coerulescens* (F., 1798) nur Berbr. 16.7.2006 ein Durchzügler,.

Diskussion

Am Dortmund-Ems-Kanal ist ähnlich wie an kanalisierten Flüssen (Tittizer et al. 1989) nur *Gomphus vulgatissimus* und auch nur in geringer Abundanz flächendeckend beständig bodenständig. Hinzu kommen Einzelfunde wandernder Tiere vor allem von *Calopteryx splendens* und *Platycnemis pennipes*, vereinzelt auch von *Cercion lindenii* und *Ischnura elegans* sowie von *Gomphus pulchellus* und *Orthetrum cancellatum*. Diese Arten wurden auch schon vor etwa ½ Jahrhundert am Kanal N Münster bzw. in Münster nachgewiesen (Gries & Oonk 1975, Artmeyer et al. 2000). Lediglich im Bereich der Querung des Elting-Mühlenbaches (bei Greven, N Münster, mit einem großen Vorkommen der Art: Tittizer et al. 1989 und eigene Daten ab 1992) wurde eine höhere Abundanz mit Fortpflanzungsaktivitäten erreicht, die jedoch eher als „Ableger“ vom Elting-Mühlenbach anzusehen ist. Bei bzw. nach dem Kanalausbau (mit Düker für den Bach statt der früheren Unterführung) wurde die Art (2000, 2007) nicht mehr direkt am Kanal, sondern nur noch (in verringerter Abundanz) am Bach angetroffen. An den Blockstein-Ufern des Kanals findet damit *Gomphus vulgatissimus* offensichtlich nur eingeschränkt Überlebenschancen, die anderen beruhigtes Wasser (*G. pulchellus*) bzw. das Phyto mit passender Struktur bevorzugenden Libellenarten sind nur Durchzügler.

Flußlibellen werden im Münsterland an Kanal-Erweiterungen mit Flutrasen auf Feingrundbänken begünstigt. Das gilt vor allem für die rheobionte *Calopteryx splendens*, aber auch für die rheophilen *Platycnemis pennipes*, *Gomphus vulgatissimus* und *G. pulchellus* (Schmidt 2000; zur Substrat-Präferenz vgl. Foidl et al. 1993, Mauersberger & Zessin 1990). Neben dem Strukturangebot müssen aber auch das Strömungsmuster, Thermik und O₂-Gehalt die Mindestanforderungen erfüllen. *Platycnemis pennipes* und *Gomphus pulchellus* sind typische Flußarten, im Gebiet Charakterarten von Freizeit-Angelteichen (Schmidt 2006), die bei minimalem Durchfluß Stillgewässern gleichen. *Gomphus vulgatissimus* ist typisch nicht nur für Fließgewässer, sondern auch für Brandungsufer von Klarwasserseen und entsprechenden Abgrabungsseen. Diese Arten vertragen also die (etwas geminderte) Turbulenz und können zeitweilige Stillwasserphasen auch im Sommer auf mineralischen Böden mit geringer O₂-Zehrung überdauern (Mauersberger & Zessin 1990). Anhaltende Stillwasserphasen sind an Seen im Winter bei Eisbedeckung gegeben. Auch die Schifffahrtskanäle frieren im Winter rasch zu, da Wärmeeinträge aus Kraftwerken und Abwasser fern gehalten werden. In strengen Wintern, die im Münsterland nur ausnahmsweise auftreten, in den letzten Jahren

ganz ausgeblieben sind, ruht dann die Schifffahrt völlig, bis Eisbrecher wieder für freie Fahrt sorgen. – *Stylurus flavipes* ist eine östliche Art der großen Ströme (bis zu Oder und Elbe, aber auch in Frankreich und Norditalien; z.B. Aguilar & Dommenget 1998, Grand & Boudot 2006), die in jüngerer Zeit NW-Deutschland (Rhein, auch die Kanäle: Geißen 2000, Postler et al. 2005) erreicht hat. Die Daten reichen noch nicht für eine nähere Diskussion der Bodenständigkeit am Dortmund-Ems-Kanal.

Nicht in das Schema paßt *Calopteryx splendens*, für die früher eine Bindung an gerichtet und beständig strömendes Wasser postuliert wurde (Diskussion bei Schmidt 2004). Das wurde aber auch schon durch Vorkommen an See-Ausflüssen und an Stauweihern und Fischteichen abseits vom Zufluß (vielfältige eigene Befunde) relativiert. Die Brutvorkommen am Kanal und in der Einmündung der „Alten Fahrten“ belegen eine weitere Variante: Diese Wasserbewegungen reichen selbst für *Calopteryx splendens* noch stark gemindert fast 1 km einwärts in der „Alten Fahrt“ bei Berenbrock! Dabei werden auch Wochenend-Pausen mit Wasser-Klärung, die früher öfter vorkamen, toleriert. Im thermisch kritischen Sommer-Halbjahr ist also am Dortmund-Ems-Kanal die Schiffsdichte so hoch, daß die wechselnde Turbulenz für ein ausreichendes O₂-Angebot sorgt. Im Winterhalbjahr ist die Toleranz von Wasserruhe im O₂-reichen Wasser offenbar hoch. So werden die Ruhephasen bei Eisbedeckung überstanden. Ein Sonderfall war der Kanal-Bruch an der Lippe-Querung (nahe Datteln) im Herbst 2005: Der Schiffsverkehr war stillgelegt vom 11.10. bis 16.12., also gut 2 Monate lang, eine einwöchige Pause folgte dann bei einem neuerlichen Leck am 13.3.2006. Dennoch schlüpfen im Frühjahr danach (2006) die Arten (ebenso wie *Gomphus vulgatissimus*) noch in der üblichen Abundanz. Die Bewertung als rheobiont ist für *Calopteryx splendens* also zu relativieren. Weitere detaillierte Untersuchungen wären zu wünschen.

Zu diesen Befunden paßt auch das Artenspektrum an Muscheln an einem Bisam-Fraßplatz an der Einfahrt der Alten Fahrt Ondrup (9.5.2001): Unter den Großmuscheln waren die Teichmuscheln (*Anodonta anatina*) nur mit 7 großen Exemplaren vertreten, die Flußmuscheln dagegen mit 29 (*Unio pictorum*) bzw. 94 Exemplaren (*U. tumidus*) in verschiedenen Größen (ab 3 cm). Hinzu kamen 220 Körbchenmuscheln (*Corbicula fluminea*), aber nur eine Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*), die an den Blocksteinen häufig ist, aber offenbar vom Bisam verschmählt wurde (Schmidt 2001). Auf den potamalen Charakter der Binnen-Schiffahrtsstraßen weisen Gerdes & Eggers (2007) hin. Auch unter den (anderen) Neozoen (z.B. unter den Amphipoden) dominieren Fließwasserarten in den Großschiffahrtskanälen (Rehage 1993, Tittizer et al. 2000), deren Bedeutung für die Ausbreitung der Neozoen wohl manchmal unterschätzt wird.

Im Trübwetter-Sommer 2007 hatte die massive Trübung des Kanal-Wassers durch die Ausbau-Maßnahmen das Untersuchungsgebiet erreicht. Damit verschwanden die Tauchblatt-Rasen und deren Libellenfauna. – Am Kanal N Münster (Querung Elting-Mühlenbach) erschien das Kanalufer nach dem Ausbau (abgeschlossen ~2000) noch 2007 (erster Bewuchs auf den Steinschüttungen, Baumstreifen fehlte) trotz der Bachnähe als frei von Gomphiden. Die weitere Entwicklung bleibt abzuwarten.

Zusammenfassung

Die Libellenfauna war am Dortmund-Ems-Kanal im Münsterland im wesentlichen auf günstige Partien (Erweiterungen mit Tauchblatttrassen) beschränkt, dort aber vor allem mit Fluß-Arten (wie *Calopteryx splendens*, *Platycnemis pennipes*, *Gomphus vulgatissimus*) gut vertreten. Nur letztere konnte die Steinschütt-Ufer im gesamten Bereich, aber nur in geringer Abundanz besiedeln. Diesen Arten reichen offenbar die temporären, aber tiefreichenden, massiven Turbulenzen mit hoher O₂-

Anreicherung durch die Großschiffahrt. Im Spätherbst 2005 wurde sogar eine zweimonatige Ruhepause bei einem Kanalleck toleriert. Die Großschiffahrtskanäle haben damit den Charakter von besonderen Fließgewässern und sollten von der Limnologie mehr beachtet werden.

Danksagung

Ich danke den Mitarbeitern des Wasser- & Schiffsamtes Rheine, Außenbezirk Lüdinghausen für die bereitwillige Genehmigung zum Betreten der Hafen-Anlagen für die Libellen-Erfassungen 2006/07, dem Ehepaar Postler, Bergkamen, für die Fundmitteilungen von *Stylurus flavipes* und *Gomphus vulgatissimus* an Kanälen in der Region, die zu der Nachsuche an den besser zur Habitat-Präferenz der Arten passenden Stellen in Lüdinghausen (Ondrup, ab 2006 auch der Hafen) führten. Den Kollegen BTA Jörg Kaminski und Dr. Lothar Tacke, Biologie Universität Duisburg/Essen in Essen, danke ich für das Nachbestimmen der Muscheln an einem Bisamfraßplatz (Ondrup).

Literatur

- Aguilar, J. d', & Dommanget, J. (1998): Guide des Libellules d'Europe et d' Afrique du Nord. 2. Aufl., Delachaux & Niestlé, Paris, 463 S..
- Arbeitsgruppe Baggerseen DGL (1995): Untersuchung, Überwachung und Bewertung von Baggerseen. Empfehlungen und Entscheidungshilfen der DGL für Planung, Naturschutz und Gewässergüte. DGL, Düsseldorf, 125 S..
- Artmeyer, C., Fronek, A., Göcking, C., Häusler, M., Menke, N., Willigalla, C. & Winters, S. (2000): Die Libellenfauna der Stadt Münster. Abh. Westf. Mus. Naturkunde (Münster) 62 (4), 73 S..
- Foidl, J., Buchwald, R. & Heitz, S. (1993): Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz (Freiburg/Br.) NF 15 (3/4): 637-660.
- Geissen, H. (2000): Gomphidae vom südlichen Mittelrhein (Odoanta). Libellula 19 (3/4): 157-174.
- Gerdes, G. & Eggers, T. (2007): Erstnachweis von *Crangonyx pseudogracilis* (Crustacea: Amphipoda) im norddeutschen Raum. Lauterbornia (Dinkelscherben) 61 : 141-144.
- Grand, D. & Boudot, J. (2006): Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg. Biotope, Mèze (BP France), 480 S..
- Gries, B. & W. Oonk (1975): Die Libellen (Odonata) der Westfälischen Bucht. Abh. Landesmus. Naturk. Münster/Westf. 37 (1), 36 S..
- Hirsch, A. et al. (Autoren) / Bundesanstalt Gewässerkunde Koblenz (Hrsg., 1965): Der biologische Wasserbau an den Bundeswasserstraßen. Ulmer, Stuttgart, 319 S..
- Mauersberger, R. & Zessin, W. (1990): Zum Vorkommen und zur Ökologie von *Gomphus vulgatissimus* LINNAEUS (Odonata, Gomphidae) in der ehemaligen DDR. Entom. Nachr. Ber. 34 (5): 203-211.
- Postler, E. & Postler, W. (1998): Entwicklung von *Gomphus vulgatissimus* (L.) im Dortmund-Ems-Kanal (Anisoptera: Gomphidae). Libellula 17 (3/4): 254.
- Postler, E., Postler, W. & Kilimann, N. (2005): Entwicklungsnachweise von *Gomphus flavipes* im Datteln-Hamm-Kanal und im Rhein-Herne-Kanal (Odonata: Gomphidae). Libellula 24 (1/2): 83-86.
- Rehage, H. (1993): Wiederbesiedlung und Bestandsveränderungen eines Uferbereiches am Mittellandkanal nach dem Ausbau in Recke-Obersteinbeck (Kreis Steinfurt). Natur- u. Landschaftskunde (Möhnesee/Soest) 29: 55-58.
- Schmidt, E. (1991): Das Nischenkonzept für die Bioindikation am Beispiel Libellen. Beitr. Landespflege Rheinland-Pfalz (Oppenheim) 14: 95-117.
- Schmidt, E. (1993): Von der Faunistik zur Bioindikation. Zur historischen Entwicklung eines ökologischen Artkonzeptes aus der Sicht der Freilandentomologie (Schwerpunkt Odoanten). Verh. Westd. Entom. Tag 1991 (Düsseldorf): 11-38.
- Schmidt, E. (1996): Naturschutzkonforme und ökologisch relevante Odonaten-Faunistik auf der Grundlage von Sichterfassungen mit Fotodokumentation am Beispiel der Zygopteren *Erythromma viridulum* und *Cercion lindenii* im Flachland von Nordrhein-Westfalen. (Odonata: Coenagrionidae). Verh. 14. Int. Symp. Entomofaunistik Mitteleuropa (SIEEC) 4.-9.9.1994 in München: 365-372.
- Schmidt, E. (2000): Emergenzuntersuchungen an *Gomphus vulgatissimus* und *G. pulchellus* (Odonata: Gomphidae) am Dortmund-Ems-Kanal bei Lüdinghausen (Westmünsterland). Verh. Westd. Entom. Tag 1999 (Düsseldorf): 191-197.

- Schmidt, E. (2001): Bisam und Nutria, Neubürger an urbanen Gewässern. Anregungen für die Freilandarbeit. Unterricht Biologie 25 (Nov.) [=H. 269]: 53-56.
- Schmidt, E. (2003): Die „Alten Fahrten“ des Dortmund-Ems-Kanals im Westmünsterland, ein spezifischer, wertvoller und gefährdeter anthropogener Stillwassertyp mit Auen-Charakter am Beispiel der Odonatenfauna, eine Aufgabe für den Naturschutz (Insecta, Odonata). Verh. Westd. Entom. Tag 2002 (Düsseldorf): 179-186.
- Schmidt, E. (2004): Die Auswirkung von Stauhaltungen auf die Libellen-Fauna eines ausgebauten Flachlandbaches, der Issel bei Wesel/Niederrhein (Odonata: Calopterygidae). Entomol Gener (Stuttgart) 27 (2): 87-104.
- Schmidt, E. (2006): Zur Odonatenfauna von Freizeit-Angelteichen im W-Münsterland (Westfälische Bucht). Habitatwahl, Fortpflanzungsverhalten und Schutz mitteleuropäischer Libellen (Odonata). Ergebnisse der 23. Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen (GdO) 19.21.3.2004 in Oldenburg (Oldb): 92-102.
- Schönborn, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Fischer, Jena, 504 S.
- Schönborn, W. (2003): Lehrbuch der Limnologie. Schweizerbart, Stuttgart, 588 S..
- Sommerhäuser, M. & Schuhmacher, H. (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands. Typologie, Bewertung, Management, Atlas für die limnologische Praxis. ecomed, Landsberg, 278 S..
- Stephan, B., Wittjen, K., Zimmermann, T. & Olthoff, M (2006). Die Naturschutzgebiete im Kreis Coesfeld. Naturförderges. Kr. Coesfeld (Hrsg.), Coesfeld, 108 S..
- Tittizer, T., Schöll, F., Schleuter, M. & Leuchs, H. (1989): Beitrag zur Kenntnis der Libellenfauna der Bundeswasserstraßen und angrenzender limnischer Bereiche. Verh. Westd. Entom. Tag (Düsseldorf) 1988: 89-102.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M. Haybach, A. & Schleuter, M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. Lauterbornia (Dinkelscherben) 39: 1-72.
- Uhlmann, D. & Horn, W. (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer. Ulmer, Stuttgart, 528 S.

Überlebensstrategien juveniler Flussperlmuscheln

Heidi Selheim¹ & Michael Lange²

PLD-Vogtland, Schildstr. 30, 08525 Plauen, ¹hselheim@gmail.com, ²pld-vogtland@t-online.de

Keywords: *Margaritifera margaritifera*, Jungmuscheln, Mikrohabitat, Byssus, Vogtland

Einleitung

Die Larven der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) parasitieren auf den Kiemen salmonider Wirtsfische (Abb.1). Innerhalb von ca. 10 Monaten durchlebt die Larve ihre Metamorphose und befreit sich schließlich mit einer Größe von ca. 0,4 –0,5 mm (Abb. 2) aus der Zyste.

Die ersten Lebensjahre verbringen juvenile Flussperlmuscheln als Weidegänger im Interstitial. Die Versorgung mit Sauerstoff und Nahrung erfolgt über das durchströmende Wasser (BAUER 1989, WÄCHTLER et al. 1987).

Die Flussperlmuschel gehört in Deutschland zu den vom Aussterben bedrohten Tierarten. Ein Grund für diesen Status ist der seit Jahrzehnten fehlende Nachwuchs. Als bedeutendster, das Überleben der frischen Jungmuscheln begrenzender Faktor, hat sich in den letzten Jahren die Überfrachtung der Habitate mit Feinsedimenten herauskristallisiert (ALTMÜLLER & DETTMER 2006, GEIST & AUERSWALD 2007).

Die Untersuchung der Sohlsubstrate einiger historischer und rezenter Muschelgewässer im sächsischen Vogtland, verschiedene Expertenberichte und die erfolgreiche Aufzucht von Jungmuscheln zeigen neben dem hyporheischen Interstitial auch alternative Mikrohabitate als Jungmuschelstandorte.

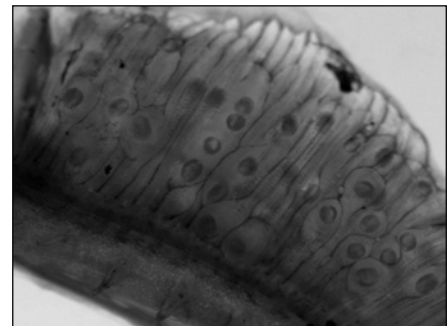


Abb. 1: Larven an den Kiemen von *Salmo trutta fario* (Foto und Präparation: G. Feldhaus).

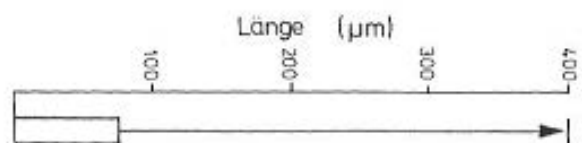


Abb. 2: Größe der Larve und Zuwachs zur Jungmuschel bei *Margaritifera* während der parasitären Phase (bearbeitet nach Bauer 2001).

Material und Methoden

Beobachtungen aus dem Interreg IIIA Projekt „Flussperlmuschel Dreiländereck“ zeigen, dass juvenile Flussperlmuscheln sich mittels Byssusfäden am Grobsubstrat befestigen. Dies wurde sowohl in den Lochplatten (erstes gekäfigtes Stadium) als auch in den Kieskäfigen (zweites gekäfigtes Stadium) beobachtet. Nach dieser neuen Erkenntnis wurde mittels Literaturrecherche und persönlicher Kontaktaufnahme die Frage nach dem Habitat der juvenilen Flussperlmuscheln vertiefend diskutiert.

Ergebnisse

Beispiel 1: Der Fluss Varzuga, Russland

Von ZIUGANOV et al. 1994 konnte im Varzuga beobachtet werden, dass die jungen 0,5 - 3 cm kleinen Muscheln an den selben Plätzen wie die alten, d.h. auf der Oberfläche der Sohle leben. Mitunter wurden sie auch auf den Schalen adulter Muscheln gefunden. Bei Jungtieren von *M. margaritifera* kleiner als 20 mm in Karelien und auf der Kola-Halbinsel fand man byssuartige Fäden, die den jungen Perlmuscheln anscheinend dazu dienen, sich im Bachgrund zu befestigen. (Abb. 3)

Beispiel 2: Der Fluss Blanice, Tschechische Republik

An der Blanice mussten 2006 nach Trockenfallen einer Flusschlinge Altmuscheln evakuiert werden. Einen Tag später konnte beobachtet werden, dass sich einige Jungmuscheln aus der Tiefe des Interstitials an die Substratoberfläche bewegt hatten. Sie hinterließen im Kies stets ein tiefes Loch, in das problemlos ein Bleistift versenkt werden konnte. (O. SPISAR, 2007 mündlich)

Beispiel 3: Ein Heidebach in Niedersachsen:

Bei der jährlichen Bestandserhebung im Gewässer Lutter wurden in der mehrere tausend Jungmuscheln umfassenden Population über 50 Jungtiere im geschätzten Alter zwischen 7 und 15 Jahren im eher lockeren, aber stabil liegenden Lehm aufwachsend beobachtet. Dieses Mikrohabitat befindet sich nicht auf der stark überströmten Sohlebene mit Sedimenttransport, sondern am leicht überflossenen Hochufer, sodass es hier nicht zur Überlagerung mit Feinsediment (Sand) kommen kann. (R. ALTMÜLLER, 2006/2007 mündlich)



Abb. 3: Juvenile vogtländische Perlmuscheln mit Byssusfäden an Ankersteinchen bzw. aneinander gekettet.

Diskussion

Die vogtländischen Perlbäche verlaufen in relativ schmalen Auen über mächtigen Lehmschichten. Talkiese sind hier in der Regel nicht ausgebildet. Häufig ist die „eigentlich“ für die Perlmuschel als Lebensraum erforderliche Kiesschicht dünn, oft bildet der anstehende Auelehm die Grenzschicht zur fließenden Welle. Das lokale Verwitterungsgestein ist blättchenförmig, sodass die Interstitialräume geogen bedingt sehr feinporig sind und schon von geringen Mengen Feinsediment verschlossen werden. Trotz dieser offensichtlich ungünstigen Bedingungen waren auch diese Bäche in vergangenen Jahrhunderten reich mit Perlmuscheln gesegnet.

Im Süd-Westen Tschechiens durchfließen Perlmuschelgewässer wie die Blanice (Nationalpark Šumava, Südböhmen) Täler, in denen mächtige Talkiese lagern. In solchen Beispielgewässern ist das Interstitial so gut durchströmt, dass die Versorgung der Jungmuscheln mit Sauerstoff und Nahrung auch in tieferen Schichten gegeben ist. Derartig günstige Bedingungen schützen die Jungtiere auch optimal vor Verdriftung.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Jungmuscheln besiedeln die gleichen Habitate wie die Alttiere. Vorzugsweise ziehen sie sich in Kieslückenräume zurück und leben dort als Weidegänger. Alternativ leben sie auf der Substratoberfläche in der Grenzschicht Fließgewässersohle/fließende Welle, wobei sie sich gegen Verdriftung mit Byssusfäden schützen. Die Unterseiten von größeren Steinen können ebenso als Mikrohabitat genutzt werden wie Lehm- oder sogar Torfoberflächen (COSGROVE & HARVEY, 2003).

In Abhängigkeit vom genutzten Mikrohabitat erfolgt der Übergang von der Ernährungsweise als Weidegänger (erstes selbstständiges Lebensjahr) zur Ernährung als Filtrierer (dritter Sommer der Nachzucht in Sachsen) mehr oder weniger zügig.

Maßgeblich für das Überleben ist, dass das Mikrohabitat „Gewässersohle“ stabil bleibt und auch nicht durch mobile Feinstoffe (Sand, Schlick etc.) überlagert wird. Damit scheinen sich auch Gewässer ohne ausgeprägte Interstitialräume, wie einige vogtländische Bäche, als (historischer) Lebensraum besser zu erklären.

Danksagung

Dem Projektträger Anglerverband Südsachsen „Mulde/Elster“ e.V. danken wir für die Zustimmung zur Darstellung der einschlägigen Projektinhalte. Die Durchführung des Interreg IIIA Projektes „Flussperlmuschel Dreiländereck“ wurde aus Mitteln der Europäischen Union co-finanziert.

Literatur

- Altmüller, R. & Dettmer, R. (2006): Erfolgreiche Artenschutzmaßnahmen für die Flussperlmuschel durch Reduzierung von unnatürlichen Feinsedimentfrachten in Fließgewässern. Inform. D. Naturschutz Niedersachs. 26 (4): 192-204.
- Bauer, G. (1989): Die Bionomische Strategie der Flußperlmuschel. Biologie in unserer Zeit 19 (3): 69-75.
- Bauer, G. (2001): Die Biologie der Flussperlmuschel und ihre Beziehung zum Lebensraum. - Die Flussperlmuschel in Europa: Bestandssituation und Schutzmaßnahmen. Kongressband. Hrsg.: WWA Hof & A. Ludwigs Universität Freiburg: 11-20.
- Cosgrove, P.J. & Harvey, P.V. (2003): An unusual freshwater pearl mussel population in Scotland. Journal of Conchology, 38: 139-146.

- Geist, J. & Auerswald, K. (2007): Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel. *Freshwater Biology* 52: 2299-2316.
- Wächtler, K., Dettmer, R. & Buddensiek, V. (1987): Zur Situation der Flußperlmuschel in Niedersachsen: Schwierigkeiten, eine bedrohte Art zu erhalten. *Ber. Naturhist. Ges. Hannover* (129): 209-224.
- Ziuganov, V., Zotin, A., Nezlin, L. & Tretiakov, V. (1994): *The Freshwater Pearl Mussels and their Relationships with Salmonid Fish*. VNIRO. Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography, Moscow.

Experimentelle Studie zur Mobilität von Gammaridae in einem temporären Fließgewässer

Mareike Trippe¹ & Elisabeth I. Meyer²

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie,
Hüfferstr. 1, 48149 Münster, ¹mareike.trippe@vollbio.de, ²meyere@uni-muenster.de

Keywords: Temporäres Fließgewässer, Karstgebiet, Neozoen, Gammaridae, Mobilität

Einleitung

Der Amphipode *Echinogammarus berilloni* (Catta 1878) stammt ursprünglich aus dem Mittelmeerraum und wurde 1923 erstmals in Deutschland (Boecker 1926) nachgewiesen. In einem temporären Fließgewässer der Paderborner Hochfläche (NRW), der Alme, ist sein Vorkommen seit Anfang der 90er Jahre bekannt. Neben dem Neozoon *E. berilloni* kommen dort auch die einheimischen Arten *Gammarus pulex* (Linneaus 1758) und *G. fossarum* (Koch 1835) vor. Entlang des 60 km langen Almeverlaufs zeigt sich ein charakteristisches Verteilungsmuster (Gravelaar et al. 2005) der drei Arten. Während *E. berilloni* in hoher Abundanz den permanenten Unterlauf dominiert, überwiegt *G. pulex* im temporären Mittellauf und *G. fossarum* bevorzugt den permanenten Oberlauf. Im Laufe der Jahre (2003-2006) konnte eine Ausbreitung von *E. berilloni* zum Oberlauf hin verzeichnet werden, während die Abundanz von *G. pulex* abnahm. Wird das Neozoon die einheimischen Arten verdrängen? Die vorliegende Studie beschäftigt sich mit der Mobilität der drei Amphipodenarten. In Labor- und Freilandexperimenten wurde der Einfluss von Substratzusammensetzung, Fließgeschwindigkeit und Temperatur auf die Mobilität geprüft. Für *E. berilloni* wurde aufgrund seines mediterranen Ursprungs erwartet, dass er bei höheren Temperaturen mobiler ist als die beiden einheimischen Arten. Bei einem abschließenden Ergebnisvergleich von Labor- und Freilandversuchen konnte eine Übertragbarkeit festgestellt werden.

Material und Methoden

Laborversuche

Die Laborversuche wurden in einer Fließrinne (280 x 20 x 15 cm) in einem Tageslichtlabor durchgeführt. Die Rinne besitzt einen geschlossenen Wasserkreislauf, der ca. 360 Liter umfasst. Die Fließgeschwindigkeit und die Temperatur können individuell eingestellt werden.

Um zu überprüfen, ob Substrat verschiedener Standorte die Mobilität der Gammariden beeinflusst, wurde die Rinne nacheinander mit Substrat der Almestandorte 1 (Oberlauf), 5 (Mittellauf) und 8 (Unterlauf) befüllt. Diese Versuche wurden separat für jede Art durchgeführt. Jeweils 15 Tiere wurden bei einer Temperatur von 15°C und einer sohlennahen Fließgeschwindigkeit von ca. 0,1 ms⁻¹ in die Mitte der Fließrinne eingesetzt. Dort wurden sie zunächst für 10 min. in einem mit Gaze verschlossenen Kunststoffrohr akklimatisiert, ehe sie ihren Aufenthaltsort frei wählen konnten. Um eine weitere Ausbreitung der Gammariden zu unterbinden wurden nach einer Stunde, im Abstand

von 20 cm, mit Gaze bespannte Trennplatten in die Fließrinne eingebracht. Der jeweilige Aufenthaltsort wurde protokolliert. Pro Art wurden vier Replika durchgeführt. Nach Versuchsende wurden die Tiere in 70%igem Ethanol konserviert, längenvermessen und auf ihr Geschlecht bestimmt. Da weder ein signifikanter Unterschied in der Mobilität der einzelnen Arten bezüglich der unterschiedlichen Almesubstrate noch bei Steinen mit und ohne organischem Material festgestellt werden konnte, wurde in den Folgeversuchen gemischtes Almesubstrat als Standardsubstrat eingesetzt. Als Standardtemperatur wurde die Hälterungstemperatur von 15°C gewählt. Bei den Versuchen wurde der Einfluss unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten und Temperaturen (Tab. 1) auf die Mobilität der Arten überprüft. Diese orientierten sich an den im Freiland ermittelten Werten. Für die Temperaturversuche wurden die Tiere bei der jeweiligen Versuchstemperatur für mindestens fünf Tage akklimatisiert. Der Versuchsablauf erfolgte wie oben erläutert.

Tab. 1: Parameter der einzelnen Fließbrinnenversuche. Jeder aufgelistete Versuch wurde viermal (à 15 Tiere) pro Art durchgeführt.

Versuchsnr.	Substrat	Fließgeschwindigkeit [m/s]	Temperatur [°C]
1	ALM 1	0,1	15
2	ALM 5	0,1	15
3	ALM 8	0,1	15
4	Standard	0 (feuchtes Substrat)	15
5	Standard	0 (Pool-Situation)	15
6	Standard	0,2	15
7	Standard	0,3	15
8	Standard	0,4	15
9	Standard	0,1	5
10	Standard	0,1	10
11	Standard	0,1	20
12	Standard	0,1	25

Freilandversuch

Die Freilandversuche wurden ausschließlich mit *E. berilloni* durchgeführt. Dazu wurden 1000 Tiere vor Ort gefangen und für 60 Sekunden in eine Färbelösung gegeben. Die rosa-rot markierten Gammariden wurden mit Hilfe eines Eimers ohne Boden in das Untersuchungsgewässer eingesetzt. Nach einer 10-minütigen Akklimation wurde der Eimer entfernt. Die Versuchszeit betrug eine Stunde. Danach wurde das Gebiet, in einem Radius von 3 m, rundum den Aussetzpunkt systematisch abgesammelt. Anschließend wurde die Anzahl der markierten und unmarkierten Tiere protokolliert.

Ausgewählte Ergebnisse

Das Neozoon *E. berilloni* zeigt bei unterschiedlichen Temperaturen ein variables Bewegungsverhalten (Abb. 1). Für alle getesteten Temperaturen konnte eine signifikant häufigere Abwärts- als Gegenstrombewegung festgestellt werden. Vergleicht man die Mobilität von *E. berilloni* bei unterschiedlichen Versuchstemperaturen, so zeigt sich bei 25°C die weiteste Verteilung.

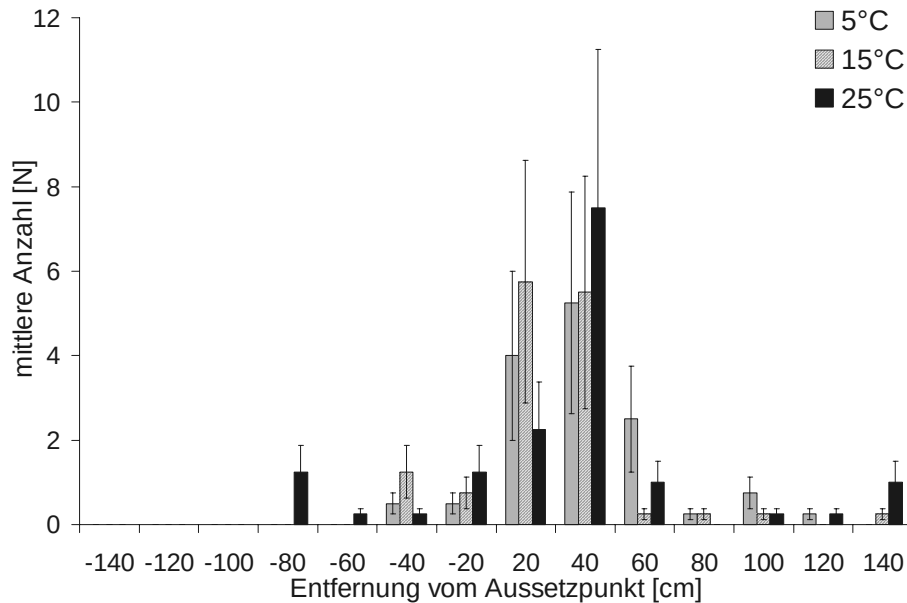


Abb. 1: Vergleich der Mobilität von *E. berilloni* bei unterschiedlichen Temperaturen (Standardsubstrat, 0,1 m/s). Dargestellt sind die Mittelwerte $\pm$ SE aus 4 Replika mit jeweils 15 Tieren.

Im Vergleich mit den einheimischen Gammaridenarten ist die Mobilität des Neozoons bei 25°C jedoch gering. *G. pulex* weist vor *G. fossarum* die größte Mobilität auf (Abb. 2).

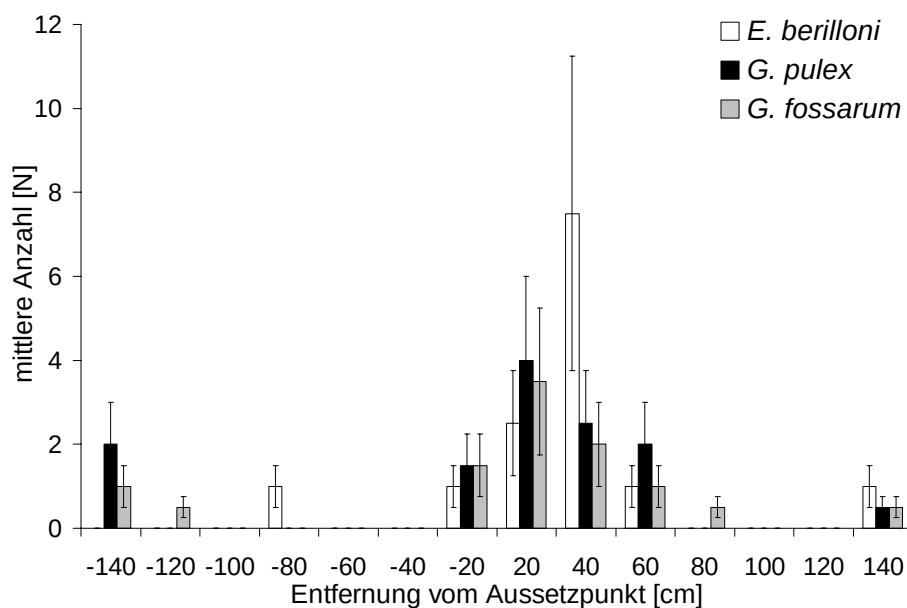


Abb. 2: Vergleich der Mobilität von 3 Gammaridenarten bei einer Temperatur von 25°C (Standardsubstrat, 0,1 m/s). Dargestellt sind die Mittelwerte $\pm$ SE aus 4 Replika mit jeweils 15 Tieren.

Ein Vergleich der im Labor- und Freiland erzielten Ergebnisse, zeigt eine Übereinstimmung (Abb. 3).

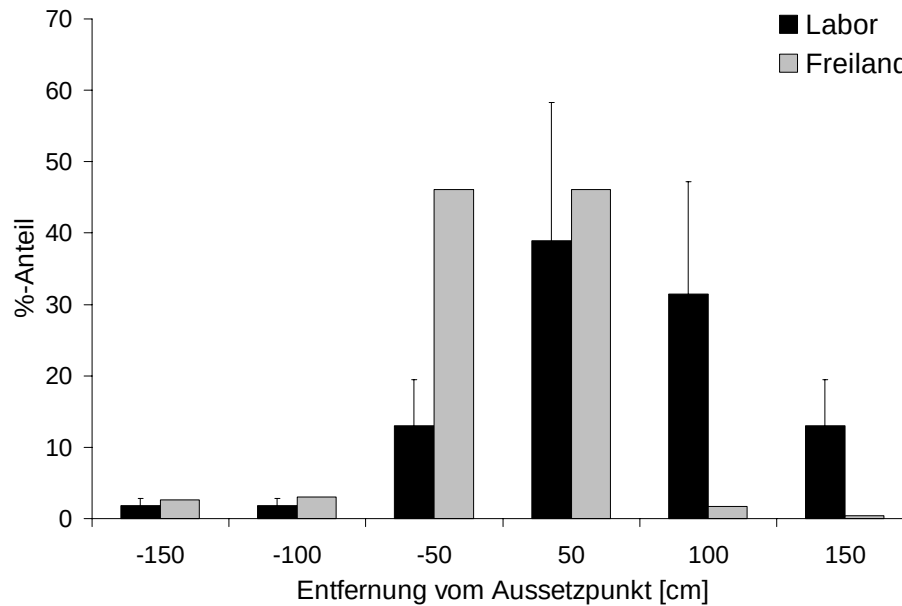


Abb. 3: Labor- vs. Freilandversuch (0,2 m/s, 15°C, *E. berilloni*, Laborergebnisse : Mittelwerte $\pm$ SE aus 4 Replika mit jeweils 15 Tieren, Freilandversuch wurde bislang nur einmal durchgeführt.)

Diskussion

Die Resultate der durchgeführten Versuche haben gezeigt, dass es keine signifikanten Unterschiede zwischen Substrat vom Ober-, Mittel- und Unterlauf der Alme bezüglich der Mobilität der Gammariden gibt. Hingegen üben die abiotischen Faktoren Fließgeschwindigkeit und Temperatur einen unterschiedlichen Einfluß auf die Ausbreitung der einzelnen Amphipodenarten aus. Die im Untersuchungsgebiet gesammelten Daten (Gravelaar et al. 2005) zeigen eine Abnahme der Abundanz von *G. pulex* bei steigender Abundanz und Ausbreitung von *E. berilloni*. In den Fließrinneversuche stellte sich *G. pulex* als mobilste der drei Arten heraus. *E. berilloni*, dessen Ausbreitung bereits bis in den Oberlauf der Alme fortgeschritten ist, zeigte sich weniger mobil. Es muss folglich einen anderen Grund für die große Konkurrenzfähigkeit des Neozoons *E. berilloni* geben. Weiterhin gilt es zu beobachten, ob eine weitere Ausbreitung von *E. berilloni* im Oberlauf gefolgt von einer zunehmenden Abundanz auch die Abundanz von *G. fossarum* beeinflusst.

Danksagung

Ein besonderer Dank gilt Herrn Dr. Jürgen Böhmer, der bei der Planung der Markierungsversuche unabkömmlich war.

Literatur

- Boecker, E. (1926): Über das Vorkommen von *Echinogammarus berilloni* Catta in Westfalen. Zoologischer Anzeiger 66: 6-8.
- Gravelaar, M., Meyer, E. I., Riss, H. W. (2005): *Echinogammarus berilloni* in NRW: Untersuchungen zur Autökologie eines eingewanderten Amphipoden. DGL-Tagungsbericht 2005, Karlsruhe.

EGGERS, TH. O. & A. MARTENS: Neozoische Amphipoda in Deutschland: eine aktuelle Übersicht

FAAß, ST., G. SCHOOLMANN, K. GRABOW & A. MARTENS: Einfluss von Streusalz auf das Driftverhalten von einheimischen und neozoischen Amphipoda

GERGS, R. & K.-O. ROTHHAUPT: Trophische Interaktionen zwischen Zebramuscheln und einheimischen bzw. invasiven Amphipoden im Litoral des Bodensees

MARTENS, A., G. SCHOOLMANN & K. GRABOW: Verbreitungsmuster neozoischer Amphipoda in der Oberrheinaue

Neozoische Amphipoda in Deutschland: eine aktuelle Übersicht

Thomas Ols Eggers¹ & Andreas Martens²

¹Abteilung Umweltsystemanalyse, Institut für Geoökologie der TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig, Deutschland, t.eggers@tu-braunschweig.de

²Abteilung Biologie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland, martens@ph-karlsruhe.de,

Keywords: Amphipoda, Germany, invasive species, neozoans, river catchments

Einleitung

Kaum eine Gruppe limnischer Organismen in Deutschland hat mit 56 % (= 14 Arten) einen so hohen Anteil von Neozoen wie die Amphipoda (Eggers & Martens 2001, 2004). Besonders die Fauna der Bundeswasserstraßen wird durch Neozoen bestimmt. Für einen großen Anteil der Arten müssen Scheitelkanäle und Binnenschifffahrt als Hauptursache für das Eindringen und die Verbreitung in Deutschland gesehen werden, einzelne Arten kamen auf anderen Wegen dazu. Während die Erstnachweise der Arten gut dokumentiert sind, gibt es wenige Studien, die sich mit der späteren Etablierung und der Einnischung und Vergesellschaftung der Neubürger beschäftigen

Bilanzierung

Bislang wurden bei der Betrachtung des Vorkommens von Neozoen im Süßwasser eher politische als natürliche Grenzen beachtet. Wir empfehlen eine stärkere Berücksichtigung der natürlichen Verbreitungseinheiten, bei Artengruppen wie den Malacostraca können dies nur die Einzugsgebiete (EZG) sein (Tab. 1). Auch die Wasserrahmenrichtlinie folgt diesem Konzept. Hierbei zeigt sich deutlich, dass es wiederkehrende Muster gibt. Zum einen gibt es Arten, die mittlerweile in Deutschland weit verbreitet sind (*Dikerogammarus villosus*, *Chelicorophium curvispinum*). Andere Arten kamen über die Donau (*C. robustum*, *D. bispinosus*, *Obesogammarus obesus*) oder die Oder (*O. crassus*, *Pontogammarus robustoides*) und sind noch nicht weiter vorgedrungen. „Weiße Flecken“ bei den Nachweisen sind dagegen oft kleinere Einzugsbereiche in Schleswig-Holstein sowie insbesondere die Ems als System mittlerer Größe. Dies könnte zum einen daran liegen, dass etwaige Funde nicht weiter publiziert werden, zum anderen können diese kleinen Bereiche auch abseits der Immigrationsrouten liegen. Hier könnte gezieltes Nachsuchen helfen diese Lücken zu schließen oder nachzuprüfen, ob die Arten weiter vorgedrungen sind oder nicht. Nachfolgend soll der aktuelle Status einzelner Arten näher betrachtet werden.

Pontogammarus robustoides

Mittlerweile existieren viele Funde besonders aus langsam fließenden Gewässern mit Röhrichtvegetation am Ufer, wie etwa Seen in Mecklenburg-Vorpommern, an der Havel oder der Spree. Der westlichste bekannte Fund ist immer noch jener von Martens et al. (1999) im Mittellandkanal bei Grafhorst, im Übergangsbereich zwischen Elbe- und Weser-EZG. Weitere Funde in westlicher Richtung sind bisher nicht bekannt.

Obesogammarus crassus

Obwohl mehr als 10 Jahre später aufgetreten hat *O. crassus* heute ein sehr ähnliches Verbreitungsbild wie *P. robustoides* und wird auch oft zusammen mit dieser Art gefunden. In der Havel ist die Art weit verbreitet, auf diese Vorkommen gehen vermutlich auch die vereinzelt Nachweise in der Elbe zurück (Eggers & Anlauf 2005). Im Gegensatz zu *P. robustoides* bevorzugt die Art eher die Uferbereiche, während *P. robustoides* auch an der Gewässersohle gefunden wird.

Dikerogammarus haemobaphes

Bei der Invasion aus der Donau in das Rhein-System folgte unmittelbar der sehr dominante *D. villosus*, so dass ein Vorkommen häufig wieder in Frage gestellt wurde. Im Bereich der Oder ist sehr gut dokumentiert, dass *D. haemobaphes* von *D. villosus* schnell überflügelt wurde (Müller & Hertel 2003). Heutige Verbreitungsschwerpunkte in Deutschland sind die strukturarmen Kanalstrecken mit Spundwänden in Norddeutschland. Daneben gibt es regelmäßig Funde z.B. am Oberrhein.

Dikerogammarus villosus

Seit der Öffnung des Main-Donau-Kanals hat sich die große Art über fast alle Wasserstraßen ausgebreitet und kommt dort besonders in den Steinschüttungen in hohen Dichten vor (Eggers 2006). Auch isoliert liegende Seen, wie etwa der Bodensee (Mürle et al. 2004) oder der Zürichsee in der Schweiz (Steinmann 2006) sind besiedelt worden.

Echinogammarus trichiatus

Die Art hat sich 1996 vom Donausystem her kommend über die Wasserstraßen bis in den Berliner Raum ausgebreitet (Müller & Eggers 2006). Sie besitzt eine Körpergröße und einen Grundhabitus wie *D. villosus*. Da sie zudem sehr ähnliche Lebensräume besiedelt und beide oft zusammen vorkommen ist die starke und schnelle Ausbreitung vermutlich nicht so spektakulär bemerkt worden, wie das erste Eintreffen von *D. villosus*. Möglicherweise ist die Art bisher sogar übersehen worden.

Obesogammarus obesus

Auch dieser Art muss künftig wieder mehr Beachtung geschenkt werden. Nachdem es viele Jahre so aussah, dass die Art nur im Donau-System vorkommt (Weinzierl et al. 1996), existieren seit kurzem Nachweise aus dem Rhein bei Koblenz (Nehring 2006). Es ist davon auszugehen, dass auch die dazwischen liegenden Abschnitte von Main und Rhein besiedelt sind und weitere Nachweise bis zur Rheinmündung wahrscheinlich sind.

Chelicorophium robustum

2002 wurde *C. robustum* erstmals für Deutschland im Main nachgewiesen (Bernerth & Stein 2003). Nachfolgend gab es weitere Funde aus dem Rheinsystem bis hin zum Dortmund-Ems-Kanal (Haybach & Schwenke 2005). Bemerkenswert ist das bisherige Fehlen von Nachweisen im deutschen Bereich des Donausystems. Mit Nachweisen der Art dort, sowie entlang des Mittellandkanal-Systems nach Osten hin, sollte gerechnet werden.

Crangonyx pseudogracilis

Der erste Fund dieser nordamerikanischen Art im Rhein-System und gleichzeitig für das europäische Festland erfolgte 1979 (Pinkster et al. 1980). Seit 2004 gibt es isolierte Nachweise aus dem Donau-System (Hess & Heckes 2006, S. Marx & O. König pers. Mitt.). Im niederländischen Bereich des Ems-Einzugsgebietes ist diese Art seit 1991 bekannt (Pinkster et al. 1992), seit 2007 gibt es einen Nachweis im Einzugsgebiet der Weser bei Bremerhaven (Gerdes & Eggers 2007). Die

kleine Art kann leicht übersehen werden oder für juvenile *Gammarus* spp. gehalten werden. Sie ist daher vermutlich sowohl im süddeutschen als auch im norddeutschen Raum weiter verbreitet, als es die bekannte Fundlage vermuten lässt. Im Süddeutschland werden besonders die Randgewässer der Rheinaue besiedelt (Martens & Grabow 2006), in Norddeutschland scheinen es Marschengewässer und Gräben zu sein (Pinkster et al. 1992, Gerdes & Eggers 2007).

Tab. 1: Nachweise von neozoischen Amphipoda in natürlichen Fließgewässern deutscher Flusseinzugsgebiete. SH: Einzugsbereiche nördlich der Elbe in Schleswig-Holstein, +: Vorkommen bekannt, ?: Vorkommen zu erwarten (Eggers & Martens, 2001, 2004, unveröffentlicht)

Einzugsgebiete	Donau	Rhein	Ems	Weser	Elbe	Oder	Warnow	SH
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	+	+	?	+	+	+	+	+
<i>Chelicorophium robustum</i>	+	+	?					
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	+	+	+	+				
<i>Dikerogammarus bispinosus</i>	+							
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	+	+	?	+	+	+	+	
<i>Dikerogammarus villosus</i>	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Echinogammarus berilloni</i>		+	?					
<i>Echinogammarus ischnus</i>	+	+	?	+	+	+	+	
<i>Echinogammarus trichiatus</i>	+	+	?	?	+			
<i>Gammarus tigrinus</i>	?	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pontogammarus robustoides</i>					+	+	+	
<i>Obesogammarus crassus</i>					+	+	+	
<i>Obesogammarus obesus</i>	+	+						
<i>Orchestia cavimana</i>	?	+	?	+	+	+	+	

Artengemeinschaften

In Gewässern in denen mehrere Arten sympatrisch vorkommen, lässt sich eine stabile Verteilung der Arten oft über Jahre hinweg erkennen. Diese Gemeinschaften sind so beständig, dass es höchstens zur Ablösung einer einzelnen Art bei der Neueinwanderung einer weiteren kommt (Eggers 2006, Hempel 2007) während die anderen Dominanz- und Verbreitungsmuster stabil erscheinen. In den Steinschüttungen der Binnenschiffahrtsstraßen findet sich so oft eine Zönose aus *C. curvispinum*, *C. robustum*, *D. villosus*, *E. trichiatus* und *E. ischnus*, während in den oft seenartigen ostdeutschen Wasserstraßen mit Röhrichsaum *O. crassus* und *P. robustoides* zusammen vorkommen. Hier sollte geprüft werden, ob sich die Neozoen nicht in die vorhandenen Indikationssysteme eingliedern lassen.

Prognose

Auch in der Zukunft muss mit dem Auftreten neuer Arten gerechnet werden. Die Pontokaspis wird dabei sicherlich weiterhin eine große Rolle spielen. Der Schiffsverkehr auf der Donau wird weiter zunehmen, zumal weitere Donau-Anlieger der EU beigetreten sind und die im Kosovo-Konflikt zerstörten Donau-Brücken die Durchgängigkeit der Donau nicht mehr einschränken. Das zweite wichtige Herkunftsgebiet ist das Baltikum, das als Sprungbrett-Areal fungiert. Dort wurden in den 1960er Jahren viele Arten der Pontokaspis als Fischnährtiere ausgesetzt (Gasyunas 1965, Pirozhnikov & Joffe 1966, Arbaciauskas 2002). Einige dieser Arten sind bereits zu uns gelangt (z.B. *Dikerogammarus haemobaphes*, *Obesogammarus crassus*, *Pontogammarus robustoides*). Mit weiteren

dieser Arten sollte man in Deutschland rechnen. Die westlichsten Nachweise von *Echinogammarus warpachowskyi* liegen zur Zeit in der Kurischen Nehrung (Olenin & Leppäkoski 1999, Zettler & Daunys 2007). Der ebenfalls ausgesetzte, aus dem Baikalsee stammende *Gmelinoides fasciatus* breitet sich zur Zeit im finnischen Meerbusen aus (Berezina & Panov 2004, Orlova et al. 2006). Daneben ist jederzeit mit einer Einschleppung von Arten aus Übersee über Ballastwasser oder ähnlichen Vektoren zu rechnen, wie es etwa die Einschleppung der europäischen Schwebegarnelen *Hemimysis anomala* nach Nordamerika zeigt (Pothoven et al. 2007). Eine Einschleppung von Arten aus Übersee durch Aquarianer ist ebenso denkbar, da etwa die kleine nordamerikanische Art *Hyalomma azteca* als Futtertier gehalten und gezüchtet wird (Martens & Eggers 2004).

Resümee

Derzeit sind vergleichsweise geringe Änderungen in der Süßwasser-Amphipoden-Fauna in Deutschland zu beobachten. Bei vielen Arten ergibt sich durch die erhöhte Anzahl von Fundmeldungen mit den anfallenden Fundumständen ein verfeinertes Verbreitungsbild. Auch zeichnen sich relativ feste Artengemeinschaften auch bei den neozoischen Amphipoda ab. So sind in Zukunft mehr autökologische Aussagen bis hin zum Einsatz für Indikationssysteme möglich.

Mit weiteren Neuzugängen muss jedoch gerechnet werden. Überwiegend sind schiffbare Gewässer betroffen, auch wenn diese durchaus isoliert liegen können. Um weitere Aussagen über die Ausbreitung der Arten machen zu können, sollte in Zukunft der Ebene der Flusseinzugsgebiete stärker Beachtung geschenkt werden.

Danksagung

Dank gilt all denjenigen die uns immer wieder mit aktuellen Fundmeldungen versorgt haben. Zur Aktualisierung unseres Wissens für diese Mitteilung haben besonders Eva Abee, Matthias Brunke, Karsten Grabow, Olav König und Manfred Siebert beigetragen.

Literatur

- Arbaciauskas, K. (2002): Ponto-caspian amphipods and mysids in the inland waters of Lithuania: History of introduction, current distribution and relations with native malacostracans. - In: Leppäkoski, E., S. Gollasch & S. Olenin (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management, 104-115, (Kluwer) Dordrecht
- Berezina, N. A. & V. E. Panov (2004): Distribution, population structure and salinity tolerance of the invasive amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) in the Neva Estuary (Gulf of Finland, Baltic Sea). - *Hydrobiologia* 514: 199–206, Dordrecht
- Bernerth, H. & S. Stein (2003): *Crangonyx pseudogracilis* und *Corophium robustum* (Amphipoda), zwei neue Einwanderer im hessischen Main sowie Erstnachweise für Deutschland von *C. robustum*. - *Lauterbornia* 48: 57-60, Dinkelscherben
- Eggers, T. O. (2006): Auswirkungen anthropogener Strukturen auf die Makrozoobenthoszönose von Schifffahrtsstraßen - Vergleich einer freifließenden Wasserstraße (Mittlere Elbe) mit einem Schifffahrtskanal (Mittellandkanal) und ihre Bedeutung für Neozoen. - Dissertation, Fakultät für Lebenswissenschaften, Technische Universität Carolo-Wilhelmina, 184 pp., Braunschweig
- Eggers, T. O. & A. Anlauf (2005): *Obesogammarus crassus* (G.O. Sars, 1894) (Crustacea: Amphipoda) erreicht die Elbe. - *Lauterbornia* 55: 125-128, Dinkelscherben
- Eggers, T. O. & A. Martens (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. - *Lauterbornia* 42: 1-68, Dinkelscherben
- Eggers, T. O. & A. Martens (2004): Ergänzungen und Korrekturen zum "Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands". - *Lauterbornia* 50: 1-13, Dinkelscherben

- Gasyunas, I. I. (1965): [On the results of the acclimatization of food invertebrates of the caspian complex in lithuanian waterbodies. (russ.)]. - Zoologicheskii Zhurnal 44: 340-343, Moskau
- Gerdes, G. & T. O. Eggers (2007): Erstnachweis von *Crangonyx pseudogracilis* (Crustacea: Amphipoda) im norddeutschen Raum. - *Lauterbornia* 61: im Druck, Dinkelscherben
- Haybach, A. & B. Schwenke (2005): *Chelicorophium robustum* (Sars, 1895) (Crustacea: Amphipoda) im Niederrhein und in den westdeutschen Kanälen. - *Natur am Niederrhein* (N. F.) 20: 78-79, Krefeld
- Hempel, M. (2007): Verbreitungsmuster und Abundanzen der Amphipoda im Stichkanal Salzgitter. - Studienarbeit, Institut für Geoökologie, Abt. Umweltsystemanalyse, Technische Universität, 23 pp., Braunschweig
- Hess, M. & U. Heckes (2006): Der nordamerikanische Flohkrebs *Crangonyx pseudogracilis* (Amphipoda: Crangonyctidae) jetzt auch im Einzugsgebiet der Donau. - *Lauterbornia* 58: 143-145, Dinkelscherben
- Martens, A., T. O. Eggers & K. Grabow (1999): Erste Funde von *Pontogammarus robustoides* (Sars) im Mittellandkanal (Crustacea: Amphipoda). - *Lauterbornia* 35: 39-42, Dinkelscherben
- Martens, A. & K. Grabow (2006): *Crangonyx pseudogracilis* am Oberrhein (Crustacea: Amphipoda): ein Neozoon besiedelt erfolgreich Gewässer abseits der ausgebauten Fahrrinne. - *Lauterbornia* 58: 131-137, Dinkelscherben
- Müller, O. & A. Hertel (2003): Abundanzentwicklung der invasiven Amphipoda *Dikerogammarus villosus* (Sovinski 1894) und *D. cf. haemobaphes* (Eichwald 1841) in der deutschen Oder und den angrenzenden Kanälen (Crustacea; Amphipoda). - Schriftenreihe des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Reihe A: Angewandte Wissenschaft 498 „Bedrohung der biologischen Vielfalt durch invasive gebietsfremde Arten“: 245-249, Berlin
- Müller, R. & T. O. Eggers (2006): Erste Nachweise von *Echinogammarus trichiatus* (Martynov, 1932) in Brandenburg und Berlin (Crustacea: Amphipoda). - *Lauterbornia* 58: 123-126, Dinkelscherben
- Mürle, U., A. Becker & P. Rey (2004): *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda) im Bodensee. - *Lauterbornia* 49: 77-79, Dinkelscherben
- Nehring, S. (2006): The Ponto-Caspian amphipod *Obesogammarus obesus* (Sars, 1894) arrived the Rhine River via the Main-Danube Canal. - *Aquatic Invasions* 1: 148-153, St. Petersburg
- Olenin, S. & E. Leppäkoski (1999): Non-native animals in the Baltic Sea: alteration of benthic habitats on coastal inlets and lagoons. - *Hydrobiologia* 393: 233-243, Dordrecht
- Orlova, M., I. Telesh, N. Berezina, A. Antsulevich, A. Maximov & L. Litvinchuk (2006): Effects of nonindigenous species on diversity and community functioning in the eastern Gulf of Finland (Baltic Sea). - *Helgoland Marine Research* 60: 98-105, Berlin
- Pinkster, S., J. Dieleman & D. Platvoet (1980): The present position of *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, in The Netherlands, with the description of a newly discovered amphipod species, *Crangonyx pseudogracilis* Bousfield, 1958 (Crustacea, Amphipoda). - *Bulletin Zoologisch Museum Universiteit van Amsterdam* 7: 33-45, Amsterdam
- Pinkster, S., M. Scheepmaker, D. Platvoet & N. Broodbakker (1992): Drastic changes in the amphipod fauna (Crustacea) of Dutch inland waters during the last 25 years. - *Bijdragen tot de Dierkunde* 61: 193-204, The Hague
- Pirozhnikov, P. L. & Z. I. Joffe (1966): Theoretische Grundlagen und einige Ergebnisse der Maßnahmen für die Bereicherung der Fauna der Binnengewässer. - *Verhandlungen / Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 16: 297-301, Stuttgart
- Pothoven, S. A., I. A. Grigorovich, G. L. Fahnenstiel & M. D. Balcer (2007): Introduction of the Ponto-Caspian bloody-red mysid *Hemimysis anomala* into the Lake Michigan basin. - *Journal of Great Lakes Research* 33: 285-292, Ann Arbor, Michigan
- Steinmann, P. (2006): *Dikerogammarus villosus* im Zürichsee und in der Limmat. - Gutachten im Auftrag vom Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft. Baudirektion Zürich, Zürich, 22 pp.
- Weinzierl, A., S. Potel & M. Banning (1996): *Obesogammarus obesus* (Sars 1894) in der oberen Donau (Amphipoda, Gammaridae). - *Lauterbornia* 26: 87-89, Dinkelscherben
- Zettler, M. L. & D. Daunys (2007): Long-term macrozoobenthos changes in a shallow boreal lagoon: Comparison of a recent biodiversity inventory with historical data. - *Limnologica* 37: 170-185, Amsterdam

Einfluss von Streusalz auf das Driftverhalten von einheimischen und neozoischen Amphipoda

Steffen Faß, Gerhard Schoolmann, Karsten Grabow & Andreas Martens

Abteilung Biologie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland,
SFaass@t-online.de, schoolmann@ph-karlsruhe.de, grabow@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Amphipoda, drift, neozoa, road salt

Einleitung

Ausgangspunkt der Untersuchung war das Bestreben, aktuelle Biomonitoringverfahren anschaulich aufzubereiten und schulgerecht zu vermitteln. Als Vorlage diente das derzeit in Baden-Württemberg eingesetzte Verfahren von Werth (2006), in welchem mit Hilfe von Lichtschrankentechnik driftende Amphipoda registriert werden. Um Versuche zum Driftverhalten von Flohkrebsen mit Schülern durchführen zu können, sollte ein Driftmesser mit einfachen Mitteln kostengünstig für die Schule nachgebaut werden. Das Funktionsprinzip des Driftmessers ist denkbar einfach: Sobald sich ein Schadstoff im Wasser befindet, reagieren die Tiere mit Flucht, d.h. sie driften mit der Wasserströmung in der ringförmigen Versuchsrinne. Die seitlich angebrachten Lichtschranken zeichnen die driftenden Individuen auf und werden mit einem Zählwerk registriert.

Pestizide und andere Giftstoffe bieten sich für den Einsatz in der Schule bekanntlich weniger an. Wir haben uns daher für die Verwendung von Streusalz als definierbare, einfach zu handhabende und gleichzeitig umweltrelevante Substanz entschieden. Die beim Test des Gerätes erzielten Ergebnisse gehen weit über fachdidaktische Fragestellungen hinaus und sollen deshalb hier vorgestellt werden.

Methode

Die Lichtschranken bestanden aus je sieben Sendedioden und Fototransistoren, welche im Abstand von 8 mm übereinander angebracht und zum Schutz vor Wasser in Reagenzgläsern untergebracht waren. Durch Änderungen von Widerständen und an einem Kondensator konnte das System so verändert werden, dass die Lichtschranken bereits bei einer Verdunklungszeit von unter einer Sekunde auslösten. Das kreisförmige Versuchsbecken (Abb. 1) bestand aus zwei ineinander montierten zylindrischen Glaswannen mit einem Durchmesser von 22,5 und 9,5 cm. Am Boden der Versuchsrinne wurden mit Aquariensilikon Kieselsteine befestigt, die den Amphipoden als Versteck oder zum Festhalten dienen sollten. In der inneren Schale war eine Tauchkreiselpumpe aus dem Aquarienhandel installiert. Sie saugte das Wasser aus dem äußeren Ring durch ein Lochblech mit so kleinen Öffnungen, dass die Versuchstiere nicht hindurchpassten. Der Wasseraustritt der Pumpe erfolgte in den äußeren Ring, in dem dadurch eine ständige Strömung entstand. Das mit 2,5 l Wasser gefüllte Becken wies durch die Abwärme der Tauchkreiselpumpe eine konstante Temperatur von 21° C auf.

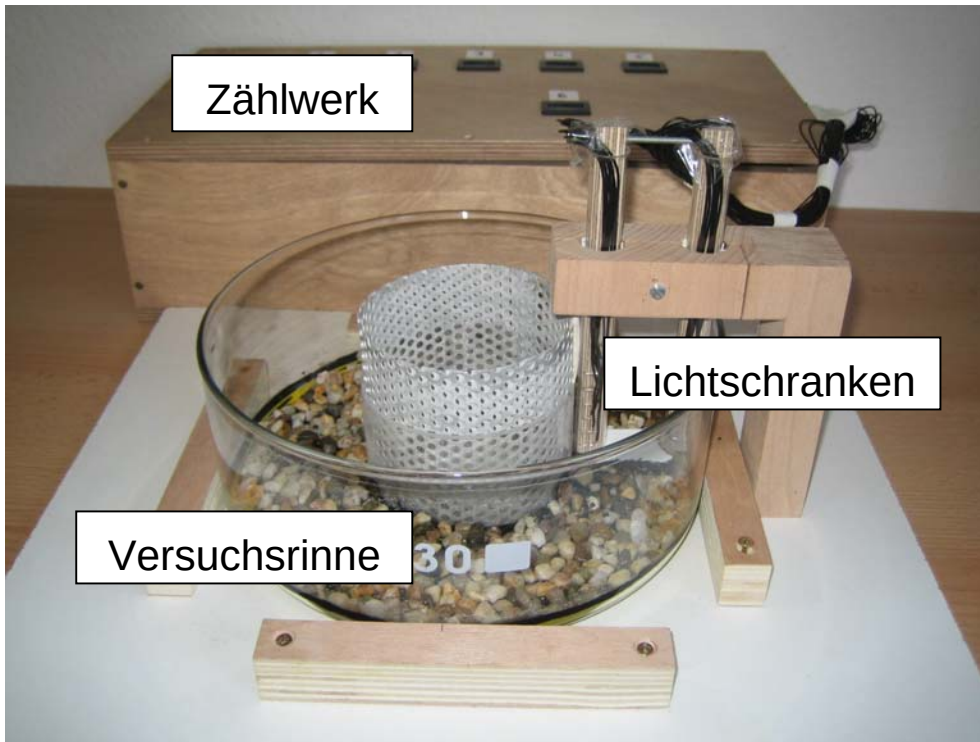


Abb. 1: Versuchsaufbau ohne installierte Kreislpumpe

Die bei den Untersuchungen verwendeten Tiere stammten aus verschiedenen Gewässern der Oberrheinregion um Karlsruhe. Sie wurden mehrere Tage in belüfteten Aquarien gehältert. In die Versuchsbecken wurden für die Testläufe fünf oder zehn Individuen jeweils einer Art eingesetzt. Um die Empfindlichkeit der Lichtschraken nicht zu unterschreiten, hatten die Krebse eine Mindestgröße von 10 mm. Auf Grund der geringeren Beweglichkeit von *Dikerogammarus villosus* konnten zehn Tiere getestet werden, *Echinogammarus berilloni*, *Gammarus roeselii* und *G. pulex* störten sich bei dieser Dichte durch hohe Aktivität gegenseitig zu sehr, sodass der Besatz auf fünf Individuen/pro Versuchsdurchgang reduziert wurde. Es gab jeweils vier Versuchsläufe, deren Werte gemittelt wurden. Die Versuche begannen immer nach einer halben Stunde Eingewöhnungszeit für die Tiere.

Handelsübliches Streusalz (Lieferant: green partners international, Gladbeck) wurde vor der Zugabe portionsweise in Wasser aus dem Versuchsbecken gelöst. Die Salzzugaben erfolgten bei *D. villosus* und *E. berilloni* in 5 g-Schritten – das entspricht 2g/l im Versuchsbecken – bei *G. roeselii* in 2,5g-Schritten (1g/l) und bei *G. pulex* in 1,25g-Schritten (0,5g/l). Nach Salzzugabe wurden die driftenden Tiere zehn Minuten durch das Zählwerk gezählt, bevor eine weitere Zugabe erfolgte. Die Versuche wurden beendet, nachdem ein deutlicher Anstieg der Drift festgestellt werden konnte. Danach wurde das Versuchsbecken salzfrei gespült und gereinigt (Faaß 2007).

Ergebnisse

Zu Beginn der Testläufe zeigten die Arten unterschiedliche Verhaltensweisen. Während Individuen von *Dikerogammarus villosus* sich bevorzugt an Stellen mit geringer Strömung verkeilten, legten sich solche von *Gammarus roeselii* und *G. pulex* auf die Seite und versuchten sich mit ihren Peraeopoden am Steingrund festzuhalten. Bei *Echinogammarus berilloni* war der Anteil aktiver Tiere von Beginn an höher. Anfänglich nahm mit steigender Salzkonzentration die Drifthäufigkeit nur geringfügig zu. Bei weiterer Zunahme der Salzkonzentration erfolgte eine drastische Zunahme der Drift. Hierbei zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den vier Arten (Abb. 2).

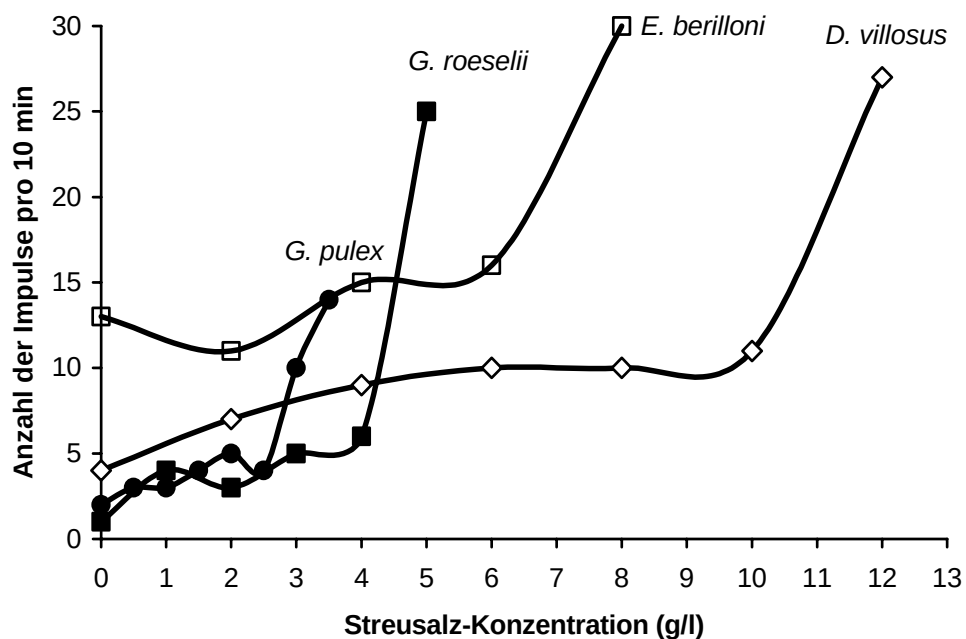


Abb. 2: Driftreaktion von 4 Amphipodenarten nach Zugabe von gelöstem Streusalz in steigender Konzentration. Ein Impuls entspricht einem die Lichtschranke passierenden Individuum. Angegeben sind die Mittelwerte aus jeweils 4 Testläufen.

Diskussion

Unsere Ergebnisse zeigen klare Trends; beide heimischen Arten reagieren empfindlich auf eine kurzfristig erhöhte Salzfracht, *Gammarus pulex* geht bereits bei 3 g/l NaCl verstärkt in die Drift, *G. roeselii* bei 5 g/l NaCl. Die beiden getesteten Neozoen reagieren erst bei höheren Konzentrationen. *Dikerogammarus villosus* geht erst im Bereich 11-12 g/l NaCl deutlich häufiger in die Drift. Diese Ergebnisse entsprechen den Erwartungen, denn *D. villosus* besitzt als potamale Art mit einer ursprünglich pontokaspischen Verbreitung eine erhöhte Salztoleranz.

Bisherige Untersuchungen zur Auswirkung von Streusalz auf Fließgewässerorganismen liefern bisher nur Bruchstücke zum Verständnis: Bei Untersuchungen am amerikanischen *Gammarus pseudolimnaeus* stellen Crowther & Hynes (1977) bei 0,8 g/l keinen Einfluss auf Drift und Sterblichkeit fest, Blasius & Merritt (2002) finden einen Einfluss auf die Drift bei einer Konzentration von über 5 g/l und Williams (2000) 100% Mortalität nach 96 h bei 6 g/l NaCl.

Literatur

- Blasius, B. J. & R. W. Merritt (2002): Field and laboratory investigations on the effects of road salt (NaCl) on stream macroinvertebrate communities. - *Environmental Pollution* 120: 219-231.
- Bruijs, M. C. M., B. Kelleher, G. Van der Velde & A. Bij de Vaate (2001): Oxygen consumption, temperature and salinity tolerance of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus*: indicators of further dispersal via ballast water transport. - *Archiv für Hydrobiologie* 152: 633-646.
- Crowther, R. A. & H. B. N. Hynes (1977): The effect of road deicing salt on the drift of stream benthos. - *Environmental Pollution* 14: 113-126.
- Faaß, S. (2007): Vergleichende Untersuchungen zur Drift von Flohkrebse: Von experimentellen Studien im Labor zum anschaulichen Unterrichtskonzept. - Wissenschaftliche Hausarbeit an der Pädagogischen Hochschule Karlsruhe.
- Werth, C. (2006): Neue Testorganismen für die Immissionsüberwachung von Fließgewässern mit kontinuierlichen Biotestverfahren - Untersuchungen zur Sensitivität von *Daphnia magna*, *Eudiaptomus vulgaris* und *Gammarus roeseli* auf Insektizide. - Dissertation an der Fakultät für Chemie und Biowissenschaften der Universität Karlsruhe (TH).
- Williams, D. D., N. E. Williams & Y. Cao (2000): Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor this impact. - *Water Research* 34: 127-138.

Trophische Interaktionen zwischen Zebramuscheln und einheimischen bzw. invasiven Amphipoden im Litoral des Bodensees

Rene Gergs & Karl-Otto Rothhaupt

Limnologisches Institut der Universität Konstanz, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz, E-mail: Rene.Gergs@uni-konstanz.de

Keywords: Amphipoden, Habitatwahl, Fraßraten, Wachstum, Biodepositionsmaterial, Zebramuscheln

Einleitung

In den letzten Jahrzehnten ist die Zebramuschel (*Dreissena polymorpha*) in viele Süßwassersysteme eingewandert, mit starken Folgen für die gesamte benthische Gemeinschaft (Griffiths 1993, Roditi et al. 1997, Mörtl und Rothhaupt 2003). Für viele Makroinvertebraten, vor allem für Gammariden und Chironomiden, konnten nach der Etablierung der Zebramuschel höhere Abundanzen festgestellt werden (Stewart und Haynes 1994). Im Bodensee war in Bereichen mit Zebramuscheln vor allem *Gammarus roeseli* dominierend, dessen Abundanz allerdings im Obersee nach der Einwanderung von *Dikerogammarus villosus* 2003 stark sank, als dieser sich dort ausbreitete. Für den Einfluss der Zebramuscheln waren nicht nur die Muschelschalen, die ein neues Habitat darstellten, verantwortlich, sondern auch ein bis dato noch nicht genau bekannter, biotischer Effekt. Es wird vermutet, dass die Biodepositionswirkung der Zebramuscheln und somit die gesteigerte Menge an sedimentiertem Material für die Attraktivität der lebenden Muscheln verantwortlich ist (Botts et al. 1996, Ricciardi et al. 1997, Stewart et al. 1998). Um dies zu untersuchen, testeten wir den Einfluss von lebenden Muscheln, Biodepositionsmaterial der Zebramuscheln und zusätzliche Chironomiden einzeln auf die Amphipodenarten *Gammarus roeseli* und *Dikerogammarus villosus* in Habitatwahlversuchen. Um die Rolle des Biodepositionsmaterial als Futterquelle für die Amphipoden abschätzen zu können, wurden diese Futterquelle mit Chironomiden und Seewasser-konditioniertem Erlenlaub als alternative Futterquellen verglichen. Dabei wurden für jede Futtersorte einzeln die Fraßraten, die Assimilationseffizienz und das Wachstum bei beiden Arten bestimmt.

Material und Methoden

Habitatwahlversuch

Die Attraktivität verschiedener Faktoren von lebenden Muscheln auf die beiden Amphipodenarten *D. villosus* und *G. roeseli* wurde in 2 – Kammer Habitatwahlversuchen untersucht. Als Referenzhabitat diente eine Kachel mit aufgeklebten Muschelschalen. Dagegen wurden fünf Parameter getestet: 1) Muschelschalen (Kontrolle), 2) eine leere Kachel, 3) lebende Muscheln, 4) Muschelschalen mit Biodepositionsmaterial, und 5) Muschelschalen mit Biodepositionsmaterial und 30 lebenden Chironomiden. Je Replikat wurden 20 vorgehungerte Individuen einer Art eingesetzt, 10 je Kammer. Die Verteilung wurde nach 24 h Versuchszeit bestimmt.

Fraßraten & Assimilationseffizienz

Bei der Bestimmung der Fraßraten wurden adulte Individuen 24 h mit einer bekannten Menge (*ad libitum*) einer Futtersorte gefüttert und die aufgenommene Nahrungsmenge durch Bestimmung der restlichen Futtermenge berechnet. Die gebildete Faecesmenge bis 24 h nach Versuchende wurde ebenfalls bestimmt, um aus dem Verhältnis zwischen aufgenommener und ausgeschiedener Nahrungsmenge die Assimilationseffizienz berechnen zu können. Vor Versuchsbeginn wurden die Tiere mit dem entsprechenden Versuchsfutter 24 h vorkonditioniert und dann 24 h vorgehungert. Durch diese Vorbehandlung konnte angenommen werden, dass die Tiere zu Versuchsbeginn die gleiche Darmfüllung besitzen, wie 24 h nach Versuchende. Im Versuch wurden die Tiere in handelsüblichen Tupperdosen in 300 ml partikelfrei filtriertem Seewasser gehältert. Die Amphipoden wurden zu Versuchende schockgefroren und anschließend Trockengewicht und Biomasse bestimmt.

Wachstumsversuch

Beim Wachstumsversuch wurden die Amphipoden einzeln in handelsüblichen PVC Weithals-Behältern (100 ml) im Durchfluss mit Seewasser (30 µm filtriert, vortemperiert auf 15 °C) gehältert. Während des Versuchs wurden die Futtersorten *ad libitum* angeboten werden, so dass die Futtermenge als limitierender Faktor ausgeschlossen werden kann. Einmal wöchentlich wurden die Faeces entfernt und das Futter erneuert. Dabei wurde auch das Überleben der Tiere notiert. Die Tiere wurden zu Beginn und dann alle 2 Wochen vermessen und die gesamte Wachstumszeit der Amphipoden betrug 8 Wochen. Zur Vermessung wurden die Tiere unter dem Binokular 3-mal fotografiert und jeweils die Körperlänge bestimmt.

Ergebnisse & Diskussion

In den Habitatwahlversuchen mieden beide Amphipoden die leere Kachel und zeigten somit einen Effekt bezüglich des Habitats. *G. roeseli* reagierte im Vergleich zum Treatment mit der leeren Kachel signifikant auf das Biodepositionsmaterial, wobei dieses aktiv aufgesucht wurde. Zusätzliche Chironomiden erbrachten keinen weiteren messbaren Effekt. Bei dem Neozoen *D. villosus* hingegen konnte dieser Habitatshift beim Biodepositionsmaterial alleine nicht festgestellt werden, nur bei zusätzlicher Zugabe von Chironomiden. Somit scheint der einheimische Gammaride *G. roeseli* direkt von der Biodepositionswirkung der Zebamuschel profitieren zu können, der räuberische Neozoe *D. villosus* dagegen über Prädation anderer Arten, wie beispielsweise Chironomiden, nur indirekt.

Die Qualität des Biodepositionsmaterials sollte durch den Vergleich mit anderen Futtersorten eingeschätzt werden. *G. roeseli* zeigte die höchste Fraßrate auf Chironomiden. Ein geringerer Fraß war bei dem Biodepositionsmaterial und der geringste Fraß bei konditioniertem Erlenlaub zu messen. *D. villosus* zeigte eine hohe Fraßrate nur auf Chironomiden. Die Assimilationseffizienz unterschied sich zwischen den Amphipodenarten nicht und war bei Chironomiden als Futterquelle höher als bei den beiden anderen Futterquelle. Dies zeigt also, dass tierisches Material die beste Futterquelle für beide Arten darstellt. Die Unterschiede in den Fraßraten und Assimilationseffizienzen müssten sich dann auch im individuellen Wachstum bei beiden Arten zeigen. Die Ergebnisse des Wachstumsversuchs bestätigen diese Hypothese. *G. roeseli* war am Ende des Versuchs nach 8 Wochen am stärksten mit Chironomiden als Futter gewachsen. Der geringste Zuwachs war bei konditioniertem Erlenlaub zu verzeichnen. Das Biodepositionsmaterial war auch beim Wachstum von *G. roeseli* intermediär zu den beiden anderen Futtersorten. Eine gleiche Reihenfolge ergab sich beim Wachstum von *D. villosus*. Allerdings war der Unterschied von Tieren, die mit Chironomiden gefüttert

wurden, im Vergleich zu den beiden andern Futtersorten stärker als bei *G. roeseli*. *G. roeseli* zeigt also eine mehr omnivore Ernährungsstrategie, während *D. villosus* vor allem ein Prädatör zu sein scheint. Diese Ergebnisse stimmen mit den bekannten Ernährungsstrategien überein (Pöckl 1992, Dick et al. 2002).

Die vorliegenden Ergebnisse deuten darauf hin, dass das Biodepositionsmaterial von *D. polymorpha* ein wichtiger Faktor für die Attraktivität der lebenden Muscheln ist. Auch wird dieses Material von Amphipoden genutzt. Es ist also zu vermuten, dass das Biodepositionsmaterial auch unter natürlichen Bedingungen im See eine Futterquelle ist, die von benthischen Invertebraten genutzt wird. Durch die Prädationswirkung von *D. villosus* ist zu vermuten, dass das benthische Nahrungsnetz des Bodensees, damit vermutlich auch die Nutzung des Biodepositionsmaterials der Zebrauschel, neu strukturiert wird.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Bei den Habitatwahlversuchen reagierte *G. roeseli* gleichermaßen positiv auf Biodepositionsmaterial und zusätzliche Chironomiden, während *D. villosus* nur auch die Chironomiden positiv reagierte. Dieses Ergebnis spiegelt sich auch in den Futterexperimenten wieder. Für *G. roeseli* sind Chironomiden in allen drei gemessenen Parametern (Fraßrate, Assimilationseffizienz, Wachstumsrate) das beste und konditioniertes Erlenlaub das schlechteste Futter. Das Biodepositionsmaterial ist intermediär. Für *D. villosus* gilt diese Reihenfolge auch, allerdings ist der Unterschied zwischen dem tierischen Material und den beiden anderen Futtersorten größer als bei *G. roeseli*.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde im Rahmen einer Doktorarbeit innerhalb des SFB 454 „Bodenseelitoral“ durchgeführt und von der DFG finanziert.

Literatur

- Botts, P. S., B. A. Patterson und D. W. Schloesser. 1996. Zebra mussel effects on benthic invertebrates: physical or biotic? *Journal of the North American Benthological Society* 15:179-184.
- Dick, J. T. A., D. Platvoet und D. W. Kelly. 2002. Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59:1078-1084.
- Griffiths, R. W. 1993. Effects of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on the benthic fauna of Lake St. Clair. 415-437 in T. F. Nalepa und D. W. Schloesser. *Zebra mussels: biology, impacts, and control*. Lewis Publishers.
- Mörtl, M. und K. O. Rothhaupt. 2003. Effects of adult *Dreissena polymorpha* on settling juveniles and associated macroinvertebrates. *International Review of Hydrobiology* 88:561-569.
- Pöckl, M. 1992. Effects of temperature, age and body size on moulting and growth in the freshwater amphipoda *Gammarus fossarum* and *G. roeseli*. *Freshwater Biology* 27:211-225.
- Ricciardi, A., F. G. Whoriskey und J. B. Rasmussen. 1997. The role of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in structuring macroinvertebrate communities on hard substrata. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:2596-2608.
- Roditi, H. A., D. L. Strayer und S. E. G. Findlay. 1997. Characteristics of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) biodeposits in a tidal freshwater estuary. *Archiv für Hydrobiologie* 140:207-219.
- Stewart, T. W. und J. M. Haynes. 1994. Benthic macroinvertebrate communities of Southwestern Lake Ontario following invasion of *Dreissena*. *Journal of Great Lakes Research* 20:479-493.
- Stewart, T. W., J. G. Miner und R. L. Lowe. 1998. Quantifying mechanisms for zebra mussel effects on benthic macroinvertebrates: organic matter production and shell-generated habitat. *Journal of the North American Benthological Society* 17:81-94.

Verbreitungsmuster neozoischer Amphipoda in der Oberrheinaue

Andreas Martens, Gerhard Schoolmann & Karsten Grabow

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland martens@ph-karlsruhe.de,
schoolmann@ph-karlsruhe.de, grabow@ph-karlsruhe.de

Keywords: *Crangonyx pseudogracilis*, *Gammarus tigrinus*, Amphipoda, Germany, Rhine River, neozoa, invasive species, floodplain, distribution, habitat, dispersal

Einleitung

Die schiffbaren Hauptströme der großen Flüsse spielen eine besondere Rolle für die Ausbreitung und den Besiedlungserfolg neozoischer Amphipoda (z.B. Tittizer & al. 2000, Bij de Vaate et al. 2002, Eggers 2006). Folglich ist diesen Gewässerbereichen für das Gewässermonitoring sowie für Grundlagenstudien zur Ökologie der Neozoen bisher besonderes Augenmerk geschenkt worden. Dass die Zuflüsse der schiffbaren Gewässer für Neozoen eine untergeordnete Rolle spielen, zeigen z.B. Stein & Bernerth (2005). Vernachlässigt wurde bisher, in welchem Umfang und unter welchen Umständen diese Arten die Gewässer in der benachbarten Aue besiedeln. Am Beispiel der Amphipoda des nördlichen Oberrheins ist deshalb dieser Frage gezielt nachgegangen worden.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Erfassung der Amphipoda in der Oberrheinebene erfolgte auf verschiedenen Skalenebenen. Zum einen wurden in definierten Bereichen der Aue und der angrenzenden Bereiche alle Gewässer auf das Vorkommen von Amphipoda und Isopoda untersucht. Entsprechende Erfassungen erfolgten im NSG Hördter Rheinaue südlich von Germersheim, Rheinland-Pfalz (Schwartinsky 2005), im Polder der Moder südlich von Neuhaeusel, Frankreich (Thiel 2007), in den französischen Häfen nördlich von Strasbourg (Tzscheutschler 2007) sowie im Gebiet der Stadt Karlsruhe, Baden-Württemberg (A. Martens, unpubl.). In anderen Bereichen am mittleren und unteren Oberrhein wurden auf der Basis von TK25-Kartenausschnitten Gewässer in der Rheinaue ausgewählt und stichprobenhaft untersucht, um die flächenhafte Ausdehnung des Vorkommens abschätzen zu können. Ausschließlich punktuelle Stichproben erfolgten in den anderen Bereichen. Besonders Augenmerk galt *Crangonyx pseudogracilis* und *Gammarus tigrinus*.

Es wurde angestrebt, neben dem Nachweis des Vorkommens auch die Dominanzverhältnisse im Gewässer zu beschreiben. Wegen der je nach hydrologischen Verhältnissen sehr unterschiedlichen Abundanz wurden deshalb nicht die Dichte sondern die Dominanzverhältnisse erfasst. Dazu sollten möglichst 50 Exemplare der Amphipoda/Isopoda pro Probestelle gesammelt werden. Deshalb wurde mit dem Käscher Laub- und Wasserpflanzenmaterial in einen 5 l-Eimer bzw. in 250 ml-Gläsern gesammelt oder Material von der Unterseite von Steinen abgespült und die Probe im Labor ausgezählt.

Daneben erfolgten vergleichende Laborexperimente zu Verhaltensweisen, die eine Ausbreitung von Amphipoden durch Wasservögel ermöglichen können (Gilles 2007). Dabei wurden Aquarien (35 x 21 x 25 cm) flach (9 cm) mit Wasser gefüllt. Als Substrat diente Laub. Eingesetzt wurden jeweils 5 Individuen von *Crangonyx pseudogracilis*, *Dikerogammarus villosus*, *Gammarus roeselii* oder und

Asellus aquaticus. Nach einer Akklimatisierung von 30 min Dauer, wurde das Wasser aufgewühlt und das Verhalten der Krebse beobachtet.

Ergebnisse

Im Jahre 2007 kamen am Oberrhein 10 neozoische Amphipodenarten vor (Tab. 1). Die Neozoen dominierten die schiffbaren Bereiche, während heimische Arten die naturnäheren Seitengewässer bestimmten (Abb. 1). Zwei Neozoen, *Crangonyx pseudogracilis* und *Gammarus tigrinus*, spielten in nicht permanent an den Rhein angebundenen Seitengewässern eine Rolle, hinzu kam als dritte Art *Echinogammarus berilloni*, welche in den den Rhein begleitenden Flutkanälen und Gräben vorkam.

Tab. 1: Übersicht der am Oberrhein vorkommenden neozoischen Amphipoda (Stand: September 2007).

Art	Erstfund am Oberrhein	Erstfund in Deutschland	Habitat am Oberrhein
<i>Echinogammarus berilloni</i>	1930	1924	Pflanzenreiche Kanäle, Gräben und Bachunterläufe
<i>Orchestia cavimana</i>	1937	1920	Supralitoral grobkiesiger Ufer
<i>Gammarus tigrinus</i>	1987	1957	Kiesgruben ohne permanente Anbindung an den Rhein
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	1987	1912	Hartsubstrate der Fahrrinne
<i>Echinogammarus ischnus</i>	1992	1976	Fahrrinne
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	1993	1992	Laubreiche Auetümpel
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	1994	1976	Fahrrinne, Häfen
<i>Dikerogammarus villosus</i>	1995	1992	Hartsubstrate der Fahrrinne und in Häfen, zeitweilig auch in Nebengewässern
<i>Echinogammarus trichiatus</i>	2000	1996	Hartsubstrate der Fahrrinne und angeschlossener Seitengewässer
<i>Chelicorophium robustum</i>	2003	2002	Hartsubstrate der Fahrrinne und in Häfen

Crangonyx pseudogracilis wurde am Oberrhein hauptsächlich in Kleingewässern gefunden, die von *Asellus aquaticus* dominiert wurden. Andere Amphipoda fehlten dort häufig ganz. Daneben gab es Funde an mehreren Stellen, wo auch andere Amphipoda auftraten. Diese Stellen lagen dichter an der Rhein-Haupttrinne und waren durch eine hohe Dynamik ihrer hydrologischen Verhältnisse gekennzeichnet. Nach Hochwässern traten hier neozoische Arten aus der Haupttrinne häufiger auf, die nach einiger Zeit wieder verschwunden waren. In den Wasserstraßen war die Art höchstens in Einzeltieren zu finden.

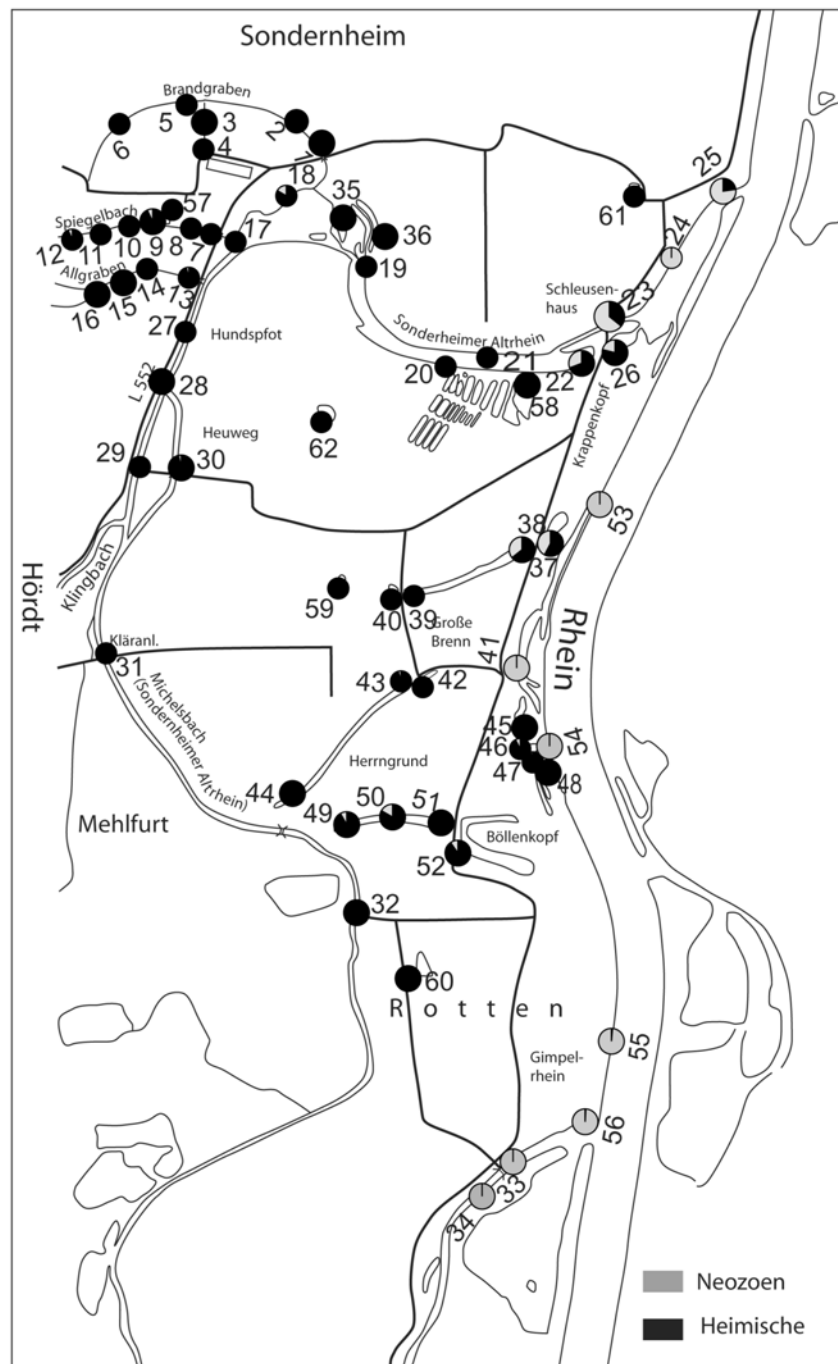


Abb. 1: Verteilung neozoischer Amphipoda und Isopoda im Naturschutzgebiet „Hördter Rheinaue“ südlich von Gernersheim (aus Schwartinsky 2006).

In den Laborexperimenten reagierte *C. pseudogracilis* deutlich anders auf die Störung als die anderen drei Krebsarten. Es schwammen direkt nach dem Aufwühlen des Wassers bzw. Laubes mit im Median von 3 Tieren (5 Durchgänge mit je 5 Tieren) im Bereich der Wasseroberfläche, bei *Dikergammarus villosus* lag der Median bei einem Individuum. *Gammarus roeselii* und *Asellus aquaticus* blieben nahezu immer auf dem Gewässergrund.

Vorkommen von *Gammarus tigrinus* wurden 2006/07 bei Karlsruhe in vier nicht permanent an den Rhein angebundenen Seen gefunden. Drei der Seen waren ehemalige Sand- und Kiesabbaugewässer, in einem Fall handelte es sich um einen von der Hochwasserdynamik der Aue abgetrennten Altarm mit Sandgrund. Diese wurden

zunächst isoliert und morphologisch klassifiziert. Im nächsten Schritt wurden die Isolate der aquatischen Pilze genetisch identifiziert. Anhand der RFLP Diskussion

Von den zehn am Oberrhein vorkommenden neozoischen Amphipodenarten hat die Mehrzahl einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt in den schiffbaren Bereichen (Tab. 1). Heimische Arten sind hier verdrängt worden, halten sich aber in Altwässern und kleineren Fließgewässern (Abb. 1).

Das Verbreitungsbild von *Crangonyx pseudogracilis* am Oberrhein ist auf dem Stand von Oktober 2006 bereits publiziert worden (Martens & Grabow 2006), eine Vielzahl weiterer Funde bestätigt das dort beschriebene Muster. Durch den Verbreitungsschwerpunkt in Kleingewässern entzieht sich die Art weitgehend dem Monitoring von Neozoen, was dazu beiträgt, dass ihre Aus- und Verbreitung in Deutschland unterschätzt wird.

Bei Hochwasser werden weite Teile der Rheinauen bis zu den Deichen überflutet, was die Auetümpel in den durchgängigen Wasserkörper einbezieht. Damit ist stromabwärts eine Besiedlung bzw. ein Populationsaustausch vereinfacht, was das regelmäßige Vorkommen von *C. pseudogracilis* in nahezu jedem geeigneten Gewässer und Einzelfunde in weniger geeigneten Habitaten gut erklärt.

Die Ausbreitung rheinaufwärts ist hingegen wahrscheinlich durch Wasservögel erfolgt. Auch die punktuellen, vom bisherigen Areal weit entfernten Vorkommen in Seitengewässern der Amper (Hess & Heckes 2006) und in der Neuen Aue, einem Marschengraben bei Bremerhaven (Gerdes & Eggers 2007), lassen sich nur so erklären. Dass *C. pseudogracilis* auf das Aufwühlen des Wasserkörpers bzw. des Falllaubs im Wasser häufig mit Aufschwimmen reagiert und sich nicht sofort wieder versteckt, ist hierfür ein wichtiger Hinweis. Dieses Verhalten erhöht insbesondere bei flachen Gewässern und gründelnden Wasservögeln die Wahrscheinlichkeit, dass die Krebse ins Gefieder gelangen und so über größere Distanzen transportiert werden können. Damit könnte die Beobachtung von Rosine (1956) zu Amphipoden im Gefieder von Enten mehr werden als eine Einzelbeobachtung; bisher hält man solche Funde für anekdotisch (Green & Figuerola 2005).

Mit dem Erscheinen von *Dikerogammarus villosus* im Oberrhein ist dort *Gammarus tigrinus* stark zurückgegangen (Haas 2002, Marten 2004) und heute nahezu völlig verschwunden. Die Restvorkommen von *G. tigrinus* liegen in Bereichen, die vom eigentlichen Hauptstrom abgetrennt sind, überwiegend sandig-kiesigen Untergrund haben und die *D. villosus* nur kurzfristig erreichen kann. Welche Auswirkungen die lang anhaltende Hochwassersituation im Sommer 2007 hat, kann im Moment noch nicht abgeschätzt werden.

Zusammenfassung

Die Verteilungsmuster und Habitate der neozoischen Amphipoda am nördlichen Oberrhein werden beschrieben und diskutiert. Besonderes Augenmerk gilt dem Vorkommen von Neozoen abseits des schiffbaren Hauptstromes. *Crangonyx pseudogracilis* hat am Oberrhein derzeit den Verbreitungsschwerpunkt in Auetümpeln und *Gammarus tigrinus* in nicht permanent angebundenen Kies- und Sandabbaugewässern. In Laborexperimenten schwammen auffällig viele Individuen von *C. gracilis* direkt nach dem Aufwühlen des Wassers bzw. Laubes statt sich wie andere Arten sofort wieder zu verstecken. Es wird davon ausgegangen, dass diese spezifische Reaktion auf Störungen eine wichtige Rolle bei der möglichen Ausbreitung der Art durch Wasservögel spielt.

Literatur

- Bij de Vaate, A., K. Jazdzweski, H. A. M. Ketelaars, S. Gollasch & G. V. d. Velde (2002): Geographical patterns in range extension of ponto-caspian macroinvertebrate species in Europe. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1159-1174.
- Eggers, T. O. (2006): Auswirkungen anthropogener Strukturen auf die Makrozoobenthoszönose von Schifffahrtsstraßen - Vergleich einer freifließenden Wasserstraße (Mittlere Elbe) mit einem Schifffahrtskanal (Mittellandkanal) und ihre Bedeutung für Neozoen. - Dissertation, Technische Universität Carolo-Wilhelmina Braunschweig, 184 S.
- Gerdes, G. & T. O. Eggers (2007): Erstnachweis von *Crangonyx pseudogracilis* (Crustacea: Amphipoda) im norddeutschen Raum. - *Lauterbornia* 61: im Druck
- Gilles, A. (2007): Comparative behavioural studies on crustaceans – a contribution to bilingual teaching on primary level. - Wissenschaftliche Hausarbeit Pädagogische Hochschule Karlsruhe, 50 S.
- Green, A.J. & J. Figuerola (2005): Recent advances in the study of long-distance dispersal of aquatic invertebrates via birds. – *Diversity and Distributions* 11: 149-156.
- Haas, G. (2002): Entwicklung der Makro-Invertebratengemeinschaft im hessischen Rhein und Unterrheinabschnitt in den Jahren 1993 bis 1999. – Dissertation Johann-Wolfgang-Goethe-Universität Frankfurt am Main & Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden, 176 S.
- Hess, M. & U. Heckes (2006): Der nordamerikanische Flohkrebs *Crangonyx pseudogracilis* (Amphipoda: Crangonyctidae) jetzt auch im Einzugsgebiet der Donau. - *Lauterbornia* 58: 143-145.
- Marten, M. (2004): Biologische Veränderungen im Rhein – Ergebnisse des Trendmonitoring 1995-2002. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 45 S.
- Martens, A. & Grabow, K. (2006): *Crangonyx pseudogracilis* am Oberrhein (Crustacea: Amphipoda): ein Neozoon besiedelt erfolgreich Gewässer abseits der ausgebauten Fahrrinne. - *Lauterbornia* 58: 131-137.
- Rosine, W. (1956): On the transport of the common amphipod, *Hyaella azteca*, in South Dakota by the mallard duck. - *Proceedings of the South Dakota Academy of Science* 35: 203.
- Schwartinsky, I. (2006): Artenspektrum und Verteilung der Höheren Krebse in der Aue des nördlichen Oberrheins. - Wissenschaftliche Hausarbeit Pädagogische Hochschule Karlsruhe, 107 S.
- Stein, S. & Bernerth, H. (2005): Einwanderung gebietsfremder wirbelloser Tiere (Neozoa – Makrozoa) aus den hessischen Rhein- und Mainabschnitten in angrenzende Fließgewässer. - In: Faunistisch-ökologische Untersuchungen des Forschungsinstitutes Senckenberg im hessischen Main. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden: 109-169.
- Thiel, A. (2007): La faune des Amphipodes dans le Polder du Rhin et de la Moder. Transfert des résultats d'une recherche scientifique à l'enseignement bilingue. - Wissenschaftliche Hausarbeit Pädagogische Hochschule Karlsruhe, 125 S.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A. & Schleuter, M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. - *Lauterbornia* 39: 1-72.
- Tzscheuschler, A. (2007): La faune d'amphipodes dans les installations portuaires du Rhin sur la rive Alsacienne entre Lauterbourg et Gamburg. Transfert des résultats d'une recherche scientifique à l'enseignement bilingue. - Wissenschaftliche Hausarbeit Pädagogische Hochschule Karlsruhe, 64 S.

ÖKOLOGIE UND MANAGEMENT HEIMISCHER UND NEOPHYTISCHER MAKROPHYTEN

BUSCH, J., A.-M. JAROSCH & A. HUSSNER: Reaktion vier potentiell invasiver amerikanischer Neophyten auf unterschiedliche Hydroregime und Substrattemperaturen

FRITSCHLER, N., A. HUSSNER & J. BUSCH: Regenerationsfähigkeit von indigenen und neophytischen Wasserpflanzen

HUSSNER, A.: Zur Ökologie und Ökophysiologie von drei invasiven, aquatischen Neophyten

KLEEBOERG, A., A. SUKHODOLOV, T. SUKHODOLOVA & J. KÖHLER: Einfluss aquatischer Makrophyten auf die Akkumulation und Resuspension von Stoffen in einem Flachlandfluss

STENGERT, M., P. PODRAZA & K. VAN DE WEYER: Die Entwicklung von *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in den Ruhrstauseen unter dem Einfluss von Hochwasserereignissen im Frühjahr 2006 bzw. Sommer 2007

RÖNICKE, H., K. RAHN, M. SCHULTZE & P. HERZSPRUNG: Entwicklung submerser Makrophyten und ihre internen Makronährelementkonzentrationen im Tagebau Goitsche

WEYER, K. VAN DE & A. HUSSNER: Die aquatischen Neophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) Deutschlands - eine Übersicht

Reaktion vier potentiell invasiver amerikanischer Neophyten auf unterschiedliche Hydroregime und Substrattemperaturen

Joachim Busch, Ann-Mareike Jarosch & Andreas Hussner

Abteilung Geobotanik, Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, Universitätsstr. 1/26.13, D-40225 Düsseldorf, Germany
Joachim.Busch@uni-duesseldorf.de, Ann-Mareike.Jarosch@uni-duesseldorf.de, hussnera@uni-duesseldorf.de

Keywords: *Lobelia cardinalis*, *Ludwigia grandiflora*, Neophyten, *Pontederia cordata*, *Saururus cernuus*

Einleitung

Einer der bedeutensten Aspekte des „Global Change“ ist die Einschleppung fremder Pflanzen (Sukopp 2001). Neben dem Klimawandel gilt der vom Menschen bewusst oder unbewusst geförderte Zustrom gebietsfremder Pflanzenarten als wichtige Gefährdungsursache der Biodiversität (Brandes 2005). Nach dem Zeitpunkt ihres ersten Auftretens in einem neuen Gebiet werden gebietsfremde Pflanzen in Archäophyten und Neophyten unterteilt. Letztere sind Arten, die erst nach der Entdeckung Amerikas durch Columbus in Regionen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes auftauchten (Sukopp 2001). Insgesamt wurden nach Sukopp (1980) ca. 12.000 Gefäßpflanzenarten durch den Menschen nach Deutschland gebracht. Etwa 1.000 dieser Arten treten ephemer auf und ungefähr 400 Arten gelang die Etablierung. Das macht ca. 12 % der gesamten Artenzahl der Bundesrepublik aus (Böhmer et al. 2001). Aktuell werden vom Bundesamt für Naturschutz in Deutschland 30 Neophyten als problematische invasive Arten eingestuft (www.floraweb.de/neoflora/; Starfinger & Kowarik 2003). Davon sind wiederum 13 Arten Hydro- oder Helophyten. Dieser überproportionale Anteil von Sumpf- und vor allem Wasserpflanzen bei den problematischen Neophyten ist ein weltweites Phänomen (Kercher & Zedler 2004). Das Wissen um die Ökologie von neophytischen Arten ist daher von großer Bedeutung, um die mögliche Problematik die von diesen Arten ausgehen könnte, besser abzuschätzen (Sheppard et al. 2005). Oftmals finden solche Untersuchungen erst dann statt, wenn ein Neophyt schon problematisch geworden ist, und die Umsetzung von Gegenmaßnahmen meist schwierig ist. Sinnvoller sind daher Untersuchungen zur Ökologie von möglicherweise problematischen Neophyten, bevor sich diese in einem Gebiet etablieren können. In dieser Arbeit wurden daher Untersuchungen zur Ökologie von vier potentiell invasiven neuweltlichen Helophyten bezüglich ihres bevorzugten Bodenhydroregimes und der Substrattemperaturen durchgeführt, um abschätzen zu können, in wieweit sich diese Arten in Mitteleuropa etablieren und ausbreiten können.

Material und Methoden

Pflanzenmaterial

Da Gartenbau und –Handel heutzutage ein wichtiger Vektor für die Einschleppung von Neophyten ist (Brandes 2005), wurden Arten ausgesucht die laut dem Pflanzeneinkaufsführer für Europa

(www.ppp-index.de) recht häufig gehandelt werden. Letztendlich wurden die folgenden vier Arten ausgewählt: *Ludwigia grandiflora*, *Lobelia cardinalis*, *Pontederia cordata* und *Saururus cernuus*.

Ludwigia grandiflora (Michx.) Greuter & Burdet, das Großblütige Heusenkraut, ist eine Onagraceae aus Südamerika. Heutzutage kommt diese Art auch in Nord- und Mittelamerika sowie in Europa in Frankreich, der Schweiz, Belgien, Spanien, Italien, Großbritannien und den Niederlanden vor.

Lobelia cardinalis L., die Kardinals-Lobelia, ist eine Campanulaceae aus den USA und Mexiko von der bislang noch keine Vorkommen in Europa bekannt sind, obwohl sie als Zierpflanze sowohl im Gartenfachhandel als auch in der Aquaristik häufig zu finden ist.

Pontederia cordata L., das Hechtkraut, ist eine Pontederiaceae aus Nord- und Südamerika die in Europa in Italien, der Schweiz, Irland, Großbritannien, den Niederlanden und Deutschland zumindest einzelne Vorkommen hat.

Saururus cernuus L., das EidechSENSchwänzchen, ist eine Saururaceae aus dem östlichen Nordamerika, das zumindest lokale Vorkommen in Norditalien und Deutschland hat.

Das Pflanzenmaterial von *L. grandiflora* stammt aus dem Inundatiekanaal in Tiel bei Eindhoven. *Pontederia cordata* stammt aus dem Botanischen Garten der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf und *L. cardinalis* und *S. cernuus* wurden über den Botanischen Garten der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf von einem Großhändler bezogen.

Versuchsdurchführung

Die Versuche wurden im Jahr 2006 im Versuchsgarten der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf (51°11'N, 6°48'O) durchgeführt. Als Substrat diente ein Gemisch aus drei Teilen Gartenerde und einem Teil Kompost. Ab dem 40. Tag wurde zusätzlich alle 18 Tage mit 200 ml Hoagland-Lösung gedüngt. Zur Untersuchung der Reaktion der Arten auf das Bodenhydroregime wurden die Pflanzen Anfang Juni in 30 l-Plastikcontainern gepflanzt in die nach der Anwuchsphase Anfang Juli mit Hilfe von Drainagelöchern folgende Wasserstände eingestellt wurden: a) drainiert (d), b) mittel (m), mit einem Wasserstand von ca. 10 cm unterhalb der Substratoberfläche und c) hoch (h), mit einem Wasserstand von ca. 3 cm oberhalb der Substratoberfläche. Der Versuch wurde als sog. „randomized block design“ mit vier Wiederholungen je Ansatz durchgeführt. Die Reaktion der Arten auf die Substrattemperatur wurde in großen 90 l-Plastikcontainern durchgeführt die mittels wurzeldichter Matten in drei Kompartimente unterteilt wurden und in denen durch 30 x 50 cm große Heizmatten (Thermolux-Wärmeunterlagen, Witte & Sutor GmbH, Murrhardt, 30 Watt) unterschiedliche Bodentemperaturregime eingestellt wurden: a) Umgebungstemperatur, b) ca. +4°C über Umgebungstemperatur und c) ca. +10°C über Umgebungstemperatur. Dieser Versuch wurde bei konstant hohem Wasserstand und mit vier Wiederholungen je Ansatz als „randomized block design“ durchgeführt.

Während des Versuches wurden regelmäßig die Sprosslängen der Versuchspflanzen ermittelt. Mitte Oktober 2006 wurden die Versuchspflanzen geerntet und die Trockengewichte für die verschiedenen Pflanzenorgane ermittelt.

Während des Versuches wurden die maximalen Nettophotosyntheseraten der Pflanzen bei konstanten Licht- und Temperaturbedingungen ($1615 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ bei 25 °C) mit einem LCA4-Gaswechsellmessgerät in Verbindung mit einem Lichtaufsatz (PLU) und einer Temperaturkontrollierten Blattkammer (PLC4TC) (ADC, Großbritannien) ermittelt.

Ebenfalls während des Versuches bzw. bei der Ernte wurde an den Pflanzen des Hydroregime-Experimentes das relative Aerenchymvolumen bestimmt.

Ergebnisse

Bei einem pH-Wert von 7,0 bis 7,3 zeigten die Redoxpotentiale von 355 und 275 mV in den beiden Hydroregimen mit den niedrigen Wasserständen aerobe Bedingungen an, während in den Töpfen mit dem hohen Wasserstand mit 95 mV schon anaerobe Bedingungen herrschten.

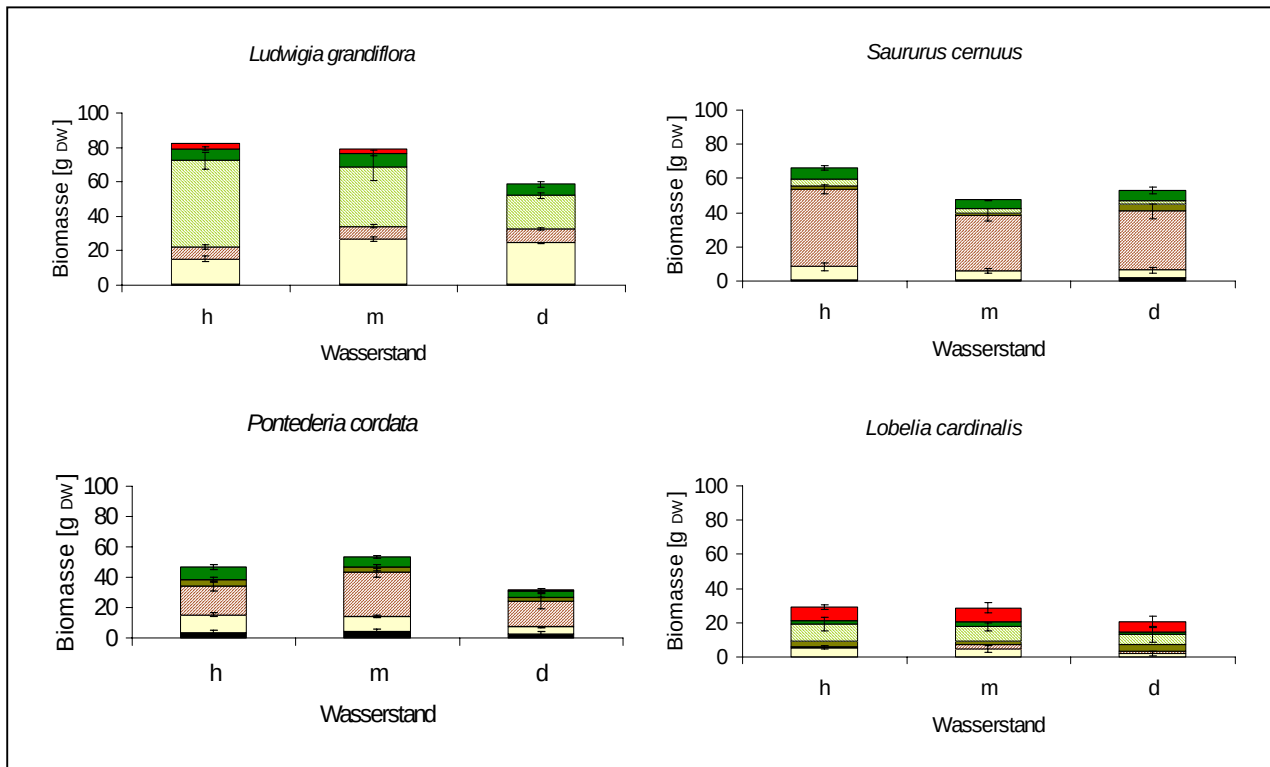


Abb. 1: Biomasse von *Ludwigia grandiflora*, *Lobelia cardinalis*, *Pontederia cordata* und *Saururus cernuus* nach 100 Tagen Versuchsdauer unter dem Einfluss verschiedener Hydroregime (hoch (h), mittel (m) und drainiert (d)). Blüten- bzw. Fruchtstand (rot), Blatt (grün), Spross (gelb gestreift), Sprossbasis (dunkelgrün), Rhizom (orange gestreift), Wurzel (gelb), Tote Biomasse (schwarz) (MW ± Stabw, n = 4).

Alle vier Pflanzenarten entwickeln unter staunassen Bedingungen die höchsten Gesamtbiomassen (Abb. 1). Während *L. cardinalis* mehr als 25 % der Gesamtbiomasse in Blütenstände investierte und nur 15 % in Rhizome, investierten die anderen drei Arten viel mehr Biomasse (55 – 70 %) in Rhizome bzw. bei *L. grandiflora* in oberirdische Kriechsprosse, also die vegetative Vermehrung.

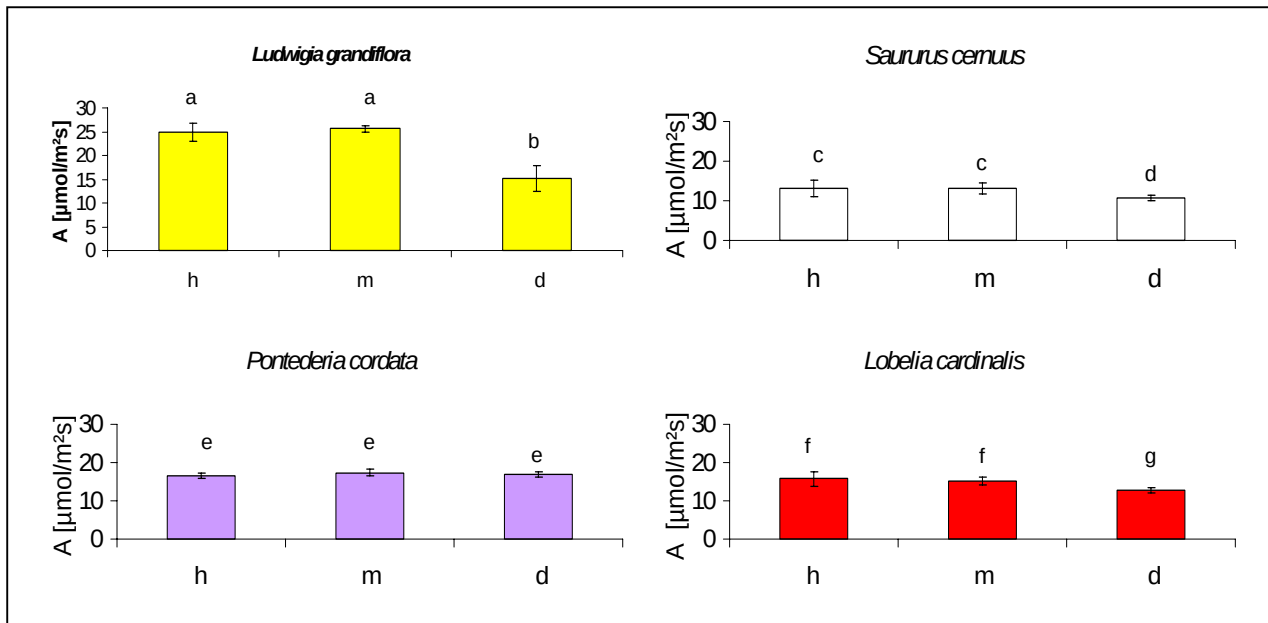


Abb. 2: Maximale Netto-Photosyntheserate von *Ludwigia grandiflora*, *Lobelia cardinalis*, *Pontederia cordata* und *Saururus cernuus* unter dem Einfluss verschiedener Hydroregime (hoch (h), mittel (m) und drainiert (d)). (MW ± Stabw, n = 4). Unterschiedliche Lettern innerhalb einer Art zeigen signifikante Unterschiede der Messwerte an.

Die höhere Gesamtbiomasse unter dem hohen Wasserstand ist vermutlich ein Ergebnis der höheren maximalen Nettophotosyntheserate unter diesen Bedingungen (Abb. 2). Mit Ausnahme von *P. cordata* zeigen die untersuchten Arten unter drainierten Bedingungen eine signifikant niedrigere Photosyntheseleistung.

Mit Ausnahme von *L. cardinalis* zeigen die untersuchten Arten morphologische Anpassungen an Staunässe. *Pontederia cordata* und *S. cernuus* haben vor allem in den Blattstielen bzw. Rhizomen ein ausgeprägtes Aerenchym haben. *Ludwigia grandiflora* entwickelt hingegen bei hohen Wasserständen besondere, negativ geotrophe Wurzeln, die ein extrem stark entwickeltes Aerenchym haben. Alle vier Arten können aber sowohl unter Staunässe als auch unter drainierten Bedingungen wachsen.

Eine höhere Substrattemperatur wirkte sich positiv auf die Gesamtbiomasse dieser Arten aus. Lediglich bei *L. cardinalis* zeigte sich kein Einfluss der Substrattemperatur auf die entwickelte Biomasse.

Diskussion

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass die Untersuchten Arten prinzipiell alle in der Lage sind bereits jetzt unter den hiesigen Klimabedingungen in einigen Regionen Mitteleuropas zu existieren. Allerdings werden zumindest *L. grandiflora*, *P. cordata* und *S. cernuus* von den zu erwartenden Temperaturerhöhungen welche die Klimaveränderung u.a. für Nordrhein-Westfalen mit sich bringen wird (Spekat et al. 2007), profitieren. Auch sollten alle Arten in der Lage sein mit den prognostizierten stärkeren Wasserstandsschwankungen (Spekat et al. 2007) zurecht zu kommen. Die Tatsache das *L. cardinalis*, obwohl häufig gehandelt, noch nicht in Europa vorkommt

(EPPO 2007), ist wohl darauf zurückzuführen, dass diese Art bei ihrer Ausbreitung vornehmlich auf generative Reproduktion setzt und der in ihrer Heimat von Kolibris bestäubten Art in Europa effektive Bestäuber fehlen. Die Biomasseallokation zeigt, daß die anderen drei Arten deutlich stärker auf vegetative Vermehrung setzen. Mit ihren kurzen dicken Rhizomen ist *P. cordata* wohl am wenigsten in der Lage sich rasch auszubreiten, während *S. cernuus* mit längeren dünneren Rhizomen dazu wohl eher in der Lage ist. Am besten für die vegetative Vermehrung und Ausbreitung eignen sich die langen oberirdischen Kriechsprosse von *L. grandiflora*, die in Frankreich bereits große Probleme breitet, da sie Gewässer zu wuchert und starke negative Einflüsse auf die Ökologie und Nutzbarkeit der Gewässer dort hat (Dandelot et al. 2005).

Schlussfolgerungen

Von den hier untersuchten Arten ist wohl *L. grandiflora* die Art die am wahrscheinlichsten im westlichen Mitteleuropa als invasive Art zu Problemen führt. Nicht umsonst hat das Bundesamt für Naturschutz eine Frühwarnung für diese Art und eine nahe verwandte Art herausgegeben (www.floraweb.de/neoflora/ludwigia.html), und es ist damit zu rechnen, dass diese Art in Zukunft auch in Deutschland auftaucht und zu einer problematischen Art wird.

Danksagung

Diese Arbeit wurde von A.-M. Jarosch im Rahmen ihrer Diplomarbeit bei Prof. Rainer Lösch in der Abteilung Geobotanik der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf durchgeführt.

Literatur

- Böhmer, H. J., Heger, T., Trepl, L. (2001): Fallstudien zu gebietsfremden Arten in Deutschland gemäß Beschluss-/Abschnittsnr. V/8 und V/19 der 5. Vertragskonferenz des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) Texte 13.
- Brandes, D. (2005): Neophyten und Biodiversität. Abhandlungen der Braunschweigischen Wissenschaftlichen Gesellschaft 54: 25 – 37.
- Dandelot, S., Verlaque, R., Dutartre, A., Cazaubon, A. (2005): Ecological, dynamic and taxonomic problems due to *Ludwigia* (Onagraceae) in France. *Hydrobiologia* 551: 131 – 136.
- EPPO (European and Mediterranean plant protection organization), (2007): Invasive Plants. EPPO Reporting Service No. 1.
- Kercher, S. M., Zedler, J. B. (2004): Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities; opportunists; and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23: 431 – 452.
- Sheppard, A. W., Shaw, R. H., Sforza, R. (2005): Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: A review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. *Weed Research* 46: 93 – 117.
- Spekat, A., Enke, W., Kreienkamp, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch auflösenden Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG. Publikationen des Umweltbundesamtes.
- Starfinger, U., Kowarik, I. (2003): Ein Internet-Handbuch zum Erkennen und Bekämpfen invasiver Pflanzenarten. In: Schriftenreihe des BMVEL „Angewandte Wissenschaft“ Heft 498 „Bedrohung der biologischen Vielfalt durch invasive gebietsfremde Arten“: 199 – 206.
- Sukopp, H. (1980): Zur Geschichte der Ausbreitung von Pflanzen in den letzten hundert Jahren. In: Ausbringung von Wildpflanzen. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen, Tagungsbericht 5: 5 – 9.
- Sukopp, H. (2001): Neophyten. *Bauhinia* 15: 19 – 37.

Regenerationsfähigkeit von indigenen und neophytischen Wasserpflanzen

Nicole Fritschler, Andreas Hussner & Joachim Busch

Universität Düsseldorf; Abt. Geobotanik; Universitätsstrasse 1; 40225 Düsseldorf

e-Mail: nfritschler75lo@yahoo.de

Keywords: Regeneration, vegetative Vermehrung, aquatische Neophyten, indigene Hydrophyten, *Myriophyllum spec.*, *Elodea spec.*

Einleitung

Viele aquatische Makrophyten besitzen die Fähigkeit, sich aus einzelnen Pflanzenteilen vollständig zu regenerieren. BARRAT – SEGRETAIN (1996) beschreibt, dass es gerade erst durch die hohe Regenerationsfähigkeit und der damit einhergehenden hohen vegetativen Reproduktion vielen Wasserpflanzenarten möglich wird, Gebiete neu zu besiedeln. Vor allem bei neophytischen Wasserpflanzenarten, von denen oftmals nur ein Geschlecht in den neu besiedelten Regionen vorkommt, ist die Fähigkeit der vegetativen Verbreitung entscheidend für die weitere Ausbreitung der Arten. Die Gattung *Elodea* ist ein gutes Beispiel dafür, dass sich Arten auch ohne sexuelle Vermehrung massiv in einem Gebiet ausbreiten können (COOK & URMI-KÖNIG 1985).

Für viele Pflanzen ist die Fähigkeit zur vegetativen Regeneration, selbst aus einzelnen Blättern, ein Erfolgsfaktor für die Erhaltung der Art und die Besiedlung größerer bzw. neuer Standorte. Gerade letzteres, also die Besiedlung neuer Standorte, stellt für viele Arten mit abgeschlossenen Lebensräumen ein besonderes Problem dar. Viele Wasserpflanzenarten nutzen daher die Möglichkeit, sich durch verschiedene Vektoren, wie z.B. Wasservögel (GREEN et al., 2002) auszubreiten. Aber auch der Mensch spielt hierbei eine große Rolle. JOHNSTONE et al. (1985) beschreiben die Ausbreitung von verschiedenen aquatischen Makrophyten in neue Gebiete, zum Beispiel durch die Netz – Fischerei, durch Wasserflugzeuge und nicht zuletzt durch die weltweite Schifffahrt. Die Regenerationsfähigkeit hat zudem einen entscheidenden Einfluss auf das Invasivitätspotential verschiedener aquatischer Neophyten und die Effizienz von möglichen Managementmaßnahmen. HUSSNER et al. (2005) berichten so beispielsweise von relativ erfolglosen Managementmaßnahmen bei *Myriophyllum heterophyllum*-Dominanzbeständen in Düsseldorfer Stadtgewässern.



Abb. 1: Regeneration aus einem Einzelnodium von *C. demersum* (Foto: Hussner)



Abb. 2: Regeneration aus einem Einzelblatt von *M. aquaticum* (Foto: Hussner)



Abb. 3: Regeneration aus einem vollständigen Wirtel von *M. heterophyllum* (Foto: Hussner)

Material und Methoden

Bei den verwendeten Pflanzenarten handelt es sich um heimische und neophytische Hydrophyten, gleicher beziehungsweise nah miteinander verwandter Gattungen. Es wurden u.a. solche Arten ausgewählt, die typisch für unsere heimischen Gewässer sind. Die Arten *Ceratophyllum demersum* und *Potamogeton crispus* sowie auch *Myriophyllum spicatum* sind weltweit verbreitet. In vielen Regionen gelten sie als „aquatic weeds“, als aquatische Unkräuter. Unter den aquatischen Neophyten wurden die Arten ausgewählt, die in den letzten Jahren besonders im Hinblick auf ihr Invasivitätspotential auf sich aufmerksam machten, dies betrifft vor allem die Gattung *Elodea* und die nicht heimischen Arten der Gattung *Myriophyllum*.

Die im Rahmen der Arbeit untersuchten einheimischen (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton crispus*) und neophytischen (*Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii*, *Egeria densa*, *Myriophyllum aquaticum* und *Myriophyllum heterophyllum*) Arten wurden im Sommer im Freiland aufgesammelt, in Blumentöpfe gepflanzt und anschließend für ca. vier Wochen im Aquarium kultiviert.

Um die Regenerationsfähigkeit zu erfassen d.h. die Fähigkeit, neue lebensfähige Sprosse hervorzubringen, wurden verschiedene Individuen einer Art in ca. 1 cm lange Sprossachsenabschnitte mit einem Nodium und Blättern, ca. 1 cm lange Sprossachsenabschnitte mit einem Nodium ohne Blätter und einzelne Blätter zerschnitten. Die jeweiligen Pflanzenteile kamen in verschiedene, mit zwei unterschiedlichen Nährmedien (Tab. 1) gefüllte Petrischalen. Diese wurden zwei verschiedenen Lichtbedingungen von 100 und 200 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ausgesetzt. Damit die gleichmäßige Verteilung der Lichtmenge im jeweiligen Versuchsraum gewährleistet werden konnte, wurde die Position der einzelnen Petrischalen bei jedem Nährstoffwechsel randomisiert. Um eine statistische Absicherung zu erhalten, wurden jeweils vier Parallelproben mit je 15 Pflanzenteilen angesetzt. Der Wechsel des Nährmediums erfolgte zweimal wöchentlich, mit gleichzeitiger quantitativer Erfassung der neu hervorgebrachten Sprosse. Weiterhin wurden die Versuchspflanzen bei zwei unterschiedlichen Temperaturstufen, $20 \pm 1^\circ\text{C}$ und $25 \pm 1^\circ\text{C}$, gehalten.

Bei der Herstellung der zwei verschiedenen Nährmedien wurde darauf geachtet, dass den jeweiligen Pflanzenteilen alle wichtigen Mikro – und Makronährstoffe zur Verfügung standen. Die Auswahl der Trophiestufen erfolgte zum einem nach dem Gesichtspunkt der anthropogenen Einflüsse auf die Gewässer, die hauptsächlich mit einer Überdüngung einhergehen und zum anderen sollte der Vergleich zu weniger nährstoffreichen Gewässern gegeben werden. Um den Bedarf an Mikronährstoffen abzudecken, bildete die Grundlage der Nährmedien eine modifizierte Lösung nach Hoagland (GAMBORG & WETTER 1975).

Bei den verschiedenen Trophiestufen wurde ausschließlich der jeweilige Anteil an Phosphat -, Nitrat - und Ammoniumionen variiert. Die unterschiedlichen Trophiestufen (KLEE 1998) entsprechen für eine mesotrophe Lösung einem Anteil an Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) von 2,0 mg pro Liter, an Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) von 0,13 mg pro Liter und einem Phosphat-Anteil ($\text{PO}_4\text{-P}$) von 0,1 mg pro Liter. Für eine eutrophe Nährlösung wurden beim Nitrat-Anteil 4,0 mg Stickstoff pro Liter, beim Ammonium - Anteil 0,9 mg Stickstoff pro Liter und bei dem Phosphat-Anteil 1,0 mg Phosphat pro Liter verwendet.

Tab. 1: Übersicht über die Gewichtsangaben der verwendeten Makronährstoffe

verwendete Chemikalien	mesotrophe-Nährlösung [mg/ Liter]	eutrophe Nährlösung [mg/ Liter]	Verhältnis meso-/ eutroph
Calciumnitrat- Tetrahydrat $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$	33,7	67,4	1:2
Ammoniumperoxodisulfat $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$	2,1	14,6	1:6,95
Kaliumdihydrogenphosphat KH_2PO_4	0,44	4,4	1:10

Ergebnisse & Diskussion

Die beiden Gattungen *Elodea* und *Egeria* weisen generell eine sehr geringe Regenerationsfähigkeit (Tab. 2 und 3) aus den untersuchten, relativ kleinen Pflanzenteilen auf. Andere Autoren (COOK & URMI – KÖNIG 1985) weisen aber darauf hin, dass die *Elodea*-Arten längere Sprossabschnitte benötigen, um neue Pflanzen bilden zu können. Die Fragmente, welche in der Natur durch äußere Einflüsse (Tiere, Menschen, Wasserbewegung) bei den *Elodea*-Arten abbrechen, besitzen häufig mehr als einen Knoten. Solche längeren Sprosstücke sind durchaus zu einer höheren Regeneration befähigt. Die Regenerationsfähigkeit der Art *Egeria densa* fiel mit maximalen 8,3% (Tab. 3) ebenfalls sehr gering aus. Auch hier spielt die Länge der Sprossabschnitte eine sehr große Rolle. Die Seitensprosse und Seitenknospen entwickeln sich meist aus Sprossabschnitten, die zwischen 2 – 15 und manchmal noch mehr, Internodien besitzen (COOK & URMI-KÖNIG 1984). RIEDE (1920) stellte fest, dass die Seitenzweige und die Seitenknospen dort entstehen, wo zwei Knoten aufeinander lagern. Mit einem längeren Sprossabschnitt erhöht sich demzufolge die Wahrscheinlichkeit, für das Vorkommen eines solchen Doppelknotens. Dies wird durch die eigenen Befunde bestätigt: Eine Regeneration war nur aus den Doppelknoten mit Blättern zu verzeichnen.

Tab. 2: Relative Regenerationshäufigkeit nach 42 Tagen in Prozent bei 100 µmol Photonen /m² s (NB= Nodium mit Blättern, N= Nodium ohne Blätter)

Trophiegrad	mesotroph		eutroph		mesotroph		eutroph	
Temperatur	20 °C		20 °C		25 °C		25 °C	
Art	[%]							
<i>C. demersum</i>	NB	73,3	NB	70,0	NB	76,7	NB	83,3
	N	41,7	N	68,3	N	68,3	N	75,0
<i>P. crispus</i>	NB	98,3	NB	96,7	NB	95,0	NB	100,0
	N	61,7	N	80,0	N	88,3	N	90,0
<i>M. spicatum</i>	NB	58,3	NB	18,3	NB	48,3	NB	76,7
	N	20,0	N	3,3	N	3,3	N	3,3
<i>M. heterophyllum</i>	NB	16,7	NB	5,0	NB	11,7	NB	23,3
	N	5,0	N	0,0	N	0,0	N	0,0
<i>M. aquaticum</i>	NB	8,3	NB	50,0	NB	3,3	NB	26,7
	N	1,7	N	0,0	N	0,0	N	1,7
<i>E. canadensis</i>	NB	8,3	NB	8,3	NB	10,0	NB	3,3
	N	0,0	N	0,0	N	0,0	N	0,0
<i>E. nuttallii</i>	NB	5,0	NB	1,7	NB	5,0	NB	6,7
	N	0,0	N	0,0	N	0,0	N	0,0
<i>E. densa</i>	NB	0,0	NB	1,7	NB	5,0	NB	0,0
	N	0,0	N	0,0	N	0,0	N	0,0

Das Regenerationsvermögen innerhalb der Gattung *Myriophyllum* war sehr unterschiedlich. Die indigene Art *M. spicatum* ist in der Lage, sich aus einzelnen Knoten mit und ohne Blätter, teilweise sogar aus Einzelblättern, vegetativ zu vermehren, und erreicht eine Regenerationsrate von 76,7% (Tab. 1). Das Ergebnis ergänzt die bisherigen Erkenntnisse, wonach sich *M. spicatum* sich in erster Linie über einzelne Stängelabschnitte verbreitet, die ein paar Zentimeter oberhalb des Gewässergrundes schwimmen und eine neue Pflanze entstehen lassen. Die einzelnen Stängelabschnitte werden von der Mutterpflanze entweder durch Auto – oder Allofragmentation abgelöst (GRACE & WETZEL 1978, AIKEN et al. 1979, KIMBEL 1982, SMITH et al. 2002). Bei der Regenerationsfähigkeit von *Myriophyllum aquaticum* soll als erstes das Regenerationsvermögen der submersen Pflanzenteile näher betrachtet werden. Die Pflanzen zeigten unter einer geringeren Lichtmenge, einem eutrophen Nährmedium und einer Temperatur von 20 ± 1°C lediglich eine 50%ige Regeneration (Tab. 2). Unter den gleichen Konditionen, allerdings bei einer doppelt so hohen Lichtmenge, erreichen diese Pflanzenteile hingegen eine Regeneration von 78% (Tab. 3). Die emersen Pflanzenteile regenerieren

regenerieren unter diesen Bedingungen sogar vollständig. Überhaupt ist die Lichtintensität im starken Maße für die Regenerationsfähigkeit von *M. aquaticum* verantwortlich. So weisen die einzelnen Stängelabschnitte, mit und ohne Blätter, bei $\sim 200 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ das höchste Regenerationsvermögen auf. Von anderen Untersuchungen (SALVUCCI & BOWES 1981) weiß man, dass die Art eutraphent ist und hohe Lichtkompensationspunkte und Lichtsättigungsbereiche aufweist.

Tab. 3: Relative Regenerationshäufigkeit nach 42 Tagen in Prozent bei $200 \mu\text{mol Photonen /m}^2 \text{ s}$ (NB= Nodium mit Blättern, N= Nodium ohne Blätter, B= Blätter)

Trophiegrad	mesotroph		eutroph		mesotroph		eutroph	
Temperatur	20 °C		20 °C		25 °C		25 °C	
Art	[%]							
<i>C. demersum</i>	NB	71,7	NB	75,0	NB	91,7	NB	90,0
	N	50,0	N	76,7	N	68,3	N	70,0
<i>P. crispus</i>	NB	51,7	NB	58,3	NB	88,3	NB	63,3
	N	20,0	N	76,7	N	56,7	N	61,7
<i>M. spicatum</i>	NB	8,3	NB	16,7	NB	48,3	NB	31,7
	N	1,7	N	3,3	N	16,7	N	3,3
<i>M. heterophyllum</i>	NB	5,0	NB	8,3	NB	5,0	NB	13,3
	N	0,0	N	0,0	N	0,0	N	1,7
<i>M. aquaticum</i> (submers)	NB	93,3	NB	78,3	NB	16,7	NB	86,7
	N	29,6	N	85,0	N	50,0	N	53,3
<i>M. aquaticum</i> (emers)	NB	90,0	NB	100,0	NB	96,7	NB	96,7
	N	41,7	N	35,0	N	28,3	N	30,0
	B	33,3	B	51,7	B	25,0	B	46,7
<i>E. canadensis</i>	NB	0,0	NB	0,0	NB	0,0	NB	3,3
	N	0,0	N	0,0	N	0,0	N	0,0
<i>E. nuttallii</i>	NB	0,0	NB	0,0	NB	0,0	NB	1,7
	N	0,0	N	0,0	N	1,7	N	3,3
<i>E. densa</i>	NB	8,3	NB	6,7	NB	3,3	NB	0,0
	N	0,0	N	0,0	N	0,0	N	0,0

Bei den beiden heimischen Arten *Ceratophyllum demersum* und *Potamogeton crispus* war ein sehr hohes Regenerationsvermögen aus den Nodien mit und ohne Blätter erkennbar. Im Gegensatz zu der Beobachtung von REICHHOFF (1978), dass *C. demersum* vorzugsweise ein eutrophes Medium bevorzugt, konnten hier keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Die Pflanzenteile in den verschiedenen Nährstofflösungen waren im gleichen Maße zur Regeneration befähigt und es konnte keine Präferenz für bestimmte Nährstoffgehalte nachgewiesen werden. Auch Hilt et al. (2006) weisen darauf hin, dass *C. demersum* in Süddeutschland zwar in eutrophen Gewässern gefunden wurde, aber vielfach auch in mesotrophen Gewässern anzutreffen ist. Auch *Potamogeton crispus* zeichnet sich durch eine besonders hohe Regenerationsfähigkeit aus, ist aber nicht befähigt, sich aus einzelnen Blättern zu regenerieren. Die Art besitzt die Fähigkeit, selbst bei einer geringen Lichtmenge, sich aus fast allen Nodien, ob mit oder ohne Blätter, zu 100% zu regenerieren.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die einheimischen und in Deutschland weit verbreiteten Arten *Ceratophyllum demersum* (94%), *Potamogeton crispus* (100%) und *Myriophyllum spicatum* (78%) zeigten in den Versuchen hohe Regenerationsraten. Aber auch die untersuchten neophytischen Taxa zeigten sehr hohe Regenerationsraten. Diese Ergebnisse

lassen für die Zukunft erwarten, dass sich auch die untersuchten neophytischen Arten (*Egeria densa*, *Myriophyllum aquaticum* und *M. heterophyllum*), die bislang nur selten in deutschen Gewässern anzutreffen sind, in Deutschland leicht weiter ausbreiten können. Ein in solchen Fällen erforderliches mechanisches Management dürfte aufgrund der hohen Regeneration selbst aus kleinsten Sprossbruchstücken keinen nachhaltigen Erfolg erzielen.

Danksagung

Ein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Lösch für das Überlassen dieses interessanten Themas im Rahmen einer Diplomarbeit, sowie für die Bereitstellung des Arbeitsplatzes. Weiterhin danke ich Herrn B. Hussner (Mönchengladbach) für die Fotografien.

Literatur

- AIKEN, S. G., NEWROTH, P. R. WILE, I. (1979): The biology of canadian weeds. 34. *Myriophyllum spicatum* L. – Can. J. Plant Science 59: 210 - 215
- BARRAT – SEGRETAIN, M. H. (1996): Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: A review. – Vegetatio 123: 13-37
- BARRAT – SEGRETAIN, M. H. (2005): Competition between invasive and indigenous species: impact of spatial pattern and developmental stage. – Plant Ecology 180: 153 - 160
- BARRAT – SEGRETAIN, M. H., ELGER, A., SAGNES, P., PUIJALON, S. (2002): Comparison of three life – history traits of invasive *Elodea canadensis* MICHX. and *Elodea nuttallii* (PLANCH) H. St. John. – Aquatic Botany 74: 299 - 313
- COOK, C. D. K. & URMI-KÖNIG, K. (1984): A revision of the genus *EGERIA* (Hydrocharitaceae). – Aquatic Botany 19: 73 - 96
- COOK, C. D. K. & URMI-KÖNIG, K. (1985): A revision of the genus *ELODEA* (Hydrocharitaceae). – Aquatic Botany 21: 111 - 156
- GAMBORG, O. L. & WETTER, L. R. (1975): *Plant tissue culture methods*. Saskatoon. – Natl. Res. Council of Canada
- GRACE, J. B., WETZEL, R. G. (1978): The production biology of Eurasian Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.): a review. – J. Aquatic Management 16: 1 - 11
- GREEN, J. A., FIGUEROLA, J., SANCHEZ, M. I. (2002): Implications of waterbird ecology for the dispersal of aquatic organism.- Acta Oecologica 23: 177 - 189
- HILT, S., GROSS, E. M., HUPFER, M., MORSCHIEDT, H., MÄHLMANN, J., MELZER, A., POTTZ, J., SANDROCK, S., SCHARF, E. – M., SCHNEIDER, S., VAN DE WEYER, K. (2006): Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – A guideline and state of the art in Germany. – Limnologica (Berlin) 36: 155 - 171
- HUSSNER, A., NIENHAUS, I. & KRAUSE, T. (2005): Zur Verbreitung von *Myriophyllum heterophyllum* Michx. in Nordrhein-Westfalen. Floristische Rundbriefe 39: 113-120
- JOHSTONE, M., COFFEY, B. T., HOWARD – WILLIAMS, C. (1985): The role of recreational boat traffic in interlake dispersal of macrophytes: A New Zealand case study. – Journal of Environmental Management 20: 263 - 279
- KANE, M. E., GILMAN, E. F., JENKS, M. A. (1991): Regenerative capacity of *Myriophyllum aquaticum* tissues cultured In Vitro. – J. Aquat. Plant Management 29: 102 - 109
- KIMBEL, J. C. (1982): Factors influencing potential intralake colonization by *Myriophyllum spicatum* L. – Aquatic Botany 14: 295 - 307
- KLEE, OTTO (1998): Wasser untersuchen. – Quelle und Meyer, Wiesbaden, 3. Auflage
- REICHHOFF, L. (1978): Die Wasser – und Röhrichtpflanzengesellschaften des Mittelelbbgebietes zwischen Wittenberg und Aken. – Limnologica (Berlin) 11 (2): 409 - 455
- RIEDE, W. (1920): Untersuchungen über Wasserpflanzen. – Flora (Jena) 114: 1 - 118
- SALVUCCI, M. E. & BOWES, G. (1982): photosynthetic and photorespiratory responses of the Aerial and submerged leaves of *M. brasiliense*. – Aquatic Botany 13: 147 – 164
- SMITH D. H., MADSEN, J. D., DICKSON, K. L., BEITINGER, T. L. (2002): Nutrient effects on autofragmentation of *Myriophyllum spicatum*. – Aquatic Botany 74: 1 – 17

Zur Ökologie und Ökophysiologie von drei invasiven, aquatischen Neophyten

Andreas Hussner

Abt. Geobotanik, Geb. 26.13.U1.R29, Universitätsstraße 1, 40225 Düsseldorf, e-mail: Andreas.Hussner@uni-duesseldorf.de

Keywords: *Crassula helmsii*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Myriophyllum aquaticum*, aquatische Makrophyten, Wachstum, Photosynthese

Einleitung

Das Thema aquatische Neophyten hat in den letzten Jahren, nicht zuletzt durch auftretende Massenbestände der neophytischen Art *Elodea nuttallii*, in Deutschland zunehmend an Bedeutung gewonnen. Die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten aquatischen Neophyten *Crassula helmsii* (Kirk) Cockayne (Helms Dickblatt), *Hydrocotyle ranunculoides* L. fil. (Großer Wassernabel) und *Myriophyllum aquaticum* (Velloso) Verdcourt (Brasilianisches Tausendblatt) werden europaweit zu den wichtigsten aquatischen Neophyten gezählt und haben in der Vergangenheit in einigen europäischen Ländern zu Problemen geführt (u.a. Dawson 1996, Moreira et al. 1996, Pot 2002, Gassmann et al. 2006, Sheppard et al. 2006). Alle drei Arten sind mittlerweile auch aus Deutschland bekannt, es wurde bislang aber noch von keinen problematischen Massenvorkommen berichtet (Hussner 2006, Van de Weyer & Hussner, dieses Heft). Um das Ausbreitungspotential der Arten besser einschätzen zu können, wurden in den letzten Jahren Untersuchungen zur Ökologie und Ökophysiologie der Arten unter den hiesigen klimatischen Bedingungen durchgeführt.

Material und Methoden

Regenerationsversuche

Verschiedene Fragmente der Pflanzen wurden in Pflanzschalen (Maße: 40x30x8 cm, 4 Pflanzschalen mit je 25 Pflanzenstücken pro Ansatz) überführt. Die Schalen waren mit je 300 g Erde (einem Gemisch aus gedämpfter Erde und Sand im Verhältnis 1:1; für den Nährstoffgehalt des Bodens siehe Tab. 1, Substrat 3) und je 2500 ml destilliertem Wasser gefüllt. Die Pflanzschalen wurden in einem Glasgewächshaus des Botanischen Gartens der Universität Düsseldorf im Zeitraum April bis Juni 2006 an sonnenexponierter Stelle für mehrere Wochen ausgebracht und zweimal wöchentlich randomisiert. Als Pflanzenfragmente dienten a) einzelne Blätter, b) ein Stängelabschnitt von 1 cm Länge mit einem Nodium ohne Blätter, c) ein Stängelabschnitt von 1 cm Länge mit einem Nodium mit Blättern. Die erfolgte Regeneration wurde wöchentlich protokolliert.

Wachstumsversuche

Emerse Sprosse von *Crassula helmsii*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Ludwigia grandiflora* und *Myriophyllum aquaticum* wurden in Pflanzschalen mit einem Wasserstand von 3 cm über der Boden-

oberfläche auf fünf verschiedenen Substraten (Tab. 1) kultiviert. Die Pflanzschalen wurden an einer sonnigen Stelle im Versuchsgarten ausgebracht, viermal wöchentlich gegossen und einmal wöchentlich randomisiert. Als Ausgangsmaterial dienten junge Pflanzen, die vor dem Versuch im Gewächshaus vorgezogen worden waren. Zur Bestimmung des Ausgangsgewichts der eingesetzten Pflanzen wurden pro Art je 10 weitere Pflanzen vergleichbarer Größe getrocknet (48 h, 80 °C) und ihr Trockengewicht bestimmt. Nach einer Wuchszeit von durchschnittlich 40 Tagen wurden die Pflanzen geerntet und die jeweiligen Trockengewichte von Blatt, Spross und Wurzel bestimmt sowie die Gesamtbiosmassen berechnet. Aus den erhaltenen Endgewichten der Pflanzen wurden deren relative Wachstumsraten (relative growth rate, RGR) berechnet.

Tab. 1: Die Nährstoffgehalte des genutzten Substrates

Substrat	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P ₂ O ₅ -P	P ₂ O ₅ -P _{tot}
1	0 - 2	4 - 6	0,2 – 0,5	1,5 – 2,0
2	2,5 - 3,5	15 - 25	2 - 5	8 – 10
3	3,5 - 4,0	30 - 40	10 - 15	18 - 20
4	3,5 - 4,5	65 - 75	18 - 20	30 - 35
5	3,5 - 4,5	85 - 105	30 - 35	60 - 70

Gaswechselfmessungen

Die Photosynthesemessungen erfolgten an emersen Trieben der untersuchten Arten mit einem LCA 4 – Porometer (Analytical Development Company, GB). Die Messungen wurden in den Jahren 2005 und 2006 in der Zeit von Ende Mai bis Mitte September an staunass kultivierten Pflanzen durchgeführt. Die Arten unterschiedlicher Wuchsform wurden mit unterschiedlichen Blatt- bzw. Sprosskammern beprobt, *Hydrocotyle ranunculoides* mit einer „broad leaf chamber“, *Crassula helmsii* und *Myriophyllum aquaticum* mit einer speziell angefertigten röhrenförmigen Messkammer. Die Pflanzenorgane blieben während der Messzeiträume permanent in der Küvette eingeschlossen. Die aktuell herrschende Temperatur-/Einstrahlungs-Gegebenheiten wurden parallel zu den CO₂-Umsatzraten registriert. Die CO₂ - Umsatzraten wurden auf das Trockengewicht des jeweils in der Kammer befindlichen Blatt- bzw. Sprossabschnittes bezogen.

Ergebnisse

Regenerationsversuche

Die untersuchten Arten zeigten zum Teil deutliche Unterschiede in ihrer Regenerationsfähigkeit (Abb. 1). Alle Arten zeigten die höchsten Regenerationsraten aus Sprossbruchstücken mit Nodien und Blättern, wobei die Dauer der Bildung neuer Sprosse im Artvergleich deutlich variierte. *Hydrocotyle ranunculoides* (nach einer Woche hatten bereits alle Sprossbruchstücke mit Nodien und Blättern neue Triebe gebildet) und *Myriophyllum aquaticum* bewiesen eine sehr schnelle Regenerationsfähigkeit insbesondere aus beblätterten Stängelabschnitten. Die Regeneration aus Sprossbruchstücken mit unbeblätterten Nodien geschah bei *Hydrocotyle ranunculoides* besser als bei *Crassula helmsii* und *Myriophyllum aquaticum* zeigte nur eine mäßige Bildung neuer Sprosse aus unbeblätterten Sprossabschnitten mit Nodien (Abb. 1). Allerdings hatte *Myriophyllum aquaticum* eine signi-

fikant ($p < 0,0001$) höhere Regenerationsfähigkeit aus einzelnen, allerdings emersen, Blättern. Bei den anderen Arten kam es überhaupt nicht zu einer Regeneration aus einzelnen Blättern (Abb. 1).

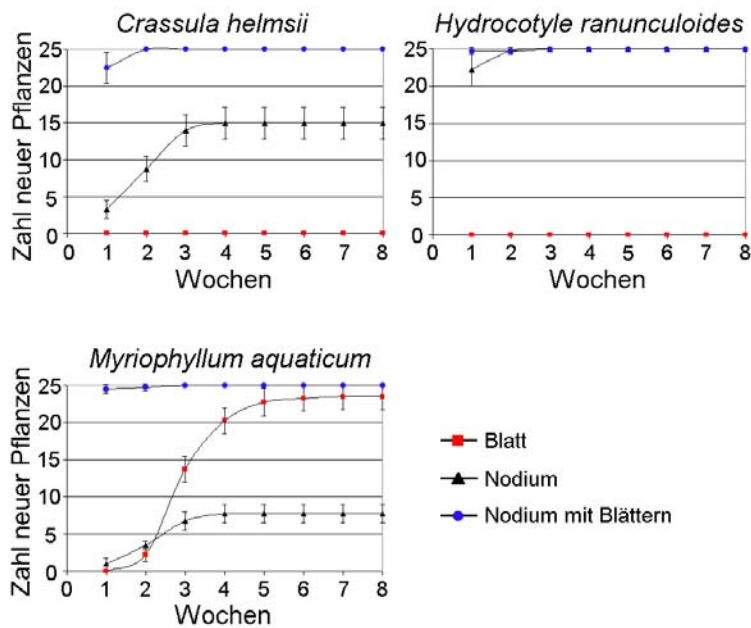


Abb. 1: Die Regenerationsfähigkeit der untersuchten Arten (MW $\pm$ SE, $n=4$)

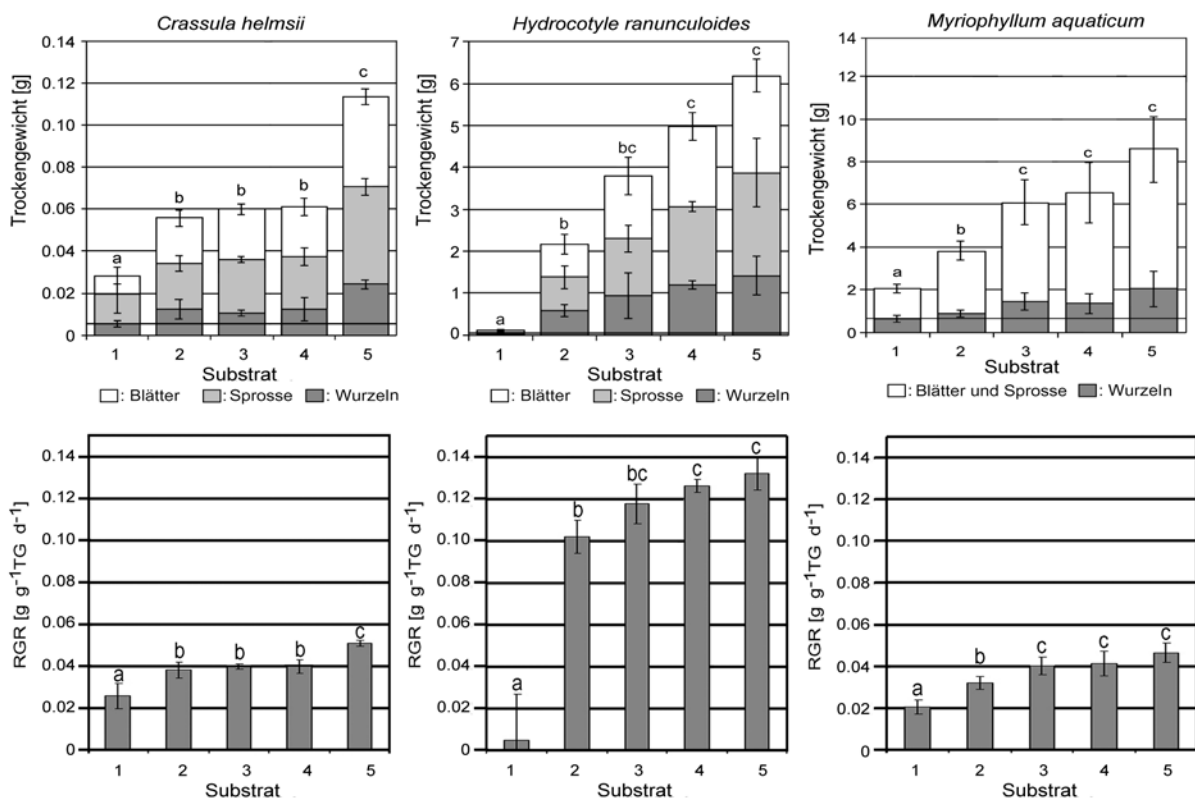


Abb. 2: Gesamtbiomassen und relative Wachstumsraten (RGR) der drei Arten bei Kultur auf Böden verschiedenen Nährstoffgehaltes (MW $\pm$ SE, $n=5$; *H. ranunculoides* $n=3$, schwarze Linien (obere Abb.): Ausgangsgewichte; verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

Wachstumsversuche

Alle untersuchten Arten reagierten auf eine Zunahme des Nährstoffgehaltes im Boden mit einer signifikanten Zunahme der relativen Wachstumsraten. Höchsten Gesamtbiomassen wurden bei einem Wachstum auf dem Substrat 5 erreicht (Abb. 2). Am stärksten differierten die relativen Wachstumsraten in Abhängigkeit vom Substrat bei *Hydrocotyle ranunculoides*. Auch die maximal erreichten relativen Wachstumsraten lagen mit $0,132 \pm 0,008 \text{ g g}^{-1} \text{ TG h}^{-1}$ deutlich höher als die von *Crassula helmsii* und *Myriophyllum aquaticum* erreichten Werte.

Gaswechsellmessungen

Die einzelnen Arten zeigten deutliche Unterschiede in den Gaswechselraten. Die höchsten CO_2 -Aufnahmeraten erreichten die Blätter von *H. ranunculoides* mit rund $3500 \mu\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TG h}^{-1}$ bei einem Temperaturoptimum zwischen 25 und 35 °C und einer Lichtsättigung bei $\sim 800 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. *Crassula helmsii* und *Myriophyllum aquaticum* zeigten im Vergleich dazu bedeutend geringere Photosyntheseraten. Die Sprosse von *Myriophyllum aquaticum* zeigte ein Temperaturoptimum zwischen 27°C-37°C, einen Lichtsättigungswert bei $\sim 900 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ und maximale Gaswechselraten von rund $400 \mu\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TG h}^{-1}$ (Abb. 3), *Crassula helmsii* zeigte ein Temperaturoptimum der Nettophotosynthese bei 23-30°C, einen Lichtsättigungsbereich bei $\sim 300 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ und maximale Gaswechselraten von rund $200 \mu\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TG h}^{-1}$ (Abb. 3).

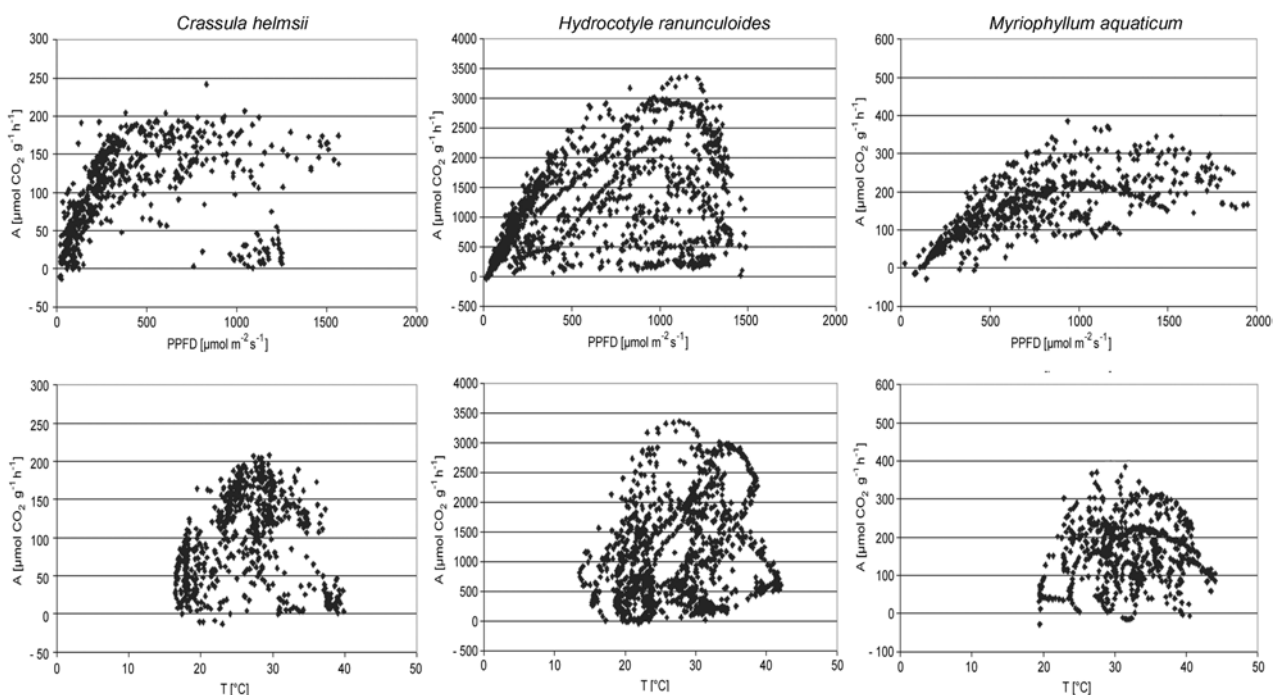


Abb. 3: Netto-Photosynthese-Charakteristika der drei untersuchten Arten : Lichtkurven (oben) und Temperaturkurven, jeweils Gesamtheit aller gemessenen Werte, Maximalwerte bei Optimalbedingungen gegeben durch die Einhüllende der Punktwolken

Diskussion

Alle drei untersuchten Arten wachsen gut unter hiesigen klimatischen Bedingungen und können sich in der hiesigen Vegetation fest etablieren. Während *Crassula helmsii*, die im Vergleich mit den beiden anderen Arten geringere Temperaturen und Einstrahlungen bevorzugt, in Hinblick auf den

prognostizierten Klimawandel (IPCC 2007, Spekat 2007) wohl nicht zwangsläufig bessere Habitatbedingungen vorfinden wird, werden *Hydrocotyle ranunculoides* und *Myriophyllum aquaticum* von höheren Temperaturen und einer erhöhten Einstrahlung profitieren. Inwieweit im Zuge der Ausbreitung dieser Taxa und der Bildung von Dominanzbeständen ökologische und wasserwirtschaftliche Probleme auftreten werden, wie sie aus benachbarten Ländern beschrieben wurden (u.a. Dawson 1996, Pot 2002), bleibt abzuwarten. Erste aus NRW nachgewiesene Dominanzbestände von *Hydrocotyle ranunculoides* (Hussner & Lösch 2007) erreichten noch nicht die von Newman & Dawson (1999) beschriebenen Bestandsdichten aus Großbritannien. Ein in solchen Fällen erforderliches Management würde durch die hohe Regenerationsfähigkeit der Arten nur eingeschränkten Erfolg erzielen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die drei aquatischen Neophyten *Crassula helmsii*, *Hydrocotyle ranunculoides* und *Myriophyllum aquaticum* sind als sehr konkurrenzstarke Arten bekannt, die in einigen europäischen Ländern bereits zu Problemen bei der Nutzung der Gewässer geführt haben. Die Untersuchungsergebnisse zeigten ihre Produktivität und Regenerationskraft unter in Mitteleuropa gegebenen standortklimatischen Bedingungen. Dies lässt ihre weitere Ausbreitung und Etablierung auch für Fließ- und Stillgewässer in Deutschland erwarten sowie eventuell daraus resultierende ökologische und ökonomische Probleme.

Danksagung

Die hier vorgestellten Untersuchungen wurden im Rahmen einer Promotion in der Abt. Geobotanik, Prof. Dr. R. Lösch, Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, durchgeführt. Ihm sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Literatur

- Dawson, F.H. (1996): *Crassula helmsii*: attempts at elimination using herbicides. *Hydrobiologia* 340: 241-245
- Gassmann, A., Cock, M.J.W., Shaw, R. & Evans, C.R. (2006): The potential for biological control of invasive alien aquatic weeds in Europe: a review. *Hydrobiologia* 570: 217–222
- Hussner, A. (2006): Die aquatischen Neophyten in Nordrhein-Westfalen. *Decheniana* 159: 39-50
- Hussner, A. & Lösch, R. (2007): Growth and photosynthesis of *Hydrocotyle ranunculoides* in North Rhine-Westphalia. *Flora* 202: 653-660
- IPCC (2007): Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Summary for policymakers. The IPCC 4th Assessment Report, Brussels
- Moreira, I., Monteiro, A. & Ferreira, T. (1999): Biology and Control of Parrotfeather (*Myriophyllum aquaticum*) in Portugal. *Ecology, Environment & Conservation* 5 (3): 171-179
- Newman, J.R. & Dawson, F.H. (1999): Ecology, distribution and chemical control of *Hydrocotyle ranunculoides* in the U.K. *Hydrobiologia* 415: 295-298
- Pot, R. (2002): Invasion and management of Floating Pennywort (*Hydrocotyle ranunculoides* L.f.) and some other alien species in the Netherlands. *Proceedings of the 11 EWRS International Symposium on Aquatic Weeds*: 435-438
- Sheppard, A.W., Shaw, R.H. & Sforza, R. (2006): Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. *Weed Research* 46: 93-117
- Spekat, A., Wolfgang Enke, W. & Kreienkamp, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. Publikationen des Umweltbundesamtes. Berlin
- Van de Weyer, K. & Hussner, A. (dieses Heft): Die aquatischen Neophyten Deutschlands – eine Übersicht.

Einfluss aquatischer Makrophyten auf die Akkumulation und Resuspension von Stoffen in einem Flachlandfluss

Andreas Kleeberg, Alexander Sukhodolov, Tatiana Sukhodolova, Jan Köhler

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

kleeberg@igb-berlin.de

Keywords: Sediment, Erosionskammer, Pfeilkraut, Schergeschwindigkeit

Einleitung

Aquatische Makrophyten spielen eine wichtige Rolle für die Struktur und Funktion von Flachlandflüssen. Durch die lokale Verringerung der Fließgeschwindigkeit in wachsenden Beständen verbessern sie die Wasserqualität, indem die Sedimentation organischen Materials begünstigt und zugleich das Potenzial der Resuspension verringert wird (z. B. Madsen et al. 2001). Andererseits können plötzliche Änderungen im Abfluss, das natürliche Absterben oder das Mähen von Makrophyten zur Resuspension partikulären organischen Materials und zum Eintrag von Nährstoffen in die Wassersäule führen (z. B. James et al. 2004). Ziel vorliegender Studie war es, den Einfluss eines Makrophytenbestandes auf die Akkumulation und das Resuspensionsverhalten des Sedimentes in einem Flachlandfluss zu bestimmen und den resuspensionsbedingten Austrag (Entrainment) an Partikeln und Phosphor (P) unter definierten hydrodynamischen Bedingungen zu quantifizieren.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Spree ist ein Flachlandfluss mittlerer Größe mit einem Einzugsgebiet von ca. 10.000 km² und einem mittleren Gefälle von nur 0,01 %. Der Fluss entspringt in einer Höhe von 580 m und fließt über 400 km nach Berlin. Anfang der 1990er Jahre wechselte der Fluss von einem trüben in einen makrophyten-dominierten Zustand (Köhler & Hoeg 2000). Die *in situ* Experimente wurden nahe der Ortschaft Freienbrink (13° 47' E, 52° 22' N) durchgeführt. Dieser Flussabschnitt hat einen trapezoiden Querschnitt; das Gefälle beträgt 0,015 %. Während der Versuche war der Fluss ca. 1,25 m tief und wies Fließgeschwindigkeiten (u_{mean}) um 10-15 cm s⁻¹ auf. Im Frühjahr traten u_{mean} um 0,5-0,7 m s⁻¹ bei einem mittleren Abfluss von 13-17 m³ s⁻¹ auf (Kleeberg et al. 2007a).

Experimente zur Sedimentresuspension

Zur Quantifizierung des resuspensionsbedingten Eintrages von partikulärem Material und P wurden *in situ* Experimente innerhalb und außerhalb eines Bestandes des Pfeilkrautes *Sagittaria sagittifolia* L., 1753 (Alismataceae) im August 2006 durchgeführt. Dazu wurde eine hinsichtlich ihrer Hydrodynamik kalibrierte Erosionskammer (Gust 1990) eingesetzt und zur Erzeugung der Resuspension mittels einer Rührscheibe die Schergeschwindigkeit (u^*) stufenweise alle 20 Min. erhöht. Zur Be-

stimmung der Sedimentzusammensetzung wurden ungestörte Sedimentkerne innerhalb und außerhalb des Bestands entnommen, in Schichten geschnitten und analysiert. Während eines Experiments wurde die Trübung kontinuierlich aufgezeichnet, je u^* -Stufe die Konzentration des suspendierten partikulären Materials (SPM) und die des Gesamt-P (TP) mit Standardmethoden bestimmt. Die Methodik ist an anderer Stelle ausführlich beschrieben (Kleeberg et al. 2007a/b, 2008).

Ergebnisse und Diskussion

Sedimentzusammensetzung innerhalb und außerhalb des *Sagittaria*-Bestandes

Das Sediment innerhalb des Bestandes unterscheidet sich deutlich von dem außerhalb (Abb. 1).

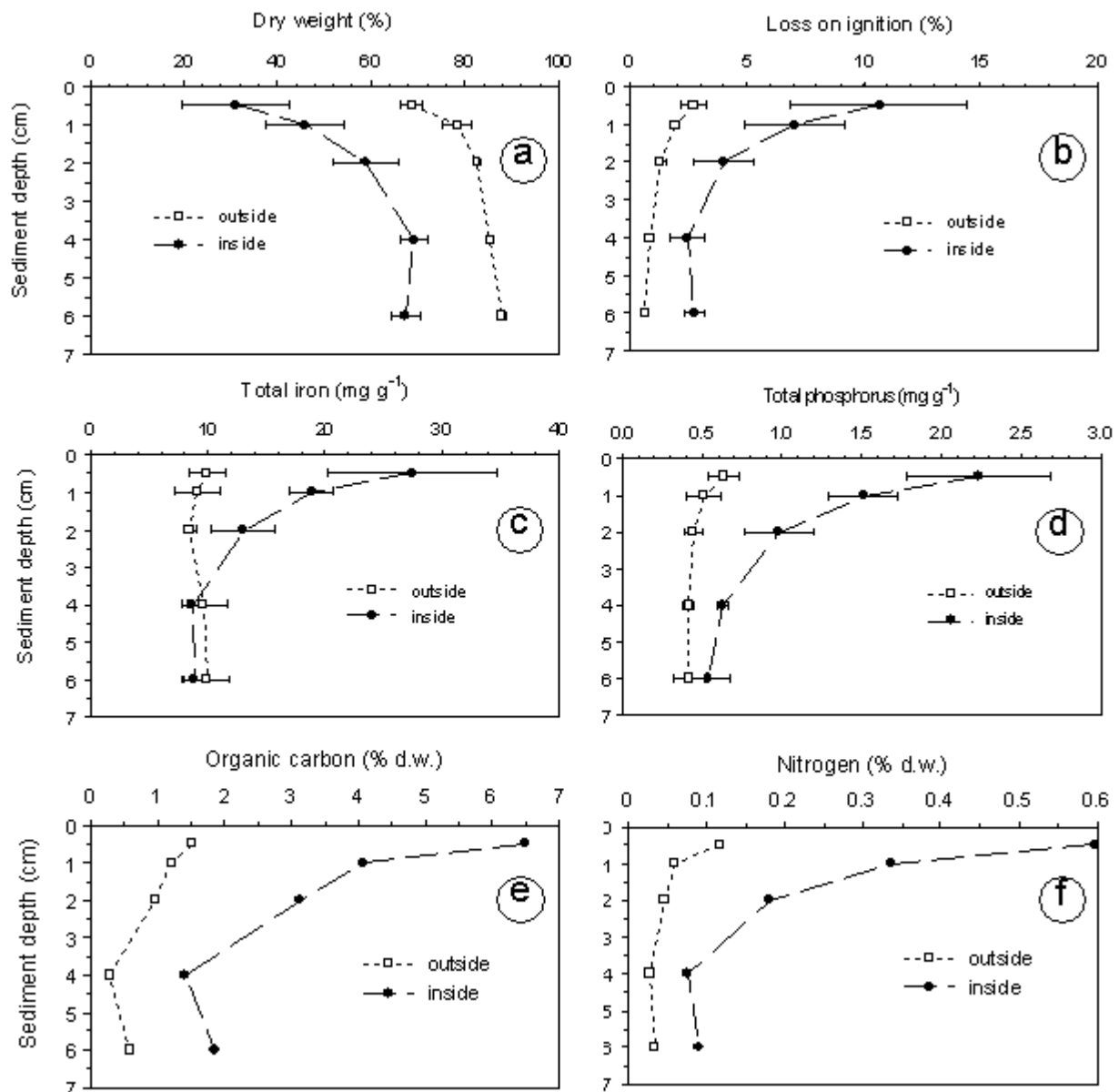


Abb. 1: Mittelwert $\pm$ SD ($n = 3$) der Sedimentzusammensetzung der Spree bei Freienbrink innerhalb und außerhalb eines Bestandes von *Sagittaria sagittifolia* im August 2006: (a) Trockengewicht, (b) Glühverlust (= organisches Material), (c) Gesamteisen, (d) Gesamtphosphor, (e) organischer Kohlenstoff und (f) Stickstoff.

Das Sediment innerhalb des *Sagittaria*-Bestandes ist ein wasserreiches, lockeres, organisch reicheres und feinkörnigeres Sediment als das sandige außerhalb (Abb. 1 a-b). Auch die Elementgehalte (Fe, P, C und N) innerhalb sind signifikant höher als außerhalb des Bestandes (Abb. 1, c-f).

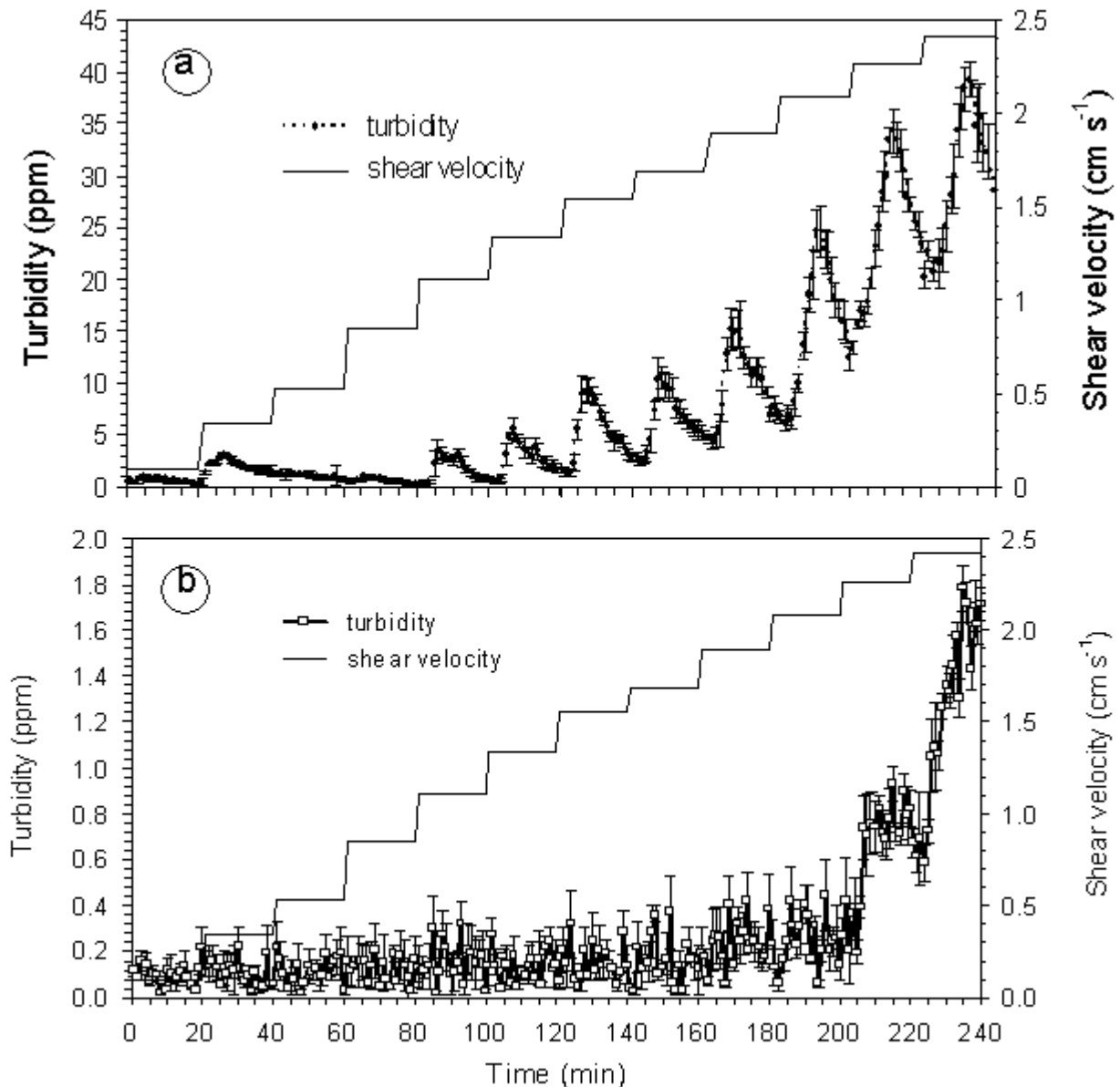


Abb. 2: Verlauf der Trübung (turbidity) bei stufenweise erhöhter Schergeschwindigkeit (shear velocity u^*) im Verlauf von *in situ* Resuspensionsexperimenten (a) innerhalb und (b) außerhalb eines Bestandes von *Sagittaria sagittifolia* im August 2006 in der Spree bei Freienbrink. (Maßstab!)

Resuspensionverhalten des Sedimentes innerhalb und außerhalb des Sagittaria-Bestandes

Entsprechend seiner Zusammensetzung wies das Sediment innerhalb und außerhalb des Pfeilkrautbestandes ein sehr unterschiedliches Verhalten bei der Resuspension von Partikeln auf (Abb. 2). Da die verwendete Erosionskammer im Durchfluss betrieben wurde, repräsentiert die Trübung bei $u^* = 0 \text{ cm s}^{-1}$ die Trübung des Spreewassers. Erst wenn eine kritische u^* überschritten wurde, wurden Partikel in den Wasserkörper eingetragen, d. h. die Trübung nahm zu. Da der Vorrat an resuspen-

dierbaren Partikeln für jede u^* -Stufe relativ schnell erschöpft war, wurde die Partikelkonzentration durch das zufließende Spreewasser verdünnt, d. h. die Trübung nahm ab. Für das Sediment innerhalb des *Sagittaria*-Bestandes erhöhte sich so zyklisch die Trübung mit zunehmender u^* (Abb. 2a). Außerhalb des Bestandes verblieb die Trübung länger auf dem Niveau der Spree. Erst bei deutlich höherer u^* setzte die Resuspension ein – die Trübung nahm zu (Abb. 2b).

Aus der in jeder u^* -Stufe gemessenen Konzentration des SPM und TP lässt sich über eine Massebilanz (Kleeberg 2007b) die jeweilige Rate des resuspensionsbedingten Austrags (Entrainment) berechnen (Abb. 3).

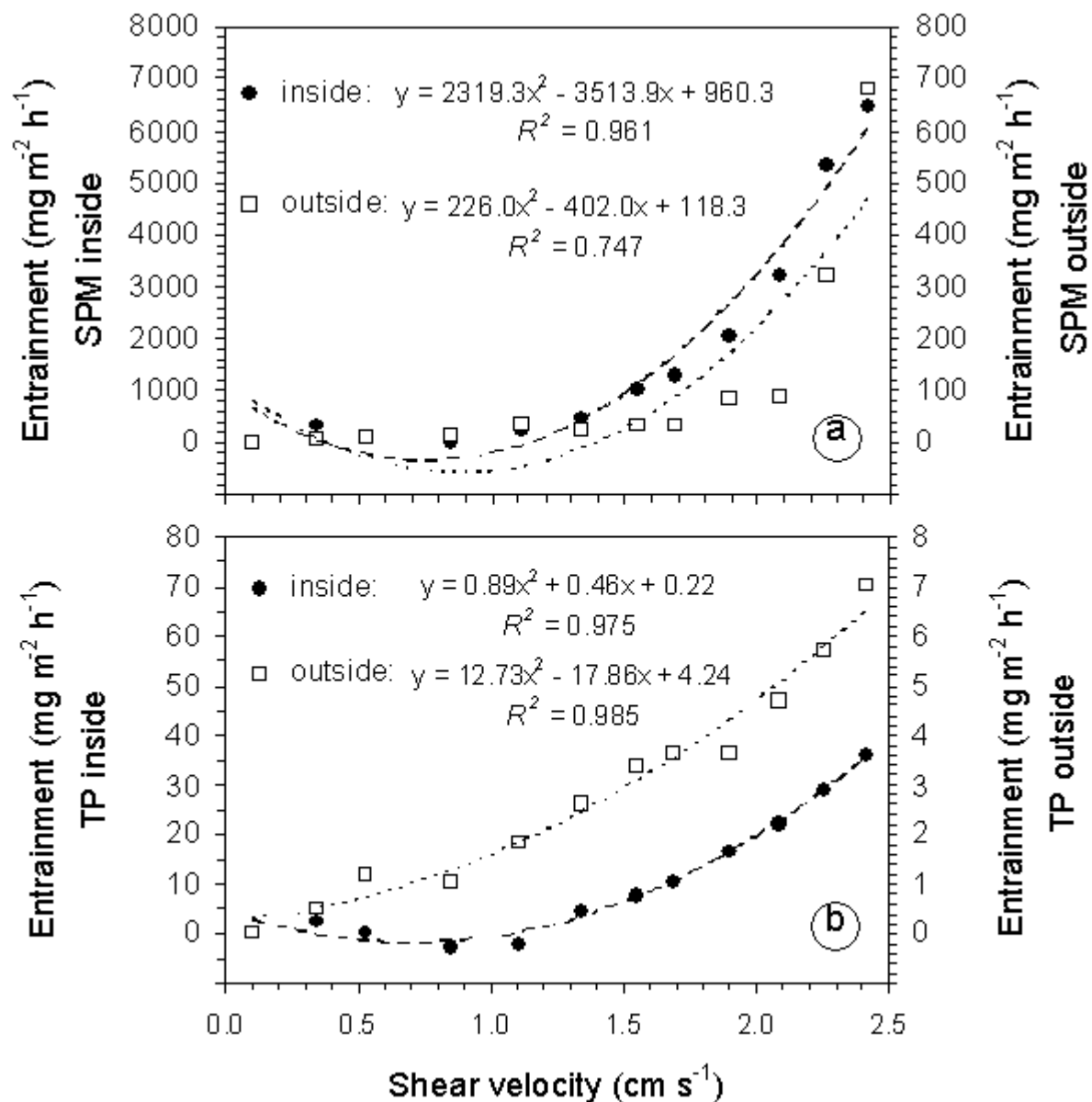


Abb. 3: Raten des Austrags (entrainment) (a) an suspendiertem partikulärem Material (SPM) und (b) an Gesamtposphor (TP) gegenüber der Schergeschwindigkeit (shear velocity u^*) von *in situ* Resuspensionsexperimenten innerhalb und außerhalb eines Bestandes von *Sagittaria sagittifolia* im August 2006 in der Spree bei Freienbrink.

Der signifikante nichtlineare Zusammenhang zwischen u^* und dem Entrainment zeigt, dass sich der resuspensionsbedingte Materialaustrag mit der u^* erhöht. Sowohl die Raten für SPM (Abb. 3a) als

auch TP (Abb. 3b) sind innerhalb des Pfeilkrautbestandes etwa zehnmal so hoch wie aus dem Sediment außerhalb. Dies zeigt, dass innerhalb von Makrophytenbeständen Material präferentiell akkumuliert jedoch bereits bei geringer Erhöhung von u_{mean} bzw. u^* resuspendiert und in den Wasserkörper eingetragen werden kann.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Das Sediment innerhalb eines Makrophytenbestandes setzt sich aus einem lockeren, deutlich angereicherten Material (z. B. drei- bis viermal höherer Anteil an organischem Material) im Vergleich zu dem außerhalb zusammen. Demzufolge wurde das Oberflächensediment innerhalb des Bestandes leichter, d. h. bereits bei siebenmal geringerer Schergeschwindigkeit und in bis zu zehnmal höheren Raten resuspendiert als das strömungsexponierte sandige Sediment außerhalb. So wird deutlich, dass Makrophyten mit ihrem Formwiderstand selektiv und saisonal zur Stoffakkumulation und hydrodynamisch zu präferentiellen Fließwegen des Flusswassers führen und damit zu einer Separierung von Stofffrachten beitragen. Zugleich können geringe Änderungen in der Fließgeschwindigkeit und folglich Schergeschwindigkeit zu resuspensionsbedingten stoßartigen Austrägen von vormals in den Makrophytenbeständen akkumulierten Stoffen (SPM, TP) führen.

Danksagung

Wir danken Ulrike Lange (Schwaan), Thomas Hintze und Hans-Peter Kozerski für die technische Unterstützung und Christiane Herzog, Antje Lüder sowie Hans-Jürgen Exner (alle IGB, Berlin) für die Durchführung von Laboranalysen. Herrn Prof. G. Gust (TUHH, Hamburg) danken wir für die Ausleihe eines *in situ* Mikrokosmos. Die vorliegende Studie wurde in einem BMBF-Vorhaben (FKZ 02WF0469) finanziell unterstützt.

Literatur

- Gust, G. (1990): Method of generating precisely-defined wall shear stresses. US Patent Number: 4,973,165/1990.
- James, W. F., Barko, J. W., Butler, M. G. (2004): Shear stress and sediment resuspension in relation to submersed macrophyte biomass. *Hydrobiologia* 515(1-3): 181-191.
- Kleeberg, A., M. Hupfer & G. Gust (2007a): Phosphorus entrainment due to resuspension in a lowland river, Spree, NE Germany – a laboratory microcosm study. *Water, Air, and Soil Pollution* 183: 129-142.
- Kleeberg, A., M. Hupfer & G. Gust (2007b): Phosphorus entrainment due to resuspension, River Spree, NE Germany. In: Westrich, B. & U. Förstner (eds.): *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers – An Interdisciplinary Approach*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg: 249-257.
- Kleeberg, A., M. Hupfer & G. Gust (2008): Resuspension experiments on phosphorus entrainment in a lowland river, Spree, NE Germany. *Aquatic Sciences* 70(1): in press.
- Köhler, J. & S. Hoeg (2000): Phytoplankton selection in a river-lake system during two decades of changing nutrient supply. *Hydrobiologia* 424: 13-24.
- Madsen, J. D., Chambers, P. A., James, W. F., Koch, E. W., Westlake, D. F. (2001): The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 444(1-3): 71-84.

Die Entwicklung von *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN in den Ruhrstauseen unter dem Einfluss von Hochwasserereignissen im Frühjahr 2006 bzw. Sommer 2007

Martina Stengert¹, Petra Podraza¹ & Klaus van de Weyer²

¹ Ruhrverband, martina.stengert@uni-due.de, ppd@ruhrverband.de, ² lanaplan, klaus.vdweyer@lanaplan.de

Keywords: Elodea, Wasserpest, Makrophyten, Ruhrstauseen, Hochwasser

Einleitung

Seit dem Jahr 2000 treten in mehreren Ruhrstauseen (NRW) regelmäßig Massenbestände von Makrophyten, insbesondere *Elodea nuttallii*, auf. Diese nehmen große Teile der Seeflächen ein und behindern hierdurch sowohl die Freizeit- als auch die Wasserkraftnutzung. Zur Klärung der Ursachen dieses Phänomens und zur Entwicklung von Managementstrategien, um diese Makrophytenbestände zu kontrollieren, wird seit 2004 vom Ruhrverband im Auftrag des MUNLV (NRW) ein F&E-Vorhaben durchgeführt. Anders als in den Jahren zuvor kam es in den eutrophen Flachseen im Jahr 2006 nicht zu einer Massenentwicklung. Durch umfangreiche Untersuchungen aus den Jahren 2004 bis 2007 konnten Erklärungsansätze für das Ausbleiben gefunden werden.

Material und Methoden

Die Ruhrstauseen werden von dem silikatischen Mittelgebirgsfluss Ruhr durchflossen. Seit dem Jahr 2000 wurde die Entwicklung der Makrophyten-Massenbestände durch Tauchuntersuchungen beobachtet. Seit dem Jahr 2002 wurde für drei der Flusstauseen Linientransekte festgelegt, an denen auf einer Breite von 2 m die Makrophyten, ihre Wuchshöhe sowie die Häufigkeitsklassen (HK) nach KOHLER (1978) aufgenommen wurde. Eine flächige Betrachtung der Entwicklung und Ausdehnung der Bestände lieferten Punktraster-Kartierungen. Bei dieser Vor-Ort-Methode werden

mit einer Harke die Makrophyten vom Boot aus erfasst. Hierbei wurde u.a. die Häufigkeitsklasse nach KOHLER (s. Abbildung 1) notiert. Eine Verortung der Probestelle fand mit Hilfe von GPS statt.

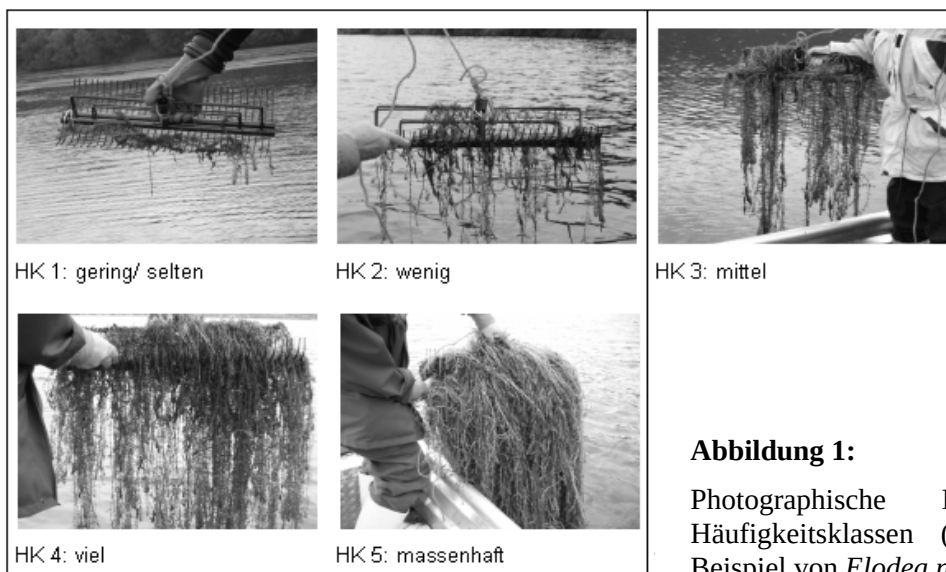


Abbildung 1:

Photographische Darstellung der fünf Häufigkeitsklassen (HK) nach KOHLER am Beispiel von *Elodea nuttallii*

Neben diesen Untersuchungsergebnissen standen zudem noch die kontinuierlichen Daten von mehreren Messstationen und Pegeln des Ruhrverbandes zur Verfügung.

Entwicklung von *Elodea nuttallii* im Jahr 2006

Die Kartierung der Linientransekte zeigte im Verlauf des Jahr 2006 eine auffällige Entwicklung der Wuchshöhen auf. Durch ein relativ kühles Frühjahr verzögerte sich das Pflanzenwachstum etwas, wie in den Jahren mit Makrophytenmassenvorkommen stand jedoch Ende April 2006 *Elodea nuttallii* ca. 20 cm hoch. Im Vergleich zu anderen Jahren zeigte die Kartierung vom Juli kein weiteres Wachstum der Pflanzen auf. Die Ursache für dieses Phänomen liegt in der Kombination mehrerer Faktoren, die einen Einfluss auf die Entwicklung von Massenbeständen haben. Zur Interpretation des Ausbleibens wurden viele Erklärungsansätze in Betracht gezogen. Als relevante Ursachen können aber letztendlich eine multifaktorielle Wirkungsweise von Abfluss, Wassertemperatur und Phytoplanktondichte (erkennbar über den Gehalte an Chlorophyll-a) angesehen werden.

Aquatische Makrophyten in Durchflusssystemen sind, neben den Klimafaktoren dem Einflüssen von um Licht und Nährstoffe konkurrierendem Phytoplankton, mechanischem Stress durch Strömung und der hierdurch hervorgerufenen Trübung ausgesetzt. Die Abflussganglinie der Ruhr in Hattingen (s. Abbildung 2) zeigt am 28. Mai 2006 ein für diese Jahreszeit ungewöhnlich hohen Abfluss. Mit einem Scheitelabfluss von 302 m³/s wurde das ca. vierfache des Mittelwasserabflusses (MQ) erreicht. Die Pflanzen, die sich gerade in der Startphase ihres Wachstums befanden, wurden z.T. abgerissen oder aus dem Sediment ausgespült.

Die Makrophyten, in ihrem Wachstum durch das Hochwasser gestört, wurden in der darauffolgenden Wachstumsperiode durch starke Phytoplanktonentwicklungen weiter gestresst und konnten sich nicht wie in den Jahren zuvor entwickeln. Gefördert wurde das Phytoplankton durch relativ geringe Abflüsse und eine langanhaltende Schönwetterperiode im Frühsommer 2006. In den Ruhrstauseen

kam es daher 2006 zu einem Phytoplankton-dominierten Zustand (SCHEFFER, 1998).

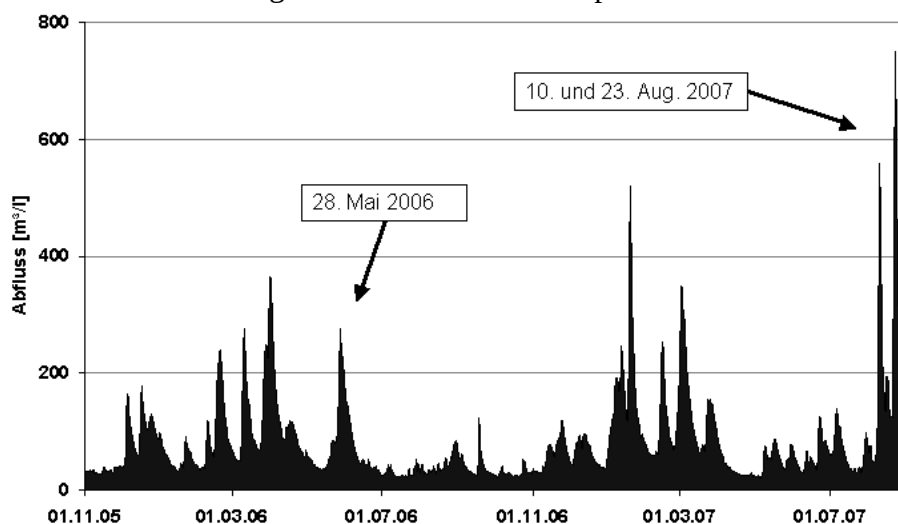


Abbildung 2:

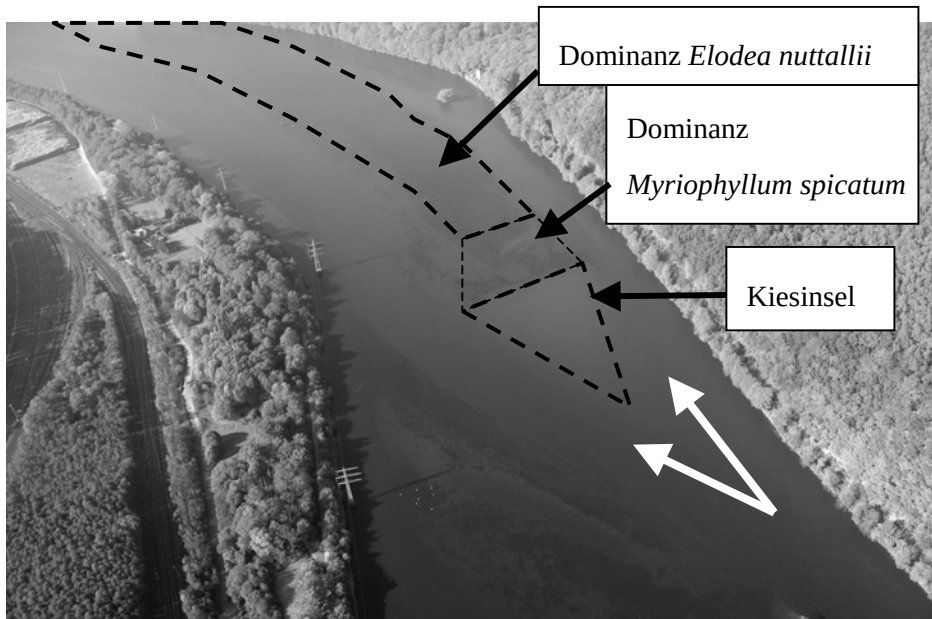
Ganglinie der täglichen Abflüsse von Nov. 2005 bis Aug. 2007, Messstation Hattingen, Ruhr

Entwicklung von *Elodea nuttallii* im Jahr 2007

Im Jahr 2007 kam es hingegen wieder zu einer Massenentwicklung von *Elodea nuttallii*. Die anhand der Vor-Ort-Kartierung ermittelten Flächen zeigten Ende Juli für den Kemnader See bei Hattingen eine Bewuchs von über 50 %. Im August 2007 gab es zwei kurz aufeinanderfolgende große Hochwasserereignisse. Am Pegel Hattingen wurden am 10. August mit 626 m³/s ein neunfach höherer, am 23. des Monats mit 772 m³/s sogar ein mehr als elffach höherer Abfluss als MQ aufgezeichnet. Im Kemnader See trafen Wassermassen auf Makrophytenbestände, die bis an die Wasseroberfläche reichten. Diese wurden jedoch wider Erwarten nicht drastisch in ihrer Ausdehnung

reduziert. Auch in den anderen untersuchten Ruhrstauseen wurden nur in geringerem Umfang Makrophytenbestände ausgeschwemmt.

Die Wirkung von Hochwasserereignissen auf schon bestehende Massenbestände wird deutlicher, betrachtet man, in welchen Bereichen die Flächenverluste auftreten. Am Hengsteysee waren die



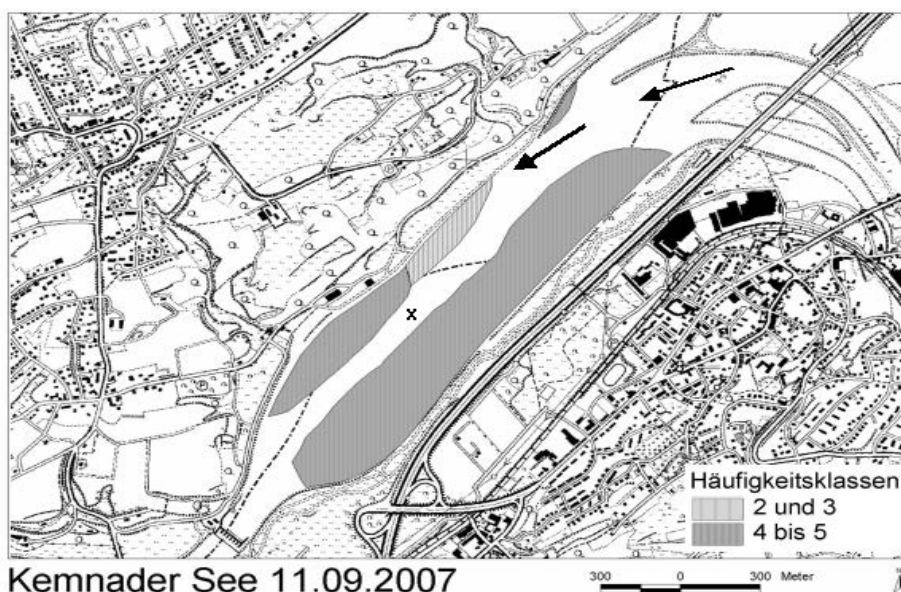
größten Flächenverluste zu verzeichnen. Wie durch die Luftbildaufnahme vom 15.10.2007 deutlich wird, hatte sich die

Abbildung 3:

Luftbildaufnahme vom Hengsteysee, 15.10.2007. Die Pfeile markieren den Strömungsverlauf, die Kiesinsel sowie Bereiche in denen *Elodea nuttallii* bzw. *Myriophyllum spicatum* dominieren.

Strömung an einer im Einlaufbereich des Hengsteysees unter dem Wasserspiegel liegenden Kiesinsel in zwei Hauptäste aufgeteilt (Abbildung 3, weiße Pfeile). Der Bereich des alten Ruhrverlaufs, der auch sonst aufgrund der größeren mittleren Tiefe und höheren Fließgeschwindigkeiten nicht bewachsen war, wurde in den Randbereichen etwas aufgeweitet. Die größten Flächenverluste an Makrophyten gab es jedoch im linken, oberen Seebereich. Durch die Strömung wurden große Flächen freigespült. Die Kraft der Strömung reichte allerdings nicht, eine durchgehende Schneise bis zum Ende der Massenbestände auszubilden. Betrachtet man die Flächen in Fließrichtung, konnte *Myriophyllum spicatum* hier im oberen Bereich der Strömung am besten standhalten. Schon nach wenigen Metern hat jedoch auch *Elodea nuttallii* der Strömung widerstehen können und war im Bestand erhalten geblieben.

Ähnliche Effekte konnten für den Kemnader See festgestellt werden. Die Flächenverluste, allerdings in geringerem Umfang, lagen hier eher im rechten, oberen Teil des See. Die Ursache hierfür



liegt in der Morphologie des Sees. Die Ruhr fließt in einer starken Linkskurve (s. Abbildung 4, schwarze Pfeile) in den See ein, das „Prallufer“ liegt somit auf der rechten Seite. Hier wurden

Abbildung 4:

Makrophytenflächen im Kemnader See am 11.09.07, Pfeile zeigen die Fließrichtung an. x: Lage eines Wasserbausteins der Uferbefestigung

Elodea nuttallii in größerem Maße ausgerissen, während die anderen Massenbestände im See mehr oder weniger unbeschadet das Hochwasser überstanden. Die Wucht der Strömung in den makrophytenfreien Bereichen war im Gegensatz dazu so groß, das Wasserbausteine mit einer Kantenlänge von ca. 20 cm (x) aus dem Uferbereich bis in den alten Ruhrlauf (makrophytenfreie Fläche) verlagert wurden. Sie wurden im alten Ruhrbett im Transekt gefunden.

Diskussion

Ein Erklärungsansatz für diese so unterschiedliche Wirkungsweise von Hochwässern im Frühjahr bzw. Sommer wird mit Hilfe von Abbildung 5 deutlich gemacht. *Elodea nuttallii* startet ihr Massenvorkommen jedes Jahr von neuem aus kleinen Bruchstücken der Pflanzenstängel des Vorjahres (RUHRVERBAND, 2007). Diese bilden am Anfang der Vegetationsperiode mit anderen Makrophyten einen lockeren Bestand. Trifft ein Hochwasser auf ca. 20 cm lange Pflanzen die in lockerem Bestand stehen, so werden diese durch die Strömung niedergedrückt. Hierbei bleibt jedoch noch viel Sediment frei, das umgelagert wird und so auch die verwurzelten Pflanzen z.T. freilegt bzw. abreißt. Der Start des Wachstums ist gestört, die Pflanze muss erst wieder neue Seitenknospen aktivieren, bevor sie mit der Längenwachstumsphase beginnen kann.

Dies ist die Zeitspanne, in der sich entscheidet, ob das Gewässer zu einem Phytoplankton- oder einem Makrophyten-dominierten Zustand tendiert (SCHEFFER, 1998). Wird in der darauffolgenden Zeit das Phytoplankton durch verminderte Abflüsse und stärkere Sonneneinstrahlung gefördert, kann es sich besser vermehren und dominiert das Gewässer, während die Makrophyten u.a. aus Lichtmangel nicht in dem Maße Massenbestände ausbilden können.

Im Frühjahr



Im Sommer

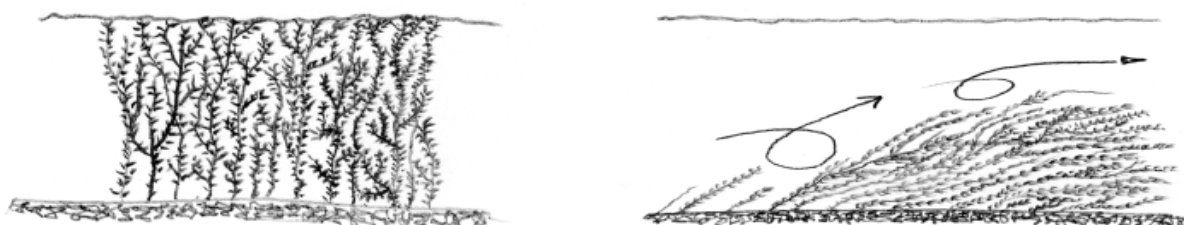


Abbildung 5:

Auswirkungen von Hochwasser auf Makrophytenbestände im Frühjahr bzw. Sommer.
Links: normaler Abfluss, Rechts: Hochwasser

Trifft im Sommer ein Hochwasser auf dichte Makrophytenbestände, so werden die im Fall der Ruhrstauseen bis zu 2 m langen Triebe ebenfalls niedergedrückt. Dabei wird allerdings das

Sediment vollständig bedeckt. Nur in den in Fließrichtung oberen Bereichen der Makrophytenbestände kommt es zu stärkeren Einbußen durch Abriss oder Ausspülen. Zudem ist die Rauigkeit der Gewässersohle höher als die von niedergelegter *Elodea nuttallii*, da bei dieser die Blätter bei erhöhten Fließgeschwindigkeiten an den Stängel gelegt werden (BARRAT-SEGRETAIN et al., 2002) und die Pflanze damit vor Abriss besser geschützt ist. Innerhalb der Bestände wird die Strömungsgeschwindigkeit stark reduziert, so dass sich die Wassermassen einen anderen Weg suchen müssen. Makrophytenfreie Bereiche werden somit stärker durchströmt, was den Transport von Wasserbausteinen über Meter erklären kann.

Zusammenfassung

Seit dem Jahr 2000 kommt es zur Ausbildung von Makrophyten-Massenbeständen in den Ruhrstauseen (NRW). Dominant ist hier von allem *Elodea nuttallii*, die in diesen strömungsberuhigten Staubereichen z.T. mehr als 50% der Wasserfläche einnimmt. Durch ein Hochwasserereignis Ende Mai 2006 und weitere witterungsbedingte Einflussfaktoren kam es daraufhin in diesem Jahr in den Seen nicht zu einer Makrophytenmassenentwicklung, sondern es bildete sich ein Phytoplankton-dominiertes Zustand in den Stauseen aus. Zwei Hochwasserereignisse im August 2007 wiederum konnten in den Massenbeständen keinen starken Schaden anrichten. Ausschlaggebend für eine Störung der Makrophyten durch Hochwasser ist somit offensichtlich die Länge der Pflanzen und damit der Bedeckungsgrad des Sediments.

Die Makrophytenbestände, auch wenn sie Massen ausbilden, bewirken für die untersuchten Ruhrstauseen keine ökologische Verschlechterung des Gewässers. Nachweislich kommt es durch die Massenbestände nicht zum Aussterben anderer Pflanzenarten. Die Probleme stellen sich als Nutzungskonflikte mit der Wasserkraft- und Freizeitnutzung dar. Der Zustand der Seen im Jahr 2006 - mit reduzierten, aber artenreichen Makrophytenbeständen, die jedoch keine Massenbestände ausbilden - wäre somit ein angestrebter Zielzustand, der gewässerökologische Ziele und Nutzungsanforderungen gleichermaßen erfüllt

Danksagung

Die der Veröffentlichung zugrundeliegenden Untersuchungen wurden im Rahmen des Forschungs- & Entwicklungsvorhabens „Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen“, gefördert durch das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein Westfalens (MUNLV) erstellt.

Literatur

- BARRAT-SEGRETAIN, ELGER, A., SAGNES, P., PUIJALON, S. (2002): Comparison of three life-history traits of invasive *Elodea canadensis* Michx. and *E. nuttallii* (Planch.) H. St. John, Aquatic Botany 74: 299-313.
- KOHLER, A. 1978: Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft und Stadt 10: 73-85
- RUHRVERBAND (2007): Abschlussbericht der F&E Vorhabens Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen.
- SCHEFFER, M. (1998): Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, London

Entwicklung submerser Makrophyten und ihre internen Makronährelementkonzentrationen im Tagebau Goitsche

Helmut Rönicke, Karsten Rahn, Martin Schultze & Peter Herzprung

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Department Seenforschung
Magdeburg, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, E-Mail: helmut.roenicke@ufz.de,
karsten.rahm@ufz.de, martin.schultze@ufz.de, peter.herzprung@ufz.de

Keywords: Makrophyten, *Elodea nuttallii*, interne Nährelementkonzentrationen

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 (Rönicke et al. 2001, 2002).

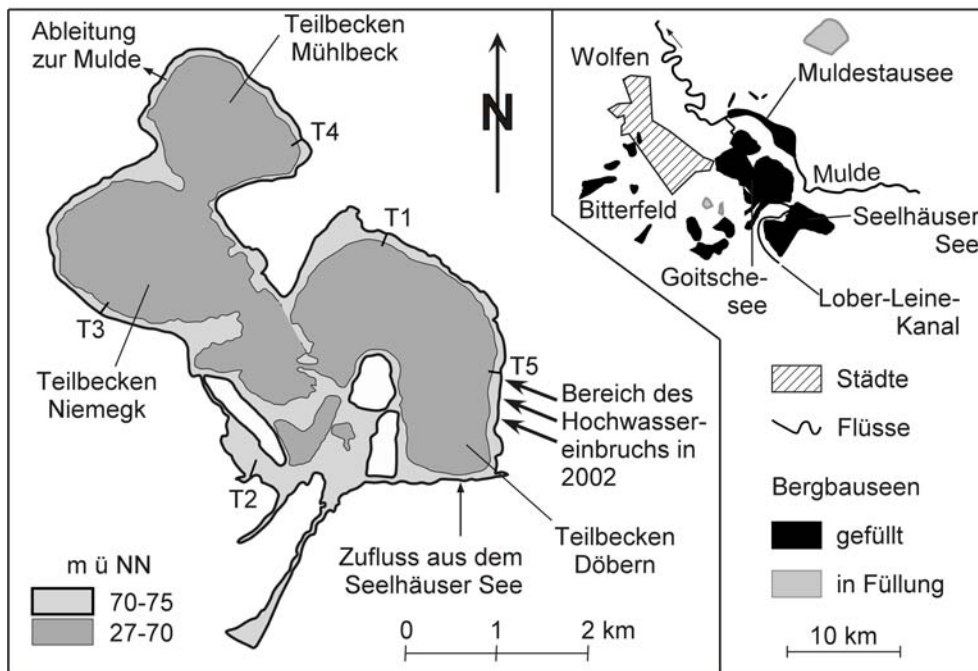


Abb. 1: Lage des Goitschesees und der Transekte Pouch (T1), Bärenhof (T2), Niemegk (T3), Mühlbeck (T4) und Döbern (T5) in dem von *E. nuttallii* besiedelten Litoralbereich (Fläche 70 – 75 m ü NN)

2004 eroberte die Art *Elodea nuttallii* (Planchon) H. St. Johns den gesamten Litoralbereich des Goitschesees (Rönicke et al. 2006). 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; Thiebaut et al. 1997).

Quantitative Untersuchungen zum Makrophytenwachstum

In den Vegetationsperioden 2005 bis 2007 wurden im Teilbecken Pouch des Goitschesees (Abb. 1) entlang des Transekts 1 der gesamte Makrophytenbestand pro m^2 aus den Wassertiefen von 1, 2, 3, 4 und 5 m durch Tauchbeprobungen entnommen und die jeweiligen Biomassefrischgewichte bestimmt. Als dominante Arten konnten *Elodea nuttallii* sowie in Teilbereichen *Characeen* (ein Mischbestand aus *C. contraria* und *C. vulgaris*) erfasst werden.

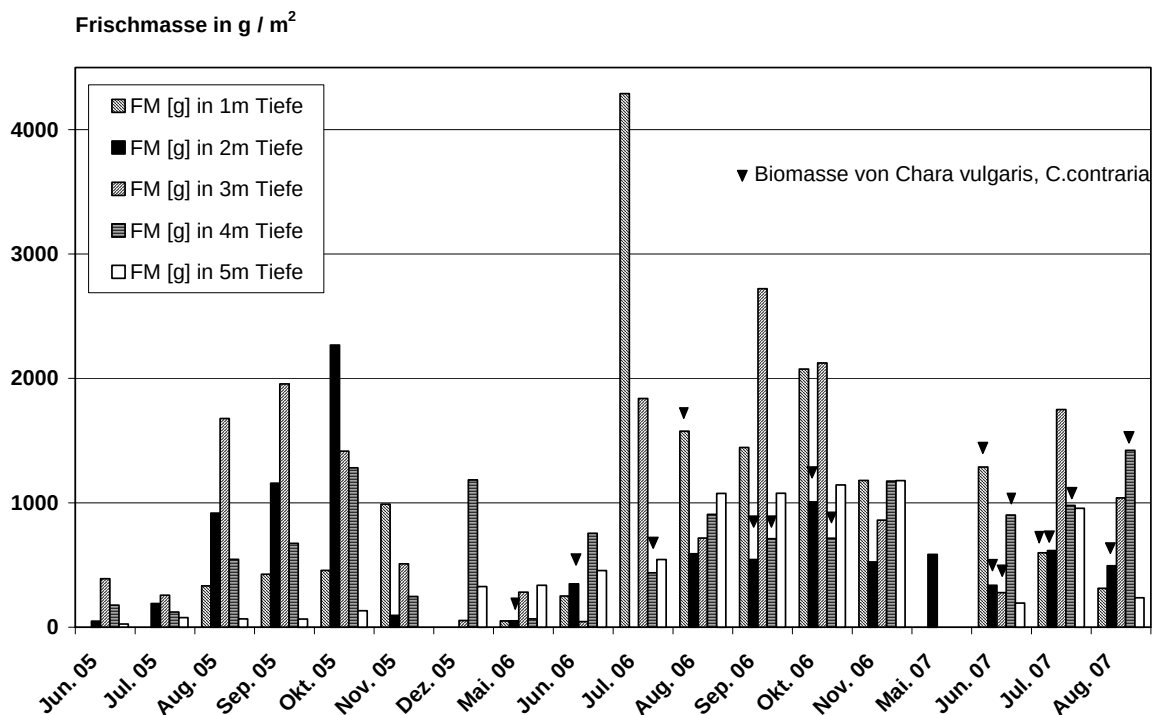


Abb. 2: Biomassen submerser Makrophyten (*Elodea nuttallii* und *Chara vulgaris*, *C. contraria*) am Transekt Pouch (T1), Goitschensee 2005 - 2007

Die geernteten Biomassen schwankten zwischen 0,05 und 4,3 kg/m^2 für *Elodea nuttallii* sowie 0,05 und 1,5 kg/m^2 für *Chara* (Abb. 2). Durch Windeinflüsse wurden an dem östlich gelegenen, windexponierten Transekt Pouch die im Flachwasser befindlichen *Elodea*-Bestände zum großen Teil abgerissen und ans Ufer getrieben. Das kann als Hinweis auf die

rückläufigen Bestandsdichten in der 1 m Tiefenstufe verstanden werden. Die *Characeen* traten vorzugsweise in den Tiefenstufen 2 und 4 m in Erscheinung und bildeten charakteristische Mischbestände. Verglichen mit den ermittelten *Elodea*-Frischmassen wurden vergleichsweise deutlich niedrigere Biomassen erfasst.

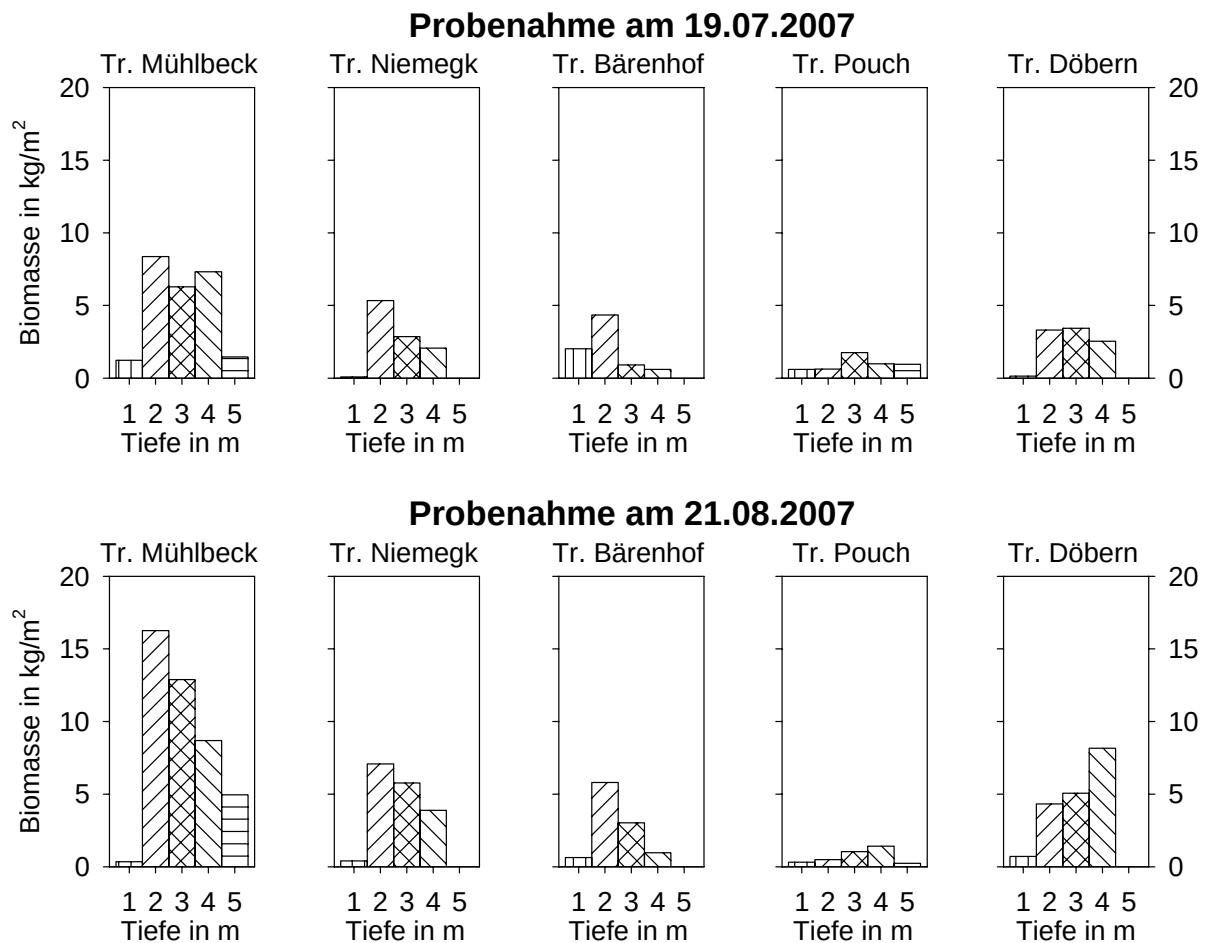


Abb. 3: Biomassen von *Elodea nuttallii* an ausgewählten Transekten des Goitschesees, Sommer 2007

Ein interessanter Aspekt beim Massenaufkommen von *Elodea nuttallii* ist die Entwicklung von Characeen im Litoralbereich des Teilbeckens Pouch. Hier wurde 2006 beginnend und 2007 ein verstärktes Auftreten von *Chara vulgaris* und *C. contraria* erfasst. Diese Arten bildeten zumindest auf Teilflächen (Tiefenbereich 2 und 4 m am Transekt Pouch) Dominanzbestände aus und verdrängten *Elodea*. Möglich war dies durch ein mäßiges Wachstum von *Elodea nuttallii* in den Jahren 2005 und 2006, die im Gegensatz zum Jahr 2004 keine flutenden Bestände ausbildete und so nicht durch Beschattung ein Aufkommen anderer Arten gänzlich verhinderte (Beck, 2007). Im Gegensatz dazu standen die überaus dichten Einartbestände von *Elodea nuttallii* in den Litoralbereichen der übrigen Teilbecken. Im Jahr 2007 erfolgte wieder eine Makrophytenentwicklung, die mit dem Massenaufkommen von 2004 vergleichbar war (Abb. 3). Mit den Spitzenkonzentrationen von 7,7 kg/m² (Transekt Pouch), 12,9 kg/m² (Transekt Mühlbeck), 5,8 kg/m² (Transekt Bärenhof) und 8,2 kg/m² (Transekt Döbern) lagen Biomassenfrischgewichte von *Elodea* vor, die an jene von 2004 heranreichten. Das Wachstum von *Elodea* erfolgte 2007 sehr intensiv, die Bestände waren sehr kompakt und erreichten fast die Wasseroberfläche.

Interne Nährelementkonzentrationen der Makrophyten

Nach der Erfassung der Makrophytenbiomassen und Bestimmung ihrer Trockenmasse erfolgte eine Analyse der internen Konzentrationen der Makronährelemente Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P). Diese Gehalte inkorporierter Nährelemente sollen einen Hinweis auf den Nährstoffgehalt der Makrophytenbestände liefern und darüber hinaus einen Einblick in den ernährungsphysiologischen Zustand von *Elodea nuttallii* geben.

Tabelle 1: Interne Nährelementkonzentrationen in der Makrophyten-Biomasse (in % der Trockenmasse), Goitschensee 2004 - 2006

<i>Elodea nuttallii</i>				
Jahr		2004	2005	2006
		(n=16)	(n=42)	(n=45)
P-Gehalt	Mittelwert	0,22%	0,25%	0,19%
	Min.	0,12%	0,12%	0,09%
	Max.	0,50%	0,63%	0,48%
N-Gehalt	Mittelwert	3,13%	2,91%	2,16%
	Min.	2,49%	2,31%	1,75%
	Max.	3,85%	3,50%	5,71%
C-Gehalt	Mittelwert	35,80%	33,40%	30,60%
	Min.	33,50%	29,60%	22,40%
	Max.	37,20%	36,20%	37,50%
<i>Chara vulgaris/C. contraria</i>				
Jahr				2006
				(n=11)
P-Gehalt	Mittelwert			0,10%
	Min.			0,09%
	Max.			0,15%
N-Gehalt	Mittelwert			1,29%
	Min.			0,97%
	Max.			1,77%
C-Gehalt	Mittelwert			21,10%
	Min.			15,70%
	Max.			25,40%

Der mittlere P-Gehalt von *Elodea nuttallii* lag in den Untersuchungsjahren 2004 bis 2006 auf einem recht ähnlichen Niveau. Er schwankte zwischen 0,19 % (2006) und 0,25 % (2005). Die deutlich höheren Maximalwerte von zum Teil über einem halben Prozent (2005) wurden durchweg in den größten Ausbreitungstiefen (4 – 5 m) von *Elodea* erfasst. Deutlich geringeres Lichtangebot wird allem Anschein nach durch eine verstärkte Speicherung von Phosphor kompensiert. Der interne Stickstoffgehalt lag im Mittel zwischen 2,61 % (2006) und 3,13 % (2004). Die Spannweite zwischen den maximalen und minimalen N-Gehalten war deutlich geringer als bei den P-Gehalten. Auf Grund des hohen Angebotes an Ammonium im Interstitialwasser des Litoralsedimentes kann von einer optimalen N-Versorgung des Wurzelsystems von *Elodea* ausgegangen werden. Wie erwartet, stellte der Kohlenstoffgehalt den größten Part in der Nährelementzusammensetzung von *Elodea* dar. Er reichte von 35,8 % (2004) bis 30,6 % (2006). Diese Spannweite zwischen den Maximalwerten und Minimalwerten kann als sehr gering bezeichnet werden.

2006 konnten erstmalig die Reinbestände von *Chara* am Transekt Pouch einer Nährelementanalyse unterzogen werden. Es zeigten sich deutliche Unterschiede gegenüber *Elodea*. So betrugen die mittleren P- und N-Konzentrationen nur etwa die Hälfte von denen, die in der *Elodea*-Biomasse analysiert werden konnten. Auch der mittlere C-Gehalt lag nur bei 2/3 des Kohlenstoffgehaltes von *Elodea*. Der Schwankungsbereich zwischen den maximalen und minimalen Makronährelementkonzentrationen lag im Gegensatz zu *Elodea* auf einem geringen Niveau. Das kann natürlich auch auf den weitaus kleineren Datensatz für *Chara* bezüglich der Analysenergebnisse zurückzuführen sein. Trotzdem sind deutliche Unterschiede in den internen Nährelementgehalten zwischen diesen dominanten Makrophytenarten des Goitschesees unverkennbar.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Entwicklung der Makrophytenbestände des Goitschesees weisen durch den beginnenden Übergang von *Elodea nuttallii*-Reinbestände zu Mischbeständen mit *Chara* auf oligo- bis mesotrophe Gewässerbedingungen hin. Allerdings konnte diese Entwicklung der letzten zwei Jahre nur am Transekt Pouch eindeutig nachgewiesen werden. In den Litoralbereichen der anderen Teilbecken wurde 2007 ein massives Wachstum von *Elodea* erfasst, das an das Massenaufkommen von 2004 heranreichte. Die Biomassen dieser submersen Art stiegen seit 2005 ständig an, nachdem die Wassertrübe durch Baggerarbeiten im Jahr 2005 eine überraschend geringe Makrophytenentwicklung bewirkt hatte. Die über die Untersuchungsjahre recht ähnlichen internen Makronährelementkonzentrationen in der *Elodea*-Biomasse, vor allem ihre P-Gehalte, müssen als Hinweis darauf verstanden werden, dass das *Elodea* Wachstum offensichtlich noch keiner Nährstofflimitation unterliegt. Vielmehr dürften limnophysikalische Einflussfaktoren (Licht, Temperatur und windbedingte Turbulenz) eine entscheidende Rolle bei der Massenentwicklung von *Elodea* spielen. Großflächige flutende Makrophytenareale wurden im Unterschied zu 2004 allerdings nicht wieder erreicht. Dennoch muss bei der neuerlichen Massenentwicklung von *Elodea nuttallii* zukünftig mit weitflächigen flutenden Beständen im Litoralbereich gerechnet werden, die die Erholungsnutzung des Goitschesees stark beeinträchtigen können.

Danksagung

Das dieser Veröffentlichung zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln 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 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH-UFZ, Department Seenforschung Magdeburg, die uns bei den Makrophytenuntersuchungen tatkräftig unterstützt haben.

Literatur

- Beck, B. (2007): Abschlussbericht Transektkartierung im Goitsche- und Seelhausener See 2006 bis 2007. Limnologische Station Iffeldorf der TU München: 1-55.
- 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.
- Rönicke, H., Angelstein, S., Schultze, M., Geller, W. (2006): Invasion submerser Makrophyten im Tagebausee Goitsche. DGL-Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Werder: 139-143.
- 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 aquatischen Neophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) Deutschlands - eine Übersicht

Klaus van de Weyer¹ & Andreas Hussner²

¹Ianaplan, Lobbericher Straße 5, D-41334 Nettetal, klaus.vdweyer@ianaplan.de; ²Abteilung Geobotanik, Geb. 26.13.U.R29, Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, Universitätsstraße 1, D-40225 Düsseldorf, Andreas.Hussner@uni-duesseldorf.de

Keywords: macrophytes, alien species, Makrophyten, Neophyten

Einleitung

Biologische Invasionen allgemein werden weltweit als eine der wesentlichen Bestandteile des „Global Change“ betrachtet. Sie werden neben der Veränderung in der Landnutzung, der zunehmenden Eutrophierung und der globalen Erwärmung als eine der größten Gefahren für die biologische Vielfalt angesehen. Dabei spielen in diesem Zusammenhang auch die aquatische Neophyten eine immer größer werdende Rolle. Die Zahl und Häufigkeit aquatischer Neophyten hat dabei auch in Deutschland in den letzten Jahren stark zugenommen. In dieser Arbeit wurden alle aus Deutschland beschriebenen neophytischen aquatischen Makrophyten und deren Vorkommen und Häufigkeiten in den einzelnen Bundesländern dargestellt. Die Ergebnisse sollen dazu dienen, erstmals einen umfassenden Überblick über die Situation der aquatischen Neophyten in Deutschland zu erhalten.

Material und Methoden

Gegenstand der vorliegenden Bearbeitung sind die aquatischen Makrophyten Deutschlands (VAN DE WEYER & SCHMIDT 2007), die gleichzeitig Neophyten sind. Die Auswahl ist hierbei auf Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose beschränkt. Die Definitionen zu Neophyten richten sich nach PYŠEK et al. (2004), zeitlicher Bezug für die Einstufung als Neophyt ist hierbei der Zeitraum ab 1500 n. Chr. Die Nomenklatur folgt VAN DE WEYER & SCHMIDT (2007).

Im Rahmen dieser Arbeit wurden sowohl nationale (z.B. Haeupler et al. 1988, Benkert et al. 1996, van de Weyer & Schmidt 2007) als auch lokale Publikationen (aufgelistet in Horn et al. 2006) und online Datenbanken (www.neoflora.de, www.floraweb.de, www.aquatischeneophyten.de) ausgewertet. In Kombination mit Ergebnissen von eigenen Untersuchungen in mehr als 1000 Gewässern in Deutschland, vornehmlich in Nordrhein-Westfalen, konnten so umfassende Artenlisten und Verbreitungsmuster der einzelnen Arten erstellt werden.

Ergebnisse

Aus Deutschland sind insgesamt 23 verschiedene aquatische Neophyten-Arten bekannt (Stand: 31.12.2007). Hierbei handelt es sich ausschließlich um höhere Pflanzen, aquatische neophytische Moose oder Armleuchteralgen sind in Deutschland nicht bekannt (VAN DE WEYER & SCHMIDT 2007). 12 Arten gelten als eingebürgert, die anderen elf als unbeständig. Von diesen elf Arten werden sich jedoch einige Arten aller Voraussicht nach in der heimischen Flora etablieren (z.B. *Hydrocotyle ranunculoides*). Dabei hat sich die Anzahl der nachgewiesenen aquatischen Neophyten von zehn im Jahr 1980 auf 23 im Jahr 2007 mehr als verdoppelt (Abb. 1).

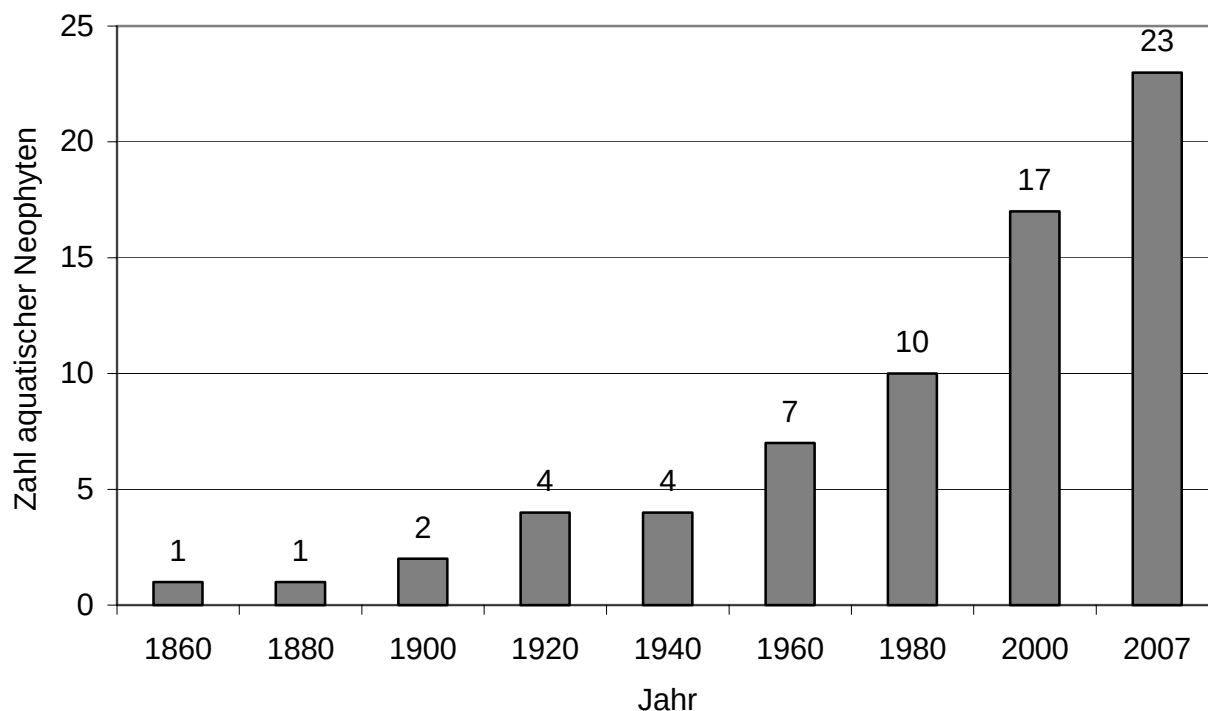


Abb. 1: Artenzahlen der aquatischen Neophyten in Deutschland im Zeitraum 1860 bis 2007

Tab. 1 gibt einen Überblick über die bislang aus Deutschland bekannten aquatischen Neophyten und das Jahr ihres Erstnachweises. - Vier Arten wurden nur vorübergehend in Deutschland beobachtet (*Hydrilla verticillata*, *Lemna aequinoctalis*, *Sagittaria subulata*, *Shinnersia rivularis*). Während bei *Elodea canadensis* ein deutlicher Bestandsrückgang zu beobachten ist, gelten die folgenden Arten als expansiv: *Hydrocotyle ranunculoides*, *Lemna minuta*, *L. turionifera*, *Myriophyllum heterophyllum* und *Elodea nuttallii*. Zusätzlich werden Arten angegeben, von denen bisher Dominanzbestände in Deutschland beobachtet wurden. Diese Arten können aus Sicht verschiedener Nutzungen problematisch sein. Zu nennen ist in diesem Zusammenhang vor allem *Elodea nuttallii*, da diese Art in Deutschland häufig und in starker Ausbreitung ist und Dominanzbestände bildet, wodurch lokal auch indigene Makrophyten zurückgedrängt werden können. Es sei an dieser Stelle jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen, dass in Deutschland bisher noch keine indigene Wasserpflanze in Folge von Neophyten ausgestorben ist. Hierfür sind andere Gründe verantwortlich.

Tab. 1: Die aquatischen Neophyten Deutschlands, Stand: 31.12.2007

Name	Erstnachweis	Eingebürgert	Ausbreitungstendenz	Dominanzbestände bildend
<i>Azolla filiculoides</i>	Anfang der 1980er	Ja		Ja
<i>A. mexicana</i> *	unbekannt	Nein		Nein
<i>Crassula helmsii</i>	1988	Ja		Ja
<i>Egeria densa</i>	1914	Ja		Ja
<i>Eichhornia crassipes</i>	unbekannt	Nein		Nein
<i>Elodea callitrichoides</i>	~ 1960	Nein		Nein
<i>Elodea canadensis</i>	1860	Ja	Rückgang	Ja
<i>Elodea nuttallii</i>	1953	Ja	expansiv	Ja
<i>Hydrilla verticillata</i>	1907	Nein	ausgestorben/verschollen	Nein
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	2004	Nein, aber Einbürgerungstendenz	expansiv	Ja
<i>Hygrophila polysperma</i>	2005	Nein		Nein
<i>Lagarosiphon major</i>	~ 1970	Ja		Ja
<i>Lemna aequinoctialis</i>	Anfang der 1980er	Nein	ausgestorben/verschollen	Nein
<i>Lemna minuta</i>	~ 1990	Ja	expansiv	Ja
<i>Lemna turionifera</i>	1965	Ja	expansiv	Ja
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	1988	Ja		Ja
<i>M. heterophyllum</i>	Ende der 1950er	Ja	expansiv	Ja
<i>Pistia stratiotes</i>	unbekannt	Nein		Nein
<i>Sagittaria latifolia</i>	1952	Ja		Nein
<i>Sagittaria subulata</i>	1980er	Nein	ausgestorben/verschollen	Nein
<i>Salvinia auriculata</i> agg.*	unbekannt	Nein		Nein
<i>Shinnersia rivularis</i>	1992/3	Nein	ausgestorben/verschollen	Nein
<i>Vallisneria spiralis</i>	~ 1900	Ja		Ja

* Taxonomie unklar (vgl. VAN DE WEYER & SCHMIDT 2007)

Diskussion

Das Thema aquatische Neophyten wurde in der Vergangenheit in Deutschland nur sehr unzulänglich betrachtet. Lediglich bei auftretenden Dominanzbeständen, die zu Problemen bei der menschlichen Nutzung der betroffenen Gewässer führten, erfolgten detaillierte Untersuchungen (u.a. STEN-GERT et al. 2008). Die neuen Ergebnisse zeigen jedoch, dass in Deutschland viele aquatische Neophyten eine weitere Verbreitung besitzen, als bislang angenommen wurde. Dabei ergeben sich sowohl hinsichtlich der Verbreitung einzelner Arten als auch in der Gesamtzahl aquatischer Neophyten pro Bundesland gewisse Verbreitungsmuster. So ist Nordrhein-Westfalen mit 19 verschiedenen neophytischen Wasserpflanzenarten das neophytenreichste Bundesland (HUSSNER 2006, HUSSNER et al. i.V.), die geringste Zahl aquatischer Neophyten weist hingegen Sachsen-Anhalt mit nur drei neophytischen Wasserpflanzenarten auf. HUSSNER et al. (i.V.) weisen auf eine signifikante Korrelation hin, die zwischen der Einwohnerzahl pro Bundesland und der Anzahl nachgewiesener aquatischer Neophytenarten besteht. Dies unterstützt die von HUSSNER (i. V.) sowie HUSSNER et al. (i.V.) formulierte Hypothese, dass die Mehrzahl der eingeführten Arten durch den Menschen in die freie Natur gelangen und auch DEHNEN-SCHMUTZ et al. (2007a,b) weisen ganz allgemein darauf hin, dass der Handel mit Pflanzenarten einen entscheidenden Anteil an der Einfuhr neophytischer

Arten in die Länder hat. QUENÉ-BOTERENBROOD & MENNEMA (1974) gaben solchen Pflanzen den kennzeichnenden Namen „Aquariumadventive“.

Für die Zukunft ist in Deutschland mit einer weiteren Ausbreitung neophytischer Arten zu rechnen. Neben Arten, die erst seit wenigen Jahren aus Deutschland bekannt sind und die bereits z.T. große Bestände aufbauen konnten (z.B. *Hydrocotyle ranunculoides*, HUSSNER & VAN DE WEYER 2004, HUSSNER & LÖSCH 2007), ist in Zukunft auch mit neuen neophytischen Wasserpflanzenarten zu rechnen, die in benachbarten Ländern bereits zu Problemen bei auftretenden Dominanzbeständen geführt haben (*Ludwigia spec.*, *Cabomba caroliniana*).

Danksagung

Dr. K.-P. Buttler (Frankfurt) stellte die Unterlagen zur Florenliste von Deutschland zur Verfügung. Ihm sei ebenso wie den vielen hier nicht einzeln aufgeführten Personen, die neue Funde aquatischer Neophyten meldeten, herzlich gedankt.

Literatur

- Benkert, D., Fukarek, F. & Korsch, H. (1996): Verbreitungsatlas der Farnpflanzen und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. Spektrum/Gustav Fischer Verlag, 613 S.
- Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C. & Williamson, M. (2007a): The horticultural trade and ornamental plant invasions in Britain. *Conservation Biology* 21 (1): 224-231
- Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C. & Williamson, M. (2007b): A century of the ornamental plant trade and its impact on invasion success. *Diversity and Distribution* 13: 527-534
- Haeupler, H. & P. Schönfelder (ed., 1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 768 S.
- Horn, K., Garve, E., Korsch, H., Raabe, U. & Schnittler, M. (2006): Florenwerke und Verbreitungsatlanten der Gefäßpflanzen Deutschlands aus dem Zeitraum 1945 bis 2005. *Kochia* 1: 105-134
- Hussner, A. (2006): Die aquatischen Neophyten in Nordrhein-Westfalen. *Decheniana* 159: 39-50
- Hussner, A. (i.V.): Ökologische und ökophysiologische Charakteristika aquatischer Neophyten in Nordrhein-Westfalen. Dissertation Universität Düsseldorf.
- Hussner, A., Weyer, K. van de (2004): *Hydrocotyle ranunculoides* L.f. (Apiaceae) - Ein neuer aquatischer Neophyt im Rheinland. *Floristische Rundbriefe* 38(1/2): 1-6
- Hussner, A., Lösch, R. (2007): Growth and photosynthesis of *Hydrocotyle ranunculoides* in North Rhine-Westphalia. *Flora* 202: 653-660
- Hussner, A., Weyer, K. van de, Gross, E.M. & Hilt, S. (i.V.): Increasing number and abundance of non-indigenous aquatic macrophyte species in Germany – an underestimated threat?
- Pyšek, P., Richardson, D.M., Rejmanek, M., Webster, G.L., Williamson, M. & Kirchner, J. (2004): Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53 (1): 131-143
- Quené-Boerenbrood, A.J. & Mennema, J. (1974): *Pistia stratiotes* L.; een nieuw “aquariumadventief” voor Nederland. *Gorteria* 7 (2): 28-29
- Stengert, M., Podraza, P., Weyer, K. van de (2008). Die Entwicklung von *Elodea nuttallii* (PLANCHON) ST. JOHN in den Ruhrstauseen in den Jahren 2006 und 2007 unter dem Einfluss von Hochwässern im Frühjahr und Sommer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht 2007 (Münster), in press
- Weyer, K. van de, Schmidt, C. (2007): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) in Deutschland: 128 S. & 348 Seiten Anhang mit 332 Abb. (Bearbeitung: D. Wassong & B. Kreimeier), erstellt im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, CD/Polykopie, Nettetal/Potsdam, www.mluv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb2.c.416666.de

BASEN, T., D. MARTIN-CREUZBURG & K.-O. ROTHHAUPT: Einfluss von Licht und Nährstoffen auf den Lipidgehalt von *Scenedesmus obliquus* und mögliche Konsequenzen für das Wachstum von *Daphnia magna*

BECKER, J., B. ZEIS & R. J. PAUL: Temperaturabhängigkeit der genetischen Zusammensetzung einer *Daphnia*-Population (*D. galatea* x *hyalina* Hybridkomplex) unter Laborselektionsbedingungen

KARCZEWSKI, K., R. MENA, H. SELHEIM & E.I. MEYER: Eintrag und Abbau von organischem Material in einem sandgeprägten Tieflandbach und der Einfluss des Sediments auf die Verteilung und Verfügbarkeit von Stickstoffverbindungen

MARTIN-CREUZBURG, D.: Futterqualität von Cyanobakterien für *Daphnia*: Welche Rolle spielen essentielle Lipide?

RYCHŁA, A., P. CASPER & P. KASPRZAK: Wie verändert sich der Methanhaushalt im Hypolimnion durch Manipulation der Nahrungskette? Erste Ergebnisse eines Enclosure-Experiments in einem thermisch geschichteten See

SCHULZE, T., U. BAADE, H. DÖRNER, F. HÖLKER, S. HAERTEL-BORER, R. ECKMANN & TH. MEHNER: Begrenzte Auswirkungen einer Nahrungsnetzmanipulation in einem mesotrophen See

Einfluss von Licht und Nährstoffen auf den Lipidgehalt von *Scenedesmus obliquus* und mögliche Konsequenzen für das Wachstum von *Daphnia magna*

Timo Basen¹, Dominik Martin-Creuzburg¹ & Karl-Otto Rothhaupt¹

¹ Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustrasse 252, 78464 Konstanz

timo.basen@uni-konstanz.de; 07531-88-2930

Keywords: Daphnien, Futterqualität, PUFAs, *Scenedesmus*, Limitierung

Einleitung

Der Lipidgehalt von Algen, insbesondere der Gehalt an mehrfach ungesättigten Fettsäuren (PUFAs) ist sehr variabel und in großem Maße abhängig von den herrschenden Umweltbedingungen (Wright *et al.*, 1980; Reitan *et al.*, 1994; Wainman *et al.*, 1999).

Deshalb wurde der Einfluss von Licht- und Nährstoffverfügbarkeit, im speziellen Stickstoff, auf den PUFA-Gehalt von *Scenedesmus* in Chemostatversuchen untersucht. In den Chemostat-Experimenten wurde einerseits die Stickstoffverfügbarkeit für die Algen verändert, andererseits wurde die Illumination der Algenkulturen variiert, um einen Einfluss dieser Parameter auf die Lipidzusammensetzung der Algen untersuchen zu können.

Umweltbedingte Veränderungen im PUFA-Gehalt von Algen beeinflussen möglicherweise das Wachstum des herbivoren Zooplanktons, da PUFAs für viele Zooplankter essentiell sind und mit der Nahrung aufgenommen werden müssen (Müller-Navarra, 1995; Von Elert, 2002).

In standardisierten Wachstumsversuchen mit *Daphnia magna* wurden die Konsequenzen einer umweltbedingt veränderten Fettsäurezusammensetzung der Grünalge *S. obliquus* für das herbivore Zooplankton erfasst. Durch gezielte Supplementierung der Futteralgen mit ausgewählten PUFAs wurde der Anteil dieser Lipide in der Futtersuspension experimentell erhöht und die Auswirkung auf das Daphnienwachstum untersucht.

Material und Methoden

S. obliquus wurde kontinuierlich unter unterschiedlichen Licht- und Stickstoffverhältnissen kultiviert. Die Stickstoffverfügbarkeit wurde durch die Nitratkonzentration im Nährstoffmedium definiert (1000 µM im [Vollmedium], 200 µM im [N-Mangel-Medium]) (nach Guillard, 1975; Rothhaupt, 1995). Eine weitere Algenkultur [N-Mangel+NO₃] wurde unter N-Mangel kultiviert und nachträglich über 24 Stunden mit Stickstoff versetzt (+1000 µM NaNO₃). Die Lichtintensität betrug zwischen 50 und 130 µmol Quanten/m²s.

Die Fettsäurezusammensetzung der Algen wurde gaschromatographisch untersucht (Martin-Creuzburg *et al.*, 2005).

2 mg C/l dieser Algenkulturen wurden in sechs Tage andauernden Wachstumsversuchen an *D. magna* verfüttert. Zusätzlich zu *S. obliquus* wurden Liposomen mit eingelagerten PUFAs (α -LA, C18:3n-3; EPA, C20:5n-3) als Futterpartikel für die Daphnien verwendet. Durch Zugabe dieser Phospholipidvesikel konnten Futtersuspensionen der Daphnien mit einzelnen Lipiden angereichert werden. Die somatischen Wachstumsraten der Cladoceren wurden durch Zunahme des Trockengewichts über sechs Tage ermittelt.

Sämtliche statistische Berechnungen wurden mit STATISTICA (Firma StatSoft Inc., Version 6.0) durchgeführt. Die Auswertung der Daphnienwachstumsexperimente erfolgte mittels Varianzanalyse und nachgeschaltetem post hoc-Test (Tukey's HSD). Das Signifikanzniveau wurde auf $p < 0,05$ festgelegt.

Ergebnisse

Lipide in S. obliquus

Durch die Kultivierung der Algen unter Stickstoffmangel nahm der Anteil der einfach ungesättigten Fettsäure C18:1n-9/n-12 am Gesamtfettsäuregehalt in *S. obliquus* zu und der Anteil an α -LA ab (Abb. 1.1; 1.3). Die nachträgliche Zugabe von Stickstoff zu den Algenkulturen hatte keinen Einfluss auf die Lipidzusammensetzung von *S. obliquus*.

Die Variation der Lichtintensität wurde unter Stickstoffmangel und nachträglicher Zugabe von Nitrat durchgeführt (Abbildung 1.2; 1.4; 1.6). Durch Verringerung der Lichtintensität von maximal 130 μmol auf 50 μmol Quanten/ m^2s nahm der Anteil der C18:1n-9/n-12 an der Gesamtfettsäurefraktion in *S. obliquus* ab und der Anteil der mehrfach ungesättigten Fettsäure α -LA zu (Abb. 1.2; 1.4).

Wachstum von Daphnia magna

D. magna war bei Wachstum auf N-limitierten Algen stickstofflimitiert (Abb. 1.5). Durch Zugabe von Nitrat zu *S. obliquus* konnte die N-Limitierung der Daphnien aufgehoben werden.

Mit Abnahme der Lichtintensität stieg die Futterqualität von *S. obliquus* für *D. magna* (Abb. 1.6).

Die Anreicherung der Futtersuspensionen mit PUFA-Liposomen konnte eine EPA-Limitierung von *D. magna* bei Wachstum auf N-unlimitiertem *S. obliquus* aufzeigen (Abb. 2). Diese Limitierung wurde durch die Variation der Lichtbedingungen nicht beeinflusst. Eine Supplementierung mit α -LA konnte das Wachstum von *D. magna* nicht steigern.

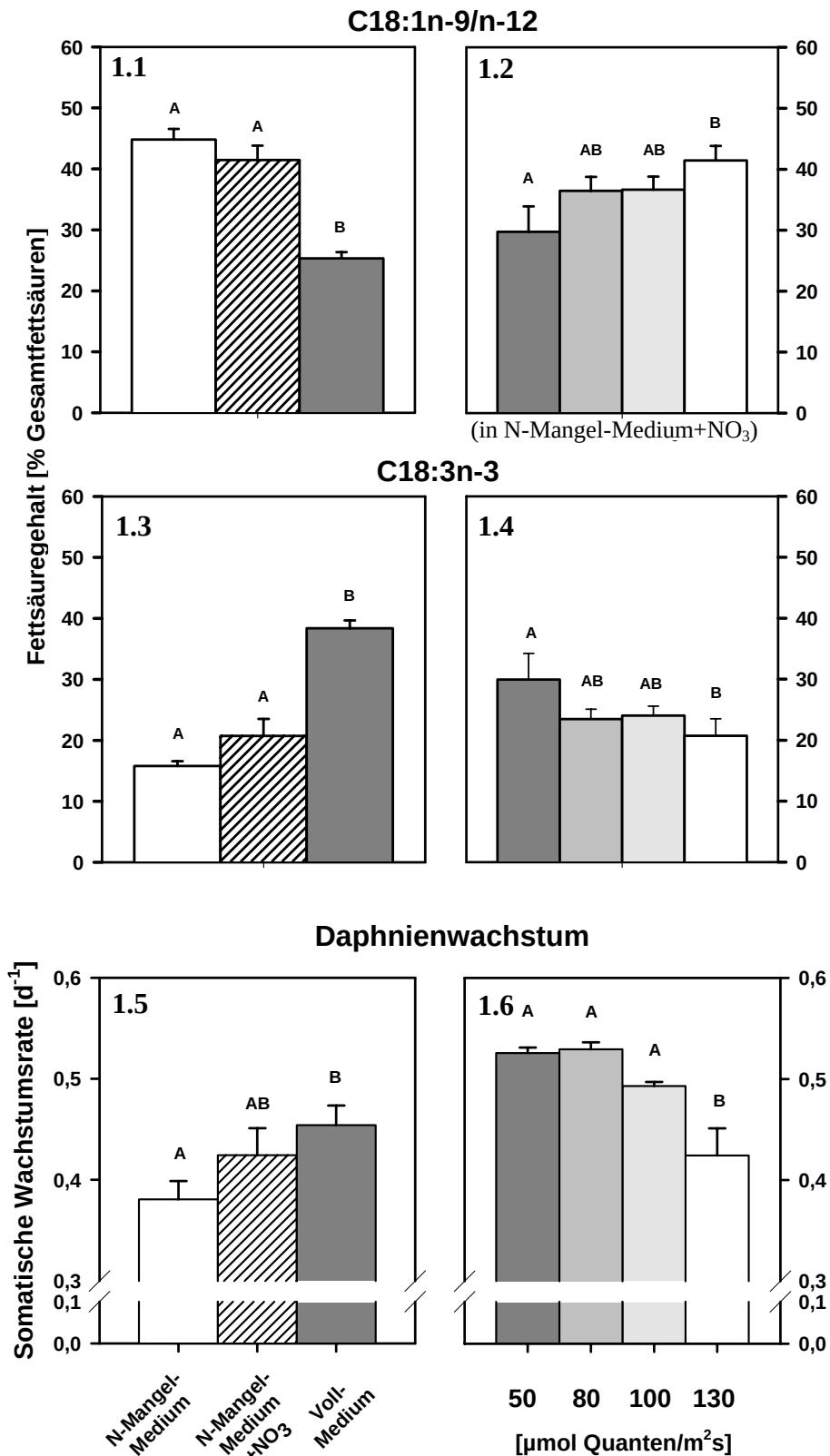


Abb.1: Anteil ausgewählter Fettsäuren in *S. obliquus* unter verschiedenen Nährstoff- und Lichtbedingungen (1.1-1.4), sowie das somatische Wachstum von *D. magna* auf *S. obliquus* unter verschiedenen Wachstumsbedingungen (1.5-1.6). Abgebildet sind Mittelwert (MW) und einfache Standardabweichung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant voneinander verschiedene MW.

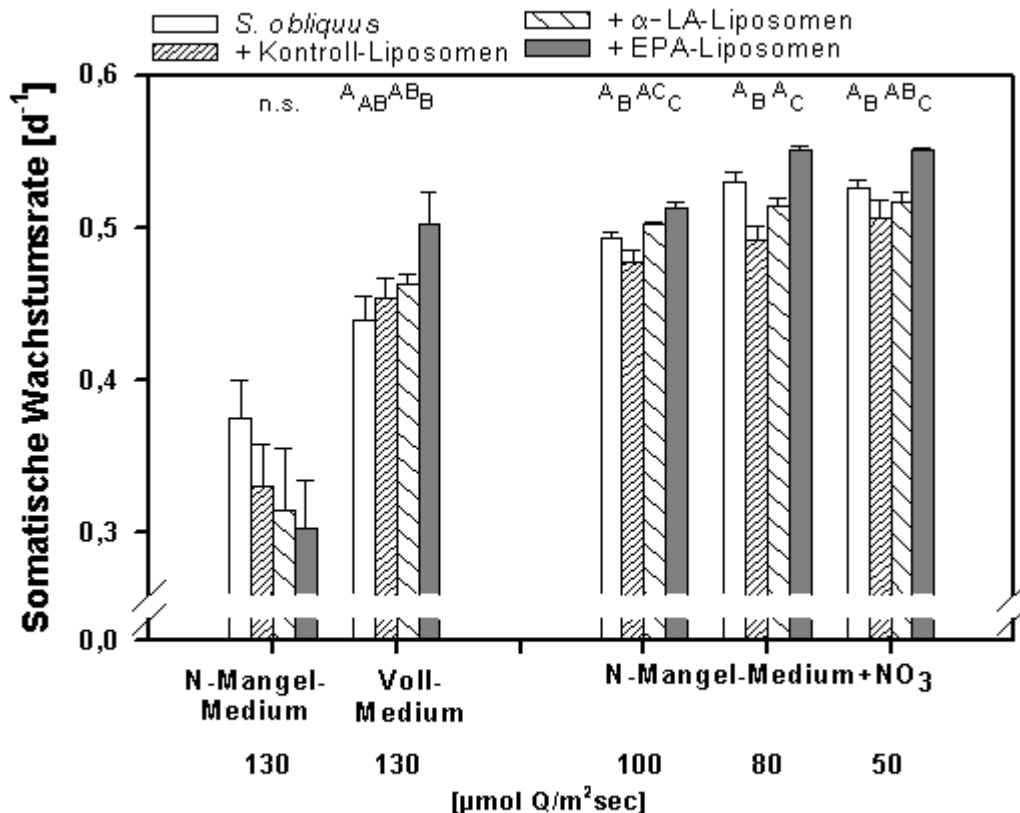


Abb. 2: Somatische Wachstumsraten von *D. magna* mit der Futteralge *S. obliquus* unter verschiedenen Kultivierungsbedingungen. Die Algenkulturen wurden sowohl unter variabler Stickstoffverfügbarkeit als auch unter verschiedenen Lichtverhältnissen kultiviert. Zusätzlich zu der Futteralge wurden noch Liposomen als Nahrungspartikel verwendet, um in den Futtersuspensionen einzelne Lipide anzureichern (speziell α -LA und EPA). Abgebildet sind Mittelwert und einfache Standardabweichung. Mittelwerte einer Kulturbedingung, die mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet sind, sind statistisch nicht voneinander verschieden.

Diskussion

Die Synthese von Fettsäuren ist in Grünalgen funktionell an die Photosynthese gekoppelt und somit lichtabhängig (Wainman *et al.*, 1999). Im Allgemeinen werden mit verminderter Photosyntheserate weniger langkettige mehrfach ungesättigte Fettsäuren (PUFAs), dagegen aber vermehrt kurzkettige gesättigte (SAFAs) oder einfach ungesättigte Fettsäuren (MUFAs) produziert. Durch Kultivierung von *S. obliquus* unter Stickstofflimitierung ($[\text{WC}_{\text{Mangel}}]$) wurde im Vergleich zu nichtstickstofflimitierten Algenkulturen ($[\text{WC}_{\text{Voll}}]$) die Fettsäurezusammensetzung der Grünalgen verändert. Diese N-limitierten Phytoplankter konnten durch nachträgliche Anreicherung mit Nitrat ($[\text{WC}_{\text{Mangel}+\text{NO}_3}]$) in ihrer Stöchiometrie, nicht jedoch in ihrer biochemischen Zusammensetzung, an $[\text{WC}_{\text{Voll}}]$ -Algen angeglichen werden. Die Stickstofflimitierung der Grünalgen führte zu einer Verminderung der PUFAs (z.B. C18:3n-3) in den Algenzellen und einer Anreicherung der Zwi-

schenprodukte der PUFA-Synthese (z.B. C18:1n-9/n-12). Mit Verringerung der Lichtintensität von 130 auf 50 $\mu\text{mol Q/m}^2\text{sec}$ konnte eine Zunahme der α -LA am Gesamtfettsäuregehalt der Algenzellen und eine Abnahme der C18:1-Fettsäuren beobachtet werden.

Um die Bedeutung der durch die Licht- und Nährstoffverfügbarkeit hervorgerufenen Veränderungen in der Fettsäurezusammensetzung für die Futterqualität von *S. obliquus* untersuchen zu können, wurden standardisierte Wachstumsversuche mit *Daphnia magna* durchgeführt. PUFAs sind für Daphnien essentielle Nahrungsbestandteile (Müller-Navarra, 1995), die nicht de novo synthetisiert werden können. Eine mögliche Limitierung von *D. magna* durch den Mangel an diesen Nahrungsbestandteilen wurde durch eine Supplementierung mit PUFA-haltigen Liposomen (C18:3n-3, C20:5n-3) untersucht. Dabei zeigte sich, dass durch zusätzliche Anreicherung der Futtersuspension mit α -LA das Wachstum der Daphnien nicht verbessern werden konnte. In *S. obliquus* ist offensichtlich ausreichend α -LA für die Entwicklung von *D. magna* enthalten. Das somatische Wachstum von *D. magna* war auf $[\text{WC}_{\text{Voll}}]$ - und $[\text{WC}_{\text{Mangel}} + \text{NO}_3]$ -*Scenedesmus* durch den Mangel an EPA limitiert. Die stickstofflimitierten Algen führten bei *D. magna* zu einer Stickstofflimitierung. Durch Lichtverminderung bei der Algenkultivierung nahm die Futterqualität der $[\text{WC}_{\text{Mangel}} + \text{NO}_3]$ -Algen zu, die EPA-Limitierung blieb bestehen.

Die Veränderung der Futterqualität durch die Abnahme der Algenillumination konnte durch die hier verwendeten Supplementierungsparameter nicht erklärt werden. Der Anteil der PUFA α -LA in *S. obliquus* war nicht für die Veränderung der Futterqualität verantwortlich. Weitere Untersuchungen zu Lipidbestandteilen von Grünalgen unter Nährstoff- und Lichtlimitierung sind nötig zum besseren Verständnis der Futterqualität von Algen.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen meiner Diplomarbeit an der Universität Konstanz. Ich möchte mich sowohl bei meinen Co-Autoren für die Betreuung als auch bei Christine Gebauer, Petra Merkel und Silvia Ballert für die optimale Unterstützung während meiner Diplomarbeit bedanken.

Literatur

- Guillard, R.R. (1975): Cultures of phytoplankton for feeding of marine invertebrates. Culture of Marine Invertebrate Animals (ed. by W.L. Smith and M.H. Chanley), pp. 29-60. Plenum New York, New York.
- Martin-Creuzburg, D., Bec, A. & Von Elert, E. (2005): Trophic upgrading of picocyanobacterial carbon by ciliates for nutrition of *Daphnia magna*. Aquatic Microbial Ecology. [print], 41, 271-280.
- Müller-Navarra, D.C. (1995): Biochemical versus mineral limitation in *Daphnia*. Limnology and Oceanography, 40, 1209-1214.
- Reitan, K.I., Rainuzzo, J.R. & Olsen, Y. (1994): Effect of nutrient limitation on fatty-acid and lipid-content of marine microalgae. Journal of Phycology, 30, 972-979.
- Rothhaupt, K.O. (1995): Algal nutrient limitation affects rotifer growth-rate but not ingestion rate. Limnology and Oceanography, 40, 1201-1208.
- Von Elert, E. (2002): Determination of limiting polyunsaturated fatty acids in *Daphnia galeata* using a new method to enrich food algae with single fatty acids. Limnology and Oceanography, 47, 1764-1773.
- Wainman, B.C., Smith, R.E.H., Rai, H. & Furuita, H. (1999): Irradiance and Lipid Production in Natural Algal Populations. Lipids in Freshwater Ecosystems (ed. by M.T. Arts and B.C. Wainman), pp. 45-70. Springer, New York.
- Wright, D.C., Berg, L.R. & Patterson, G.M. (1980): Effect of cultural conditions on the sterols and fatty acids of green algae. Phytochemistry, 19, 783-785.

Temperaturabhängigkeit der genetischen Zusammensetzung einer *Daphnia*-Population (*D. galeata* x *hyalina* Hybridkomplex) unter Laborselektionsbedingungen

Jochen Becker, Bettina Zeis & Rüdiger J. Paul

Institut für Zoophysiologie, WWU Münster, Hindenburgplatz 55, D-48143 Münster; jochen.becker@uni-muenster.de

Keywords: *Daphnia*, genotypische Variabilität, Laborselektion, Populationsstruktur, Temperatur

Einleitung

Eine *Daphnia*-Population unterliegt im natürlichen Habitat dem starken Einfluss schwankender biotischer und abiotischer Umweltbedingungen und ihre genetische Struktur verändert sich im Jahresverlauf (u.a. Hebert & Crease, 1980; Hebert & Moran, 1980; Korpelainen, 1986). Eine kombinierte Freiland- und Laborstudie (Pinkhaus *et al.*, 2007) konnte einen Zusammenhang zwischen dem zeitlichen Auftreten unterschiedlicher Multi-Locus-Genotypen (MLGs, T1-47) des *D. galeata* x *hyalina* Hybridkomplexes in der Saldenbach-Talsperre (Erzgebirge, Sachsen) mit den jahreszeitlich wechselnden Wassertemperaturen sowie unterschiedlichen physiologischen Eigenschaften vorkommender *Daphnia*-MLGs nachweisen. Um den Einfluss dieser Faktoren auf eine natürliche *Daphnia*-Population im Labor zu untersuchen, wurde im Rahmen dieser Arbeit ein Versuchsaufbau entwickelt, der es ermöglicht die Versuchstiere unter kontrollierten Bedingungen zu halten und dynamischen Versuchsbedingungen auszusetzen. In zwei Selektionsexperimenten wurde anschließend die im Freiland beobachtete Temperaturabhängigkeit der genetischen Struktur dieser *Daphnia*-Population aus der Saldenbach-Talsperre unter Laborbedingungen untersucht.

Material und Methoden

In zwei getrennten Temperaturexperimenten wurden im Labor jeweils 100 aus Freilandfängen (Juli bzw. November 2006) stammende Tiere in drei Parallelansätzen wechselnden Temperaturregimen ausgesetzt (s. Abb. 1 & 2). Am Ende beider Versuche wurde die genetische Zusammensetzung der Versuchspopulationen anhand charakteristischer Allozymmuster mittels Cellulose-Acetat-Elektrophorese und anschließender substratspezifischer Aktivitätsfärbung analysiert (nach Hebert & Beaton, 1993). Als Marker dienten hierbei die Enzyme Aldehydoxidase (AO), Phosphoglucomutase (PGM), Glucosephosphat-Isomerase (GPI) bzw. Glutamatoxaloacetat-Transaminase (GOT). Im ersten Experiment wurde nach gradueller Erniedrigung der Wassertemperatur (20 °C → 15 °C) die Entwicklung der Versuchspopulation nach 2, 3 bzw. 6 Wochen dokumentiert. Selektionsexperiment II (11 °C → 15 °C) hingegen diente zum Vergleich der Populationsentwicklung innerhalb der drei Parallelansätze. Die Haltung der Versuchstiere erfolgte in Kammern mit je 50 Litern autoklaviertem und konstant belüftetem Seewasser. Durch Beleuchtung mit Tageslicht-Leuchtstoffröhren

wurden die Versuchstiere einem kontrollierten Tag-Nacht-Rhythmus (16 h hell : 8 h dunkel) ausgesetzt. Die Fütterung erfolgte *ad lib.* mit Algen der Art *Chlamydomonas reinhardtii* ($> 1,3 \text{ mg C l}^{-1}$).

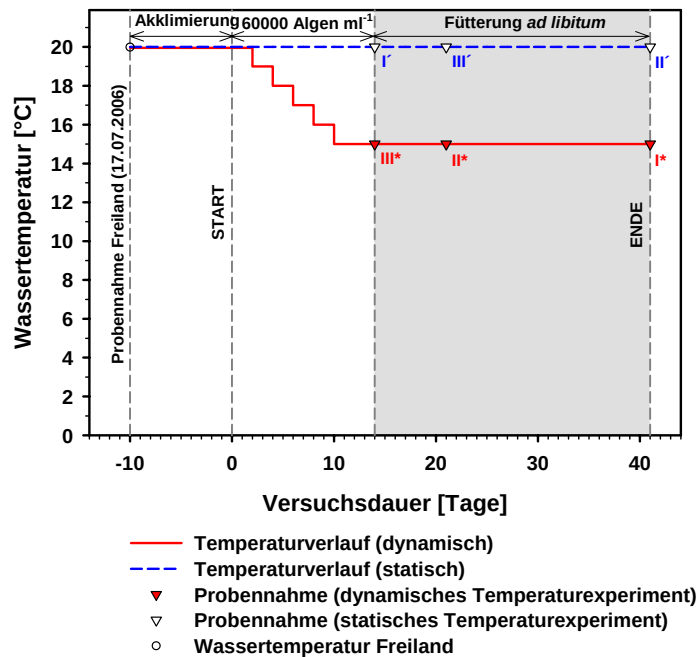


Abb. 1 Versuchsablauf im Selektionsexperiment I (20 °C → 15 °C)

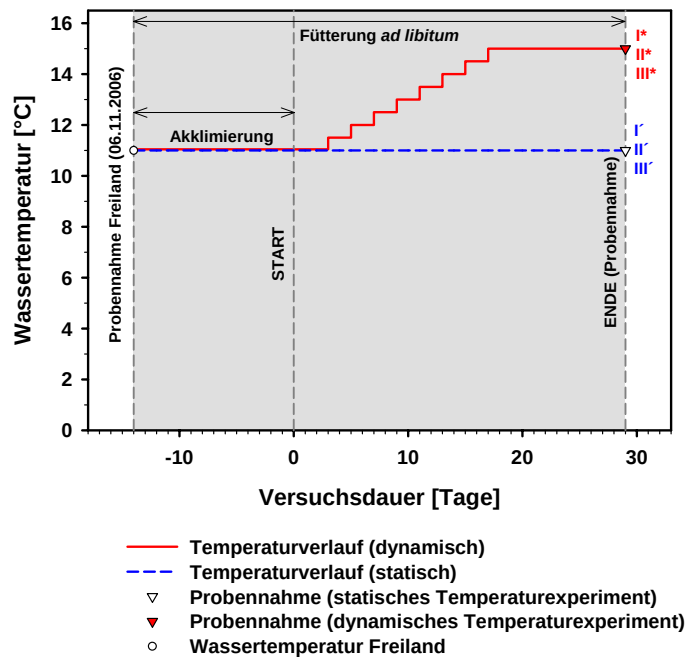


Abb. 2 Versuchsablauf im Selektionsexperiment II (11 °C → 15 °C)

Ergebnisse & Diskussion

In beiden Selektionsexperimenten mit naturnahen Versuchspopulationen aus der Saidenbach-Talsperre konnten charakteristische Abweichungen der genotypischen Struktur gegenüber den eingesetzten Ausgangspopulationen festgestellt werden (s. Abb. 3). Die stärkste Veränderung zeigten hierbei die MLGs T1 und T6. Sowohl im Selektionsexperiment, das von einer mittleren Wassertemperatur in die Kälte führte (20 °C → 15 °C), als auch in den Experimenten, die in der Kälte durchgeführt wurden (11 °C konstant bzw. 11 °C → 15 °C), ließ sich eine Erhöhung des Anteils des Genotypen T1 und eine Absenkung des Genotypen T6 innerhalb der Versuchspopulationen nachweisen.

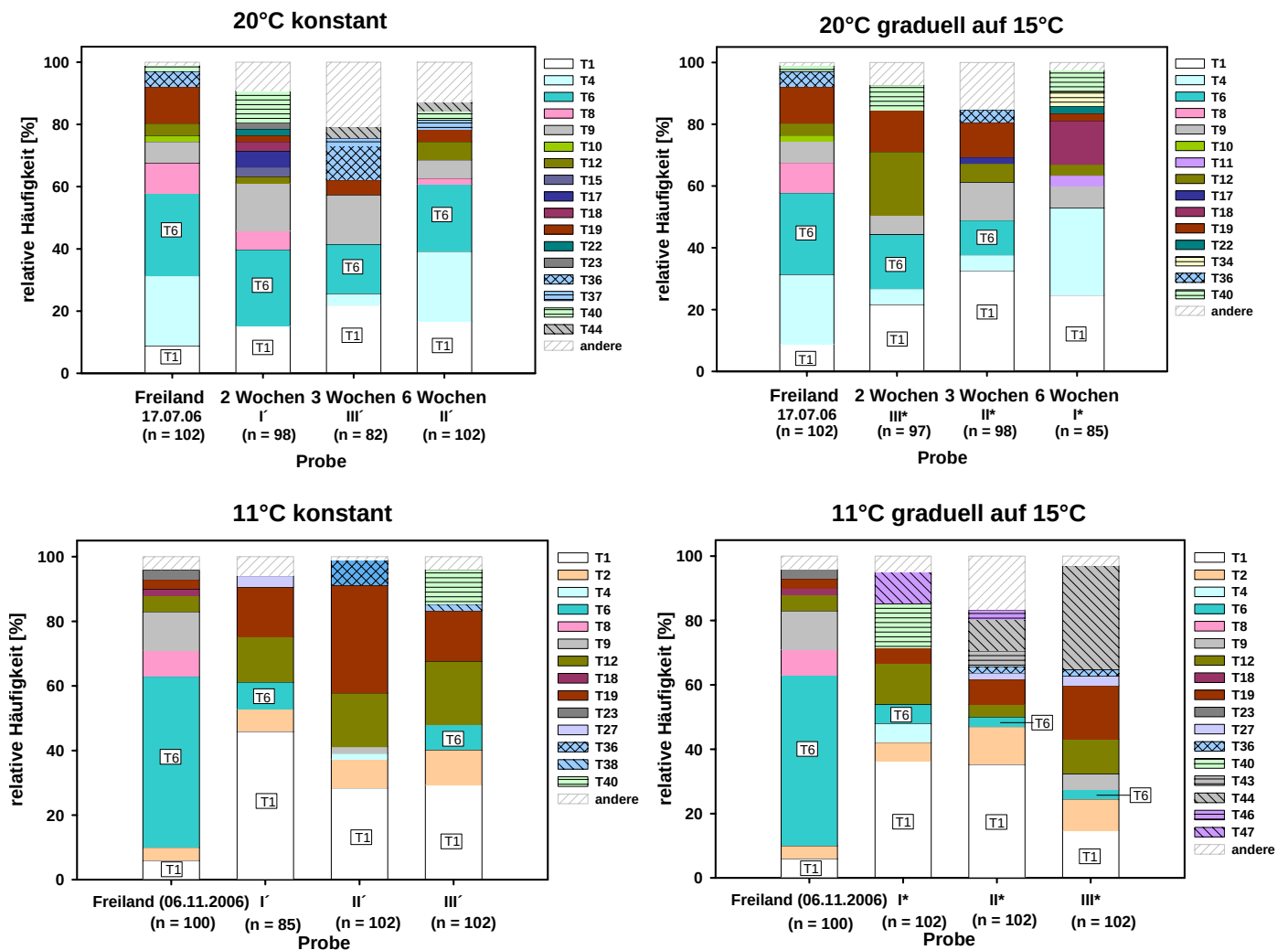


Abb. 3 Relative Anteile vorkommender *Daphnia*-MLGs (*D. galeata* x *hyalina* Hybrid-Komplex) in den Selektionsexperimenten. Dargestellt werden MLGs, die mit mindestens zwei Tieren in der Stichprobe vertreten waren. Individuen mit einer geringeren Häufigkeit wurden als „andere“ zusammengefasst. „n“ gibt die Anzahl der mittels Allozymanalyse untersuchten *Daphnien* an.

Tatsächlich konnten bereits Pinkhaus *et al.* (2007) ein ähnliches Verteilungsmuster der beiden Genotypen im Freiland beobachten. Während Genotyp T1 im Frühjahr dominant im Oberflächenwasser der Talsperre Saidenbach vertreten war, erhöhte sich in den Monaten dazwischen mit steigender Wassertemperatur auch deutlich der Anteil des Genotypen T6 innerhalb der Population. Lediglich in den Sommermonaten zeigte dieser eine geringere Frequenz im Oberflächenwasser, konnte jedoch zu diesem Zeitpunkt im Bereich der Thermokline nachgewiesen werden. Auch die physiologische Charakterisierung durch Messung der Ventilationsfrequenz ($\rightarrow$ O₂-Transport im Wasser) und mitochondrialen NADH-Fluoreszenz ($\rightarrow$ O₂-Angebot im Gewebe) konnte, vor dem Hintergrund der Beziehung zwischen Thermotoleranz und Sauerstofftransport bzw. -bedarf eines Organismus (u.a. Pörtner, 2002), für Klone des Genotypen T1 eine erniedrigte Thermotoleranz im Vergleich zu T6 nachweisen.

In der vorliegenden Untersuchung konnte somit für bestimmte Genotypen auch unter Laborbedingungen eine Abhängigkeit zwischen der genetischen Zusammensetzung der Versuchspopulationen und den gewählten Temperaturbedingungen festgestellt werden. Zur Etablierung der Laborselektion sollten weitere Experimente folgen, in denen möglichst parallel zum Freiland-Monitoring des Versuchsgewässers, die natürlichen Temperaturbedingungen im Labor nachgestellt werden. Dies würde den Vergleich zwischen der Populationsentwicklung im Freiland, die neben abiotischen Faktoren insbesondere durch biotische Faktoren beeinflusst wird, und dem Selektionsexperiment, in dem momentan nur ein natürlicher Parameter geregelt wird, ermöglichen und eine zuverlässige Beurteilung des Testsystems zulassen.

Danksagung

Die vorliegende Untersuchung ist als Teil einer Diplomarbeit am Institut für Zoophysiologie der WWU Münster entstanden.

Literatur

- Hebert, P.D.N. & Beaton, M.J. (1993) Methodologies for allozyme analysis using cellulose acetate electrophoresis. Helena Laboratories, Beaumont, Texas.
- Hebert P.D.N. & Crease T. (1980) Clonal coexistence in *Daphnia pulex* (Leydig): Another plankton paradox. *Science* 207: 1363-1365.
- Hebert P.D.N. & Moran C. (1980) Enzyme variability in natural populations of *Daphnia carinata*. *Heredity* 45: 313-321.
- Korpelainen H. (1986) Temporal changes in the genetic structure of *Daphnia magna* populations. *Heredity* 57: 5-14.
- Pinkhaus, O., Schwerin, S., Pirow, R., Zeis, B., Buchen, I., Gigengack, U., Koch, M., Horn, W. & Paul, R.J. (2007) Temporal environmental change, clonal physiology and the genetic structure of a *Daphnia* assemblage (*D. galeata-hyalina* hybrid species complex). *Freshw Biol* 52(8): 1537-1554.
- Pörtner H.O. (2002) Climate variations and the physiological basis of temperature dependent biogeography: systemic to molecular hierarchy of thermal tolerance in animals. *Comp. Biochem. Physiol. A* 132: 739-761.

Eintrag und Abbau von organischem Material in einem sandgeprägten Tieflandbach und der Einfluss des Sediments auf die Verteilung und Verfügbarkeit von Stickstoffverbindungen

K. Karczewski¹, R. Mena¹, H. Selheim¹, E.I. Meyer¹

¹Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster

karsten.karczewski@uni-muenster.de, Ramon.Mena@uni-muenster.de, Meyere@uni-muenster.de,

PLD-Vogtland@t-online.de

Keywords: River-Continuum-Concept, organisches Material, Mineralisation, Sediment, Sandbach

Einleitung

Entsprechend dem River-Continuum-Concept ist der Eintrag von organischem Material, besonders für Fließgewässer geringerer Ordnung, eine wichtige Nährstoffquelle (VANNOTE et al. 1980). Durch die Mineralisation des groben Materials (CPOM) werden wichtige Nährstoffe für das Ökosystem freigesetzt und gelangen in die Nahrungsnetze des Fließgewässers. Der Eintrag und Abbau des organischen Materials sowie der Einfluss des Sediments auf die Verfügbarkeit von anorganischen Stickstoffverbindungen wurden in einem sandgeprägten Tieflandbach untersucht. Bezüglich des Eintrages und Abbaus von grobpartikulärem organischen Material wurden folgende Hypothesen formuliert:

- 1.: Der Eintrag ist vor allem in den Herbst- und Frühlingsmonaten am höchsten. Die Abbaurate unter oxischen Bedingungen ist deutlich höher als die in anoxischer Umgebung.
- 2.: Ammonium wird bei der Mineralisation von organischem Material freigesetzt. Der Ammoniumgehalt sollte unter anoxischen Bedingungen am höchsten sein, da aufgrund von Sauerstoffmangel keine Oxidation stattfindet.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet war der Gellenbach, ein sandgeprägter Tieflandbach 2. Ordnung, ca. 15 km nordöstlich von Münster/NRW. Der zu beprobende Abschnitt befindet sich im Naturschutzgebiet „Bockholter Berge“. Der Gellenbach durchfließt im NSG einen Buchen-Eichen-Hochwald (*Fago-quercetum typicum*).

Material

Im Zeitraum vom 1. November 2004 bis zum 31. Oktober 2005 wurde der Eintrag direkt durch Vertikalfallen und indirekt durch Lateralfallen erfasst, die im Abstand von 15 Tagen, je nach Witterungsverhältnissen, geleert wurden. In einem weiteren Untersuchungsansatz wurde ab dem 21. März 2007 alle 15 Tage über einen Zeitraum von 90 Tagen der Verlust an Biomasse von exponierten Laubpaketen (*Fagus sylvatica*) sowie das C:N-Verhältnis der Blätter ermittelt. Im selben Zeitraum wurden zu Anfang und Ende der Untersuchung drei Sedimentkerne mit einem Stechzylinder (Durchmesser 9 cm) aus drei unterschiedlichen Transekten entnommen und analysiert. Von 24 Sedimentkernen der Tiefe 0 bis 10 cm (oxischer und anoxischer Horizont) wurden die Korngrößenverteilung, organisches Material (CPOM und FPOM) und Nährstoffgehalt bestimmt.

Ergebnisse

Der vertikale Eintrag wies in den Monaten November bis Dezember ein Maximum von $8.24 \text{ g/m}^2 \text{ d}$ (AFTM) auf. Zwischen August und Oktober war ein zweites Maximum zu erkennen. Der laterale Eintrag war mit $2.73 \text{ g/m}^2 \text{ d}$ (AFTM) zwischen Januar und Februar am höchsten (Abb. 1 u. 2)

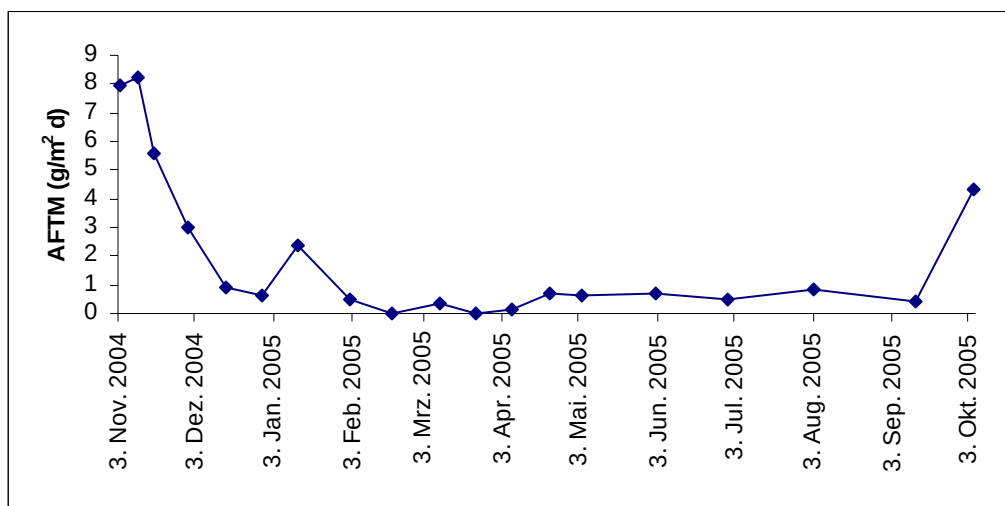


Abb. 1: Vertikaler Eintrag von CPOM im Untersuchungsgebiet

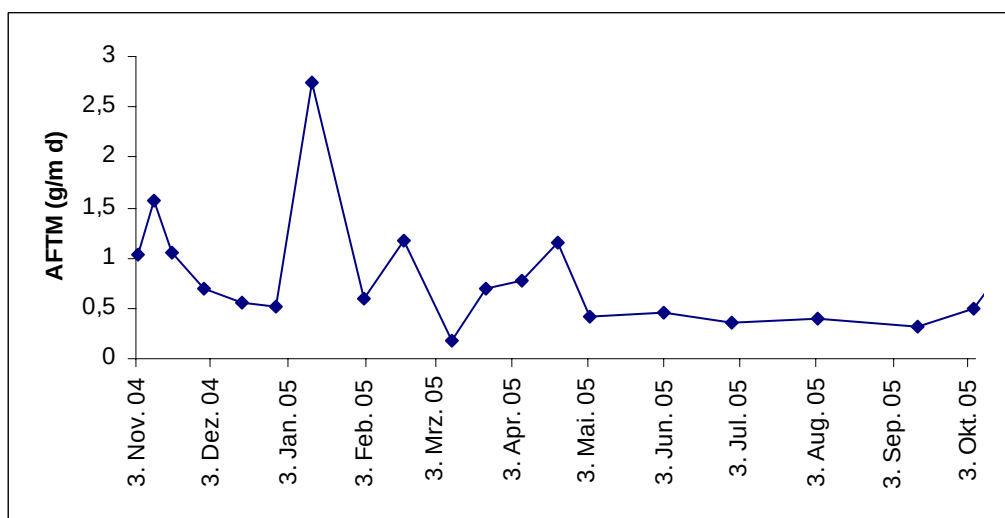


Abb. 2: Lateraler Eintrag von CPOM im Untersuchungsgebiet

Der Biomasseverlust unter oxischen Bedingungen war in den ersten 15 Tagen höher als der im anoxischen Bereich. Danach zeigt der Biomasseverlust unter oxischen und anoxischen Bedingungen die gleichen Tendenzen (Abb. 4).

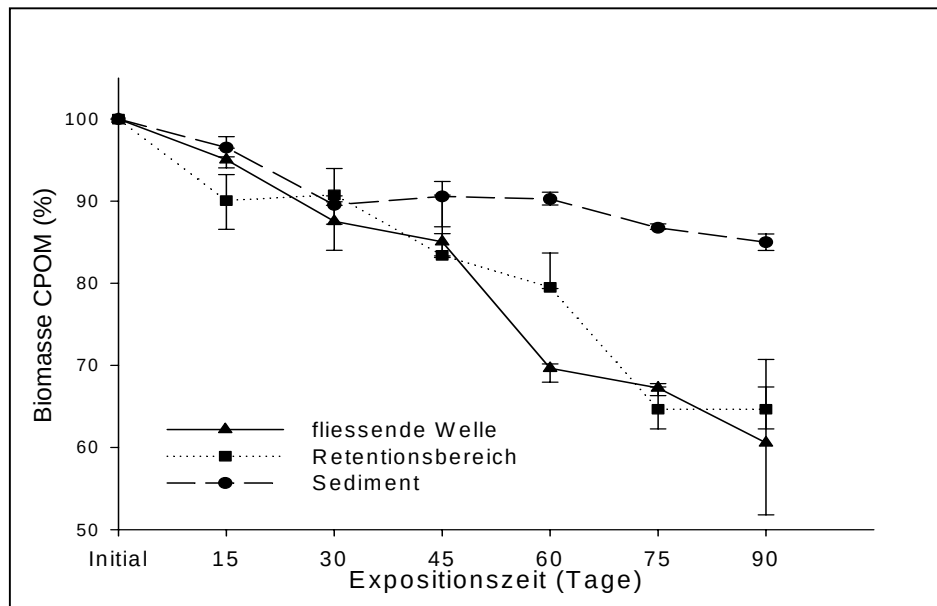


Abb. 3: Masseverlust des organischen Materials (Blätter von *Fagus sylvatica*; Maschenweite der Beutel betrug 3 μ m) unter verschiedenen Konditionen. Dargestellt sind Mittelwerte plusminus Standard aus 82 Proben

Unter oxischen Bedingungen wurde das C:N-Verhältnis konstant enger. Im anoxischen Bereich war kein klarer Trend zu beobachten (Abb. 5).

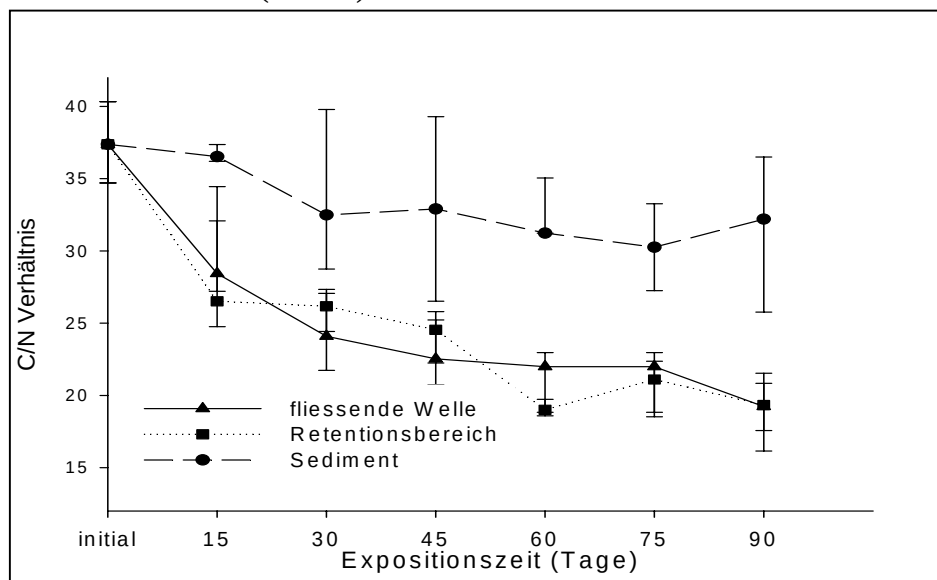


Abb. 4: C:N Verhältnisse des organischen Materials unter verschiedenen Konditionen. Dargestellt sind Mittelwerte plusminus Std. aus 82 Proben.

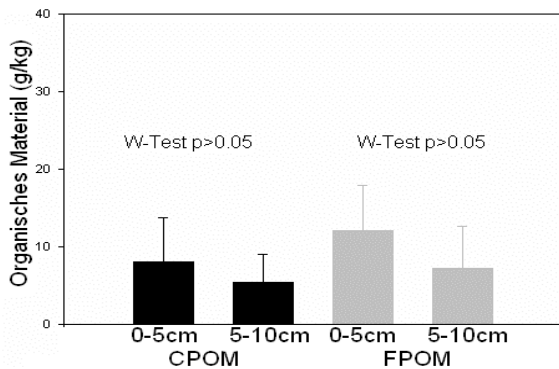


Abb. 5: Stickstoffkonzentration in den unterschiedlichen Sedimenthorizonten

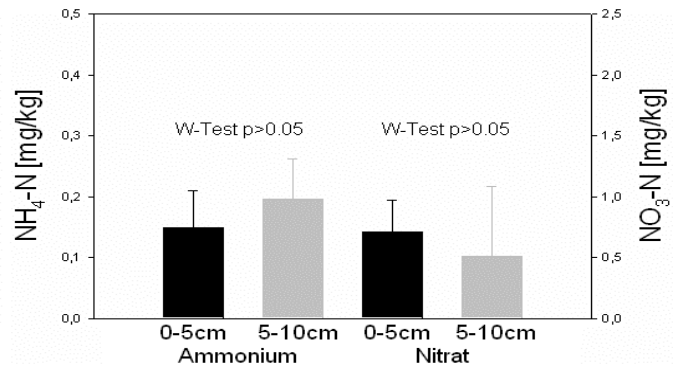


Abb. 6: Anteil der groben und feinen Materialien im Sediment

Weiterhin bestand kein signifikanter Unterschied zwischen dem Ammonium- und Nitratgehalten im oberen und unteren Sediment. Das untere Sediment tendierte zu mehr NH₄⁺-N. Im Gegensatz dazu wurden im oberflächennahen Sedimentbereich höhere Nitratkonzentrationen gemessen (Abb. 5). Insgesamt war der Nitratstickstoffgehalt im Sediment höher als der Ammoniumstickstoffgehalt.

Abbildung 6 zeigt deutlich, dass mehr organisches Material im oberen Sedimenthorizont vorhanden ist als im unteren. Weiterhin waren die Anteile des feinputikulären Materials (FPOM) im Sediment höher als die der groben Materialien (CPOM). Bei der Betrachtung der organischen Bestandteile in Bezug auf die anorganischen Stickstoffverbindungen konnte keine Korrelation ermittelt werden. Stickstoff und organisches Material waren voneinander unabhängig

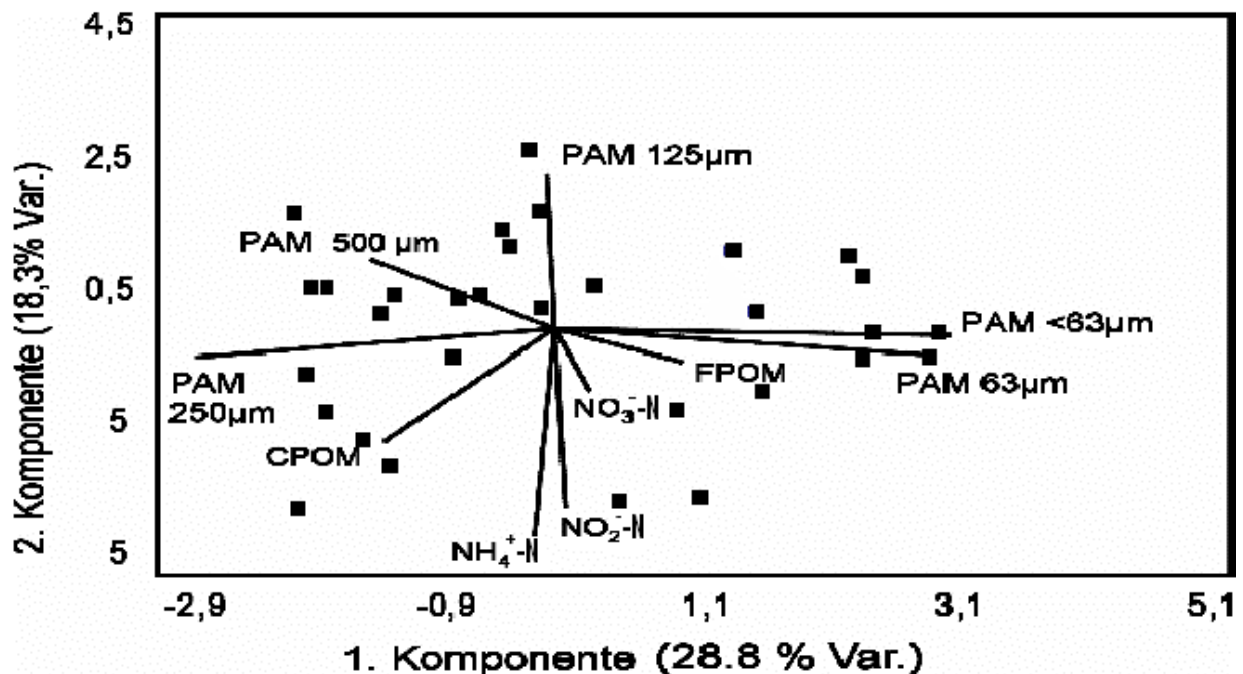


Abb. 7: Beziehung zwischen organischem Material, partikulärem anorganischem Material (PAM) und Stickstoffverbindungen im Sediment

CPOM wurde zusammen mit den Partikeln der Korngröße 500 µm und 250 µm am Gleithang akkumuliert. Gegenätzlich verhielt sich FPOM, welches mit den Partikeln der Größe 63 µm und < 63 µm am Prallhang akkumulierte (Abb. 7).

Diskussion

Der Eintrag von organischem Material entsprach der Hypothese. Demnach sind die vertikalen Einträge von organischem Material im Herbst am höchsten. Der laterale Eintrag setzt zeitverzögert ein, und ist im Frühjahr am größten. Der Abbau des Materials entsprach ebenfalls der Hypothese. Die Ergebnisse zeigen ähnliche Tendenzen beim Abbauverhalten sowohl unter oxischen, als auch unter anoxischen Verhältnissen. Die Abbaurate in oxischer Umgebung war deutlich höher. Die verholzten Anteile und das C:N Verhältnis beeinflussen den Abbau maßgeblich (ALLAN 1995). Die 2. Hypothese konnte nicht exakt bestätigt werden. Nitrifikation und Denitrifikation beeinflussen die Konzentration der vorliegenden Stickstoffverbindungen (SCHÖNBORN 2003). Unter oxischen Bedingungen sollte die Nitratkonzentration höher als die des Ammoniums sein, da Ammonium zu Nitrat oxidiert wird. Unter anoxischen Konditionen ist die Nitratkonzentration geringer, da Bakterien Nitrat als Sauerstoffquelle nutzen. Allerdings beeinflussen auch andere Prozesse die Konzentration der Stickstoffverbindungen. So haben MULHOLLAND et al. (2006) Unterschiede bei der Aufnahme von Nitrat festgestellt. Erhöhte biologische Aktivität könnte zu geringeren Konzentrationen führen. Die Verteilung von organischem Material im Sediment und die damit verbundene Menge an anorganischen Stickstoffverbindungen waren auf die Verhältnisse im Gewässer zurückzuführen. FPOM wird am Prallhang, zusammen mit den tonigen Partikeln (63 µm und kleiner), akkumuliert. Gegenätzlich verhielt sich der Gleithang, wo CPOM und Partikel der Größe 500 µm und 250 µm, die zuvor im Prallhang erodiert worden waren, akkumuliert wurden. Vermutlich wird dieser Umstand durch die tonigen Partikel des Sediments beeinflusst, da diese das feine Material besser binden können als das CPOM.

Zusammenfassung

Der Eintrag des organischen Materials stimmt mit den Angaben der Literatur überein. Demnach erreichen vertikale Einträge beim herbstlichen Laubfall ihr Maximum. Das Maximum der lateralen Einträge ist im Frühjahr erreicht. Oxische Bedingungen begünstigen die biologische Aktivität der am Abbau beteiligten Mikroorganismen. Die Ergebnisse bezüglich der Stickstoffkonzentrationen entsprechen nahezu den Angaben der Literatur.

Danksagung

Wir bedanken uns bei Nicole Breul, Norbert Kaschek und Monika Lampe, die eine große Hilfe bei der Bearbeitung des Projekts waren.

Literatur

- Allan, J.D. (1995) Stream Ecology- Structure and function of running waters, Chapman & Hall, London
Mulholland, P.J. et al. (2006) Effects of light on NO₃- uptake in small forested streams: diurnal and day-to-day variations. Journal of the North American Benthological Society, 25(3): 583-595
Schönborn, W. (2003) Lehrbuch der Limnologie, Nägele u. Obermiller, Stuttgart
Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W. et al. (1980) The river continuum concept. Canadian Journal of Fishing and Aquatic Science, 37, 130-7

Futterqualität von Cyanobakterien für *Daphnia*: Welche Rolle spielen essentielle Lipide?

Dominik Martin-Creuzburg

Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78464 Konstanz, e-mail: Dominik.Martin-Creuzburg@uni-konstanz.de

Keywords: Futterqualität, Sterole, essentielle Fettsäuren

Einleitung

Im Zuge der Eutrophierung von Gewässern kommt es häufig zur Massenentwicklung von Cyanobakterien. Durch diese Cyanobakterienblüten ist die Nutzung der betroffenen Gewässer oft nur eingeschränkt möglich. Viele Cyanobakterien produzieren toxische oder geruchsintensive Substanzen, die beispielsweise bei der Trinkwassergewinnung oder bei der Freizeitnutzung von Gewässern Probleme bereiten. Ein wichtiger Faktor, der die Bildung von massiven Cyanobakterienblüten begünstigt, ist die fehlende top-down Kontrolle durch das herbivore Zooplankton. Cyanobakterien sind in der Regel von geringem Nahrungswert für Zooplankter und erleiden deshalb kaum Fraßverluste. Die geringe Futterqualität von Cyanobakterien für *Daphnia* kann verschiedene Ursachen haben. Neben morphologischen Faktoren wie dicken Zellwänden oder Gallerten, die vor der Verdauung schützen, oder der Ausbildung von Trichomen oder Kolonien, die den Filtrierprozess stören, kann auch die Produktion von Toxinen als Grazingschutz betrachtet werden (Lampert 1981). Ein weiterer wichtiger Grund für die schlechte Futterqualität von Cyanobakterien ist der Mangel an Sterolen und mehrfach ungesättigten Fettsäuren (PUFAs, z.B. Eicosapentaensäure, EPA), die beide für Daphnien essentiell sind und mit der Nahrung aufgenommen werden müssen (Von Elert et al. 2003, Martin-Creuzburg et al. 2005). Obwohl mögliche Ursachen für die schlechte Futterqualität von Cyanobakterien erkannt wurden, ist die relative Bedeutung der einzelnen Faktoren noch unklar. In standardisierten Wachstumsexperimenten mit *Daphnia magna* wurde daher die Futterqualität von einzelligen und filamentbildenden Cyanobakterien untersucht, wobei die biochemische Zusammensetzung der Futtersuspensionen experimentell durch Zugabe von sterol- bzw. PUFA-haltigen Liposomen verändert wurde.

Material und Methoden

Alle experimentellen Untersuchungen wurden mit einem Laborklon von *Daphnia magna* durchgeführt. Als Standardfutter während der Anzucht wurde die Chlorophyceen *Scenedesmus obliquus* (SAG 276-3a) verwendet. In den Wachstumsversuchen wurden die Cyanobakterien *Synechococcus elongatus* (SAG 89.79), *Anabaena variabilis* (ATCC 29413), *Anabaena cylindrica* (SAG 1403-2) und *Aphanizomenon flos-aquae* (CCAP 1401-1) eingesetzt. Zusätzlich wurden *Ap. flos-aquae* Filamente mit Hilfe eines Mixers mechanisch zerkleinert und an *D. magna* verfüttert. Alle Cyanobakterien wurden in 5 Liter Flaschen semikontinuierlich unter konstanten Licht- und Temperaturbedingungen ($80 \text{ Quanten m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, 20°C) kultiviert. Die Wachstumsversuche selbst wurden in 200 ml

Gläsern bei 20°C in filtriertem Seewasser durchgeführt (5 Tiere pro Glas). Die Futtersuspensionen wurden täglich erneuert und die Tiere in frische Gläser überführt (Versuchsdauer 6 Tage). Die Supplementierung erfolgte durch Zugabe von cholesterol- und/oder EPA-haltigen Liposomen. Die Liposomen wurden aus 3 mg 1-Palmitoyl-2-Oleoyl-Phosphatidylglycerol (POPG) und 7 mg 1-Palmitoyl-2-Oleoyl-Phosphatidylcholin (POPC) hergestellt. Cholesterol- bzw. EPA-haltige Liposomen wurden durch Zugabe von 3,33 mg Cholesterol bzw. EPA hergestellt. Die Substanzen wurden in Chloroform gelöst, in einem Rotationsverdampfer getrocknet und anschließend in 10 ml Phosphatpuffer wieder gelöst. Nach Ultraschallbehandlung und einem Waschschrift (Ultrazentrifuge, 150.000×g, 90 min, 4°C) wurden die Liposomen in frischem Puffer resuspendiert. 80 µl dieser Liposomen Suspensionen ($\sim 1 \times 10^6$ Liposomen ml⁻¹, Durchmesser 3-5 µm) wurden pro Glas in den Wachstumsversuchen eingesetzt.

Ergebnisse und Diskussion

Supplementierung von *Synechococcus*

Durch Supplementierung mit Kontroll-Liposomen oder EPA-haltigen Liposomen konnte der geringe Nahrungswert von *Synechococcus elongatus* nicht verbessert werden. Das Trockengewicht der Tiere nach Hälterung auf dem supplementierten Cyanobakterium war nicht signifikant verschieden von dem der Tiere, die auf unbehandeltem *S. elongatus* gehältert wurden (Abb. 1). Dagegen waren die Tiere bei Hälterung auf mit Cholesterol supplementiertem *S. elongatus* signifikant schwerer als die Kontrolltiere. Wurde *S. elongatus* zusätzlich zu Cholesterol mit EPA-haltigen Liposomen supplementiert, hatte dies einen weiteren signifikanten Anstieg des Trockengewichts der Daphnien zur Folge (Abb. 1). *D. magna* ist demnach bei Wachstum auf *S. elongatus* primär durch das Fehlen von Sterolen limitiert. Erst wenn der Sterolbedarf der Tiere gedeckt ist (experimentell durch Supplementierung oder im Freiland durch eukaryotische Algen), kommt es zu einer EPA-Limitierung.

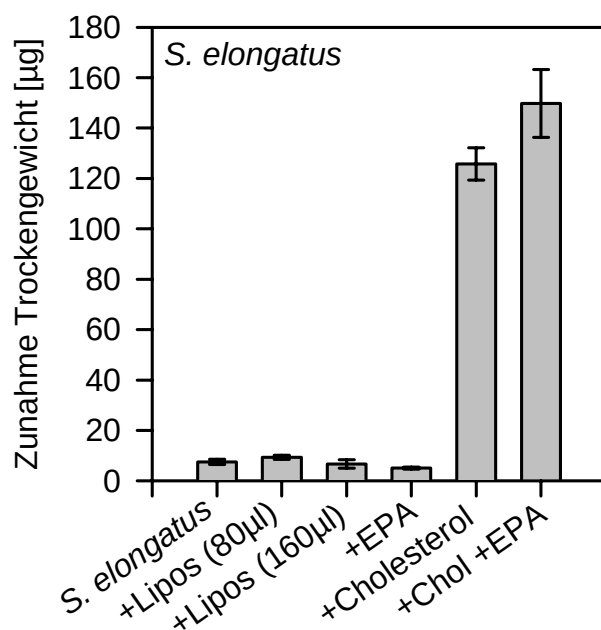


Abb. 1 Zunahme des Trockengewichts von *D. magna* während der sechstägigen Hälterung auf unterschiedlich supplementiertem *Synechococcus elongatus*. Für die Supplementierung wurden EPA und/oder cholesterolhaltige Liposomen, sowie Kontroll-Liposomen ohne EPA bzw. Cholesterol verwendet. Dargestellt sind die Mittelwerte aus drei Replikaten und die einfache Standardabweichung.

Supplementierung von *Anabaena*

Auch die Futterqualität von *Anabaena variabilis* und *Anabaena cylindrica* konnte durch Supplementierung mit Kontroll-Liposomen sowie mit EPA-haltigen Liposomen nicht verbessert werden. Die Supplementierung mit Cholesterol hatte dagegen auch bei den beiden *Anabaena*-Arten einen deutlich positiven Einfluss auf das Wachstum von *D. magna*, obwohl die mittlere Trichomlänge bei 595 μm (*An. variabilis*) bzw. 481 μm (*An. cylindrica*) und damit weit oberhalb des für *Daphnia* filtrierbaren Größenspektrums lag. Wie für *S. elongatus* gezeigt, so konnte auch bei den beiden *Anabaena*-Arten die Futterqualität durch gleichzeitige Supplementierung mit Cholesterol und EPA geringfügig weiter verbessert werden. Supplementierung von *Anabaena* mit *S. elongatus* (1 mg C l⁻¹) hatte keinen Einfluss auf die Futterqualität (Abb. 2). Die Filamentlänge hat demnach im Falle von *Anabaena* nur eine untergeordnete Bedeutung für die Futterqualität. Der weit wichtigere Faktor ist das Fehlen von Sterolen.

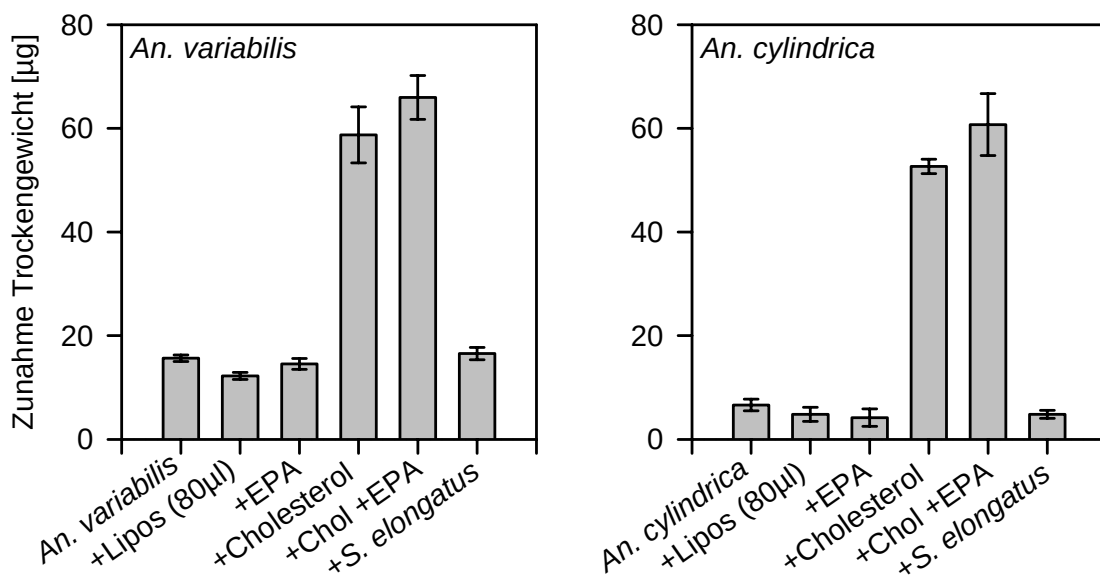


Abb. 2 Zunahme des Trockengewichts von *D. magna* während der sechstägigen Hälterung auf zwei unterschiedlich supplementierten *Anabaena* Stämmen (*An. variabilis*, *An. cylindrica*). Für die Supplementierung wurden EPA und/oder cholesterolhaltige Liposomen, sowie Kontroll-Liposomen ohne EPA bzw. Cholesterol verwendet. Dargestellt sind die Mittelwerte aus drei Replikaten und die einfache Standardabweichung.

Supplementierung von *Aphanizomenon*

Im Gegensatz zu den beiden *Anabaena*-Arten konnte die geringe Futterqualität von *Aphanizomenon flos-aquae* durch Supplementierung mit cholesterolhaltigen Liposomen nicht verbessert werden (Abb. 3). Stattdessen wurde, unabhängig von der Lipidzusammensetzung der Liposomen, ein geringer positiver Effekt auf die Futterqualität durch die Supplementierung mit Liposomen beobachtet. Dies deutet darauf hin, dass die Tiere bei Wachstum auf *Aphanizomenon* durch den Mangel an ingestierbarem Kohlenstoff limitiert sind und den durch die Liposomen eingebrachten Kohlenstoff als Energiequelle nutzen. Unterstützt wird diese Hypothese durch die Supplementierung von *Ap. flos-aquae* mit *S. elongatus*, wodurch ebenfalls eine geringfügige Verbesserung der Futterqualität durch die Bereitstellung von ingestierbarem Kohlenstoff beobachtet wurde. Um diese mögliche Kohlenstofflimitierung von *D. magna* näher untersuchen zu können, wurden *Ap. flos-aquae* Filamente mechanisch zerkleinert (von 291 μm auf 118 μm) und an *D. magna* verfüttert. Dabei zeigte

sich, dass die Tiere nun bei Wachstum auf den zerkleinerten Filamenten primär sterollimitiert waren. Es ist also davon auszugehen, dass im Falle von *Ap. flos-aquae* die Ausbildung von langen Filamenten, die im Vergleich zu *Anabaena* Filamenten sehr starr und fest erscheinen, in erster Linie für die schlechte Futterqualität dieses Cyanobakteriums verantwortlich ist. Denkbar ist allerdings, dass es zu Beginn einer *Aphanizomenon*-Blüte, solange eher kürzere Einzelfilamente dominieren, auch zu einer Sterollimitierung der Daphnien kommen kann.

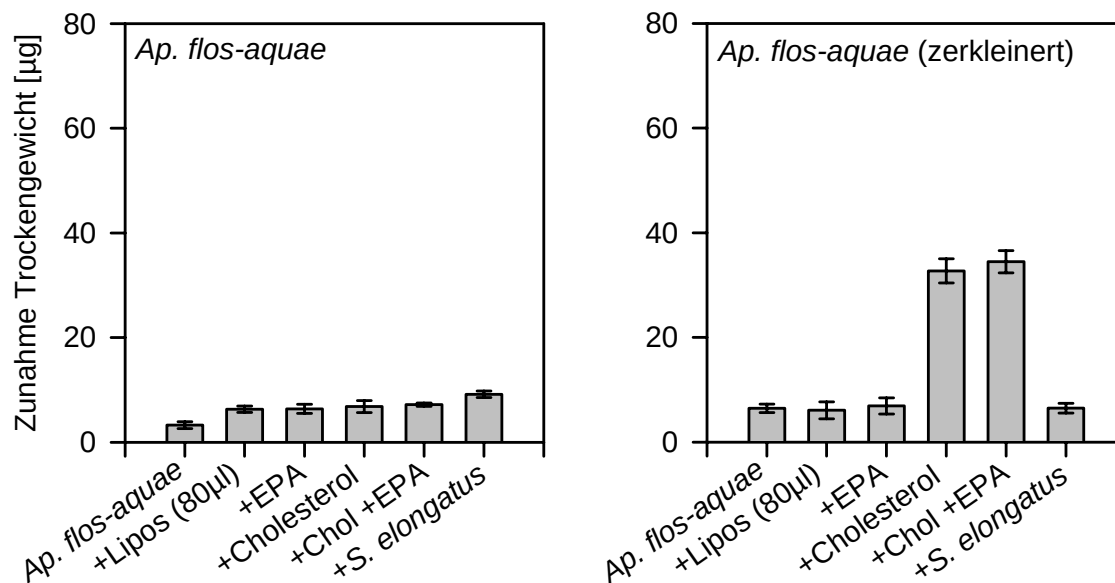


Abb. 3 Zunahme des Trockengewichts von *D. magna* während der sechstägigen Hälterung auf *Aphanizomenon flos-aquae*. Rechts wurden die *Aphanizomenon* Filamente mechanisch zerkleinert. Für die Supplementierung wurden EPA und/oder cholesterolhaltige Liposomen, sowie Kontroll-Liposomen ohne EPA bzw. Cholesterol verwendet. Dargestellt sind die Mittelwerte aus drei Replikaten und die einfache Standardabweichung.

Schlussfolgerungen

In der vorliegenden Arbeit wurde untersucht, inwieweit der Mangel an Sterolen und/oder langkettigen PUFAs (z.B. EPA) für den geringen Nahrungswert von einzelligen sowie filamentbildenden Cyanobakterien verantwortlich ist. Es wurde gezeigt, dass das geringe Wachstum von *D. magna* auf den Cyanobakterien *Synechococcus* und *Anabaena* primär durch den Mangel an Sterolen hervorgerufen wird. Das Wachstum von *D. magna* auf *Aphanizomenon* ist dagegen in erster Linie durch die schlechte Ingestierbarkeit der Filamente bedingt; dominieren kürzere Filamente ist allerdings auch hier eine Sterollimitierung möglich. Der Mangel an Sterolen ist demnach ein wichtiger Faktor, der die Futterqualität von Cyanobakterien und damit die Transfereffizienz von cyanobakteriellem Kohlenstoff zu höheren trophischen Ebenen bestimmen kann.

Literatur

- Martin-Creuzburg, D., Wacker, A., and Von Elert, E. (2005). Life history consequences of sterol availability in the aquatic keystone species *Daphnia*. *Oecologia* 144:362-372.
- Von Elert, E., Martin-Creuzburg, D., and Le Coz, J. R. (2003). Absence of sterols constrains carbon transfer between cyanobacteria and a freshwater herbivore (*Daphnia galeata*). *Proceedings of the Royal Society of London – Series B: Biological Sciences* 270:1209-1214.

Wie verändert sich der Methanhaushalt im Hypolimnion durch Manipulation der Nahrungskette? Erste Ergebnisse eines Enclosure-Experiments in einem thermisch geschichteten See

Anna Rychla, Peter Casper & Peter Kasprzak

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, a.rychla@igb-berlin.de

Keywords: *Daphnia*, Methan, Sedimentation, partikulärer organischer Kohlenstoff, Biomanipulation

Einleitung

Die Phytoplanktonbiomasse ist Hauptbestandteil energiereicher organischer Substanz im Pelagial thermisch geschichteter Seen (Bloesch & Bürgi 1989, Larocque et al. 1996). Als wesentlicher Bestandteil des sedimentierenden Materials haben ihre Menge und Qualität eine Bedeutung für den Verlauf von bakteriellen Stoffumsatzprozessen im See (Cornett & Rigler 1987, Tezuka 1989). Der Nährstoffgehalt einerseits und eine Manipulation der Nahrungskettenstruktur andererseits können die Menge und Zusammensetzung des Phytoplanktons im Pelagial der Seen signifikant beeinflussen. Eine wichtige Rolle spielen dabei Zooplankter der Gattung *Daphnia*, die das Phytoplankton durch Filtration selektiv aus dem Wasser entfernen. Demzufolge sind qualitative und quantitative Veränderungen der Sedimentation zu erwarten (Larocque et al. 1996, Reinertsen et al. 1990). Indirekte Auswirkungen einer manipulierten Nahrungskette auf mikrobielle Aktivitäten konnten bereits anhand des geringeren Sauerstoffverbrauchs im Hypolimnion beobachtet werden (Mazumder et al. 1990). Bis jetzt ist aber nicht bekannt, ob die Wirkung von *Daphnia* einen messbaren Einfluss auf die Intensität anaerober Abbauprozesse in der Sediment-Wasser-Kontaktzone hat.

In den Sedimenten von Binnengewässern ist die Methanbildung ein dominierender anaerober Prozess. Die Methanbildungsaktivität nimmt mit steigender Trophie zu (Casper 1992). Dies hängt mit der Verfügbarkeit des Substrates sowie den Redoxbedingungen zusammen. Auf Grund der Konzentrationsunterschiede zwischen Sediment und Wasser diffundiert Methan ins Wasser und akkumuliert im anoxischen Hypolimnion. Die Ermittlung der Methankonzentration im Tiefenwasser kann also eine Information über die Intensität der anaeroben mikrobiellen Abbauprozesse im Sediment geben.

Deshalb haben wir angenommen, dass hohe *Daphnia*-Biomassen einen indirekten Einfluss auf die Methankonzentration ausüben. Durch ihren Fraßdruck auf das epilimnische Phytoplankton werden die Sedimentationsrate sowie der Anteil des organischen Kohlenstoffs im sedimentierenden Material geringer sein. Folglich sollte der verminderte Substratfluss zum Sediment zu einer Abnahme der Methanbildungsaktivität führen, so dass geringere Methankonzentrationen im Hypolimnion zu erwarten waren. Da die Nährstoffe eine wichtige Rolle spielen, wurde die Hypothese bei geringer und hoher P-Konzentration im Epilimnion untersucht.

Material und Methoden

Enclosure-Experiment

Die Hypothese wurde in vier Enclosures im thermisch geschichteten Dagowsee (NO Brandenburg) geprüft. Die Enclosures haben einen Durchmesser von 10 m, eine Tiefe von 9 m und schließen mit dem Sediment ab (Dittrich et al. 1995). Folgende Varianten wurden getestet:

- 1) hohe *Daphnia*-Biomasse (max. 130 mgC m^{-3}) und hohe TP-Konz. (ca. 500 mgP m^{-3}) [+D/+P];
- 2) keine *Daphnia* und hohe TP-Konz. (ca. 600 mgP m^{-3}) [-D/+P];
- 3) hohe *Daphnia*-Biomasse (max. 60 mgC m^{-3}) und geringe TP-Konz. (ca. 30 mgP m^{-3}) [+D/-P],
- 4) keine *Daphnia* und geringe TP-Konz. (ca. 30 mgP m^{-3}) [-D/-P].

Methoden

Die Enclosures wurden vom Mai bis Ende August 14tägig beprobt. Die TP-Konzentrationen wurden zur Kontrolle des Nährstoffgehaltes in Mischproben aus dem Epilimnion bestimmt. Für die Bestimmung der Methankonzentrationen wurden Wasserproben (in 20-ml-Autosampler-vials luftblasenfrei gefüllt) aus den Tiefen von 6, 7 und 8 m genommen und nach Ausschütteln der gelösten Gase in den ausgetauschten Helium-Kopfgasraum gaschromatographisch (GC-14B, Shimadzu) analysiert. Anhand der Einzelwerte und der Volumina der Lamellen wurde die mittlere Methan-Konzentration im Hypolimnion berechnet. Zooplanktonproben wurden durch vertikale Netzzüge von 0 bis 6,5 m genommen (Maschenweite $90 \mu\text{m}$, Netzöffnung 275 cm^2). Drei Teilproben wurden unter dem Mikroskop ausgezählt und in Biomasse (mgC m^{-3}) umgerechnet. Direkt über dem Sediment wurden Sedimentationsfallen exponiert, die wöchentlich entleert wurden. Die Proben zweier aufeinander folgender Wochen aus Sedimentationsfallen wurden vereint. Aus dem partikulärem Material wurden die Trockenmasse und der Anteil an organischem Kohlenstoff mittels Infrarotabsorption nach Verbrennung bei 1200°C (multi N/C 3100 mit eingebautem Feststoffmodul HT 1300, Analytik Jena AG) ermittelt.

Ergebnisse

Mit Beginn der thermischen Schichtung waren die Methan-Konzentrationen in den Varianten +D/+P, +D/-P und -D/-P nahezu gleich ($4\text{--}7 \text{ mmol m}^{-3}$). Nur der Methanwert in der -D/+P Variante wich mit 40 mmol m^{-3} stark ab (Abb. 1). Eine Ursache könnte die Aufwirbelung der obersten Sedimentschicht zu Versuchsbeginn gewesen sein. In der P-reichen Variante ohne *Daphnia* (-D/+P) war der Anstieg der Methan-Konzentration im Laufe der Stagnation beinahe 3fach höher als in der Enclosure mit *Daphnia* (+D/+P). Die Endkonzentrationen betrugen jeweils 140 mmol m^{-3} und 53 mmol m^{-3} . Diese Ergebnisse stützen unsere o. g. Hypothese zum Einfluss der Daphnien auf die Methanbildung. In der Variante +D/+P blieben die Methan-Konzentrationen auf einem niedrigen Niveau, solange *Daphnia* in hoher Biomasse vorkam. Mit einer raschen Abnahme der Cladoceren im Juli wurde ein schneller Methan-Anstieg von 27 auf 66 mmol m^{-3} beobachtet. In den P-armen Varianten dagegen waren die Methan-Konzentrationen während der gesamten Schichtungsperiode in der *Daphnia*-reichen Enclosure (+D/-P) höher als in der Enclosure mit keinen Daphnien (-D/-P). Am Ende der Schichtungsperiode betrug der Methangehalt 63 mmol m^{-3} in +D/-P und 49 mmol m^{-3} in -D/-P.

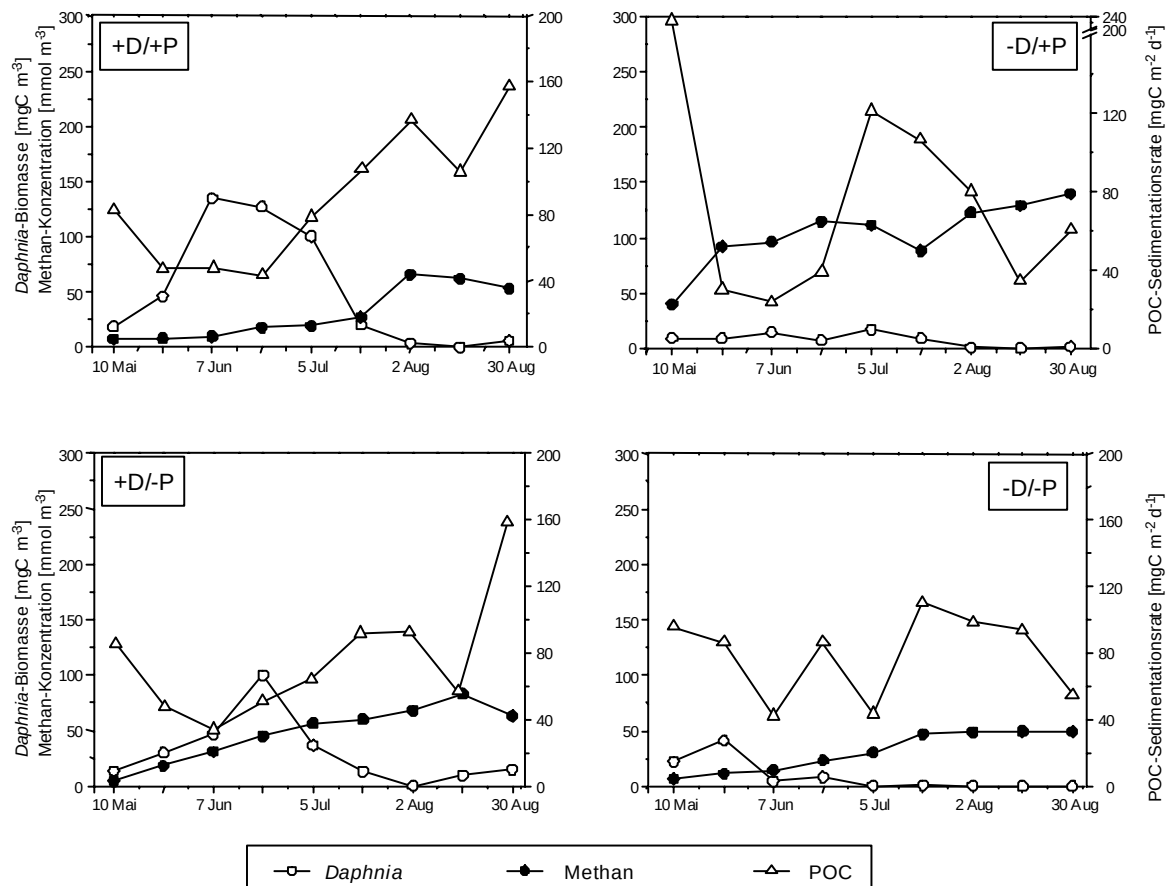


Abb. 1 Daphnia-Biomassen, mittlere Methan-Konzentrationen im Hypolimnion und Sedimentationsraten von organischem Kohlenstoff während der thermischen Schichtung in den vier untersuchten Varianten.

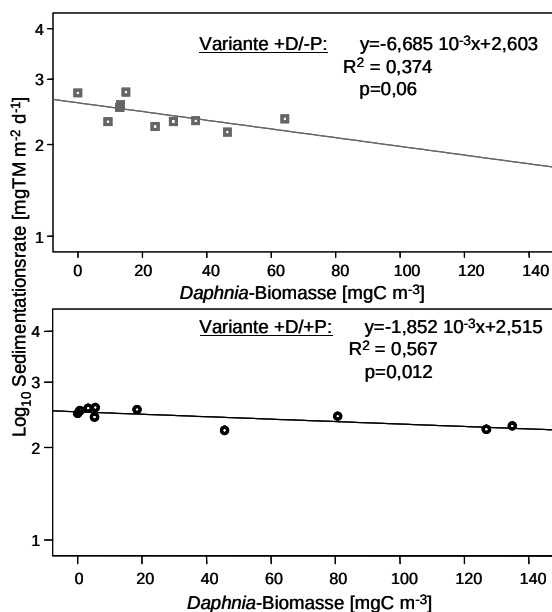


Abb. 2 Abhängigkeit der Sedimentationsrate von der Daphnia-Biomasse in Daphnia-reichen Varianten.

Die Annahme, dass Daphnien einen Einfluss auf die Menge des sedimentierten Materials haben, wurde bestätigt. Ein linearer Zusammenhang zwischen logarithmierter Sedimentationsrate und der *Daphnia*-Biomasse konnte in den *Daphnia*-reichen Varianten (Abb. 2) gefunden werden. In beiden Varianten nahm die Sedimentationsrate mit steigender *Daphnia*-Biomasse ab, wobei ein enger Zusammenhang zwischen den beiden Größen im +D/+P Ansatz bestand. Die Variation der Sedimentationsrate in dieser Variante konnte zu 57 % durch das Regressionsmodell signifikant erklärt werden. Im Ansatz +D/-P konnte der Zusammenhang zu 37 % erklärt werden. Dabei war jedoch die Signifikanzgrenze geringfügig überschritten.

Die unterschiedlichen Methan-Akkumulationen im Hypolimnion der Enclosures korrelierten nicht mit der Menge der sedimentierten organischen Substanz. Die C_{org} -Sedimentationsraten innerhalb der *Daphnia*-reichen Varianten waren zwar niedrig, solange die Daphnien-Biomassen hoch waren, stiegen aber sofort mit einer Abnahme der Cladoceren-Biomasse an. Dies wirkte sich jedoch nicht in gleichem Maße auf die Methanbildung in den getesteten Varianten aus. Ein zeitlich verschobener, aber deutlicher Anstieg des Methangehaltes fand in der Variante +D/+P statt, nachdem die POC-Sedimentation höhere Werte erreicht hatte. Ähnliche Trends zeigten die Methanprofile in den Varianten -D/+P und -D/-P, jedoch mit unterschiedlicher Intensität und Zeitverschiebung. Die quantitativen Unterschiede der Methan-Konzentration zwischen den Varianten deuten darauf hin, dass andere Ereignisse die Intensität und den zeitlichen Verlauf der Methanproduktion bestimmt hatten. Außerdem wies eine hohe Variation der Sedimentationsrate in den Varianten ohne Daphnien darauf hin, dass die Menge und Zusammensetzung des Sestons durch andere Faktoren erheblich beeinflusst waren.

Diskussion

Zwischen den untersuchten Varianten wurden Unterschiede in den Methan-Konzentrationen sowie im zeitlichen Verlauf der Methananreicherung im Hypolimnion festgestellt. Sie zeigen jedoch nur einen geringen Bezug zur sedimentierten POC-Menge. Die zeitlichen Verschiebungen der Zunahme der methanogenen Aktivität nach einer erhöhten Sedimentation organischer Substanz widerspiegelt die Vielzahl enzymatischer Reaktionen bzw. Stoffwechselprozesse verschiedener beteiligter Mikroorganismengruppen bis zur terminalen Mineralisation. Dennoch zeigen frühere Untersuchungen, dass die Trophie eines Sees eine Rolle für die Methanogenese spielt (Casper 1992). In den eutrophen Seen, in denen auch mehr Material sedimentiert, ist die Methanproduktion höher als in oligotrophen Ökosystemen. Deshalb war anzunehmen, dass sich die Veränderungen der Sedimentationsprozesse durch die Manipulation der Nahrungskette deutlicher im Ablauf der Methanbildung widerspiegeln würden. Schulz & Conrad (1995) konnten im Sediment des Bodensees eine Beeinflussung der Methanogenese durch Sedimentationsvorgänge nachweisen. Dabei ist allerdings zu vermerken, dass die Intensität der Methanbildung nicht nur vom Gehalt des abgesunkenen Kohlenstoffs abhängig ist. Da die Methanbildung ein mehrstufiger Prozess ist, können verschiedene Faktoren limitierend oder fördernd wirken (Schink 1989). Die methanogene Aktivität ist also nicht allein vom C_{org} -Gehalt, sondern auch von der C_{org} -Qualität, der Temperatur, der Konzentration von Inhibitoren und anderen Faktoren abhängig. Die Bedingungen, die im Sediment und an der Sediment-Wasser-Kontaktzone des Dagowsees während der Sommerstagnation herrschen, sind günstig für die Methanproduktion. Jedoch sind die Bedingungen auch optimal für sulfatreduzierende Bakterien, die einen Konkurrenzvorteil gegenüber den Methanogenen haben (Casper 1992). In diesem Falle könnte die Verwertung der zusätzlichen organischen Kohlenstoffquelle ohne bemerkbare Unterschiede der Methan-Konzentration ablaufen.

Zusammenfassung

Es wurde untersucht, ob P-Belastung und manipulierte Nahrungskettenstruktur einen indirekten, aber messbaren Einfluss auf den Methangehalt im Hypolimnion eines thermisch geschichteten Sees haben können. Es wurde angenommen, dass bei gleicher P-Belastung *Daphnia* durch den selektiven Fraßdruck die Menge des Phytoplanktons reduzieren wird. Dadurch werden sich die Menge und die Zusammensetzung des sedimentierenden Materials ändern und sich in einer verminderten Methanbildung widerspiegeln. In einer Enclosure-Anlage wurden entsprechende Varianten mit (+D) und ohne (-D) Daphnien bei jeweils niedriger (-P) und hoher (+P) P-Konzentrationen untersucht. Das Experiment zeigte, dass die Sedimentation organischen Materials mit steigender *Daphnia*-Biomasse abnimmt. Die höchste Anreicherung des Methans fand unter -D/+P Bedingungen statt. Die Variante +D/+P wies eine niedrigere Methankonzentration auf. Diese Ergebnisse stützen unsere Annahme eines Einflusses der Daphnien auf die Methanbildung. In den Varianten mit niedriger P-Konzentration wurden dagegen höhere Methan-Konzentrationen in der +D Enclosure gemessen. Eine erhöhte Sedimentation organischer Substanz hatte jedoch keine direkte Auswirkung auf die hypolimnische Methananreicherung. Der terminale anaerobe Abbau im Sediment hängt von weiteren Faktoren ab, die sowohl seine Intensität als auch den zeitlichen Ablauf verschieben können. Weitere Experimente sollen zeigen, ob sich die Vermutungen bestätigen.

Danksagung

Wir bedanken uns bei Uta Mallok für die P-Analysen, bei Carola Kasprzak für die Unterstützung der Methan-Analytik, sowie bei Adelheid Scheffler, Roman Degebrodt und Michael Sachtleben für Hilfe bei Freilandarbeiten. Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt sei gedankt für die finanzielle Unterstützung dieses Vorhabens.

Literatur

- Bloesch, J., Bürgi, H.-R. (1989): Changes in phytoplankton and zooplankton biomass and composition reflected by sedimentation. *Limnol. Oceanogr.* 34: 1048-1061.
- Casper, P. (1992): Methane production in lakes of different trophic state. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 37: 149-154.
- Cornett, R.J., Rigler, F.H. (1987): Decomposition of seston in the hypolimnion. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 146-151.
- Dittrich, M., Heiser, A. & Koschel, R. (1995): Kombination von künstlicher Kalzitfällung und Tiefenwasserbelüftung zur Restaurierung eutrophierter Hartwasserseen-Enclosureversuche. [In]: Jaeger, D. & Koschel, R. (Hg.): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. *Limnologie aktuell* 8, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 239-253.
- Larocque, I., Mazumder, A., Proulx, M., Lean D.R.S. & Pick, F.R. (1996): Sedimentation of algae – relationships with biomass and size distribution. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 1133-1142.
- Mazumder, A., McQueen, D.J., Taylor, W.D., Lean, D.R.S. (1990): Pelagic food web interactions and hypolimnetic oxygen depletion. Results from experimental enclosures and lakes. *Aquatic Sciences* 52: 144-155.
- Reinertsen, H., Jensen, A., Koksvik, J.I., Langeland, A., Olsen, Y. (1990): Effects of fish removal on the limnetic ecosystem of a eutrophic lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 166-173
- Schink, B. (1989): Mikrobielle Lebensgemeinschaften in Gewässersedimenten. *Naturwissenschaften* 76: 364-372.
- Schulz, S. & Conrad, R. (1995): Effect of algal deposition on acetate and methane concentrations in the profundal sediment of a deep lake (Lake Constance). *FEMS Microbiol. Ecol.* 16: 251-260.
- Tezuka, Y. (1989): The C:N:P ratio of phytoplankton determines the relative amounts of dissolved inorganic nitrogen and phosphorus released during aerobic decomposition. *Hydrobiologia* 173: 55-62.

Begrenzte Auswirkungen einer Nahrungsnetzmanipulation in einem mesotrophen See

Schulze, Torsten^{1,2}; Baade, Uli^{2,4}; Dörner, Hendrik^{2,3}; Hölker, Franz^{2,3}; Haertel-Borer, Susanne^{2,4,5}; Eckmann, Reiner⁴ & Mehner, Thomas²

1) Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie; torsten.schulze@tu-dresden.de; 2) Leibniz-Institut für Gewässerökologie Berlin, mehner@igb-berlin.de; 3) European Commission, DG Joint Research Centre (JRC), Institute for the Protection and Security of the Citizen (IPSC), AGRIFISH Unit, Ispra, Italy; hendrik.doerner@jrc.it, franz.hoelker@jrc.it; 4) Universität Konstanz, Limnologisches Institut, susanne.haertel-borer@eawag.ch, reiner.eckmann@uni-konstanz.de; 5) FIBER, c/o EAWAG, susanne.haertel-borer@eawag.ch

Keywords: Dichte- und verhaltensabhängige direkte und indirekte Interaktionen, größenstrukturierte Fischgemeinschaft, Nahrungsnetzsteuerung

Einleitung

Im mesotrophen Großen Vätersee (Brandenburg) wurden über zwei Jahre die Auswirkungen des Besatzes mit einem systemfremden Top-Prädatoren (Zander, *Sander lucioperca*: dämmerungsaktiv, pelagischer Räuber) auf eine größenstrukturierte Fischgemeinschaft untersucht. Durch den Besatz mit den nicht einheimischen piscivoren Zandern wurden zwei verschiedene Störungen erreicht: 1.) die Biomasse piscivorer Arten wurde deutlich erhöht, und 2.) ein neuer Räubertyp wurde eingeführt.

Material und Methoden

Daten zu Abundanz, Wachstum, Nahrungszusammensetzung, Struktur der Nahrungsnische, Konsumtion, Verteilung und Aktivität der Fischgemeinschaft nach dem Zanderbesatz wurden mit Daten einer Untersuchung verglichen, die während der zweijährigen Prämanipulationsphase durchgeführt wurde und den unbeeinflussten Zustand des naturnahen Sees beschreibt. Die Ergebnisse zeigen, dass die planktivoren Fischarten (kleine und große Plötzen, *Rutilus rutilus*; kleine Barsche, *Perca fluviatilis*) und auch die ursprünglichen piscivoren Arten (Hecht, *Esox lucius*, und große Barsche), sowohl durch dichte- als auch durch verhaltensabhängige Interaktionen direkt und indirekt in Abhängigkeit von Art und Größe beeinflusst wurden.

Ergebnisse und Diskussion

Nach dem Zanderbesatz schränkten kleine Plötzen ihre täglichen Horizontalwanderungen zwischen dem Litoral (Aufenthalt am Tag) und Pelagial (Aufenthalt in der Nacht) ein und nutzten während des gesamten Tages überwiegend das Litoral (Abb. 1, Ziff. 3). Im Gegensatz zu den kleinen Plötzen reagierten die großen Plötzen nicht mit einer Litoralpräferenz, sondern vermieden lediglich den Aufenthalt in der unmittelbaren Nähe der Raubfische, wobei sie bevorzugt das Pelagial nutzten (Abb. 1, Ziff. 4). Kleine Barsche reduzierten ihre nächtliche Aktivität nahezu vollständig und nutzten ausschließlich das Litoral (Abb. 1, Ziff. 3).

Trophische Ebene

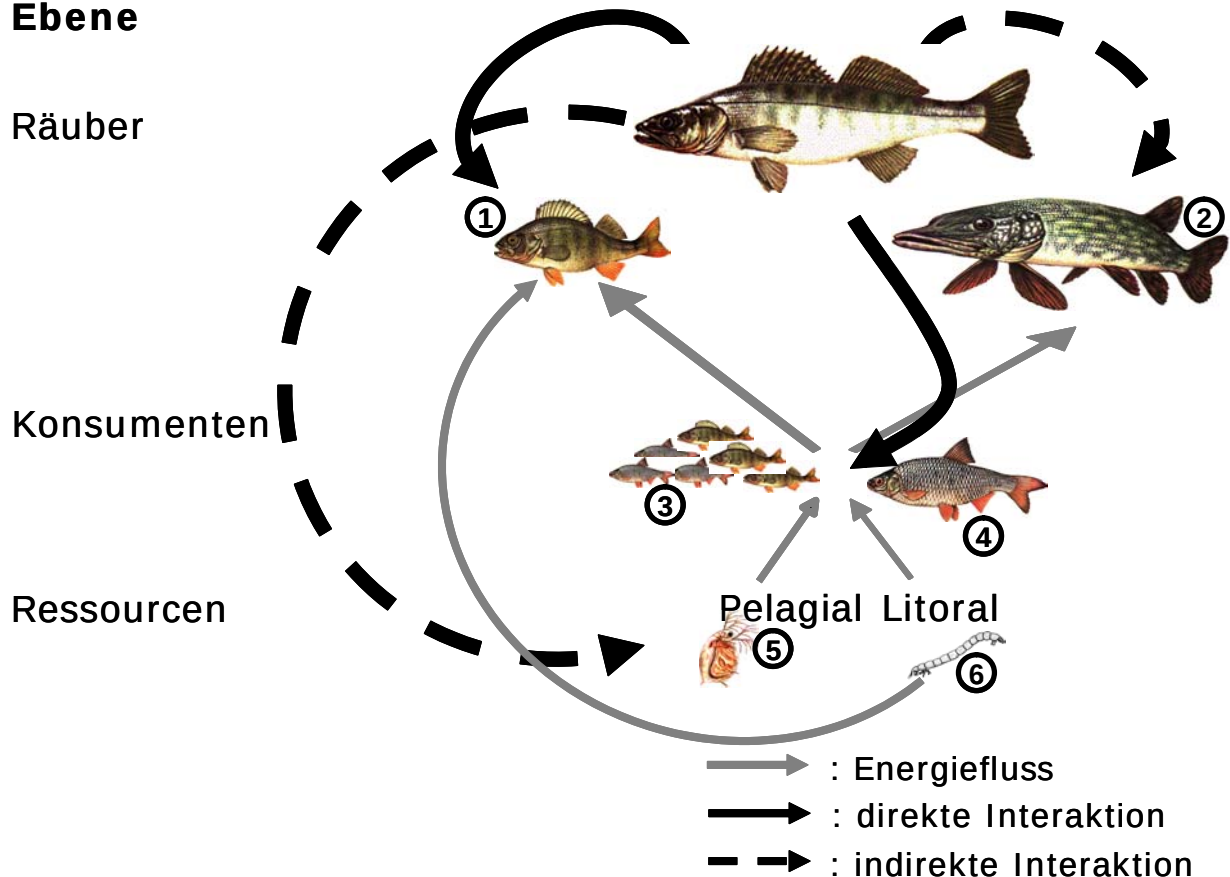


Abbildung 1: Mögliche Nahrungsnetzinteraktionen zwischen dem systemfremden Zander und den ursprünglichen Raubfischen (große Barsche, Hechte), den Konsumenten (kleine Barsche, kleine Plötzen, große Plötzen) und den Ressourcen (Zooplankton, Makrozoobenthos). Bedeutung der Ziffern siehe Text.

Die Nahrungszusammensetzung der ursprünglichen Raubfische änderte sich von einer Kombination aus Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) und Plötze vor dem Zanderbesatz zu einer überwiegend aus kleinen Barschen bestehenden Nahrung nach dem Zanderbesatz. Barsche stellten auch die Hauptbeute der eingesetzten Zander dar. In der Folge des Zanderbesatzes nahm die Biomasse der Hechte zu, während die Biomasse der piscivoren Barsche abnahm. Dies kann auf die bessere Beuteverfügbarkeit für die Hechte im Litoral zurückgeführt werden, was wiederum eine größere Anzahl an Nachwuchs und eine Zunahme der Hechtabundanz bewirkte (Abb. 1, Ziff. 2). Ein erzwungener Habitatwechsel der großen Barsche vom Pelagial hin zum Litoral (Abb. 1, Ziff. 1) in Kombination mit einem verstärkten Raubdruck auf die kleinen Barsche werden als mögliche Ursache für den

Rückgang der Barschabundanz diskutiert. Dieser Rückgang ist kompensatorischen Effekten, wie Intragilden-Prädation und Kannibalismus, zuzuschreiben, die als interne Regulationsmechanismen von Räubergemeinschaften gesehen werden können.

Trotz der erhöhten und veränderten Konsumtion der Raubfische kam es jedoch nicht zu einer Veränderung in der Gesamtabundanz der dominanten Beutefische (aber Abnahme der kleinen Plötzen und Zunahme der kleinen Barsche). Auch führten Änderungen in der Habitatwahl und Aktivität der Friedfische nicht zu erwarteten Änderungen in der Abundanz von pelagischen (Abb. 1, Ziff. 5) oder litoralen (Abb. 1, Ziff. 6) Invertebraten. So nahm die Abundanz von *Daphnia* sp. und anderen Cladoceren im Pelagial ab (nicht signifikant), während die Abundanz der Insektenlarven im Litoral signifikant zunahm. Lediglich die Abundanz von *Daphnia* sp. im Litoral nahm erwartungsgemäß ab.

Schlussfolgerung

Die vorliegende Untersuchung macht deutlich, dass zum Verständnis von Ökosystemstrukturen und Arteninteraktionen direkte und indirekte, verhaltens- und dichteabhängige Effekte berücksichtigt werden müssen. Die große Anpassungsfähigkeit von Fischen bezüglich ihrer Habitatwahl und Nahrungszusammensetzung beeinflusst in besonderem Maße Räuber-Beute und Konkurrenzbeziehungen. Dabei kommt der Arten- und Größenzusammensetzung von Fischgemeinschaften eine besondere Bedeutung zu. Diese Heterogenität erschwert es, die Effekte von Störungen auch in eher kleinen und abgeschlossenen Ökosystemen abzusehen. Des Weiteren sind Einflüsse von den Fischen auf weitere trophische Ebenen, wie benthische Organismen und weiterhin auf Sedimentcharakteristika (Bioturbation, P- und N-Zyklen, vergl. Stief & Hölker, 2006), zu erwarten. Die Komplexität dieser Interaktionen erfordert jedoch weitere Forschung, damit Maßnahmen im Rahmen eines nachhaltigen Ökosystemmanagements, wie z.B. zur Erhaltung von Arten, zur fischereilichen Nutzung oder zur Gewässersanierung, erfolgreich sein können.

Literatur

Stief, P. & Hölker, F. (2006): Trait-mediated indirect effects of predatory fish on microbial mineralization in aquatic sediments. *Ecology*, 87: 3152–3159.

Ausführlichere Informationen zum Vätersee-Experiment entnehmen Sie bitte den folgenden Publikationen:

Hölker, F., Dörner, H., Schulze, T., Haertel-Borer, S.S., Peacor, S.D. & Mehner, T. (2007). Species-specific responses of planktivorous fish to the introduction of a new piscivore: implications for prey fitness. *Freshwater Biology* 52, 1793-1806.

Schulze, T., Baade, U., Dörner, H., Eckmann, R., Haertel-Borer, S.S., Hölker, F. & Mehner, T. (2006). Response of the residential piscivorous fish community to introduction of a new predator type in a mesotrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63, 2202-2212.

Schulze, T., Dörner, H., Hölker, F. & Mehner, T. (2006). Determinants of habitat use in large roach. *Journal of Fish Biology* 69, 1136-1150.

ENGELHARDT, CH. H. M., ST. U. PAULS & P. HAASE: Genetische Struktur der Köcherfliege *Rhyacophila pubescens*, Pictet 1834, nördlich der Alpen

HIRSCH, J., F. BRÜMMER, R. O. SCHILL, M. PFANNKUCHEN, H.-J. NIEDERHÖFER, G. FALKNER, M. SCHOPPER & M. BLUM: Genetische Charakterisierung und Vergleich von Brunnenschnecken-Populationen aus den europäischen Flusssystemen Donau, Rhein und Rhône

LEHRIAN, ST., ST. U. PAULS & P. HAASE: Vergleichende Populationsstruktur der montanen Köcherfliegen *Hydropsyche tenuis* und *Drusus discolor*

SCHWARZENBERGER, A. & E. VON ELERT: Saisonalität der Proteasinhistoraktivität im Seston gegenüber *Daphnia magna*

Genetische Struktur der Köcherfliege *Rhyacophila pubescens*, PICTET 1834, nördlich der Alpen

Christine H. M. Engelhardt, Steffen U. Pauls & Peter Haase

Forschungsinstitut Senckenberg, Abt. Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecyst.12, 63571 Gelnhausen, cengelhardt@senckenberg.de

Keywords: Trichoptera, *Rhyacophila pubescens*, mitochondriale DNA, COI-Fragment, Populationsgenetik

Einleitung

Die Köcherfliege *Rhyacophila pubescens* ist eine mitteleuropäisch verbreitete Art, die das Eukrenal, Hypokrenal und Epirithral submontaner und montaner Höhenlagen besiedelt. *R. pubescens* weist eine starke Bindung an karbonatische Fließgewässer, insbesondere an Kalksinterbäche, auf (Haase 1998, 1999). Funde aus Bächen mit anderem geologischen Untergrund sind nicht bekannt. Somit ist das Vorkommen der Art auf kalkhaltige Gebirgszüge beschränkt und es ist anzunehmen, dass Regionen anderer Höhenlagen oder mit anderem geologischen Untergrund als Verbreitungsbarrieren wirken. In dieser Studie wird untersucht, wie sich die Habitatbindung von *R. pubescens* auf molekularer Ebene auswirkt und ob Genfluss zwischen Populationen und Gebirgen stattfindet.

Material und Methoden

146 Individuen (Adulte und Larven) aus 29 Populationen nördlich der Alpen wurden mit dem Hand- oder Streifnetz gefangen. Die untersuchten Gebirgsregionen sind in Tab.1 dargestellt. Aus dem Gewebe wurde DNA extrahiert und ein Fragment der mitochondrialen DNA, das im Bereich des COI-Gens liegt, durch PCR mit den Primern Jerry (Simon et al. 1994) und S20 (Pauls et al. 2003) amplifiziert. Nach der Sequenzierung wurde ein 475 bp langer Abschnitt für Analysen der genetischen Populationsstruktur herangezogen. Die Sequenzen wurden mithilfe von Clustal W in der Software Bioedit (Hall 1999) aligniert. Ein Median-Joining-Netzwerk wurde in Network (Fluxus Technology) erstellt. Exact tests of population differentiation (Raymond & Rousset 1995) und pairwise F_{ST} wurden in Arlequin 3.11 (Excoffier et al. 2005) berechnet, um festzustellen, ob sich Populationen einzelner Gewässer signifikant von anderen unterscheiden. Analysis of Molecular Variance (AMOVA) und Fixationsindices nach Wright (1943, 1951, 1965) wurden in Arlequin 3.11 berechnet. Pairwise mismatch distributions (Rogers & Harpending 1992) wurden ebenfalls in Arlequin 3.11. berechnet, um Rückschlüsse auf die demografische Geschichte zu erhalten.

Ergebnisse

Der Datensatz der 146 untersuchten Individuen weist 22 Haplotypen, d.h. einzigartige Abfolgen von Nukleotiden, auf (Tab.1). Es gibt einen ursprünglichen Haplotyp, der in jedem untersuchten

Gebirgszug vorkommt und sehr häufig ist (bei 60,3 % der Individuen). Ein weiterer Haplotyp wurde in vier Regionen gefunden. Alle Haplotypen unterscheiden sich nur durch einen oder maximal zwei Mutationsschritte vom Ursprungs-Haplotyp, sind also erst vor relativ kurzer Zeit entstanden. Neunzehn Haplotypen sind endemisch für einen Gebirgszug oder für ein Gewässer, einer wurde nur in den benachbarten Regionen Jura und Mittelland gefunden. Die genetische Differenzierung wurde durch exact tests of population differentiation statistisch untersucht. 27 der 29 Populationen unterscheiden sich signifikant ($p \leq 0,05$) voneinander. Die Berechnungen des pairwise F_{ST} ergaben ebenfalls signifikante Werte ($p \leq 0,05$) der genetischen Differenzierung für 27 der 29 untersuchten Populationen. Eine Analyse der molekularen Varianz (AMOVA) ergab, dass der größte Anteil der gesamten genetischen Variabilität im Datensatz innerhalb von Gewässern eines Gebirges (49,77%) oder zwischen Gewässern eines Gebirges existiert (52,54%). Die Berechnung der Fixationsindices nach Wright (1943; 1951; 1965) zeigt ebenfalls, dass es innerhalb von Gebirgen und innerhalb von Gewässern zu genetischer Differenzierung und Fixierung gekommen ist. Um mehr über demographische Prozesse zu erfahren, wurden mismatch distributions berechnet, die paarweise Unterschiede zwischen Haplotypen analysieren. Die Analyse der Haplotypen, die nördlich der Alpen gefunden wurden, deutet darauf hin, dass die Gesamtpopulation von *R. pubescens* in diesem Gebiet eine demographische Expansion erfahren hat. Die Mehrzahl der „mismatch distributions“ für einzelne Populationen zeigen ähnliche Expansionsprozesse an. Dies können räumliche Expansionsvorgänge sein oder rein demographische Expansionen, die zu Mutationen führen. Im gesamten Verbreitungsgebiet sind in Regionen Expansionsvorgänge nachweisbar, beispielsweise in der Fränkischen Alb, im Schweizer Jura und in Nordungarn.

Tab.1. Besammelte Regionen und Übersicht über Haplotypen

Region	Anzahl untersuchter Populationen	Anzahl gefundener Haplotypen	Anzahl endemischer Haplotypen
Nordhessen	2	2	
Fränkische Alb	5	7	5
Schwäbische Alb	1	1	
Eifel	2	2	
Nördliche Kalkalpen	5	3	2
Mittelland	1	4	2
Schweizer Jura	3	6	4
Alpennordflanke	4	4	3
Nordungarn	2	3	2
Pieniny Gebirge	1	1	
Slowakisches Erzgebirge	2	1	1
Malá Fatra	1	1	

Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass ein zentraler, ursprünglicher Haplotyp einmal weit verbreitet war und möglicherweise Genfluss zwischen Populationen im gesamten Verbreitungsgebiet stattfand. Heute

finden wir isolierte Populationen in Kalkgebieten, zwischen denen der Genfluss limitiert ist, was aus der genetischen Differenzierung einzelner Populationen geschlossen werden kann. Eine mögliche Erklärung dafür ist, dass die Habitatbindung der Art erst vor relativ kurzer Zeit entstanden ist, und zu einem früheren Zeitraum auch Gewässer in anderen Regionen besiedelt wurden. Dadurch wäre ein Austausch zwischen Populationen, die heute voneinander isoliert sind, möglich gewesen.

Eine andere Erklärung könnte eine veränderte, d.h. geringere Ausbreitungsfähigkeit oder ein anderes Ausbreitungsverhalten der Art sein. Bei anderen *Rhyacophila*-Arten wurde nachgewiesen, dass die Adulten nahe bei ihrem Schlupfgewässer bleiben (Sode und Wiberg-Larsen 1993; Petersen et al. 2004), somit wäre dies auch bei *R. pubescens* denkbar.

Ein weiterer wichtiger Faktor könnte Konkurrenzvermeidung sein. *R. pubescens* besiedelt, wie bereits erläutert, die Kalksinterzone von Fließgewässern, in der durch die Kalkausfällung das Interstitial zum Teil versiegelt ist und Kalksinterablagerungen auf den Organismen auch die Respiration dieser Insekten behindern können (Dürrenfeldt 1978). Dieses extreme Habitat wird nur von wenigen Arten in geringen Abundanzen besiedelt (Haase 1999), und es ist anzunehmen, dass der interspezifische Konkurrenzdruck dort daher geringer ist.

Im Hinblick auf die postglaziale Populationsgeschichte könnte die untersuchte Köcherfliegenart bei der Wiederbesiedlung nach der Eiszeit einen Konkurrenzvorteil gehabt haben. Andere Arten konnten die kalten, lössreichen Habitate vermutlich nicht gut besiedeln. Die Wiederbesiedlung von *R. pubescens* könnte dadurch erleichtert worden sein, dass kurz nach Ende des letzten glazialen Maximums durch das weiträumige Vorkommen von kalkhaltigem Löss „Trittsteine“ vorhanden waren, die eine rasche Ausbreitung ermöglichten. Der während der Eiszeiten entstandene Lössstaub wurde in den Warmzeiten über Mitteleuropa verweht und bedeckte weite Teile dieses Areals (Pye 1995; Haase et al. 2007). Durch die allmähliche Abtragung des Lösses wurden die besiedelten Gebiete voneinander getrennt, bis die Populationen sich auf „Kalkinseln“ befanden.

Die genetische Populationsstruktur von *R. pubescens* unterscheidet sich deutlich von anderen montanen Arten mit mitteleuropäischer Verbreitung wie *Drusus discolor* (Pauls et al. 2006) oder *Hydropsyche tenuis* (Lehrian et al. 2008), die ebenfalls eine inselartige Verbreitung aufweisen. Dies ist ein Indiz dafür, dass die genetische Populationsstruktur stark mit der Ökologie der jeweiligen Art zusammenhängt. Die Analyse der Populationen aus dem Verbreitungsgebiet südlich und südwestlich der Alpen wird weitere Rückschlüsse auf die Auswirkungen der Habitatbindung auf die genetische Populationsstruktur von *R. pubescens* erlauben.

Danksagung

Die vorliegende Studie wurde im Rahmen der Doktorarbeit von C. Engelhardt durchgeführt und durch ein Stipendium der Konrad-Adenauer-Stiftung gefördert. Wir möchten allen Kolleginnen und Kollegen danken, die bei der Aufsammlung geholfen oder Material zur Verfügung gestellt haben.

Literatur

- Dürrenfeldt, A. (1978): Untersuchungen zur Besiedlungsbiologie des Kalktuff - faunistische, ökologische und elektronenmikroskopische Befunde. Archiv für Hydrobiologie/Suppl. 54: 1-79.
- Excoffier, L., Laval, G & Schneider, S. (2005): Arlequin ver. 3.0: An integrated software package for population genetics data analysis. Evolutionary Bioinformatics Online 1: 47-50.
- Haase, P. (1998): Köcherfliegen als Charakterarten colliner und submontaner Kalkbäche in den deutschen Mittelgebirgen. - Lauterbornia 34: 113-119.

- Haase, P. (1999): Zoozönosen, Chemismus und Struktur regionaler Bachtypen im niedersächsischen und nordhessischen Bergland. - Ökologie u. Umweltsicherung 18. - Witzzenhausen. 1-158.
- Haase, D., Fink, J., Haase, G., Ruske, R., Pécsi, M., Richter, H., Altermann, M. & Jäger, K.-D. (2007): Loess in Europe-its spatial distribution based on a European loess map, scale 1:2,500,000. Quaternary Science Reviews 26 (9-10): 1301-1312.
- Hall, T. A. (1999): BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. Nucleic Acids Symposium Series 41: 95-98.
- Lehrian, S., Pauls, S. U. & Haase, P. (2008): Vergleichende Populationsstruktur der montanen Köcherfliegen *Hydropsyche tenuis* und *Drusus discolor*. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2007 (Münster), Weißensee Verlag, Berlin.
- Pauls, S., Lumbsch, H. T., & Haase, P. (2003): Genetic isolation of *Drusus discolor* RAMBUR 1842 (Trichoptera: Limnephilidae) in montane highlands in Central Europe – First results. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Weißensee Verlag, Berlin: 378-380.
- Pauls, S. U., Lumbsch, H. T. & Haase, P. (2006): Phylogeography of the montane caddisfly *Drusus discolor*: evidence for multiple refugia and periglacial survival. Molecular Ecology 15: 2153-2169.
- Petersen, I., Masters, Z., Hildrew, A. G. & Ormerod, S. J. (2004): Dispersal of adult aquatic insects in catchments of different land use. Journal of Applied Ecology 41: 934-950.
- Pye, K. (1995): The nature, origin and accumulation of loess. Quaternary Science Reviews, Vol. 14.: 653--667.
- Raymond, M. & Rousset F. (1995): An exact test for population differentiation. Evolution 49: 1280-1283.
- Rogers, A. R. & Harpending, H. (1992): Population growth makes waves in the distribution of pairwise genetic differences. Molecular Biology and Evolution 9: 552-569.
- Simon, C., Frati, F., Beckenbach, A., Crespi, B., Liu, H. & Flook, P. (1994): Evolution, weighting, and phylogenetic utility of mitochondrial gene sequences and a compilation of conserved polymerase chain reaction primers. - Ann. Entomol. Soc. Am. 87 (6): 651-701.
- Sode, A. & Wiberg-Larsen, P. (1993): Dispersal of adult Trichoptera at a Danish forest brook. Freshwater Biology 30: 439-446.
- Wright, S. (1943): Isolation by Distance. Genetics 28: 114-138.
- Wright, S. (1951): The genetical structure of populations. Annals of Eugenics 15: 323-354.
- Wright, S. (1965): The interpretation of population structure by F-statistics with special regard to systems of mating. Evolution 19: 395-420.

Genetische Charakterisierung und Vergleich von Brunnenschnecken-Populationen aus den europäischen Flusssystemen Donau, Rhein und Rhône

Jacqueline Hirsch^{2,3*}, Franz Brümmer^{1,2}, Ralph O. Schill^{1,2}, Martin Pfannkuchen¹, Hans-Jörg Niederhöfer², Gerhard Falkner², Michael Schopper² und Martin Blum³

¹ Universität Stuttgart, Biologisches Institut, Abteilung Zoologie, Pfaffenwaldring 57, 70569 Stuttgart

² Arbeitsgruppe *Bythiospeum*, Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart, Rosenstein 1, 70191 Stuttgart

³ Universität Hohenheim, Institut für Zoologie, Garbenstraße 30, 70599 Stuttgart

* E-Mail: hirsch.smns@naturkundemuseum-bw.de

Keywords: *Bythiospeum*, Cytochrom c Oxidase Untereinheit I (COI)

Einleitung

In Zentraleuropa (Frankreich, Deutschland, Schweiz, Österreich und Ungarn) sind mehr als 65 Taxa der stygobionten Gattung *Bythiospeum* (Brunnenschnecken) Bourguignat 1882, Familie Hydrobiidae Troschel 1857, bekannt. Ihre Gehäuse sind zwischen 1 und 5,5 mm hoch (s. Abbildung 1). Die scheinbar große Variabilität ihrer morphologischen Merkmale wurde bislang unzureichend untersucht und führte zu keinem zufrieden stellenden Artkonzept. Bisher ging man von einem kleinräumigen (endemischen) Verbreitungsmuster der einzelnen Arten aus, welches mit den großen Flusssystemen korreliert. Um Verwandtschaftsverhältnisse sowie die genetische Variabilität der Gattung innerhalb eines Flusssystems zu klären, wurden die Sequenzen der mitochondrialen Cytochrom c Oxidase Untereinheit I (COI; Cytochrom c: Sauerstoff Oxidoreduktase) verglichen.



Abb. 1: *Bythiospeum quenstedti quenstedti* (Wiedersheim 1873) mit versinterten Gehäusen (siehe Pfeil) aus der Falkensteiner Höhle.

Material und Methoden

In die Untersuchung eingegangen sind Tiere/Populationen aus der Schweiz, Frankreich, Süddeutschland sowie aus dem Ruhrtal bei Schwerte. Abbildung 2 zeigt die untersuchten Populationen im Zusammenhang mit dem Flusssystem. Die untersuchten Schnecken waren zum Teil in Alkohol

konserviert oder konnten durch Taucher der Arbeitsgemeinschaft Blautopf bzw. Mitglieder der Höhlenforschungsgruppe Ostalb-Kirchheim und durch eigene Probennahme lebend gewonnen werden. Zur DNA-Isolation wurde das NucleoSpin® Tissue Kit (Macherey-Nagel, Düren, Deutschland) eingesetzt. Ein Fragment der Cytochrom c Oxidase I wurde mittels der Primer nach Folmer und Mitarbeiter (1994) amplifiziert. Die PCR-Produkte wurden daraufhin kloniert, sequenziert und mittels BLAST® identifiziert. Aus den alinierten COI Sequenzen wurde mittels ARB Software vs. 06.11.28 (Ludwig et al. 2004) ein Maximum-Likelihood-Stammbaum mit Felsenstein-Korrektur (F81; Felsenstein 1981) berechnet. Als Außengruppe wurde die Gattung *Moitessieria* und *Bythinella* gewählt. Die Sequenzen für *Moitessieria* (AF367635), *Bythinella* (AF367653) und *Bythiospeum* sp. (Frankreich) (AF367634) (Wilke et al. 2001) wurden der NCBI GenBank entnommen.

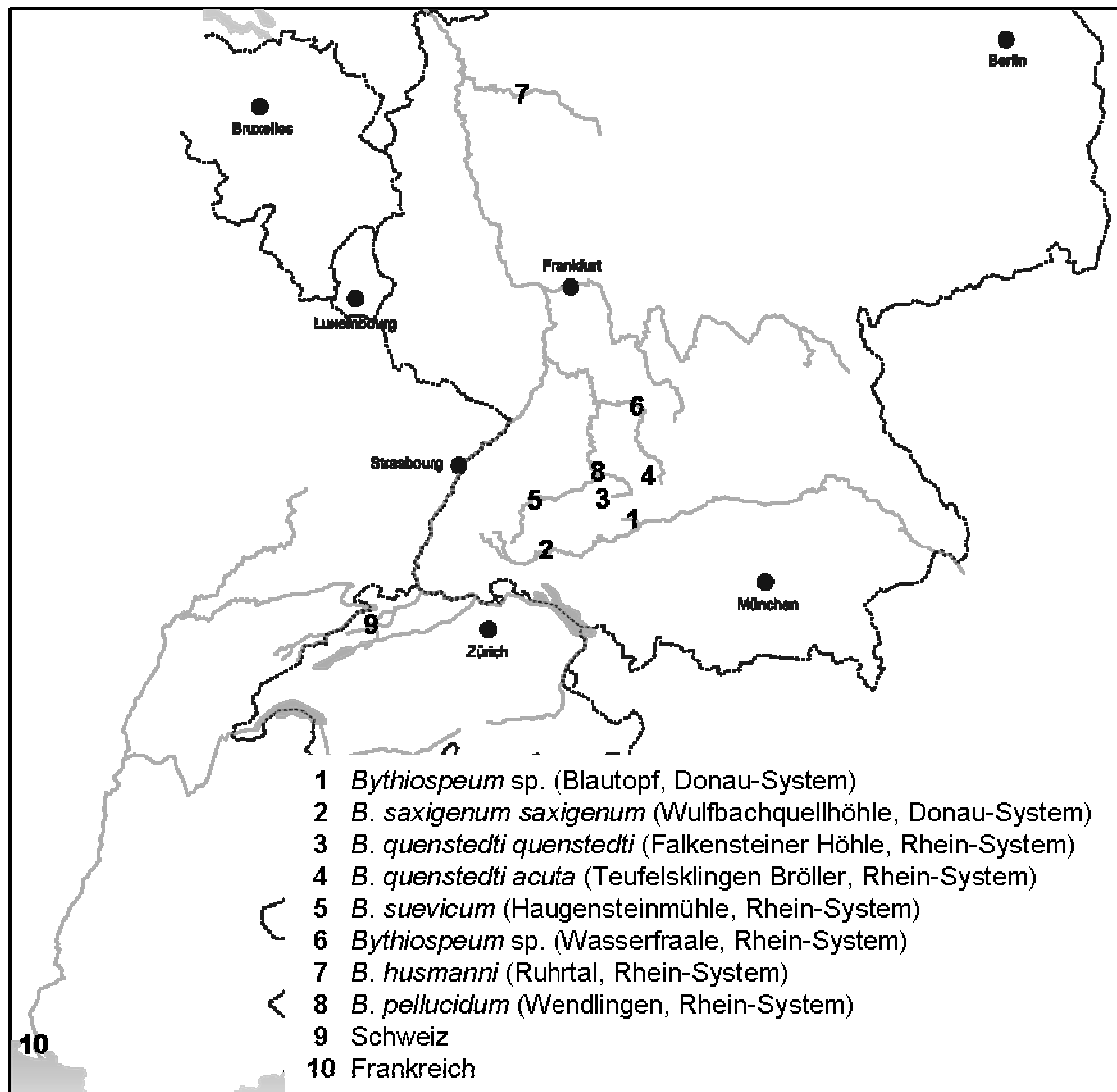


Abb. 2: *Bythiospeum*-Fundorte.

Ergebnisse und Diskussion

Anhand des COI-Stammbaumes erkennt man eine deutliche Gruppierung der süddeutschen „Karstbythiospeen“ (s. Abbildung 3, 1-6). Ihre Fundorte gehören sowohl dem Donau- als auch dem Rhein-System an (s. Abbildung 2). Nach den vorliegenden Ergebnissen besteht also keine Korrelation zwischen Flusssystemzugehörigkeit und genetischer Gruppierung der süddeutschen

„Karstbythiospeen“. Erstaunlicherweise gruppiert sich das „Flussbythiospeum“ *Bythiospeum pellucidum* von Wendlingen (Neckar-Rhein-System), trotz geographischer Nähe zu den süddeutschen „Karstbythiospeen“, zu den ebenfalls untersuchten Schweizer „Karstbythiospeen“ (s. Abbildung 2 und 3). „Flussbythiospeen“ leben in den Schotterablagerungen der Flüsse. „Karstbythiospeen“ hingegen leben in Karsthöhlen, Karstquellen und den Spaltengewässern des Karstes. Die vorliegende Untersuchung hat gezeigt, dass die bisher untersuchten „Flussbythiospeen“, *Bythiospeum pellucidum* (Wendlingen) und *Bythiospeum husmanni* (Ruhrtal), trotz gleicher Flusssystemzugehörigkeit in ihrer COI Sequenz keine gemeinsamen Merkmale zeigen, die eine phylogenetische Gruppierung zulassen und dass die „Karstbythiospeen“ innerhalb geographischer Areale genetisch zusammen gruppieren, unabhängig von ihrer jeweiligen Flusssystemzugehörigkeit.

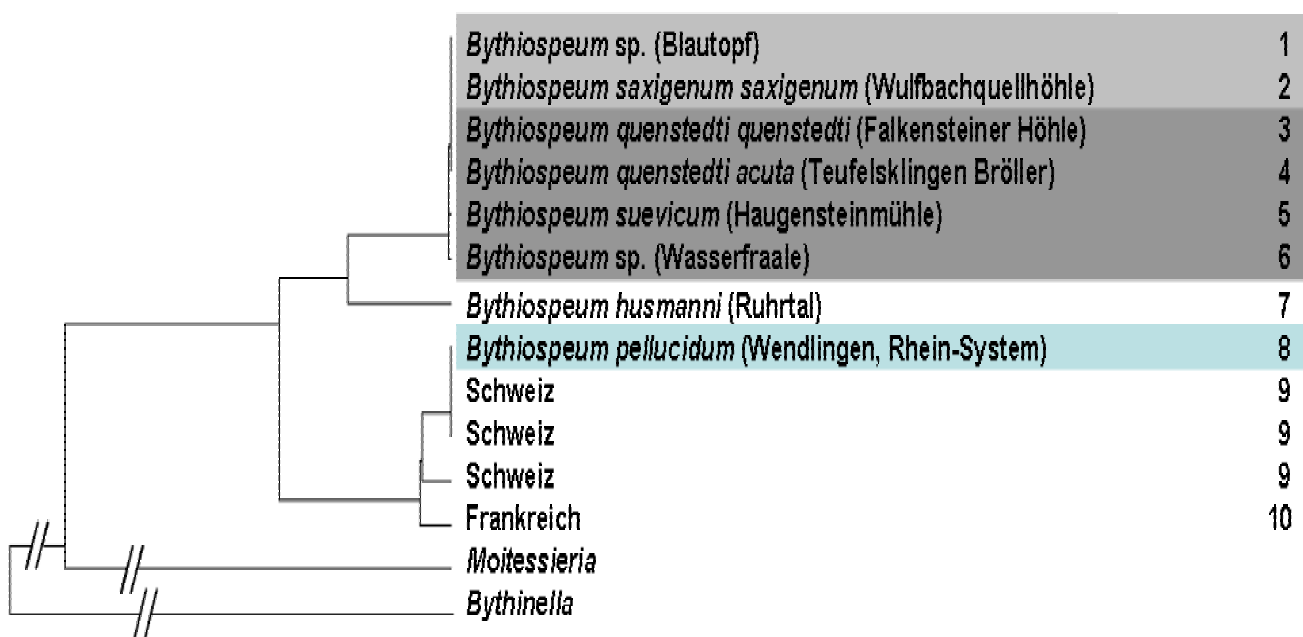


Abb. 3: Maximum-Likelihood-Stammbaum basierend auf dem COI-Fragment. Hellgrau hinterlegt: „Karstbythiospeen“ aus dem Donau-System. Dunkelgrau hinterlegt: „Karstbythiospeen“ aus dem Rhein-System. Hellblau hinterlegt: *B. pellucidum* („Flussbythiospeum“). *Moitesseria* und *Bythinella* bilden die Außengruppe.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die bisher durchgeführten molekularbiologischen Untersuchungen zeigen, dass sich die Cytochrome c Oxidase I (COI) als Marker zur Artunterscheidung innerhalb des *Bythiospeum*-Komplexes eignet. Für die bislang untersuchten süddeutschen Bythiospeen ergab sich, mit Ausnahme der Gruppierung von *Bythiospeum pellucidum* (Wendlingen) ein sehr einheitliches Bild. Eine Korrelation zwischen Flusssystemzugehörigkeit und Gruppierung der Taxa im COI-Stammbaum konnte nicht festgestellt werden. Zur Postulierung einer Auftrennung in „Karstbythiospeen“ und „Flussbythiospeen“ für den süddeutschen Raum müssen weitere Untersuchungen folgen. Um einen Einblick in die genetische Diversität des *Bythiospeum*-Komplexes zu bekommen und um eine Artdifferenzierung mit Hilfe molekularbiologischer Methoden zu erleichtern, müssen weitere Analysen insbesondere zur innerartlichen Varianz durchgeführt werden.

Danksagung

Die hier vorliegenden Ergebnisse wurden im Rahmen einer Diplomarbeit gewonnen. Folgenden Personen wird für das Mitwirken gedankt:

Gisela Fritz, Andy Reuner, Steffen Hegherr, Inga Polle, Annette Schultheiss, Korinna Esfeld, Thomas Rathgeber, Achim Lehmkuhl, der Arbeitsgemeinschaft Blautopf sowie der Höhlenforschungsgruppe Ostalb-Kirchheim e.V..

Literatur

- Felsenstein, J. (1981): Evolutionary tree from DNA sequences: a maximum likelihood approach. *Journal of Molecular Evolution* 17: 368-376.
- Folmer, O., Black, M., Lutz, R., Vrijenhoek, R. (1994): DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology* 3: 294-299.
- Ludwig, W., Strunk, O., Westram, R., Richter, L., Meier, H., Yadukumar, Buchner, A., Lai, t., Steppi, S., Jobb, G., Förster, W., Brettske, I., Gerber, S., Ginhart, A. W., Gross, O., Grumann, S., Hermann, S., Jost, R., König, A., Liss, T., Lüßmann, R., May, M., Nonhoff, B., Reichel, B., Strehlow, R., Stamatakis, A., Stuckmann, N., Vilbig, A., Lenke, M., Ludwig, T., Bode, A., Schleifer, K.-H. (2004): ARB: a software environment for sequence data. *Nucleic Acids Research* 32(4): 1363-1371.
- Wilke, T., Davis, G. M., Falcioowski, A., Giusti, F., Bodon, M., Szarowska, M. (2001): Molecular systematics of Hydrobiidae (Mollusca: Gastropoda: Rissooidea): testing monophyly and phylogenetic relationship. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 151: 1-21.

Vergleichende Populationsstruktur der montanen Köcherfliegen *Hydropsyche tenuis* und *Drusus discolor*

Stephanie Lehrian, Steffen U. Pauls & Peter Haase

Forschungsinstitut Senckenberg, Abt. Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecystr.12, 63571 Gelnhausen
slehrian@senckenberg.de

Keywords: Trichoptera, *Hydropsyche tenuis*, *Drusus discolor*, montan, mitochondriale DNA, COI-Fragment, Populationsgenetik

Einleitung

Aus limnologischer Sicht weisen höhere europäische Mittelgebirge (Kammlagen über 800 m ü. NN) besondere Habitategenschaften auf. In diesen Regionen werden sogenannte montane Arten gefunden (Haase 1999), die nur in diesem Habitat angesiedelt sind. Beispiele für montane Wasserinsekten Mitteleuropas sind *Isoperla rivulorum*, *Ameletus inopinatus*, *Rhyacophila evoluta*, *Hydropsyche tenuis* und *Drusus discolor*.

Gegenstand dieser Untersuchung ist ein Vergleich der Populationsstruktur zweier montaner Köcherfliegenarten, *Drusus discolor* und *Hydropsyche tenuis*, die verschiedene Typen montaner aquatischer Insekten darstellen. Beide Arten sind kältetolerant und in ihrem Vorkommen auf montane Höhenzüge mit Kammlagen von über 800 m ü. NN beschränkt. In einem europäischen Maßstab weisen sie deshalb eine inselartige Verbreitung auf. Das Phänomen, dass einige montane Arten durchaus bei geringeren Höhenlagen innerhalb eines montanen Höhenzuges gefunden werden können, gilt für *H. tenuis*, nicht aber für *D. discolor*. *D. discolor* ist auf Höhenlagen von mindestens 600 m ü. NN beschränkt, während *H. tenuis* auch in weitaus tieferen Regionen desselben Höhenzuges nachgewiesen werden konnte. *H. tenuis* ist in den Höhenzügen Zentraleuropas und des Apennins verbreitet, während das Verbreitungsgebiet von *D. discolor* zudem weiter westlich und östlich ausgedehnt ist.

In dieser Studie soll geprüft werden, ob die Populationsstrukturen der beiden inselartig verbreiteten Arten aufgrund vergleichbarer Verbreitungsmuster in Mitteleuropa ähnlich sind oder ob eine unterschiedliche Struktur nachgewiesen werden kann.

Material und Methoden

In der vorliegenden Untersuchung wurden mit mitochondrialen Sequenzdaten die genetische Populationsstruktur von 121 Individuen von *H. tenuis* und 138 Individuen von *D. discolor* aus Mitteleuropa analysiert. Für beide Arten wurde ein Fragment mit einer Länge von 498 bp aus dem gleichen Sequenzbereich, der für die Cytochromoxidase I codiert, untersucht. Die untersuchten Larven oder Adulten wurden mit dem Hand- oder Streifnetz oder mit Hilfe von Lichtfallen gefangen. Die unter-

suchten Höhenzüge waren für beide Arten fast die gleichen, so dass eine gute Vergleichbarkeit der Ergebnisse gegeben ist (Tab.1). *H. tenuis* wurde an 29 Bächen gesammelt, die sich über zehn verschiedene Regionen erstreckten. *D. discolor* wurde an 40 Probestellen entnommen, die sich in elf verschiedenen Regionen befanden.

Die mtCOI Zielregion wurde mittels PCR vervielfältigt und anschließend sequenziert. Verwendet wurden die insektenspezifischen Primer Dave und Inger für *H. tenuis* nach Zhang & Hewitt (1996) und für *D. discolor* der Primer Jerry nach Simon et al. (1994) und S20 nach Pauls et al. (2003).

Die Sequenzdaten wurden mithilfe der Software Bioedit (Hall 1999) aligniert. Für jede Art wurde ein Median-Joining-Netzwerk in Network (Fluxus Technology) berechnet. Außerdem wurden exact tests of population differentiation (Raymond & Rousset 1995) in Arlequin 3.11 (Excoffier et al. 2005) berechnet, um signifikante Differenzierungen zwischen Populationen oder Gruppen von Populationen identifizieren zu können.

Ergebnisse

Für *H. tenuis* konnten neun Haplotypen ermittelt werden, während es für *D. discolor* 34 verschiedene Haplotypen waren. Für beide Arten wurde eine relativ hohe Anzahl von endemischen Haplotypen nachgewiesen (88% für *D. discolor*, 67% für *H. tenuis*, Tab. 1). Auf Grundlage der einzelnen Haplotypen wurde je ein Median-Joining-Netzwerk berechnet. Bei *H. tenuis* sind nach dem Koaleszenzprinzip acht Mutationsschritte nötig, um alle Haplotypen im Median-Joining-Netzwerk miteinander in Verbindung zu bringen. Im Vergleich dazu sind bei *D. discolor* bis zu 55 Schritte notwendig. Bei *H. tenuis* liegt zwischen einzelnen Haplotypen immer nur ein Mutationsschritt, während es bei *D. discolor* bis zu 14 Schritte sind.

Tab.1 Anzahl der nachgewiesenen Haplotypen und der endemischen Haplotypen pro Region.

	Haplotypenanzahl <i>H. tenuis</i>	Haplotypenanzahl <i>D. discolor</i>	endemische Haplo- typen <i>H. tenuis</i>	endemische Haplo- typen <i>D. discolor</i>
Harz	1	2	-	1
Rothaargebirge	keine Daten	3	keine Daten	2
Thüringer Wald	3	5	2	4
Rhön	1	1	1	-
Erzgebirge	1	4	-	2
Elbsandsteingebirge	1	keine Daten	-	keine Daten
Fichtelgebirge	keine Daten	3	keine Daten	2
Böhmisches Massiv	2	4	-	3
Schwarzwald	1	4	-	3
Vogesen	keine Daten	4	keine Daten	2
Jura	2	1	1	-
Alpen	4	13	2	12
Apennin	1	keine Daten	-	keine Daten

Die *D. discolor*-Daten zeigen aufgrund der hohen Divergenz eine klare Bildung von vier Haplogruppen. Gruppe eins beinhaltet 13 Haplotypen von Individuen aus den Alpen, dem Böhmischem Massiv, dem Erzgebirge und dem Fichtelgebirge. Gruppe zwei wird von Individuen aus dem Thüringer Wald, dem Fichtelgebirge, dem Harz, der Rhön, dem Rothaargebirge und dem Erzgebirge gebildet. Die dritte Haplotypengruppe setzt sich aus Individuen der westlichen Gebiete Jura, Vogesen und Schwarzwald zusammen. Die vierte Gruppe besteht nur aus Tieren der südwestlichen Alpenregion. Diese ist von allen anderen Gruppen genetisch am weitesten entfernt. Zwischen Haplotypen dieser Gruppe und der zweiten Haplogruppe liegen elf Mutationsschritte. Bei *H. tenuis* hingegen ist keine Bildung von Haplogruppen zu beobachten. Hier ist jedoch ein Gradient der Haplotypen von Norden nach Süden zu finden. Im Norden gibt es Haplotypen, die nur in dieser Region vorkommen. Exact test of population differentiation zeigte bei *H. tenuis* eine signifikante Differenzierung zwischen 22 von 29 Populationen und zwischen 9 von 10 Höhenzügen, wobei aus dem Elbsandsteingebirge nur ein Individuum bearbeitet werden konnte. Bei *D. discolor* wurde eine signifikante Differenzierung zwischen 37 von 40 Populationen und zwischen allen Höhenzügen ermittelt. Bei *D. discolor* ist die Divergenz zwischen Haplotypen und Haplogruppen mit maximal 4,21% deutlich höher als bei *H. tenuis* (0,8%).

Ein weiterer Aspekt dieser Arbeit war, unsicher bestimmte Individuen aufgrund ihrer genetischen Sequenz einer konkreten Art zuzuordnen. *Hydropsyche*-Larven beispielsweise sind zum Teil sehr schwer morphologisch zu determinieren. Tiere, die der Art *H. cf. tenuis* zugeordnet wurden, wurden in dieser Studie ebenfalls isoliert und sequenziert. Die Sequenzen dieser Tiere wurden dann mit Sequenzen bereits sicher identifizierter *H. tenuis*-Larven, Adulten von *H. tenuis* und anderen Arten abgeglichen. Dieser Abgleich wurde auch mit einigen Tieren aus der Publikation von Voigt et al. (2006) durchgeführt, die von Ralf Küttner zur genetischen Untersuchung zur Verfügung gestellt wurden. Es konnten so Larven der Erstnachweise aus dem Erzgebirge und dem Elbsandsteingebirge anhand ihrer Sequenz sicher der Art *H. tenuis* zugeordnet werden. Somit gilt das Vorkommen von *H. tenuis* im Elbsandsteingebirge aus dem Knechtsbach und im Erzgebirge aus dem Steinbach und der Trebnitz auf Grundlage molekularer Daten als gesichert.

Diskussion

Die Ergebnisse der Untersuchung des mtCOI Datensatzes zeigen, dass beide Arten eine klare Populationsstruktur aufweisen. Beide Arten zeigen signifikante Unterschiede in der Differenzierung zwischen einzelnen Gebirgsregionen und auch zwischen den meisten Populationen. Bei beiden untersuchten Organismen wurde außerdem eine große Anzahl endemischer Haplotypen gefunden (*D. discolor* 88%, *H. tenuis* 67%). Es konnten allerdings auch große Unterschiede beim Vergleich der Ergebnisse von *H. tenuis* und *D. discolor* festgestellt werden. Es zeigte sich eine große Divergenz zwischen einzelnen Haplotypen bei *D. discolor*. Es gibt vermutlich verschiedene Gründe die zur unterschiedlichen Populationsstruktur der beiden montanen Arten geführt haben könnten.

Ein Grund könnte die unterschiedliche Ökologie *H. tenuis* und *D. discolor* sein (Wilcock et al. 2007). *D. discolor* ist auf Bereiche mit einer Mindesthöhe von 600 m ü. NN beschränkt, während *H. tenuis* auch in weitaus tieferen Regionen desselben Höhenzuges nachgewiesen werden konnte. Diese unterschiedliche höhenzonale Verbreitung führt dazu, dass die durchschnittliche Entfernung von geeigneten Habitaten für *H. tenuis* geringer ist als für *D. discolor*. Dies wiederum bedeutet, dass die Verbreitung der Adulten zwischen geographisch isolierten Populationen bei gleicher Flugfähigkeit bei *H. tenuis* häufiger vorkommen könnte. Eine stärkere Ausbreitung würde zu größerem Genfluss zwischen Populationen von *H. tenuis* im Vergleich zu *D. discolor* führen. Hoher Genfluss

zwischen Populationen würde aber bedeuten, dass einzelne *H. tenuis* Populationen sich genetisch nicht signifikant unterscheiden. Dies ist jedoch nicht der Fall, da mit exact test of population differentiation nachgewiesen wurde, dass 22 von 29 *H. tenuis* Populationen voneinander signifikant verschieden sind. Es scheinen andere Gründe als unterschiedliche Ausbreitungsfähigkeit der beiden Arten für die Differenzierungsmuster der Populationen verantwortlich zu sein.

Es ist auch denkbar, dass beide Arten eine andere Besiedlungsgeschichte vollzogen haben, was sich im heutigen Populationsmuster widerspiegelt. Für *D. discolor* wurde nachgewiesen, dass die Art die Eiszeiten des Pleistozäns in verschiedenen Refugialgebieten Mitteleuropas überdauert und sich von dort wieder ausgebreitet hat (Pauls et al. 2006). *H. tenuis* hingegen scheint in südlichen Refugialgebieten überdauert zu haben. Diese Vermutung wird durch den Nord-Süd-Gradienten der Haplotypenverteilung gestützt. Zur besseren Aufklärung der Besiedlungsgeschichte von *H. tenuis* müssen weitere Populationen besammelt und Analysen durchgeführt werden.

Danksagung

Die vorliegende Studie wurde im Rahmen der Doktorarbeit von S. Lehrian durchgeführt und durch ein Stipendium der Studienstiftung des deutschen Volkes gefördert. Die Sachmittel wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG HA3431/2-1) finanziert. Unser Dank gilt außerdem allen Kollegen, die uns mit Material, Informationen und bei der Feldarbeit unterstützt haben.

Literatur

- Excoffier, L., Laval, G & Schneider, S., (2005): Arlequin ver. 3.0: An integrated software package for population genetics data analysis. *Evolutionary Bioinformatics Online* 1: 47-50.
- Fluxus Technology Ltd 2005. Network, Ver. 4.1.0.8., www.fluxus-engineering.com.
- Haase, P., (1999): Zoozönosen, Chemismus und Struktur regionaler Bachtypen im niedersächsischen und nordhessischen Bergland. - *Ökologie u. Umweltsicherung* 18. Witzenhausen. 1-158.
- Hall, T.A., (1999): BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. *Nucleic Acids Symposium Series* 41: 95-98.
- Pauls, S., Lumbsch, H.T., & Haase, P., (2003): Genetische Isolation von *Drusus discolor* RAMBUR 1842 (Trichoptera: Limnephilidae) in montanen Mittelgebirgen Mitteleuropas – Erste Ergebnisse. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2002 (Braunschweig)*, Weißensee Verlag, Berlin: 378-380.
- Pauls, S. U., Lumbsch, H. T. & Haase, P., (2006): Phylogeography of the montane caddisfly *Drusus discolor*: evidence for multiple refugia and periglacial survival. *Molecular Ecology* 15: 2153-2169.
- Raymond, M & Rousset F., (1995): An exact test for population differentiation. *Evolution* 49: 1280-1283.
- Simon, C., Frati, F., Beckenbach, A., Crespi, B., Liu, H. & Flook, P., (1994): Evolution, weighting, and phylogenetic utility of mitochondrial gene sequences and a compilation of conserved polymerase chain reaction primers. - *Ann. Entomol. Soc. Am.* 87 (6): 651-701.
- Voigt, H., Küttner, R., Plesky, B., Heise, S. & Beilharz, M. (2006). Beitrag zur Köcherfliegenfauna Sachsens (Trichoptera). *Lauterbornia* 58: 71-77.
- Wilcock, H., Bruford, M. W., Nichols, R. A. & Hildrew, A. G. (2007). Landscape, habitat characteristics and the genetic population structure of two caddisflies. *Freshwater Biology* 52: 1907-1929.
- Zhang, D.-X., Hewitt, G. M. (1996). Assessment of the universality and utility of a set of conserved mitochondrial COI primers in insects. *Insect Molecular Biology* 6: 143-150.

Saisonalität der Proteaseinhibitoraktivität im Seston gegenüber *Daphnia magna*

Anke Schwarzenberger & Eric von Elert

AG Aquatische Chemische Ökologie, Zoologisches Institut, Universität zu Köln, Weyertal 119, 50923 Köln, e-mail: anke.schwarzenberger1@uni-koeln.de

Keywords: *Daphnia*, Cyanobakterien, Proteaseinhibitoren, Chymotrypsin, Adaptation

Einleitung

Durch den Eintrag von Phosphat in Gewässer kann es zu einem verstärkten Auftreten von Cyanobakterien kommen (Watson et al. 1997). Cyanobakterien sind dafür bekannt, dass sie eine Reihe von Grazertoxinen enthalten können (Jungmann & Benndorf 1994; Rohrlack et al. 1999); unter anderem Inhibitoren, die gegen Proteasen im Darm von Daphnien wirken (Agrawal et al. 2005). Blom et al. (2006) zeigten, dass es lokale Adaptationen von Daphnien an Proteaseinhibitoren gibt. Es stellt sich die Frage, ob es auch innerhalb eines Gewässers über die Zeit Adaptationen der Daphnien gibt. Dem muß eine Saisonalität der Inhibitoraktivität des Sestons vorausgehen. Da die Hauptproteaseaktivität im Darm von *Daphnia magna* (etwa 80%) Trypsine und besonders Chymotrypsine ausmachen (von Elert et al. 2004), wurde die Inhibitoraktivität aus natürlichem Seston gegenüber Chymotrypsinen über einen Zeitraum von acht Wochen untersucht.

Material und Methoden

Versuchsorganismen

Die Untersuchungen wurden mit einem Klon von *Daphnia magna* Straus (Klon 84), der ursprünglich aus dem Großen Binnensee in Schleswig Holstein stammt, durchgeführt. Die Daphnien wurde in filtriertem ($< 0,45 \mu\text{m}$) Leitungswasser bei 20°C und Schwachlicht gehältert, täglich in frisches Wasser überführt und mit *Scenedesmus obliquus* SAG 276-3a gefüttert, wobei der POC-Gehalt bei etwa 1 mg C / l lag.

Das Cyanobakterium *Microcystis aeruginosa*, Stamm PCC 7806 (mcy-), eine Mutante des Ursprungsstammes, die durch Punktmutation die Fähigkeit zur Microcystinbiosynthese verloren hat (Dittmann et al. 1997), wurde bei 20 °C als 10 l Batchkultur in Cyanophyteenmedium (Jüttner et al. 1983) bei kontinuierlicher Beleuchtung ($300 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$) kultiviert.

Präparation der Daphnien

Je eine Daphnie wurde in 5 µl 2 mM 1,4-Dithio-D,L-threitol in Kaliumphosphatpuffer (0,1 M; pH 7,5) aufgenommen, homogenisiert und zentrifugiert (18000 g; 10 min). Der Überstand, das Daphnienhomogenat, wurde für die Messung der Hydrolyseraten eingesetzt.

Methanolische Extrakte

Aus dem Aachener Weiher in Köln, in dem *Daphnia magna* vorkommen, wurden am Anfang (26.6.) und am Ende (21.8.) des Sommers 2007 je 20l Wasser entnommen. Mithilfe von Hohlfaserfiltration wurde das darin enthaltene Seston aufkonzentriert und anschließend gefriergetrocknet. Aus dem feingemörserten Lyophilisat wurde ein Extrakt hergestellt. 100 µg Lyophilisat / ml 60% Methanol wurden im Ultraschallbad aufgeschlossen und anschließend bei 18000 g für 3 min zentrifugiert. Der Überstand wurde in den photometrischen Ansätzen eingesetzt.

M. aeruginosa PCC 7806 (mcy-) wurde ebenfalls gefriergetrocknet und auf gleiche Weise ein Extrakt hergestellt.

Messung der Chymotrypsinaktivität und der Inhibition durch die methanolischen Extrakte

Zum Start der Messung der Chymotrypsinaktivität wurden 10 µl Daphnienhomogenat zu 980 µl 0,1 M Kaliumphosphatpuffer pH 7,5 gegeben. Der Puffer enthielt bei der Messung der Hydrolyserate von Chymotrypsin Succinyl-Alanin-Alanin-Prolin-Phenylalanin-*para*-Nitroanilid (ProPhepNA; 13 µM) und 1 % DMSO. Die Absorptionsänderung wurde 10 min lang kontinuierlich bei 390 nm gemessen. Die Aktivität wurde als mOD₃₉₀ / min berechnet.

Zu den photometrischen Ansätzen wurden steigende Konzentrationen des Extraktes gegeben, bis die Chymotrypsinaktivität vollständig gehemmt war. Der EC₅₀ Wert (ng Trockengewicht/ ml) wurde mit dem Programm Graph Pad Prism 4.0 (GraphPad Software, Inc.) durch Anpassung mit einem sigmoidal dose response Model berechnet. Mit diesem Programm wurden auch die 95 % Konfidenzintervalle (95 % KI) der EC₅₀ Werte berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Blom et al. (2006) zeigten, dass Daphnien aus einem See mit Cyanobakterien, die Proteaseinhibitoren enthalten, weniger sensitiv sind als Tiere aus einem See ohne diese Cyanobakterien. Die Autoren bezeichnen dies als eine lokale Adaptation.

Ob eine saisonale Adaptation auch für Daphnien innerhalb eines Gewässers möglich ist, kann nur gezeigt werden, wenn zuvor eine Saisonalität von Proteaseinhibitoren im Seston dieses Gewässers nachgewiesen werden kann. Um dies zu untersuchen, wurde Daphnienhomogenat von Labortieren mit den darin enthaltenen Proteasen für Messungen am Photometer eingesetzt.

Bisher wurde gezeigt, dass es im Darm von Daphnien Trypsin- und Chymotrypsinaktivität gibt (von Elert et al. 2004) und dass diese Aktivitäten durch Zugabe von Extrakten aus *M. aeruginosa* gehemmt werden können (Agrawal et al. 2005).

Im Homogenat der Daphnien eines Laborklons wurde eine Chymotrypsinaktivität von 4,96 mOD₃₉₀ / min gemessen. Bei steigender Zugabe von methanolischem Extrakt wurde die Aktivität vollständig gehemmt (Abbildung 1). Um 50% der Chymotrypsinaktivität zu hemmen, waren 3,87 ng Trockenmasse / ml von *M. aeruginosa* PCC 7806 (mcy-) (95 % KI: -1,389; +1,944) nötig. Einen ähnli-

chen EC50 Wert besitzt auch der Extrakt vom Ende des Sommers, nämlich 2,32 ng Trockenmasse / ml (95 % KI: -0,676; +0,85). Am Anfang des Sommers allerdings waren 773,5 ng Trockenmasse / ml (95 % KI: -185,2; +243,5) nötig, um 50% Chymotrypsininhibitor zu erreichen. Zu dieser Zeit des Jahres lag der Gehalt an inhibitorischer Aktivität um das mehr als 300fache niedriger als Ende August.

Daraus lässt sich folgern, dass es eine ausgeprägte Saisonalität des Gehalts an Chymotrypsininhibitoraktivität im Seston des Aachener Weihers gibt. Ob daraus auch eine saisonale Adaptation der Daphnien dieses Gewässers resultiert, muß noch gezeigt werden.

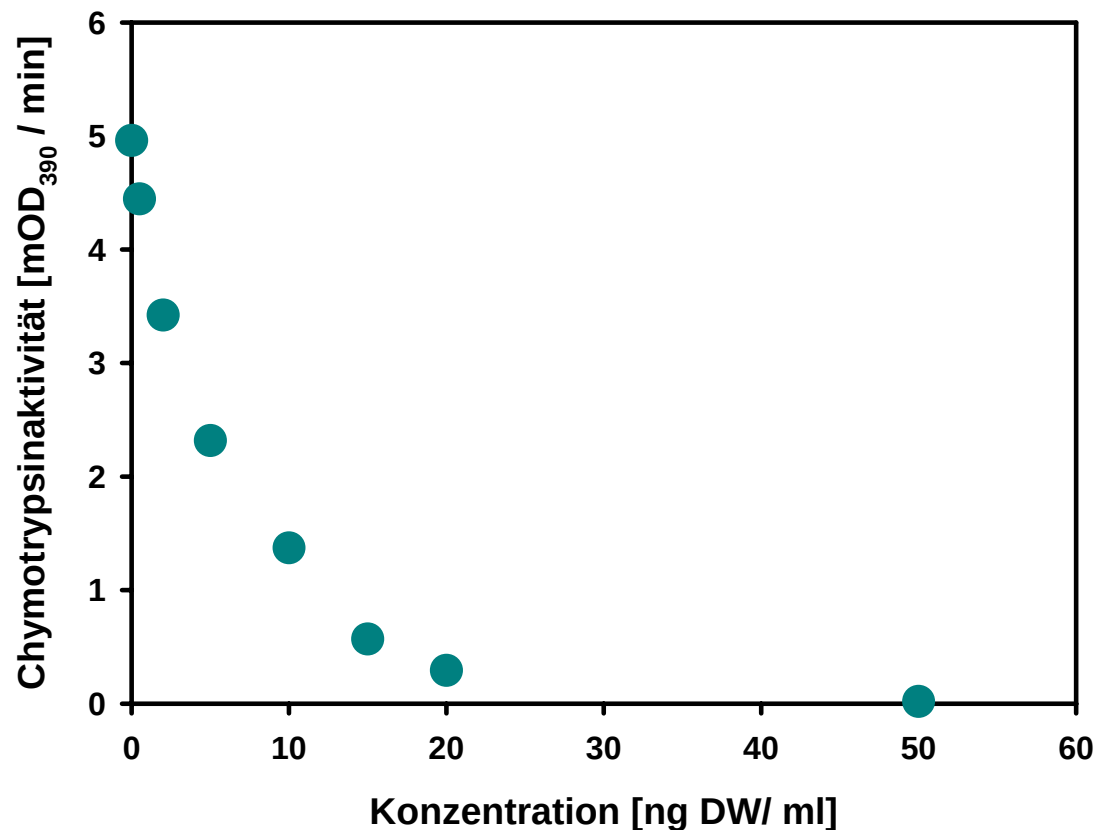


Abb. 1: Chymotrypsinaktivität des Daphnienhomogenats in Abhängigkeit von der Konzentration eines methanolischen Extrakts von *M. aeruginosa* PCC7806 (mcy-).

Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Bisher wurde gezeigt, dass es lokale Adaptationen von Daphnien verschiedener Gewässer an Proteaseinhibitoren gibt (Blom et al. 2006). Zur Untersuchung, ob es auch saisonale Adaptationen von Daphnien eines einzelnen Gewässers gibt, muß zuerst geklärt werden, ob es eine Saisonalität von Proteaseinhibitoren im Seston gibt. Dies konnte für den Aachener Weiher in Köln gezeigt werden. Am Ende des Sommers war der EC50 Wert der enthaltenen Inhibitoren gegenüber der Chymotrypsinaktivität von Daphnien eines Laborklons um das mehr als 300fache niedriger als Ende Juni. Somit gab es zu diesem Zeitpunkt eine deutlich höhere inhibitorische Aktivität. Außerdem entsprach dies etwa dem EC50 von *M. aeruginosa* PCC 7806 (mcy-); dieser Stam ist dafür bekannt, dass er eine hohe Proteaseinhibitoraktivität besitzt (Agrawal et al. 2005). Ob diese so gezeigte

Saisonalität auch eine Adaptation der Daphnien des Weihers zur Folge hat, muß noch untersucht werden.

Literatur

- Agrawal MK, Zitt A, Bagchi D, Weckesser J, Bagchi SN, Von Elert E (2005): Characterization of proteases in guts of *Daphnia magna* and their inhibition by *Microcystis aeruginosa* PCC 7806. *Environmental Toxicology* 20:314-322.
- Blom JF, Baumann HI, Codd GA, Jüttner F (2006): Sensitivity and adaptation of aquatic organisms to oscillapeptin J and [D-Asp(3),(E)-Dhb(7)]microcystin-RR. *Archiv für Hydrobiologie* 167(1-4):547-559
- Dittmann E, Neilan BA, Erhard M, Von Doehren H, and Börner T (1997): Insertional mutagenesis of a peptide synthetase gene that is responsible for hepatotoxin production in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* PCC 7806. *Molecular Microbiology* 26: 779-787.
- Jungmann D, Benndorf J (1994): Toxicity to *Daphnia* of a compound extracted from laboratory and natural *Microcystis* spp, and the role of microcystins. *Freshw. Biol.* 32:13-20.
- Jüttner F, Leonhardt J, Möhren S (1983): Environmental factors affecting the formation of mesityloxid, dimethylallylic alcohol and other volatile compounds excreted by *Anabaena cylindrica*. *J. o. General Microbiology* 129:407-412.
- Rohrlack T, Dittmann E, Henning M, Boerner T, Kohl J (1999): Role of microcystins in poisoning and food ingestion inhibition of *Daphnia galeata* caused by the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Applied & Environmental Microbiology* 65:737-739.
- Von Elert E, Agrawal MK, Gebauer C, Jaensch H, Bauer U, Zitt A (2004): Protease activity in guts of *Daphnia magna*: Evidence for trypsin and chymotrypsin enzymes. *Comparative Biochemistry & Physiology Part B* 137:287-296.
- Watson SB, McCauley E, Downing JA (1997): Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnology and Oceanography* 42:487-495.

DAHLHAUS, H., E. CORING, J. BÄTHE & E. I. MEYER: Untersuchung des phytobenthischen Aufwuchses im permanenten und temporären Überflutungsbereich eines Karstgewässers

ENGEL, D., H. W. RISS & E. I. MEYER: Ökologische Valenzen sympatrischer Kleinfischarten in temporären Fließgewässern

JIRKA, E., H. W. RISS & E. I. MEYER: Austrocknung als ein entscheidender Faktor für die Artenzusammen-setzung und Anpassungsstrategien der Chironomidae (Diptera) in Karstgewässern

MAGDALINSKI, N., N. KASCHEK & E. I. MEYER: Die Auswirkungen von Austrocknungsereignissen eines Karstgewässers auf die Dekomposition von CPOM

Untersuchung des phytobenthischen Aufwuchses im permanenten und temporären Überflutungsbereich eines Karstgewässers

H. Dahlhaus¹, E. Coring², J. Bäche³ & E.I. Meyer⁴

^{1,4} Westfälische Wilhelms Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Hüfferstr 1, D-48149 Münster, Germany, hanno.d@gmx.net, meyere@uni-muenster.de, ^{2,3} Ecoring, Lange Str. 9, 37181 Hardeggen, info@ecoring.de

Keywords: benthofluor, phytobenthos, karst, fluoroprobe, temporär, algen

Einleitung

Karstbäche sind durch starke Abflussschwankungen und periodisches Austrocknen geprägt. Temporäre Bereiche entstehen hinter Karstschwinden, die das Wasser des Baches in den Grundwasserleiter überführen. Da dieses Wasser dem Grundabfluss des Baches nicht mehr zur Verfügung steht, kommt es während der niederschlagsarmen Monate des Jahres zur Austrocknung des Gewässers, während nach starken Niederschlägen der Abfluss wiedereintritt (Meyer 2005). Der phytobenthische Aufwuchs in einem solchen Gewässer ist diesen Ereignissen ausgeliefert. Er besteht neben heterotrophen Organismen wie Bakterien, Protozoen und Metazoen vor allem aus Mikroalgen, die als die wichtigsten Primärproduzenten in Fließgewässern gelten (MINSHALL 1978, MATTHEI et al. 2003). Zur Bestimmung der Zusammensetzung von Phytobenthosgesellschaften wurden bis heute verschiedene Methoden entwickelt. Zu diesen gehören z.B. die Bestimmung der Zusammensetzung mit der Zählkammermethode (UTERMOEHL 1958) und die Bestimmung des Chlorophyllgehalts mit der spektrophotometrischen Methode (NUSCH 1980). Diese Methoden sind jedoch retrospektiv und es ist mit ihnen keine Untersuchung der Algengesellschaft *in situ* möglich. Um eine Untersuchung *in situ* zu ermöglichen wurde von BEUTLER et al. (2002a, 2002b) eine Methode entwickelt, die es ermöglicht, den Chlorophyll-a-Gehalt und die Zusammensetzung der Algenklassen im Biofilm zu ermitteln (ABERLE et al. 2006). So wurde im ersten Teil der Untersuchung die Wiederbesiedlung des temporären Abschnitts eines Karstbaches durch phytobenthische Aufwuchsgesellschaften untersucht, der zweite Teil bestand in einem Methodenvergleich zwischen den Messungen des Chlorophyllgehaltes mit der spektrophotometrischen Methode (NUSCH 1980) und der Benthofluor-Sonde im Labor und im Freiland. Die Ergebnisse der Differenzierung der Algenklassen durch die Sonde wurde mit der Zählkammermethode (UTERMOEHL 1958) verglichen.

Hypothesen:

1. Es ist ein Unterschied in der Entwicklung der Biomasse, der Biodiversität und der Artenvielfalt des Aufwuchses in den untersuchten hydrologischen Regimes eines Karstgewässers feststellbar.
2. Es wird vermutet, dass gemäß der Hypothese der mittleren Störung (PAINE & VADAS 1969, CONNELL 1978) der Biomassezuwachs und die Diversität im temporären Bereich kleiner ist als im permanenten Bereich.

3. Es wird erwartet, dass die Gewässerabschnitte sich zu Anfang der Untersuchung ähnlich sind. Im weiteren Verlauf der Entwicklung sollten sie sich aufgrund der eintretenden Störung immer stärker von einander unterscheiden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchung fand im Karstbach Sauer in der Paderborner Hochebene statt. Der Bach entspringt am Westrand des Eggegebirges und erreicht nach ca. 10km Fließstrecke den verkarsteten Bereich. Nachdem er die Fließrichtung nach Norden geändert hat, fließt er durch die Ortschaft Lichtenau. Oberhalb von Lichtenau erreicht er den temporären Bereich. Die erste Probestelle (P1) wurde im permanenten Bereich in Lichtenau gewählt (Stationierungskilometer 19,5 nach tim-online). Probestelle P2 lag nördlich von Lichtenau im temporären Abschnitt bei Stationierungskilometer 17,9 (nach tim-online). Der Zeitraum der Untersuchung erstreckte sich vom 23.02.2007 bis zum 11.05.2007. Die Probenahmen erfolgten zunächst in Abständen von einem Monat, ab dem 18.04.2007 wurden die Intervalle auf eine Woche verkürzt.

Probenahme und Auswertung

Für die Untersuchungen wurden für jede Probenahme fünf bis sieben Steine pro Probestelle aus dem Gewässer beprobt. Die Steine wurden aus einer Fläche von ca. 30m² gesammelt. Bevor der Aufwuchs mit Hilfe einer Vorrichtung von einer Fläche von 25cm² entfernt wurde, wurden in dieser Fläche mit der Benthofluor-Sonde fünf Messungen aufgenommen, um später einen Methodenvergleich durchführen zu können. Die Aufwuchssproben wurden in Probengefäße überführt und zusammen mit Wasserproben der Probestellen unter Kühlung transportiert. Im Labor wurden die Proben aufgearbeitet, und der Chlorophyll-a-Gehalt wurde mit der spektrophotometrischen Methode (NUSCH 1980) ermittelt. Von einem weiteren Teil der Probensuspension wurde die aschefreie Trockenmasse bestimmt. Die verbleibende Suspension wurde in zwei Teile aufgeteilt, von denen ein Teil der Diatomeenpräparation zugeführt und der andere Teil mit Lugolscher Lösung konserviert wurde. Für die Auswertung wurden aus den Probensuspensionen Diatomeen, Grünalgen und Blaualgen bestimmt. Die Wasserproben wurden im Labor auf Ammonium, Nitrit, Nitrat und Phosphat untersucht. Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Programm GNU R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2007).

Ergebnisse und Diskussion

Entwicklung des Aufwuchses

Im Verlauf der Untersuchung wurden in der Sauer 168 Algentaxa aus insgesamt 70 Proben bestimmt. Die Probestellen waren sich anfangs in Hinsicht auf die Artenzusammensetzung noch sehr ähnlich. Im Laufe der weiteren Entwicklung nahm die Ähnlichkeit der Probestellen jedoch kontinuierlich ab. Probestelle P2 war zu Beginn der Untersuchung erst seit kurzer Zeit wieder überflutet. Die anfängliche ökologische Ähnlichkeit der beiden Probestellen beruhte wahrscheinlich auf der Wiederbesiedlung der Probestelle P2 durch Algentaxa aus den permanent überspülten Bereichen. Beide Probestellen entwickelten sich im Laufe der Zeit weiter. Mit zunehmender Temperatur veränderte sich zudem die Zusammensetzung der Aufwuchsgesellschaften an beiden Probestellen. So ist z.B. besonders die Entwicklung der Art *Navicula lanceolata* abhängig von der Umgebungstemperatur. Sie besitzt eine Präferenz für niedrige Temperaturen und bildet daher im Winter Massen-

vorkommen. Da zu Beginn der Untersuchung an beiden Probestellen sehr hohe Individuendichten dieser Art im Verhältnis zu den anderen gefundenen Taxa gefunden wurden, beruht die große ökologische Ähnlichkeit unter anderem auf dieser Art (und natürlich auf einigen weiteren). Mit fortschreitender Entwicklung nahm die anfängliche Ähnlichkeit jedoch ab. So trat die stärkste Veränderung nach der Austrocknung ein; die temporären Probestellen unterschieden sich nach der ersten Austrocknung am stärksten von den permanenten Bereichen.

Zusätzlich wurde eine kontinuierliche Zunahme des Chlorophyllgehaltes des Aufwuchses gefunden. An Probestelle P1 war dieser Biomassezuwachs am, während der Zuwachs an P2 zwar geringer war, dafür aber gleichmäßiger. Im Poolbereich (P3) konnte ein leichter Rückgang der Algenbiomasse beobachtet werden. Diese Effekte lassen sich auf den Einfluss der Austrocknung zurückführen. Während an P1 kontinuierlicher Abfluss herrscht, und damit relativ gute Bedingungen für Aufwuchsalgen, konnte sich hier ein reicher Biofilm ausbilden. Die Bedingungen an P2 waren dagegen weniger konstant. So nahm im Laufe der Zeit die Wassertiefe ab und mit ihr die Sonneneinstrahlung und die Temperatur zu. Diese Effekte wirkten sich wahrscheinlich limitierend auf die Wiederbesiedlung aus. Der sich in P3 ausbildende Poolbereich war durch stark erhöhte Wassertemperaturen geprägt. Da sich in den Pools auch Makroinvertebraten sammeln, steigt zudem der Fraßdruck, was sich zusammen mit dem Temperaturstress negativ auf die Biomasseentwicklung der Algen auswirkte.

Methodenvergleich Benthofluor-Sonde

Die Messungen mit der Benthofluor-Sonde haben eine gute Genauigkeit bei der Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes ergeben. So zeigten die Untersuchungen im Labor, dass bei geringen Aufwuchsschichtdicken nur eine geringe Abweichung von den Messungen mit der spektrophotometrischen Methode (Nusch 1980) auftritt. Wird die Dicke der Schicht größer, steigt der Fehler der Messung an und die Messergebnisse streuen stärker. Dieser Fehler lässt sich dadurch erklären, dass der Sensor der Sonde nur Algen an der Oberfläche des Biofilms mit Licht anregen kann. Da die Algen auch in tieferen Schichten liegen können, kommt es zu Abschattungseffekten zwischen diesen Algen. Bei der Bestimmung des Chlorophyll-Gehaltes nach dem Entfernen der Aufwuchsschicht wird dagegen auch Chlorophyll von Algen aus tieferen Schichten im Biofilm berücksichtigt. Bei einem Vergleich der Messergebnisse beider Methoden fällt daher eine Unterbewertung des Chlorophyll-a-Gehaltes durch die Sonde auf. Dennoch wurden bei der Differenzierung der Algenklassen sehr gute Übereinstimmungen gefunden. Die Algen lagen wahrscheinlich sehr gleichmäßig in der Biofilmschicht verteilt vor. So wurde die Zusammensetzung des Biofilms von der Sonde auch an der Oberfläche gut erfasst.

Schlussfolgerungen

Die aufgestellten Hypothesen haben sich bestätigt. Es konnte festgestellt werden, dass sich die hydrologischen Regimes zu Beginn der Untersuchung noch ähnlich waren, sich jedoch im weiteren Verlauf der Untersuchung immer stärker voneinander unterschieden. Auch die Biodiversität entwickelte sich wie erwartet. So konnte festgestellt werden, dass der permanente Bereich über die ganze Zeit eine höhere Biodiversität aufwies als der Temporäre. Die Austrocknung wirkte auf den Aufwuchs im temporären Bereich wie eine starke Störung, daher war die Biomasseentwicklung und die Entwicklung der Biodiversität hier geringer und nahm über die Zeit sogar ab.

Der Methodenvergleich erbrachte für die Messungen in dünnen Algenschichten gute Korrelationen für die Übereinstimmung mit den Messungen mit den Standardverfahren. Erst bei höheren Schicht-

dicken und der daraus folgenden Abschattung der Algenzellen untereinander traten Abweichungen auf. Dennoch bleibt die Sonde als Messinstrument für den Chlorophyllgehalt sehr interessant, da sie entgegen der Standardverfahren eine *in situ* Untersuchung der Biofilme möglich macht. Auf diese Weise können Aufwuchsschichten über große Zeiträume in sehr kurzen Messintervallen untersucht werden, wobei vor allem der Arbeitsaufwand klein bleibt und die Messergebnisse eine sehr gute Vergleichbarkeit aufweisen.

Danksagung

Wir danken der Firma bbe Moldaenke für die technische Unterstützung.

Literatur

- ABERLE, N., M. BEUTLER, C. MOLDAENKE, K.H. WILTSHIRE (2006): 'Spectral fingerprinting' for specific algal groups on sediments *in situ*: a new sensor. Archiv für Hydrobiologie 167: 575- 592.
- BEUTLER, M., K.H. WILTSHIRE, C. LUERING, C. MOLDAENKE, D. LOHSE (2002a): Fluorometric depth-profiling of chlorophyll corrected for yellow substances. Conference Proceeding of Aquaculture, Environment and Marine Phytoplankton: 231-238.
- BEUTLER, M., K.H. WILTSHIRE, B. MEYER, C. MOLDAENKE, C. LÜRING, M. MEYERHÖFER, U.-P. HANSEN, H. DAU (2002b): A fluorometric method for the differentiation of algal populations *in vivo* and *in situ*. Photosynthesis Research 72: 39-53.
- CONNELL, J.H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199: 1302-1310.
- MATTHAEI, C.D., C. GUGGELBERGER, H. HUBER (2003): Local disturbance history affects patchiness of benthic river algae. Freshwater biology 48: 1514-1526.
- MEYER, A. (2005): The hydrological and faunal variability of a temporary karst stream system. Dissertation WWU Münster.
- MINSHALL, P.J. (1978): Autotrophy in stream ecosystems. BioScience 28: 767-771.
- NUSCH, E.A. (1980): Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Archiv für Hydrobiologie 14: 14-36.
- NUSCH, E.A. (1980): Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Archiv für Hydrobiologie 14: 14-36.
- PAINE, R.T., R.L. VADAS (1969): The effects of grazing by sea urchins, *Strongylocentrotus* spp., on benthic algal populations. Limnologica Oceanographica 14: 710-719.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2007): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. Internationaler Verein Limnologie 9: 1-39.

Ökologische Valenzen sympatrischer Kleinfischarten in temporären Fließgewässern

David Engel, H. Wolfgang Riss & Elisabeth. I. Meyer³

Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, 48149 Münster, Hüfferstr. 1; david.engel@uni-muenster.de¹, riss@uni-muenster.de², meyer@uni-muenster.de³

Keywords: *Gasterosteus aculeatus*, *Phoxinus phoxinus*, temporäre Fließgewässer, Paderborner Hochfläche

Einleitung

In den Bächen der Paderborner-Hochfläche (Karstregion, NRW) treten im Jahresverlauf große Schwankungen des Abflusses auf. Dabei entstehen Pools unterschiedlicher Größe, in welchen sich die Fische der Bäche konzentrieren, wodurch sich die Individuenzahl im Verhältnis zum Volumen stark erhöht. Obwohl Überflutungen wie auch Trockenheit natürlicher Weise in vielen aquatischen Systemen vorkommen, sind die Verhältnisse bei Überschwemmungsereignissen viel intensiver untersucht worden (Lake 2000, 2003, Magoulick 2003). Zudem wird eine genaue Definition von Trockenheit häufig vermieden, vorwiegend weil sich Austrocknungsereignisse in jeder Region und klimatischen Zone spezifisch unterscheiden (Humphries 2003). Generell kann man sie jedoch als eine mangelnde Wasserverfügbarkeit in einem bestimmten Gebiet über einen bestimmten Zeitraum definieren (Beran und Rodier 1985). Dies sind exakt die Gegebenheiten, welche auf das Herkunftsgebiet der Versuchstiere (Alme) zutreffen. Die Strategien zur Nutzung von temporär trockenfallenden Gewässern sind Resistenz, Resilienz und Opportunismus (Meyer 2004). Für die beiden untersuchten Kleinfischarten Stichling und Elritze (*Gasterosteus aculeatus*, *Phoxinus phoxinus*) kommt generell nur die Resilienz als Strategie, ein Trockenfallen des Gewässers zu überleben in Frage. Aus diesen Gründen wurde untersucht, auf welche Art und Weise die Kleinfischarten auf die sich ändernde Verfügbarkeit des Wassers reagieren. Unter Berücksichtigung dieser Voraussetzungen sollten folgende Fragestellungen beantwortet werden:

1. Weisen die (bei Austrocknung des Gewässers in einem Restpool verbleibenden) unter Stress stehenden Fische einen größeren Gewichtsverlust auf als jene unter Normalbedingungen?
2. Erhöht sich die Schwimmaktivität der gestressten Tiere (Möglichkeit, ein Habitat mit weniger Stressfaktoren zu erreichen) oder setzen sie ihre Aktivität herab (Schonung von Energieressourcen)?
3. Zeigen sich Tag- Nachtunterschiede in der Schwimmaktivität der jeweiligen Gruppen?
4. Unterscheidet sich der Lactatwert der Versuchsgruppe, aufgrund von einer eventuell erhöhten Bewegungsaktivität, verglichen mit dem der Kontrollgruppe?
5. Welche Unterschiede zeigen sich zwischen den beiden Kleinfischarten bezüglich der oben genannten Fragestellungen?

Material und Methoden

Die Laborexperimente wurden mit Elritzen und Stichlingen durchgeführt, die mit Handkeschern im Herkunftsgewässer Alme gefangen wurden. Diese wurden vor den Experimenten gruppenweise in Aquarien bei 15 °C gehältert. Es wurden jeweils zwei Gruppen von Tieren im Experiment getestet, wobei eine Gruppe als Kontrolle diente. Als Messparameter wurden ihre Schwimmbewegungen kategorisiert (s.u.) und mittels digitaler Bewegungsanalyse quantifiziert sowie die Abnahme des Körpergewichts während der 10- bis 13-tägigen Exposition ermittelt. Ergänzend wurde eine Lactat-Messung am Muskelgewebe durchgeführt. Vor dem Versuchsbeginn wurden die Tiere vier bis fünf Tage nicht gefüttert, um eine Verfälschung der Gewichtsdaten zu verhindern. Für jede Seite des zweigeteilten, 50x25 cm Versuchsaquariums wurden fünf Tiere zufällig ausgewählt, gewogen und abwechselnd in beide Seiten eingesetzt. Während der ersten drei Versuchstage blieb der Wasserstand in beiden Becken unverändert. Somit bestanden für die Referenz- und Testgruppe die gleichen Ausgangsbedingungen. Zu Beginn des vierten Versuchstages wurde das Wasser im rechten Becken mit einer Geschwindigkeit von ca. 1 l/min abgelassen, bis das Substrat nur noch mit ca. 2 bis 2,5 cm Wasser bedeckt war. Während der 10 bis 13 Tage dauernden Versuche wurden die Fische jeweils die ersten fünf Minuten jeder angefangenen Stunde von dem Kamerasystem aufgenommen. Die erfassten Aktivitätsparameter waren die Anzahl, die Intensität (kräftiges Schwimmen oder gleitendes Schwimmen) und die Variabilität (schwimmen alle Tiere sehr ähnlich oder gibt es große Unterschiede) der Schwimmbewegungen.

Ergebnisse

Bei der Analyse der Gewichte wurde festgestellt, dass die Stichlinge im Laufe der Versuche zwischen 1 % und 22 % ihres Gewichtes verloren. Dabei nahmen kleine Tiere prozentual mehr ab als große. Dies galt sowohl für die Referenz- als auch für die Testtiere. Selbiges wurde auch bei den Gewichten der Elritzen beobachtet. Die Elritzen verloren allerdings nur zwischen 2 % und 13 % ihres Anfangsgewichtes. Aufgrund der großen Streuung der prozentualen Gewichtsabnahme der Stichlinge konnte bei ihnen kein signifikanter Unterschied zwischen Referenz- und Testbecken festgestellt werden. Die Gewichtsabnahmen der Elritzen hingegen unterschieden sich signifikant, wobei die Tiere aus dem Testbecken einen höheren Gewichtsverlust aufwiesen.

Die Auswertung der Schwimmaktivität ergab, dass die Anzahl der Schwimmbewegungen der Stichlinge im Testbecken (StiTest) am Tag nicht signifikant höher waren als die der Tiere im Referenzbecken. Die Intensitäts- und Variabilitätswerte der Testtiere waren jedoch signifikant niedriger als die der Referenztiere (StiRef). Bei den Elritzen wurde das Gegenteil festgestellt. Die Anzahl der Schwimmbewegungen der Testtiere (ElrTest) war am Tag signifikant höher; die Intensitäts- und Variabilitätswerte unterschieden sich hingegen nicht. Zwischen dem Schwimmverhalten der Stichlinge und Elritzen konnte für alle Schwimmaktivitätsparameter ein signifikanter Unterschied festgestellt werden, wobei die Elritzen stets niedrigere Werte aufwiesen (Abb. 1). In der Nacht konnte für die Stichlinge ein signifikanter Unterschied bezüglich ihrer Anzahl und Intensität der Schwimmaktivitätsparameter gefunden werden. Die Variabilität unterschied sich hingegen in der Nacht nicht. Bei den Elritzen trat in der Nacht ein signifikanter Unterschied bezüglich aller drei Schwimmaktivitätsparameter auf (Abb. 1). Die unter Stress stehenden Stichlinge und Elritzen regulierten ihre Aktivität am Tag herab und in der Nacht herauf. Es zeigte sich demnach eine Verlagerung der Schwimmaktivität in die Nacht (Abb. 1: Pfeile).

Die gemessenen Lactatkonzentrationen der Stichlinge lagen bei den Referenztieren zwischen ca. 4 und 9 $\mu\text{mol/g}$ Trockengewicht und bei den Testtieren zwischen ca. 4 und 6 $\mu\text{mol/g}$ Trockengewicht. Aufgrund dieser Ergebnisse konnten bei den Stichlingen keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Die Lactatkonzentrationen der Elritzen unterschieden sich signifikant und lagen zwischen ca. 46 und 55 $\mu\text{mol/g}$ Trockengewicht bei den Referenztieren, und ca. 28 und 45 $\mu\text{mol/g}$ Trockengewicht bei den Testtieren. Die Werte der Elritzen, verglichen mit denen der Stichlinge, wiesen ebenfalls einen signifikanten Unterschied auf (Abb. 2).

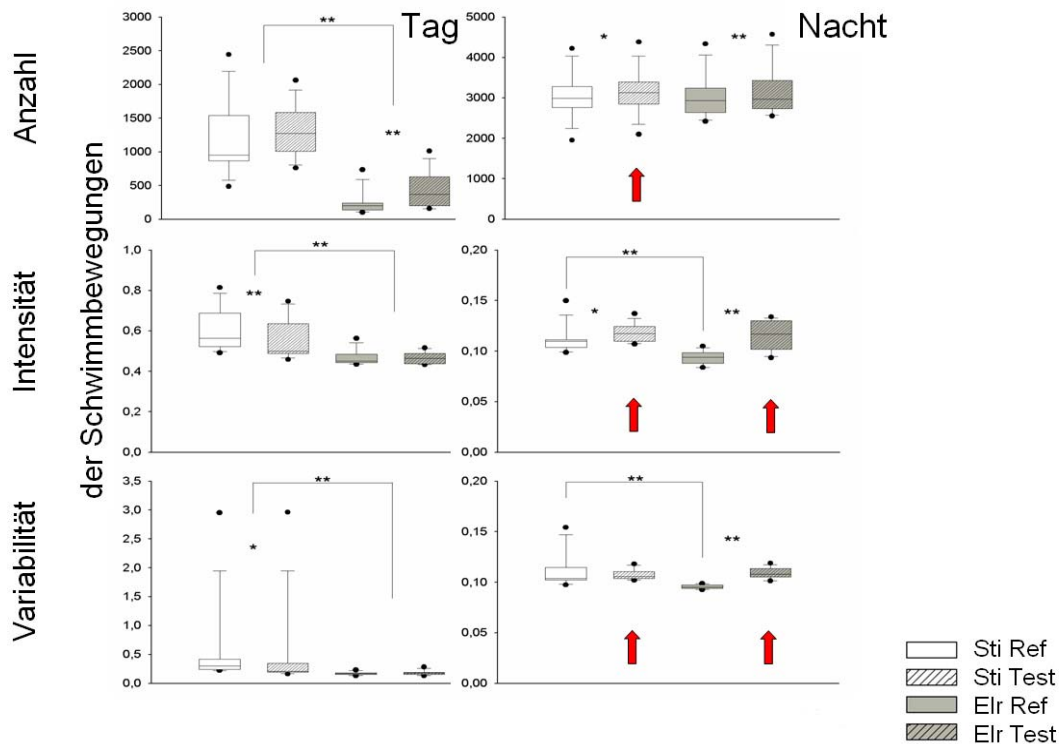


Abb. 1: Unterschiede der Schwimmparameter A: Anzahl, B: Intensität und C: Variabilität der Schwimmbewegungen von Stichlingen und Elritzen am Tag und in der Nacht. (Wilcoxon-Test, FG = 24, ★ $p < 0,05$, ★★ $p < 0,01$, ★★★ $p < 0,001$). (Sti = Stichlinge; Elr = Elritzen; Ref = Referenz; Test = Test)

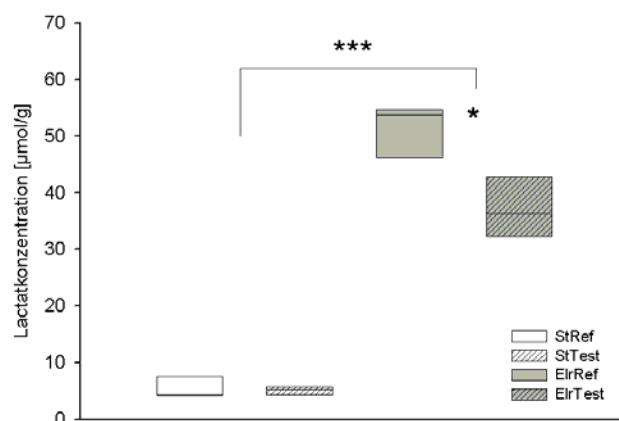


Abb. 2: Unterschiede der Lactatkonzentration ($\mu\text{mol/g}$ Trockengewicht) von Stichlingen und Elritzen nach 13 Tagen. (U-Test, FG = 7 bei Stichlingen, FG = 8 bei Elritzen, ★ $p < 0,05$, ★★★ $p < 0,001$)

Diskussion

Die Stichlinge und Elritzen reagierten auf veränderte Umweltbedingungen mit einer Anpassung ihres Schwimmverhaltens. Die durch das Niedrigwasser gestressten Individuen beider Kleinfischarten wiesen tagsüber eine niedrigere und nachts eine höhere Valenz bezüglich ihrer Schwimmaktivitätsparameter auf. Demnach kam es bei jenen Tieren, die einer Poolsituation ausgesetzt waren, zu einer Verlagerung der Schwimmaktivität vom Tag in die Nacht. Die Kleinfische hielten durch die Anpassung ihrer Schwimmaktivitätsparameter ihre Aktivität unter den Bedingungen von Trockenheit aufrecht und besaßen dadurch weiterhin die Möglichkeit, ein besseres Habitat aufzufinden. Davey und Kelly (2007) stellen die Hypothese auf, dass die optimale Reaktion auf ein partielles Austrocknen das Verbleiben im bevorzugten Habitat sein kann. Eine komplette Austrocknung, basierend auf einer vorhersagbaren, saisonalen Grundlage, sollte demgegenüber zu einem starken selektiven Druck führen, aus temporären Bereichen in permanente zu emigrieren. Letztere Hypothese müsste demnach für die Fische in der Alme zutreffen, da die Austrocknungsereignisse in den Fließgewässern der Paderborner Hochfläche saisonalen Verläufen folgen (Meyer und Meyer, 2000).

Literatur

- Beran M., Rodier J. A. 1985. Hydrological aspects of drought. Studies and Reports in Hydrology 39: UNESCO-WMO, Paris.
- Davey A. J. H., Kelly D. J., 2007. Fish community responses to drying disturbances in an intermittend stream: a landscape perspective. *Freshwater Biology* 52: 1719-1733.
- Humphries P., Baldwin D. S. 2003. Drought and aquatic ecosystems: an introduction. *Freshwater Biology* 48: 1141-1146.
- Lake P. S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the American Benthological Society* 19: 573-592.
- Lake P. S. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* 48: 1186-1198.
- Magoulick D. D., Kobza R. M. 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology* 48: 1186-1198.
- Meyer A., Meyer E. I. 2000. Discharge regime and the effect of drying on macroinvertebrate communities in a temporary karst stream in East Westphalia (Germany). *Aquatic Sciences* 62: 216-231.
- Meyer, E.I. (2004): Fließgewässer und Niedrigwasser - eine ökologische Perspektive. - *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 8: 176-183.

Austrocknung als ein entscheidender Faktor für die Artenzusammensetzung und Anpassungsstrategien der Chironomidae (Diptera) in Karstgewässern

Eva Jirka, H. Wolfgang Riss & Elisabeth I. Meyer

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüferstraße 1, D-48149 Münster; eva.jirka@uni-muenster.de, riss@uni-muenster.de, meyer@uni-muenster.de

Keywords: Karstgewässer, Austrocknung, Chironomidae, Anpassungsstrategien

Einleitung

Karstgewässer unterliegen untergrundbedingt einem stark heterogenen Abflußregime. Hiermit geht ein unregelmäßiges oberirdisches Trockenfallen einzelner Gewässerabschnitte besonders in den Sommermonaten einher (MEYER 2005). Am Beispiel der weit verbreiteten Familie der Chironomidae (ARMITAGE 1995) wurde untersucht, ob und in welcher Weise diese „extremen“ Lebensbedingungen die Artenzusammensetzung, Abundanz und Phänologie der Artengemeinschaft beeinflussen.

Die beiden untersuchten Karstbäche, der Ellerbach und die Sauer, liegen innerhalb der Paderborner Hochfläche im Osten Nordrhein-Westfalens. Hier wurde zum einen die Emergenz im Freiland untersucht, zum anderen sollte ein Austrocknungsexperiment zusätzliche Ergebnisse liefern.

Anzunehmen war, dass mit einem zunehmend temporärem Charakter eines Gewässerabschnitts die Artendiversität im Allgemeinen sinken würde. Neben dieser generellen Tendenz waren jedoch Arten von Interesse, die auch oder besonders unter stark temporären Abflußbedingungen in großer Anzahl vorkamen.

Material und Methoden

Emergenz im Freiland

An drei Probestellen für jedes der beiden Gewässer wurden die Freilanduntersuchungen durchgeführt. Hierbei nahmen die Stellen jeweils mit einer Lage weiter bachabwärts einen stärker temporär geprägten Charakter an. Emergenzfallen wurden an allen sechs Probestellen ausgebracht. Die Ab Sammlung der hieraus resultierenden Fänge fand an zehn Terminen von Anfang April 2007 bis Ende Juli 2007 statt. Die Taxa und zugehörige Abundanzen wurden so weit wie möglich bestimmt. Parallel erfolgte die Aufzeichnung von Temperatur, Niederschlag und Abfluß.

Emergenz im Austrocknungsexperiment

Für das Laborexperiment wurden Sedimentproben an drei weiteren Stellen der Sauer entnommen. Die erste Probestelle befand sich im permanenten Bereich des Bachs. Die beiden anderen Stellen

nahmen mit zunehmender Lage stromabwärts ein stärker temporär geprägtes Abflußregime an. Die Hälterung im Labor fand unter drei verschiedenen hydrologischen Zuständen statt:

1. Dauerhafte Austrocknung mit Wiederbewässerung
2. Permanente Bewässerung
3. Alternierende Bedingungen mit regelmäßiger kurzzeitiger Austrocknung und Wiederbewässerung

Die Emergenz wurde in Abständen von zwei bis drei Tagen abgesammelt. Wie für die Freilandproben fand die Bestimmung der Taxa sowie der zugehörigen Abundanzen statt.

Ergebnisse und Diskussion

Tab. 1 zeigt die innerhalb der Untersuchung am häufigsten vorgefundenen Arten. Maximale Anteile mit jeweils etwa 15% können für *Thienemaniella vittata* und *Polypedilum convictum* beobachtet werden. Obwohl mit über 60 Arten eine hohe Gesamtanzahl an Taxa gefunden werden konnte, kommen die meisten Arten in recht niedrigen Abundanzen vor.

Tab. 1: Liste der in den Beprobungen am häufigsten gefundenen Arten (Anteil > 5%).

Art	Anteil [%]
<i>Thienemaniella vittata</i>	14,96
<i>Polypedilum convictum</i>	14,64
<i>Rheocricotopus dispar</i>	10,71
<i>Orthocladius thienemanni</i>	9,38
<i>Corynoneura lobata</i>	8,84
<i>Synorthocladius semivirens</i>	6,99
<i>Micropsectra atrofasciata</i>	6,33

Freiland

Wie erwartet konnte im Vergleich der Probestellen anhand der jeweiligen Anzahl der Tage ohne Abfluß ein Abfall von Taxa- und Individuenzahlen mit einer steigenden Anzahl trockener Tage festgestellt werden (Tab. 2). Hierbei ist zu bemerken, dass E1 an keinem Tag trocken fiel, während alle Stellen an der Sauer an über 100 der 152 Untersuchungstage ausgetrocknet waren.

Tab. 2: Kennzahlen aller Probestellen summiert über den Untersuchungszeitraum von 152 Tagen.

	E1	S1
Tage ohne Wasser	0	135
Summe Individuen	2840	103
Summe Taxa	37	16
	E2	S2
Tage ohne Wasser	48	115
Summe Individuen	603	93
Summe Taxa	30	12
	E3	S3
Tage ohne Wasser	58	108
Summe Individuen	277	20
Summe Taxa	14	9

Sedimentproben

Für das Austrocknungsexperiment fiel zunächst ein Zusammenhang für die Proben auf, die an P1 entnommen worden waren (Tab. 2). Hier konnten unter Austrocknung zwar niedrigere Individuenzahlen gefunden werden, die Anzahl der Taxa lag jedoch unter allen Bedingungen relativ konstant zwischen zehn bis 13 Arten. Die hohen Individuenzahlen ließen sich hierbei auf die Art *Synorthocladius semivirens* zurückführen.

Tab. 3: Kennzahlen der Sedimentproben für die verschiedenen hydrologischen Bedingungen summiert über den Untersuchungszeitraum (trock = ausgetrocknet, bew = permanent bewässert, alt = alternierend).

	P1	P2	P3	
Summe Individuen	19	104	42	trock
Summe Taxa	10	16	11	
Summe Individuen	306	5	21	bew
Summe Taxa	10	4	6	
Summe Individuen	270	6	40	alt
Summe Taxa	13	3	7	

Für *Synorthocladius semivirens* zeigen sich weiterhin auch im zeitlichen Verlauf der Emergenz und im Vergleich der verschiedenen hydrologischen Bedingungen interessante Entwicklungen (Abb. 1).

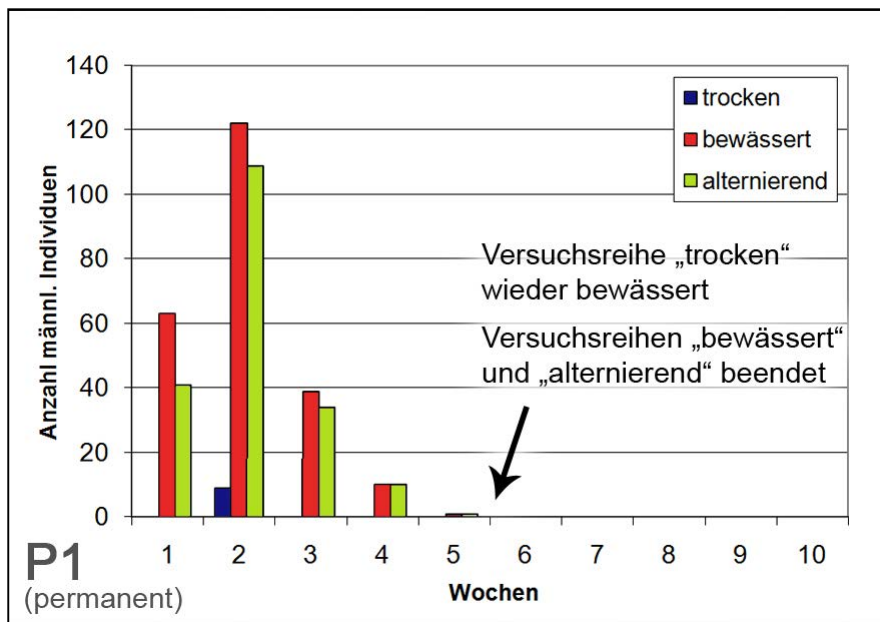
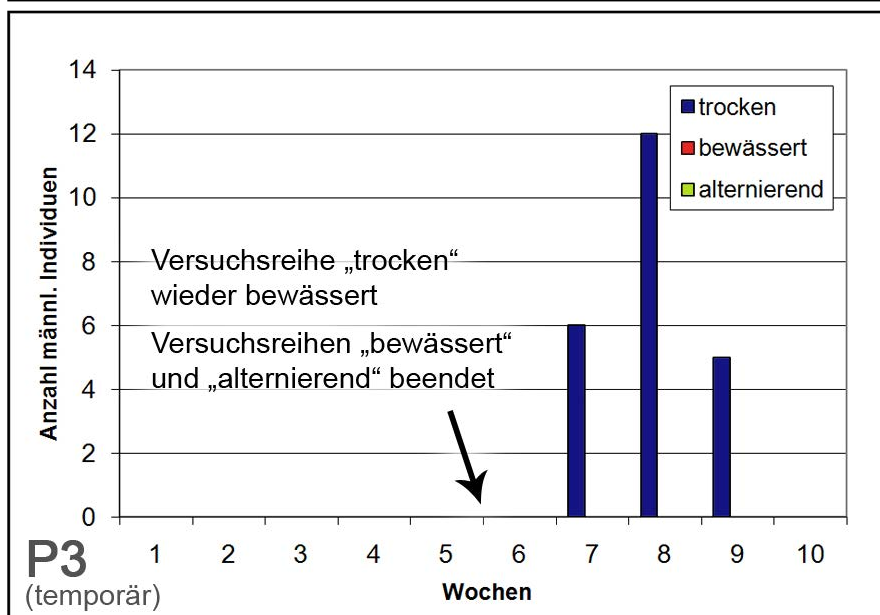
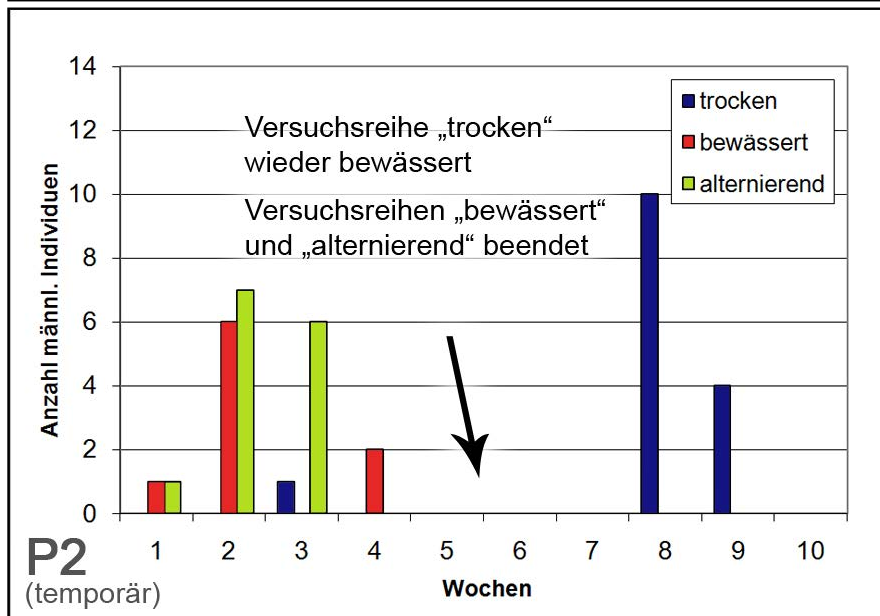


Abb. 1: Verlauf der Emergenz für die Art *Synorthocladus semivirens* über den Versuchszeitraum für die Sedimentproben P1, P2, P3



So ist die Art in den an P1 (permanent) entnommenen Proben nur unter Bewässerung und unter alternierenden Bedingungen, jedoch kaum unter Austrocknung vorzufinden. In den Proben die Stelle P2 (temporär) entstammen, hingegen taucht *Synorthocladius semivirens* unter jeder der drei Behandlungen auf. Hierbei ist anzumerken, dass maximale Individuenzahlen unter Austrocknung zu verzeichnen sind. Für die Sedimentproben von P3, der am stärksten temporär geprägten Stelle, kommt die Art ausschließlich noch unter Austrocknungs-Bedingungen vor. Hieraus könnte sich eine eventuelle Anpassung an Trockenheit ableiten lassen. Allerdings zeigt offensichtlich nur die durch ihren Ursprung an zwischenzeitliche Austrocknung gewöhnten Tiere diese Toleranz.

Zusammenfassung

Wie zu Beginn der Untersuchung angenommen, scheint die Diversität der untersuchten Biozönosen mit zunehmend starker hydrologischer Dynamik zu sinken. Anhand von ökologischen Experimenten können jedoch einzelne Arten festgestellt werden, die diesem generellen Muster nicht folgen. Sie weisen einen hohen Grad der Anpassung mittels einer speziellen Strategie auf. Als Beispiel könnte hier das oben erwähnte Verhalten der Emergenz für *Synorthocladius semivirens* angesehen werden.

Versucht man Ergebnisse dieser Studie zu übertragen, z.B. auf mögliche Entwicklungen als Auswirkung einer globalen Klimaerwärmung, so könnte eine Verschiebung der Biozönose, eventuell sogar ein starker Einbruch der Diversität angenommen werden. Ähnliche Annahmen werden auch durch Studien von POFF (1991) unterstützt. Für eine zuverlässigere Aussage diesbezüglich müssten jedoch unumgänglich weitläufigere Umweltfaktoren berücksichtigt werden.

Literatur

- Armitage, P.D.; Cranston, P.S.; Pinder, L.C.V. (1995): The Chironomidae - Biology and ecology of non-biting midges. 1st edition. Cornwall.
- Meyer, Alexander (2005): The hydrological and faunal variability of a temporary karst stream system. Dissertation. Münster.
- Poff, N. Leroy (1991): Regional hydrologic response to climate change. An ecological perspective. Global climate change and freshwater ecosystems. New York.

Die Auswirkungen von Austrocknungsereignissen eines Karstgewässers auf die Dekomposition von CPOM

Nadine Magdalinski, Norbert Kaschek & Elisabeth I. Meyer

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abt. für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, nmagdalinski@web.de, kaschekn@uni-muenster.de, meyer@uni-muenster.de

Keywords: Austrocknung, Karst, CPOM, Dekomposition, Invertebraten

Einleitung

Im Zuge des Klimawandels nehmen Dauer und Intensität von extremen Wetterereignissen stark zu. Auch Fließgewässer werden von den Veränderungen stark betroffen sein und sich durch eine höhere Variabilität ihres Abflussgeschehens und einen veränderten Nährstoffeintrag bzw. -umsatz auszeichnen. Die temporären Karstgewässer der Paderborner Hochebene bieten ideale Bedingungen, um bereits heute Untersuchungen zu den Auswirkungen der prognostizierten klimatischen Bedingungen durchzuführen, da sie sich durch eine hohe Frequenz und eine große hydrologische Variabilität ihrer natürlichen Austrocknungsereignisse auszeichnen. Vor diesem Hintergrund soll untersucht werden, wie sich die unterschiedlichen hydrologischen Regime eines Karstbaches auf die Dekomposition von Holz und Laub auswirken und wie sich die Besiedlung und Zersetzung von CPOM durch Invertebraten unterscheidet.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgewässer liegt in der Paderborner Hochfläche, die im Westen von Nordrhein-Westfalen liegt und durch den Haarstrang im Süden und durch das Eggegebirge im Osten begrenzt ist. Aufgrund der Verkarstung weisen die Gewässer in diesem Gebiet hohe räumliche und zeitliche Schwankungen des Wasserstands auf. Diese Schwankungen sind abhängig vom Grundwasserstand und damit stark saisonal geprägt. Im Winter und bis ins Frühjahr hinein zeigen die Gewässer eine durchgehende Wasserführung auf der gesamten Fließstrecke. Im Sommer und im Herbst fallen sie hingegen auf weiten Strecken trocken (Meyer 2005).

Bei dem Untersuchungsgewässer handelt es sich um die Sauer, einen 30 km langen Nebenfluss der Altenau. Der Bach entspringt nördlich von Kleinenberg im Eggegebirge auf einer Höhe von 360 m. Von dort aus fließt er in nordwestliche Richtung und entwässert schließlich über die Altenau, die Alme und die Lippe in den Rhein. Damit liegt der Bach auf der Rhein-Weser-Wasserscheide.

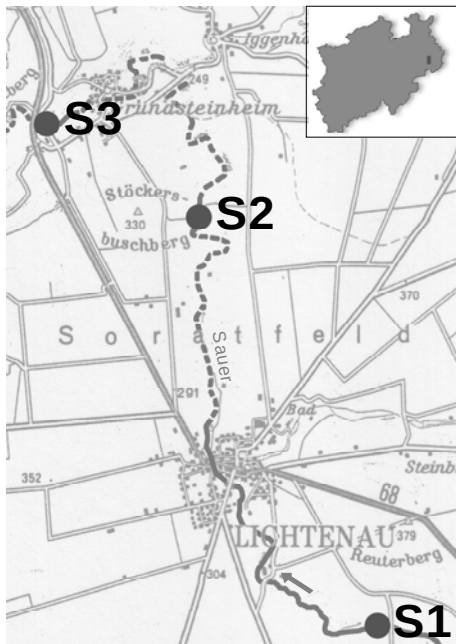


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebiets und der Probestellen.

Methoden

An den drei Probestellen wurden über einen Zeitraum von 45 Tagen im Mai/Juni 2007 Blattpakete ($3,5 \text{ g} \pm 0,2 \text{ g}$ *Alnus glutinosa*) und Buchenspatel ($2,5 \text{ g} \pm 0,4 \text{ g}$) exponiert. Eine Hälfte der Proben befand sich in engmaschigen Gazebeuteln ($250 \mu\text{m}$) um den Ausschluss von Makroinvertebraten zu gewährleisten. Die andere Hälfte wurde in Beuteln mit einer Maschenweite von ca. 1 cm ausgebracht, so dass sich Invertebraten an der Zersetzung beteiligen konnten. Alle 15 Tage wurden pro Probestelle, CPOM-Art und Treatment jeweils vier Proben entnommen. Die Invertebraten wurden aussortiert und die Blatt- und Holzproben wurden 48 Stunden bei 60°C getrocknet und dann bei 560°C verascht, um die Dekompositionsraten zu ermitteln. Zusätzlich wurden wasserchemische Parameter und der Abfluss bei jeder Probenahme erhoben.

Ergebnisse

Dekomposition von CPOM

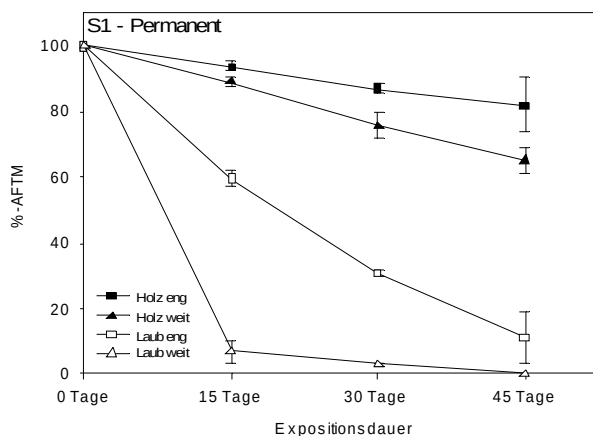


Abb. 2: Dekompositionsraten an Probestelle S1 - Permanent

Für die Untersuchung wurden drei Stellen an der Sauer ausgewählt, die sich durch unterschiedliche hydrologische Regime während des Untersuchungszeitraums auszeichneten. Die Stellen sind entlang eines Gradienten mit zunehmender Trockenheit angeordnet. S1 befindet sich im permanent durchflossenen Bereich des Fließgewässers. S2 liegt in einem temporären Bereich mit Austrocknungs- und Wiedervernässungsphasen unterschiedlicher Dauer und Frequenz. S3 war während des gesamten Experiments trocken.

Die Probestellen verteilen sich über eine Fließstrecke von 12,9 km. S1 liegt bei Stationierungskilometer 23,3, S2 findet sich 7,7 km weiter flussabwärts. Die trockene Probestelle befindet sich bei Stationierungskilometer 10,4.

Die niedrigsten Dekompositionsraten zeigten an allen Probestellen die Buchenspatel, wobei diese an der permanenten Probestelle S1 im Vergleich mit den anderen Stellen am schnellsten verwitterten (s. Abb. 2). Auch die Laubpakete zeigten an S1 die höchsten Dekompositionsraten. Dies sind ähnliche Tendenzen, die bereits die Untersuchungen von Langhans und Trockner (2006) aufgezeigt haben. Die Abbaugeschwindigkeiten an S2 und S3 waren sowohl für Laub als auch für Holz gering. Zwischen den beiden Probestellen zeigten sich keine deutlichen Unterschiede bzgl. der Dekompositionsraten (s. Abb. 3).

Der Einfluss der Invertebraten auf die Zersetzung von Laub wurde an allen Probestellen deutlich sichtbar. Bei der Zersetzung der Buchenspatel zeigte sich ein eindeutiger Einfluss der Besiedlung nur an der permanenten Probestelle S1.

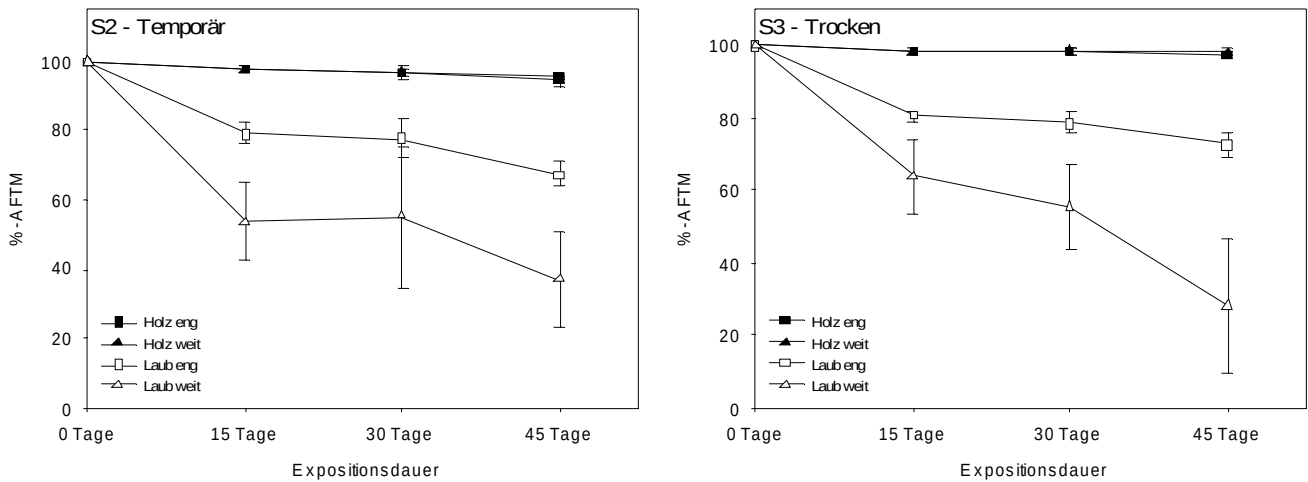


Abb. 3: Dekompositionsraten an S2 – Temporär (links) und an S3 – Trocken (rechts)

Besiedlung durch Invertebraten

Während sich die Besiedlung durch Invertebraten in den Blattpaketen und auf den Holzspateln im permanenten Bereich mit durchschnittlich 48 (Blattpakete) und 43 (Spatel) Individuen pro Probe kaum unterschieden, zeigte sich an der temporären und an der trockenen Stelle ein vollständig anderes Bild. An S2 (temporär) konnten auf den Buchenspateln bei keiner Probenahme Invertebraten gefunden werden, und in den Blattpaketen befanden sich im Schnitt nur drei Individuen pro Probe. Damit fand sich hier von allen Probestellen die niedrigste Invertebratendichte pro Probe. Im trockenen Bereich wurden in den Laubpaketen durchschnittlich zwölf und auf den Spateln 0,33 Tiere gezählt.

Auf den Laubpaketen dominierten an der permanenten Stelle Vertreter der Ephemeroptera, dicht gefolgt von denen der Gammariden. Auf Holz bildeten die Ephemeropteren ebenfalls den Großteil der Arten, allerdings hier gefolgt von den Trichopteren. An der temporären Stelle wurden hauptsächlich Vertreter der Lumbricidae (55,5 %) gefunden. An der trockenen Stelle wurden ausschließlich terrestrische Arten identifiziert, wobei Vertreter der Araneida und der Collembola dominierten.

Diskussion

Es zeigte sich kein Unterschied der Dekompositionsraten zwischen der trockenen und der temporären Probestelle, was den Erwartungen widerspricht. Eventuell glichen hier andere Einflüsse wie Wind und Regen den Zersetzungsprozess aus. Diese Faktoren waren an den beiden Stellen eventuell auch für den schnelleren Gewichtsverlust der weitmaschigen Proben verantwortlich. Die geringe Invertebratendichte legt diesen Schluss nah.

An der permanenten Probestelle fand sich die höchste Dichte limnischer Invertebraten auf Blattpaketen, an der trockenen Stelle die höchste Dichte terrestrischer Fauna. Wie bereits Untersuchungen von Meyer et al. (2000) zeigten, geht mit dem Grad der Austrocknung die Individuendichte und Taxazahl limnischer Fauna zurück. Auf den Blattpaketen an der temporären Stelle befanden sich jedoch nur wenige Individuen. Scheinbar waren hier im Untersuchungszeitraum die Frequenz und

Dauer der Trockenperioden zu hoch bzw. lang für eine Besiedlung durch terrestrische Fauna und die Frequenz und Dauer der Nassphasen zu hoch bzw. zu kurz für eine Wiederbesiedlung des Abschnitts durch limnische Fauna.

Es zeigte sich an allen Stellen ein Einfluss von Makroinvertebraten auf die Zersetzungsraten von Laub. Ein Einfluss auf die Zersetzung von Holz war nur an der permanenten Stelle feststellbar.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Durch die unterschiedlichen hydrologischen Regime kam es im Längsverlauf des Fließgewässers zu einer Veränderung der Abbaugeschwindigkeiten von CPOM und damit zu einem zeitlich und örtlich veränderten Nährstoffhaushalt im Gewässer.

Um den Einfluss von Dauer und Frequenz der Nass- und Trockenphasen auf die Dekompositionsraten von Laub und Holz genauer quantifizieren zu können, sollen Experimente in der Fließgewässerrinne durchgeführt werden.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit in der Abteilung Limnologie (N. Magdalinski). Unser Dank gilt allen, die diese Diplomarbeit in irgendeiner Form unterstützt haben.

Literatur

- Langhans, S. D. & Tockner, K. (2006): The role of timing, duration, and frequency of inundation in controlling leaf litter decomposition in a river-floodplain ecosystem (Tagliamento, northeastern Italy). *Oecologia* 147, S. 501 – 509
- Meyer, A. (2005): The hydrological and faunal variability of a temporary karst stream system. Dissertation WWU Münster.
- Meyer, E.I, Meyer, A & Billen, M. (2000): Fallbeispiel Sauer, ein Karstbach der Paderborner Hochfläche. NUA-Seminarbericht 5, S. 121 – 128.

BOENIGK, J., A. CHATZINOTAS & K. PFANDL: The differential impact of groundwater and surface run-off on eukaryotic microbial diversity in a mountain stream

ILLNER, R. G. & E. I. MEYER: Untersuchungen zur Ichthyofauna an ganzjährig angebundenen Altarmen der Lippe und im Hauptstrom

JÄHNIG, S., A. LORENZ & D. HERING: Wiederverzweigung von Flussabschnitten im Mittelgebirge: Hydromorphologie, Auenvegetation, Uferarthropoden, Makrozoobenthos

MAAßEN, S. & D. BALLA: Einfluss von Ex- und Infiltration auf mikrobielle Aktivitäten und die chemische Zusammensetzung von Fließgewässersedimenten eines Feuchtgebietes

QUICK, I.: Ungesteuerte Hochwasserrückhalteräume – Wiederanbindung ehemaliger Auen an Fließgewässer als nicht-technische Maßnahme des Hochwasserrisikomanagements

The differential impact of groundwater and surface run-off on eukaryotic microbial diversity in a mountain stream

Jens Boenigk¹, Antonis Chatzinotas² & Karin Pfandl¹

¹ Institute for Limnology, Austrian Academy of Sciences, Mondseestr. 9, A-5310 Mondsee, Austria

e-mail: jens.boenigk@oeaw.ac.at, ² UFZ, Helmholtz Centre for Environmental Research, Department of Environmental Microbiology, Permoserstrasse 15, 04318 Leipzig, Germany

Keywords: Stream, Microbial ecology, Protists, Hydrology, Precipitation

Introduction

In contrast to a ‘classical’ ecosystem (cf. O’Neil 2001) the land-water interface comprises strongly connected non-equilibrium systems including aquatic and terrestrial sites. Besides more continual exchange processes along the land-water ecotone and the surface water – groundwater interface (e.g. Brunke & Gonser 1997; Pusch et al. 1998) the exchange of materials and organisms is significantly modified during peak events, e.g. due to flooding and runoff (e.g. Tockner et al. 2000; Cirimo & McDonnell 1997; Eisma 1993).

As different specific microbial communities exist in aquatic and terrestrial environments [cf. Boenigk & Arndt 2002; Ekelund et al. 2001] the majority of the introduced organisms must be assumed to be inferior to the autochthonous organisms. The massive introduction of allochthonous (soil) organisms in stream ecosystems should, however, at least during peak events significantly affect and modify microbial community composition – and thus allow for estimating the hydrological pathway based on community pattern as inferred by 18S rRNA gene targeting molecular screening approaches such as the terminal restriction fragment length polymorphism (T-RFLP) analysis.

The objective of this study was to investigate the indicative value of T-RFLP pattern for assessing the differential impact of surface-runoff and subsurface (groundwater-fed) springs on a mountain stream. We hypothesize that (i) microbial eukaryotic communities originating from lakes and soils mix in streams, and specifically, that (ii) precipitation-related shifts in hydrological pathways cause a pulsed invasion of allochthonous organisms (and thus the detection of additional T-RF’s).

Material and methods

The sampling area consists of the lakes Fuschlsee and Mondsee and the connecting stream, i.e., the Fuschler Ache (see Fig. 1). The Fuschler Ache has a length of 21.86 km and flow time from Lake Fuschlsee (664 m asl) to Lake Mondsee (500 m asl) is around 6 to 7 h. Mean discharge of the Fuschler Ache is around 4.4 m³/s but fluctuates between < 1 and > 40 m³/s. Water samples were taken at the outflow of Lake Fuschlsee, the inflow at Lake Mondsee and at nine sampling points along the Fuschler Ache (see Fig. 1) following a Lagrangian sampling strategy. In addition, the largest contributory stream, i.e., the Plainfelder Bach, was sampled. Samples were taken in 2004 and 2005 both during sunny, dry weather (10.08.2004 & 29.07.2005) and during rainy weather

(26.08.2004 & 08.08.2005; see figure 1). Samples for the fair weather conditions were taken after a continuous period of at least 72 h of sunny and dry weather. The precipitation conditions were sampled immediately after a heavy shower following a 48h rainy period (at least 40 mm of precipitation).

Precipitation and temperature data during the sampling period are shown based on the climate record for Salzburg by the Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (Fig. 1). Soil samples were taken from grassland near Thalgau during the sunny conditions in 2004. Soils in the sampling area were dominated by clay and silt, and were characterised by a pH (in 0.01 M CaCl₂) between 6.8 and 7.1, a carbonate content between 7 and 10%, a conductivity (in aqua dest) of around 100 µS/cm and a water content between 20 and 25 %. Conductivity, pH, temperature, and oxygen saturation of the water samples were measured in the field using a Multiline P4 SET measuring probe (WTW). Turbidity was measured using a Turbiquant 1000 nephelometer (Merck) and water samples were taken and stored deep-frozen (-20°C) for subsequent analysis of total phosphate concentration in the laboratory (following DIN EN 1189-D11). For the description of microbial eukaryotic community dynamics 100 ml of sample water were filtered onto a 0.2 µm polycarbonate filters. These were used for PCR amplification and subsequent T-RF analysis using the forward primer EK-82f GAAACTGCGAATGGCTC and the reverse primer TGTACACACCGCCCGTC.

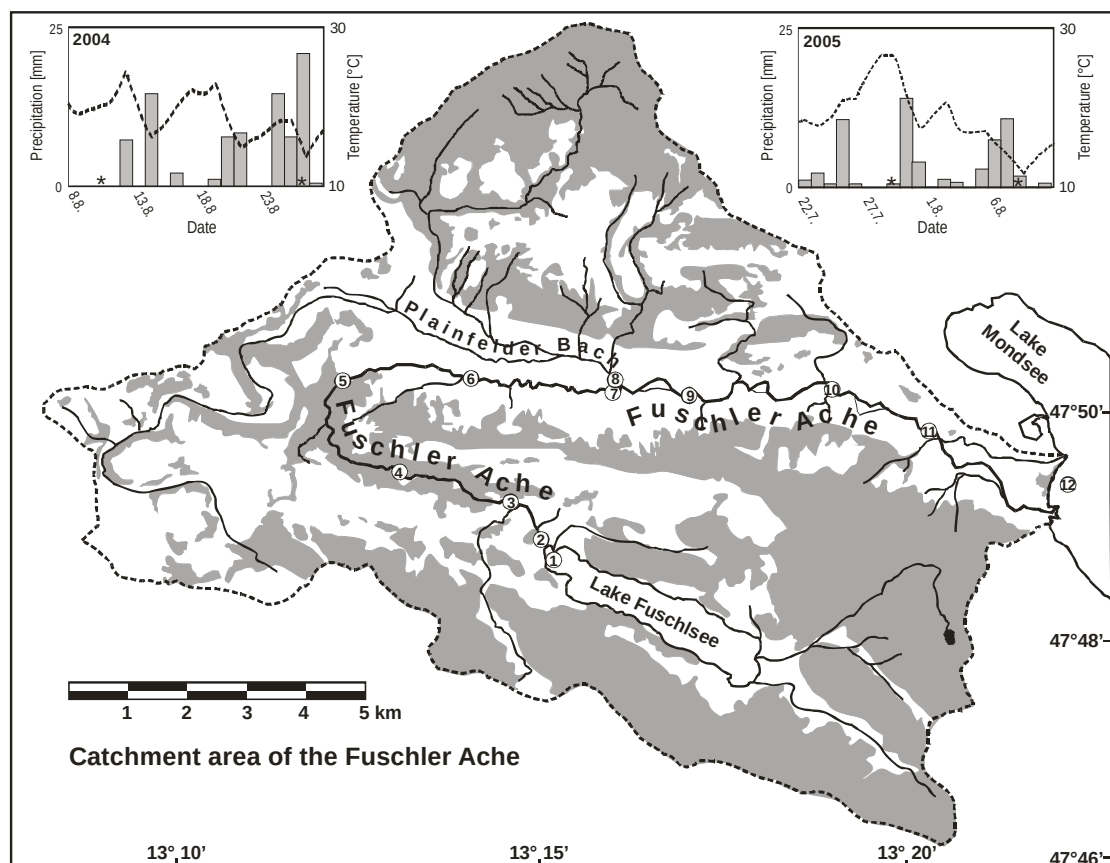


Fig. 1: Catchment area of the Fuschler Ache and weather conditions during the sampling period. Precipitation (bars) and daily mean temperature (dotted line) during the sampling period are redrawn from the climate data for Salzburg (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik). Sampling sites along the Fuschler Ache are shown. Woodland (gray) and grassland (white) are indicated.

Results

Roughly one third of the water discharged to Lake Mondsee by the Fuschler Ache originates from Lake Fuschlsee whereas two thirds are contributed from terrestrial sites by several small groundwater-fed streams (unpubl. data). The Plainfelder Bach, as the largest of these streams contributes roughly 40% of this remaining water (i.e., 25% of the total water discharge). pH did hardly change along the Fuschler Ache and was generally between pH 8.0 and pH 8.6. In contrast, temperature and conductivity were correlated with the catchment area indicating terrestrial water supply (i.e., groundwater and surface run-off): Temperature generally decreased along the Fuschler Ache and conductivity generally increased along the Fuschler Ache both with and without precipitation. During precipitation we observed a steady increase of conductivity from $300 \mu\text{S cm}^{-1}$ at the outflow of Lake Fuschlsee to $370 \mu\text{S cm}^{-1}$ at sampling point 11. Fair weather conditions resulted in a relatively high conductivity of the Plainfelder Bach, subsequently increasing the conductivity in the Fuschler Ache abruptly after the confluence to around $400 \mu\text{S cm}^{-1}$ and further to $450 \mu\text{S cm}^{-1}$ at sampling point 11 (Fig. 2). The decrease in temperature as well as the increase in conductivity indicates a decreasing significance of lake water in the water composition of the Fuschler Ache.

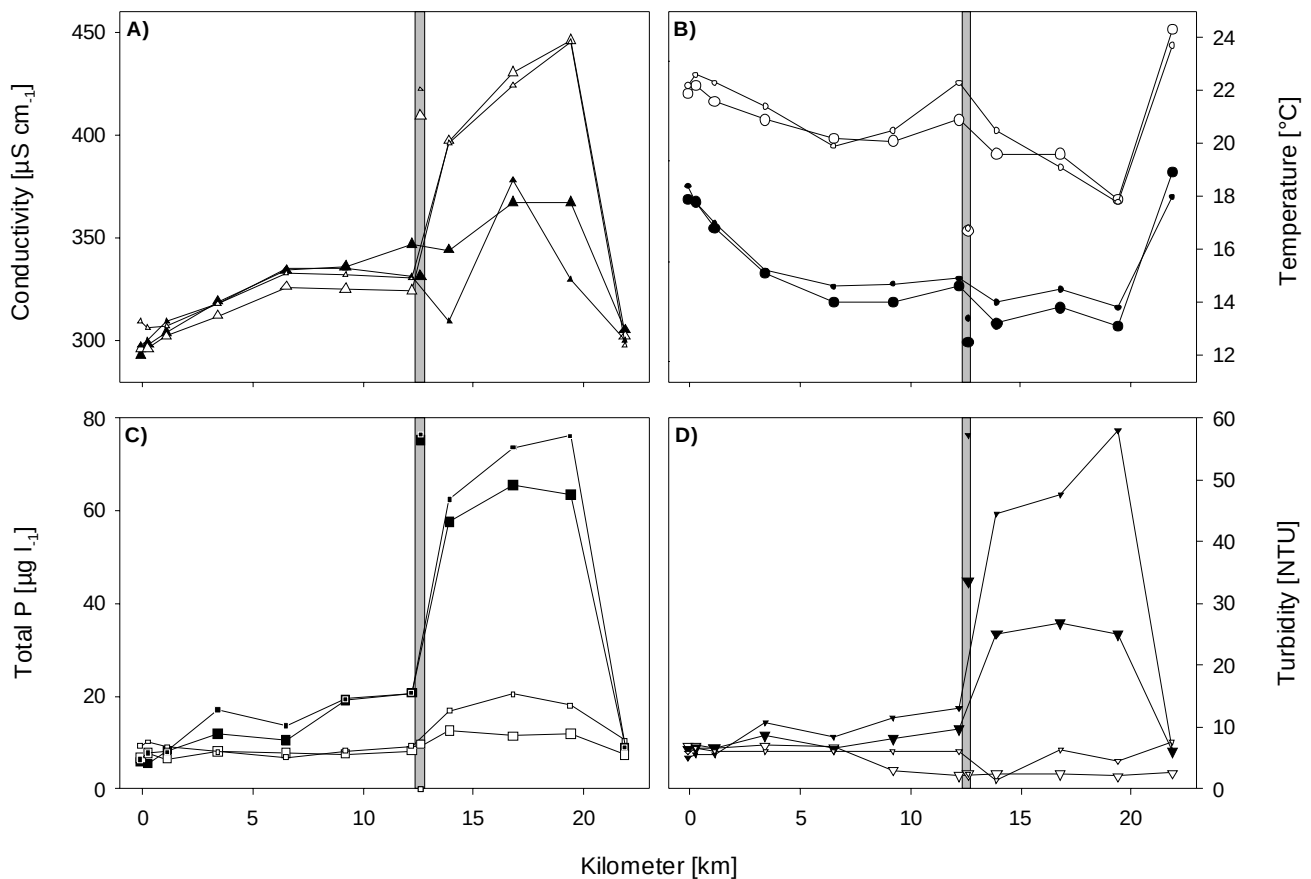


Fig. 2: Abiotic and biotic sum parameters along the Fuschler Ache. The largest contributory, i.e., the Plainfelder Bach, is included as single dots in the gray shaded area. White dots represent fair weather conditions, black dots represent precipitation conditions, small dots represent values from the 2004 sampling campaign and large dots from the 2005 sampling campaign. Values for the effluent of the treatment plant are not shown. A) Conductivity (triangles up) and temperature (circles), B) Phosphate (squares) and turbidity (triangles down), C) Bacterial abundance (diamonds), bacteria affiliated with the SOL morphotype (diamonds with crosses) and flagellate abundance (hexagons)

Turbidity was positively correlated with catchment area for rainy conditions (Pearson Product Moment Correlation, $r = 0.976$, $p < 0.001$ and $r = 0.985$, $p < 0.001$ for 2005 and 2004) but negatively or not correlated for sunny conditions (Pearson Product Moment Correlation, $r = -0.789$, $p = 0.007$ and $r = -0.557$, $p = 0.094$ for 2005 and 2004). Phosphate load was correlated with the catchment area both for rainy (Pearson Product Moment Correlation, $r = 0.992$, $p < 0.001$ and $r = 0.992$, $p < 0.001$ for 2005 and 2004) and sunny conditions (Pearson Product Moment Correlation, $r = 0.953$, $p < 0.001$ and $r = 0.916$, $p < 0.001$ in 2005 and 2004). Accordingly, phosphate concentration was positively correlated with turbidity during rainy conditions (Pearson Product Moment Correlation, $r = 0.991$, $p < 0.001$ and $r = 0.995$, $p < 0.001$ for 2005 and 2004) but negatively correlated or uncorrelated during sunny conditions ($r = -0.636$, $p = 0.026$ and $r = -0.358$, $p = 0.254$ for 2005 and 2004).

After precipitation, the relative contribution of phosphate increased with catchment area of the Fuschler Ache (Pearson Product Moment Correlation, $r = 0.990$, $p < 0.001$ and $r = 0.981$, $p < 0.001$ for 2005 and 2004). The Plainfelder Bach, i.e., the largest contributory exclusively fed by springs,

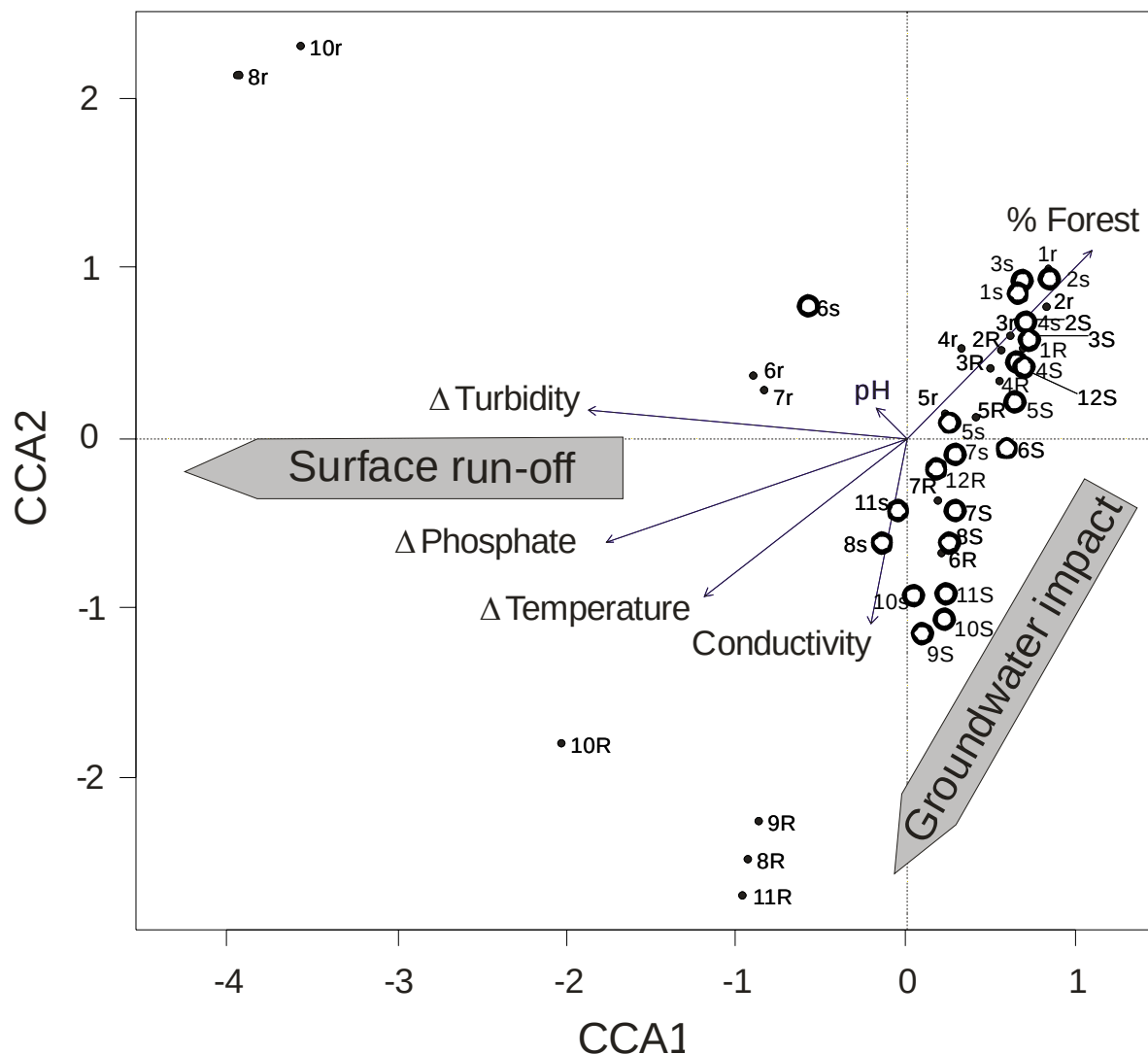


Figure 3. Multivariate analysis (CCA) of community pattern based on T-RFLP pattern: Selected environmental factors are shown. Samples during fair weather conditions are shown by white dots and during precipitation by black dots. The numbers indicate the sampling sites and the letters the weather condition and the year, i.e., r: rainy conditions in 2004; R: rainy conditions in 2005; s: sunny conditions in 2004; S: sunny conditions in 2005.

had a phosphate to conductivity ratio of 0.024 during fair weather conditions which increased ten-fold to a ratio of 0.23 – 0.25 during precipitation, which is similar to that of a wastewater treatment plant (0.19 – 0.35; data points not shown).

In contrast to the fair weather conditions, during rainy conditions surface run-off became a dominating factor affecting the water chemistry of the stream. The phosphate concentration in the main contributory stream (Plainfelder Bach) was roughly ten times higher during precipitation as compared to fair weather conditions. The phosphate concentration of the effluent of the treatment plant was only 3-4 times higher as that of the contributory stream. In concert with the high water discharge of the contributory stream during and after precipitation and considering the low discharge of the treatment plant, diffuse entry of phosphate due to surface runoff is certainly the dominant factor during precipitation.

The correspondence analysis shows the development of the community profiles associated with different sampling years and locations. Sample 1-4 group together irrespective of the weather conditions and the year, whereas two tendencies could be observed for the downstream samples: a general clustering of the later samples together with the soil sample communities and a stronger divergence along the first axis of the communities exposed to precipitation on the second half of the Fuschler Ache. Using the environmental variables described above in a CCA (Fig. 3), 56% of the variation was explained by the first and second axes (32 and 24%, respectively). Most of the variation in the CCA was explained by three dominating environmental factors, i.e., turbidity, phosphate and conductivity: In general, turbidity and phosphate concentration were strongly correlated with the first axis whereas in particular conductivity is strongly correlated with the second axis (Fig. 3).

The T-RFLP patterns of downstream samples became increasingly similar to that of soil samples. The parallel and rather continuous shifts in T-RFLP patterns and water chemistry indicate that hydrological pathways are largely responsible for shifts in the observed T-RFLP pattern (and for eukaryotic microbial community composition). The general correlation of physicochemical factors and T-RFLP pattern with the catchment area rather than one or several distinct and sudden changes indicates the significance of non-point sources.

Acknowledgements

We thank the Austrian Science Fund (project 18767) for financial support.

Literature

- Boenigk J, Arndt H (2002) Bacterivory by heterotrophic flagellates: community structure and feeding strategies. *Antonie Van Leeuwenhoek Int J Gen Mol Microbiol* 81:465-480.
- Brunke M, Gonser T (1997) The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwaters. *Freshw Biol* 37:1-33.
- Cirino CP, McDonnell JJ (1997) Linking the hydrologic and biogeochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate-forested catchments: a review. *J Hydrol* 199:88-120.
- Eisma D (1993) *Suspended sediment in the aquatic environment*. Springer, Berlin.
- Ekelund F, Ronn R, Griffiths BS (2001) Quantitative estimation of flagellate community structure and diversity in soil samples. *Protist* 152:301-314.
- O'Neil RV (2001) Is it time to bury the ecosystem concept? (with full military honours, of course!) *Ecology* 82:3275-3284.
- Pusch M, Fiebig D, Brettar I, Eisenmann H, Ellis BK, Kaplan LA, Lock MA, Naegeli MW, Traunspurger W (1998) The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters. *Freshw Biol* 40:453-495.
- Tockner K, Malard F, Ward JV (2000) An extension of the flood pulse concept. *Hydrol Proc* 14:2861-2883.

Untersuchungen zur Ichthyofauna an ganzjährig angebundenen Altarmen der Lippe und im Hauptstrom

Robin G. Illner & Elisabeth I. Meyer

Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster; illner.robin@helimail.de, meyer@uni-muenster.de

Keywords: Ichthyofauna, Altarme, Renaturierung, Laichhabitate

Einleitung

Vor dem Hintergrund, gefährdete Fischarten zu schützen, kommt der Wiederherstellung von geeigneten Reproduktionshabitaten und Retentionsräumen von Fischen eine tragende Rolle zu. Die Artenzusammensetzung und der Bestand einer Fischzönose werden durch den Reproduktionserfolg einzelner Arten bestimmt (STAAS 1991). Eine erfolgreiche Reproduktion ist unter anderem von einem qualitativen und quantitativen Vorhandensein von geeigneten Laich-, Jungfisch- und Nahrungshabitaten abhängig, dabei spielen Eutrophierungsgrad, Flora, Bodensubstrat, Gewässerstrukturen, Tiefe, sowie physikalische und chemische Parameter sind für den Reproduktionserfolg eine entscheidende Rolle. Die Erkenntnisse über Verteilungsmuster von Fischlarven, juvenilen und adulten Fischen erleichtern eine Bewertung des Reproduktionserfolges und ermöglichen es, Prognosen über die zukünftige Entwicklung einer Fischartengemeinschaft zu erstellen (NIEPAGENKEMPER 2003).

In diesem Kontext ist die vorliegende Studie zu sehen. Im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen wurden entlang der Lippe in NRW viele einst anthropogen abgetrennte Altarme erneut an den Strom angebunden. Eine Beurteilung über die ökologische Wertigkeit von Altarmen ist für den Fischartenschutz von großer Bedeutung. Ob Fische aktive Wanderungen zur Reproduktion in diese Habitate durchführen oder diese als Jungfischstube nutzen, war bislang im Bereich der mittleren Lippe weitgehend ungeklärt. Es existieren lediglich einige Gutachten zum allgemeinen Fischartenspektrum und Wanderverhalten an Fischpässen (SPÄH 2005). Im Rahmen dieser Studie wurden folgenden Fragestellungen nachgegangen, welche für die Bewertung des ökologischen Potenzials der Altarme wichtig waren:

- Aus welchen Arten setzt sich die Fischzönose zusammen?
- Wie ist die Verteilung in Bezug auf die Strömungspräferenzen?
- Wie ist die Interaktion zwischen Strom und Altarmen?
- Werden die Altarme als Reproduktionshabitat genutzt?
- Haben gefährdete Arten in den Altarmen Refugialräume gefunden?

Es war bei dieser Arbeit essenziell Fischlarven nachzuweisen, da aufgrund der eingeschränkten Schwimmfähigkeit ein direkter Bezug zum Schlupfort hergestellt werden konnte. Während der Untersuchungsphase wurden über 5465 Fische, davon 4561 Larven und Jungfische, bestimmt und die Ergebnisse ausgewertet.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Untersuchungsmethoden

Zwischen März und September 2006 wurden, in monatlichen Intervallen, qualitative und quantitative Fischbestandserhebungen durchgeführt. Untersucht wurden drei dauerhaft mit dem Hauptstrom in Verbindung stehende Altarme und der Hauptstrom selbst, in dem zwei unmittelbar an die Altarme (oberhalb und unterhalb) grenzende Untersuchungsstrecken, die als Referenz dienten, beprobt wurden (Abb. 1). Jede Untersuchungsstrecke hatte eine Länge von je 200 Metern. Die Tiefe der Altarme variierte zwischen 50 cm und 250 cm. Der Hauptstrom ist durch ein stark ausgeprägtes Trapezprofil gekennzeichnet.

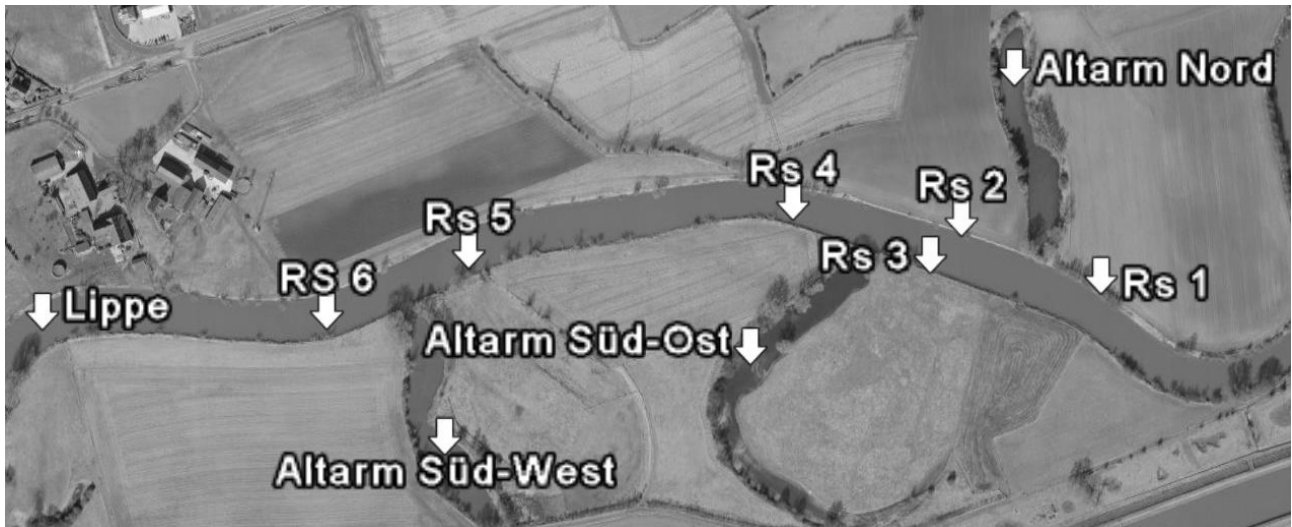


Abb. 1: Untersuchungsgebiet bei Werne Stockum (NRW)

(RS = Referenzstrecke)

Die Elektrofischungen erfolgten vom Boot aus. Die adulten Fische wurden mit der klassischen Methode des Elektrofischens nachgewiesen. Zug- und Schleppnetze konnten aufgrund der geringen Wassertiefe und der dichten Pflanzenstrukturen nicht eingesetzt werden. Zum Elektrofischfang wurden ein mobiles, akkubetriebenes Handgerät (DEKA 3000 Lord) und ein stationäres, aggregatbetriebenes Fischereigerät (DEKA 7000) eingesetzt. Für den Fang der 0+ Fische wurde die Methode des Point Abundance Sampling gewählt. Die Methode funktioniert ähnlich wie das klassische Elektrofischen. Ein Unterschied liegt im Durchmesser der Ringanode (Pluspol), welcher mit einem Durchmesser von zwölf Zentimetern gewählt wurde. Bei einem kleineren gewählten Anodendurchmesser wird ein lokal stärkeres Stromfeld aufgebaut, um Fische mit einer kleineren Körperoberfläche betäuben zu können. In Abständen von je zehn Metern wurden Punktmonitorings durchgeführt.

Die gefangenen Larven und juvenilen Fische wurden in Formaldehyd konserviert. Die Tiere wurden vermessen und bis auf die Art bestimmt. Für die Bestimmung der Fischlarven und juvenilen Fische wurden die Schlüssel von BALON (1956), MOOIJ (1989), SPINDLER (1988) und STAAS (unveröffentlicht) verwendet. Die Angaben über die Morphologie und Anzahl von Flossenstrahlen wurden von GERSTMIEIER & ROMIG (1998) übernommen. Die Einteilung der Larvenfänge erfolgte nach Strömungspräferenz (SCHIEMER & WAIDBACHER 1992) und Laichsubstratpräferenz (BALON 1975). Zur Messung von physikalischen Parameter wurden Geräte des Typs WTW pH 90 und WTW LF 92 eingesetzt, sowie die Winkler-Methode zur Sauerstoffmessung.

Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt konnten während des Untersuchungszeitraumes 5465 Fische nachgewiesen werden (Tab. 1). Während in den Altarmen „Süd-West“ und „Süd-Ost“ hohe Abundanzen von larvalen und juve-

nilen Fischen nachgewiesen werden konnten (1547 bzw. 2153 Ind., vgl. Tab. 1), gelang in der Lippe nur der Nachweis von 907 Individuen. Die größte Anzahl der in der Lippe nachgewiesenen Fische waren Rotaugen, welche als hochgradig eurytop gelten. Hier zeigt sich, dass die Lippe aufgrund ihres stark ausgeprägten Trapezprofils mit Blocksteinschüttung kein geeignetes Habitat für eine erfolgreiche Reproduktion von Fischen darstellt. Im Altarm „Nord“ sind die schlechten Fangergebnisse auf die dichte Bedeckung der Oberfläche, durch die gelbe Teichrose, zu begründen. Point Abundance Sampling konnte im Altarm „Nord“ nicht erfolgreich eingesetzt werden (Tab. 1).

Tab. 1: Gesamtzahlen der nachgewiesenen Fische im Untersuchungsgebiet im Zeitraum März bis September 2006. P.A.S. = Point Abundance Sampling.

Altersstadium	Gesamt	Altarm „Süd-West“	Altarm „Süd-Ost“	Altarm „Nord“	Lippe
Adulte	704	235	209	26	234
0+	2982	1131	1163	154	534
0+ P.A.S.	1779	416	990	0	373
Gesamt	5465	1782	2362	180	1141

Tab. 2: Gesamtzahlen der nachgewiesenen 0+ und juvenilen Fische im Untersuchungsgebiet im Zeitraum März bis September 2006.

Art	Gesamt	Altarm „Süd-West“	Altarm „Süd-Ost“	Altarm „Nord“	Lippe
Barbe	1	0	0	0	1
Blaubandbärbling	2	0	2	0	0
Döbel	52	12	36	0	4
Gründling	339	141	0	0	198
Hecht	90	0	2	88	0
Karpfen	173	167	0	0	6
Rotaugen	2854	699	1468	25	662
Rotfeder	150	0	121	3	26
Schleie	325	221	95	0	9
Sonnenbarsch	10	10	0	0	0
Ukelei	565	295	231	38	1
Gesamt	4561	1545	1955	154	907

Die angetroffene Fischartengemeinschaft (Tab. 2) ist stark durch die Strömung geprägt (STAAS 1997). So wurden im Hauptstrom typische Arten des Meta- und Epipotamal nachgewiesen. Diese Arten zeigen rheophile Strömungspräferenzen und bevorzugen sandige und kiesige Laichsubstrate (Bachschmerlen, Barben) (GERSTMEIER & ROMIG 1998). Zwischen den Kanalbausteinen, mit denen das Lippeufer befestigt wurde, konnten Bachschmerlen nachgewiesen werden. Bachschmerlen haben offensichtlich in der Blocksteinschüttung einen Ersatzlebensraum gefunden.

Im Gegensatz dazu werden die Altarme vornehmlich von eurytopen und limnophilen Arten besiedelt. Die häufigsten Fische waren Rotaugen mit insgesamt 2854 larvalen und juvenilen Individuen. Es zeigte sich weiterhin, dass über 90 % der juvenilen Schleien und Karpfen in Polstern von Fadenalgen nachgewiesen wurden und diese Arten anscheinend obligatorisch an dieses Laichsubstrat gebunden sind. Bei den Ende September 2006 gefangenen Karpfen mit einer absoluten Länge von ca. 18 cm ist davon auszugehen, dass sie den Winter überleben werden. Juvenile Hechte wurden ausnahmslos in dichten Beständen der gelben Teichrose nachgewiesen. Die Größenunterschiede der Hechte variierten in der juvenilen Wachstumsphase bis zu 100 %. Aufgrund der Morphologie der Altarme finden Neozoen, wie Sonnenbarsche und Blaubandbärblinge, begünstigte Bedingungen vor. Blaubandbärblinge sind in der Lage, sich bis zu 60mal pro Jahr erfolgreich zu reproduzieren (HARTMANN 2003). Es ist wahrscheinlich, dass der Bestand dieses Neozoos in den nächsten Jahren exponentiell zunehmen wird. In den Altarmen wurde eine große Anzahl von Aalen mit einer absoluten Länge ab 60 cm vorgefunden. Mit ihrer piscivoren Ernährungsweise nehmen sie die Rolle des Top-Prädators ein. Adulte Hechte konnten während der Untersuchung nur zur Laichperiode im März und April nachgewiesen werden. Barsche wurden vornehmlich im Altarm „Süd-Ost“ gefangen. Der Bestand kann als verbuttert eingestuft werden. Untersuchungen ergaben, dass die Milchneer bereits ab einer Länge von 6 cm fertil waren.

Schlussfolgerungen

Während der Untersuchung hat sich deutlich heraus kristallisiert, dass das Trapezprofil der Lippe keinen idealen Lebensraum für die Entwicklung einer großen Artendiversität darstellt. Jedoch haben Fischarten wie die Bachschmerle im anthropogen überformten Uferbereich der Lippe einen Ersatzlebensraum gefunden. In wie weit sich die Artendiversität der rheophilen Fische weiter verändern wird, hängt von der Modellierung des Flusslaufes ab. Bei einer Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit im Jahresdurchschnitt wird die zurzeit tendenzielle Entwicklung zum Metapotamal zugunsten einer Entwicklung zum Epipotamal verschoben werden. Überschwemmungsflächen sind in diesem Gebiet nicht in ausreichender Form vorhanden. Solche Flächen würden die erfolgreiche Reproduktion von Hechten fördern.

Aus den Fangergebnissen kann geschlossen werden, dass die Altarme Ersatz-Biotope für die fehlende intakte Aue in diesem Lippeabschnitt darstellen. Sie werden regelmäßig von Fischen der verschiedensten Altersstadien und Arten aufgesucht, dienen als Refugialraum, als Laichstätte, als Jungfischhabitat sowie Ruhestätte der Adulten. Ähnlich wie bei einer Lockströmung an Fischpässen, scheint die Größe des Durchlasses vom Hauptstrom in die Altarme entscheidend für deren Besiedlung zu sein. Kleinere Durchlässe werden wahrscheinlich schlechter von Fischen lokalisiert als größere.

Werden weitere Altarme an den Hauptstrom angebunden, ist davon auszugehen, dass sich in diesen eine Fischzönose mit vorwiegend limnophilen Strömungspräferenz entwickeln wird. Von besonderer Wichtigkeit ist eine hohe Diversität von Wasserpflanzen, da einige Fischarten bei der Reproduktion obligatorisch an spezielle Pflanzen gebunden sind. Hierzu zählen vor allem Karpfen, Schleien und Hechte.

Die Entwicklung der Lippe unterliegt insgesamt einem positiven Trend. Die Artendiversität ist mit 19 nachgewiesenen Arten im gesamten Untersuchungsgebiet sehr hoch. Die Typisierung nach Habitatspräferenzen zeigt, dass der überwiegende Teil der Fische aus wenig spezialisierten lithophilen und phyto-lithophilen Arten bestand. Es hat sich gezeigt, dass die Altarme hoch sensible und wertvolle Bereiche im Längsverlauf der Lippe darstellen, die in ihrem jetzigen Zustand unbedingt erhalten und geschützt werden sollten.

Danksagung

Unser Dank gilt dem Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V., hier insbesondere den Herren Dr. Marc Schmidt, Dr. Olaf Niepagenkemper und Dr. Michael Möhlenkamp für die Ausleihe der Elektrofischereigeräte und fachlichen Rat.

Literatur

- Balon, E. K. (1956): Laichen und postembryonale Entwicklung der Plötzen (tschechisch mit deutscher Zusammenfassung). *Biologické Práce* 16: 63-88.
- Balon, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 821-864.
- Gerstmeier, R. & Romig, T. (1998): Die Süßwasserfische Europas. Kosmos Verlag, Stuttgart. 367 S.
- Hartmann, U. (2003): Steinbachs Naturführer Süßwasserfische. Eugen Ulmer Verlag. 287 S.
- Mooij, W. M. (1989): A key to the identification of larval bream, *Abramis brama*, white bream, *Blicca bjoekna* and roach, *Rutilus rutilus*. *Journal of Fish Biology* 34: 111-118.
- Niepagenkemper, O. (2003): Untersuchungen zur Fischfauna im Dortmund-Ems-Kanal. Bitter und Loose, 120 S.
- Schiemer, F. & Waidbacher, H. (1992): Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In: Boon, P.J., Calow, P. & Petts, G.E. (eds.). *River conservation and management*. John Wiley & Sons Ltd.: 363-382.
- Späh, H. (2005): Fischaufstiegskontrollen am Fischaufstieg Lünen Buddenburg, Abschlußbericht, Lippe Verband Essen.
- Spindler, T. (1988): Bestimmung der mitteleuropäischen Cyprinidenlarven. *Österreichs Fischerei* 41: 75-79.
- Staas, S. (o.J.): Anleitung zur Bestimmung von 0+ Jungfischen aus dem Rhein. Unveröffentlichtes Manuskript: 14 Seiten.
- Staas, S. (1991): Das Jungfischauftkommen in Baggerseen mit Anbindung an den Rheinstrom. *Natur und Landschaft* 66: 164-165.
- Staas, S. (1997): Das Jungfischauftkommen im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern unter Berücksichtigung der Uferstrukturen am Strom. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung NRW (Hrsg.): LÖBF-Schriftenreihe Band 12: 1-114.

Wiederverzweigung von Flussabschnitten im Mittelgebirge: Hydromorphologie, Auenvegetation, Uferarthropoden, Makrozoobenthos

Sonja Jähnig¹, Armin Lorenz² & Daniel Hering³

^{1,2,3} Universität Duisburg-Essen, FB Biologie & Geographie, Abteilung Angewandte Zoologie / Hydrobiologie, 45117 Essen; sonja.jaehnig@uni-due.de, armin.lorenz@uni-due.de, daniel.hering@uni-due.de

Keywords: Renaturierung, Diversität, Habitatvielfalt

Einleitung

Renaturierungsmaßnahmen an Flüssen umfassen häufig die Entfernung der Ufer- und Sohlbefestigung sowie den Wiederanschluss des Gewässers an seine Aue. Sie dienen der Strukturverbesserung und dem Hochwasserschutz und zielen auf die Verbesserung des ökologischen Zustandes ab. Die häufig lange Vorlaufzeit und Planung der Maßnahmen steht im Gegensatz zu selten durchgeführten Erfolgskontrollen und/oder Monitoring nach der Maßnahmenausführung. Große Renaturierungsmaßnahmen, bei denen die potentiell natürliche Lauform wiederhergestellt wird, bewirken auch jeweils eine Veränderung auf der Habitatebene – ob diese Veränderung aber auch Auswirkungen auf die Besiedlung durch Organismen zeigt, wird zwar angenommen ist aber bis jetzt unklar.

Ziel der durchgeführten Untersuchung war es, unverzweigte und verzweigte Flussabschnitte im Mittelgebirge hinsichtlich ihrer hydromorphologischen Ausprägungen sowie der Besiedlung verschiedener Organismengruppen zu vergleichen und die folgenden Fragen zu beantworten:

- Welche Veränderungen hinsichtlich der Hydromorphologie, der aquatischen und uferbezogenen Lebensgemeinschaften treten in Folge von Wiederverzweigungen auf?
- Welche Parameter und Organismengruppen reagieren am stärksten?
- Welche Bedeutung hat der (hydro-)morphologische Zustand auf die Lebensgemeinschaften?
- Ändert sich der ökologische Zustand der wiederverzweigten Abschnitte im Vergleich zu den unverzweigten Abschnitten?

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

An sieben Probestellen der Mittelgebirgsflüsse Lahn, Eder, Orke, Nims und Bröl wurden im Frühjahr und Sommer 2004 und 2005 Untersuchungen der Hydromorphologie und des Makrozoobenthos durchgeführt. Die Flüsse sind den silikatisch, fein- bis grobmaterialreichen Mittelgebirgsflüssen zuzuordnen (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2004). Jede Probestelle umfasste einen renaturierten oder naturnahen, verzweigten Flussabschnitt und einen begradigten, unverzweigten Vergleichsabschnitt. An den verzweigten Flussabschnitten war durch die naturräumliche Situation

oder durch Renaturierungsmaßnahmen die laterale Ausdehnung der Flüsse in die Aue und die Entwicklung von verzweigten Flussverläufen möglich. Die Probestellen sind in Bezug auf Abfluss, großräumige Landnutzung und Wasserbeschaffenheit vergleichbar (Details siehe Jähnig *et al.* 2007).

Probennahme

Die Untersuchungen umfassten die folgenden Schritte:

- Hydromorphologische Aufnahme der für die drei Organismengruppen (Makrozoobenthos, Uferarthropoden und Auenvegetation) verfügbaren Habitate auf zwei Skalen: Mesohabitate (Flussbereiche in Fluss und Auen) und Mikrohabitate (Substrate) der Gewässersohle (Details in Jähnig *et al.* 2007).
- Habitatspezifische Beprobung im Bereich der Mesohabitate (Auenvegetation und Uferarthropoden) bzw. im Bereich der aquatischen Mikrohabitate (Makrozoobenthos).

Auswertung

Für die Auswertung wurden die habitatspezifischen Taxalisten zu Gesamt-Abschnittslisten verrechnet, d.h. gemäß den Habitatanteilen multipliziert und dann addiert. Die Habitatanteile ergaben sich aus der Länge der Vegetationseinheiten (Auenvegetation), der Länge der entsprechenden Flussbereiche (Uferarthropoden) und dem Anteil der Mikrohabitate (Makrozoobenthos).

Die Auswertung erfolgte in zwei Schritten: Jeweils alle verzweigten und unverzweigten Abschnitte wurden hinsichtlich einer Auswahl von einfachen, direkten Parametern miteinander verglichen, z.B. Anzahl der Mesohabitate, Anzahl der Mikrohabitate, Anzahl Arten, Anzahl von Gattungen / Vegetationseinheiten / Anteil ripicoler Arthropoden, und Shannon-Wiener-Diversität. Zusätzlich wurden die quantitativen Listen einer Clusteranalyse unterzogen, getrennt nach Organismengruppen (Ergebnisse in Hering *et al.* 2007).

Ergebnisse

Nur zwei der drei Organismengruppen (Auenvegetation und Uferarthropoden) zeigen eine Reaktion auf die veränderten Habitatbedingungen (Tabelle 1, nächste Seite).

Der Shannon-Wiener-Index ist in den verzweigten Abschnitten für alle Organismengruppen erhöht, allerdings nicht signifikant (Abbildung 1).

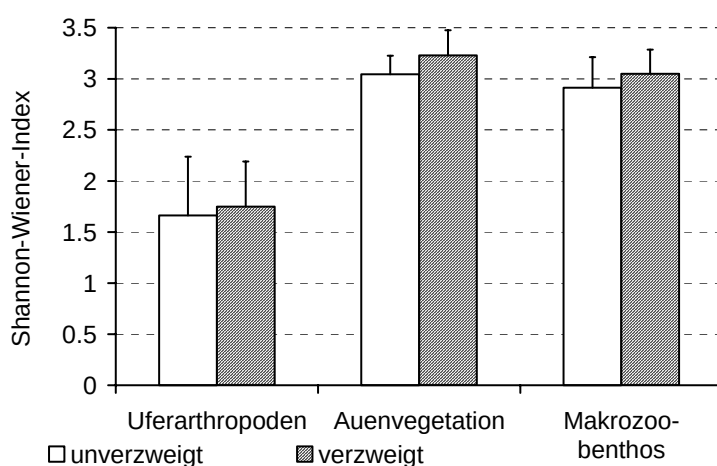


Abbildung 1: Mittlerer Shannon-Wiener-Index (n=7) der Organismengruppen in unverzweigten und verzweigten Flussabschnitten.

Tabelle 1: Vergleich hydromorphologischer und biologischer Parameter der unverzweigten und verzweigten Flussabschnitte. * = U-Test signifikant $p < 0,05$.

Anzahl / Anteil	Median		Minimum		Maximum	
	Unverzweigt	Verzweigt	Unverzweigt	Verzweigt	Unverzweigt	Verzweigt
Mesohabitate (Flussbereiche)*	3	9	2	8	7	12
Mikrohabitate (Substrate)	10	10	8	10	11	11
Vegetationseinheiten *	4	6	2	5	6	7
Auenvegetation_Arten *	80	125	60	73	101	173
Auenvegetation_Gattungen *	62	86	47	59	71	115
Auenvegetation_Familien *	28	35	25	32	35	41
Uferarthropoden_Arten	5	12	2	9	17	15
Uferarthropoden_Gattungen	4	7	2	6	10	8
Ripicole Arthropoden (%) *	29	75	7	67	51	95
Makrozoobenthos_Arten	91	96	77	79	111	111
Makrozoobenthos_Gattungen	68	69	57	60	83	83
Makrozoobenthos_Familien	44	46	40	42	53	53

Diskussion

Die Clusteranalysen (Abbildung nicht gezeigt) legen unterschiedliche Parameter nahe, die die Lebensgemeinschaften strukturieren: für die Vegetation scheint die „Gerinneform“ (unverzweigt oder verzweigt) die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften zu bestimmen. Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos scheint vor allem von den Parametern „Probestelle“ und „vergangene Zeit seit der Wiederverzweigung“ beeinflusst zu sein. Die Parameter „Probestelle“ and „Gerinneform“ beeinflussen die Zusammensetzung der Uferarthropoden-Gemeinschaften.

Ein Gradient hinsichtlich der Stärke der Auswirkungen ist erkennbar, d.h. die Auenvegetation zeigt deutlichere Unterschiede als die Uferarthropoden-Gemeinschaft, und diese stärkere Unterschiede als das Makrozoobenthos. Die Ergebnisse spiegeln somit die Habitatzusammensetzung wieder. Die Anzahl der Mesohabitate ist erhöht, die Anzahl der Mikrohabitate hingegen gleich (Jähnig *et al.* 2007) und die Veränderungen der Organismengruppen scheinen eine Funktion dieser Veränderungen zu sein:

- Für die Auenvegetation wurden eine Reihe neuer Habitate geschaffen, die durch feiner abgestufte Umweltgradienten und größere Flächen das Vorkommen von mehr Arten und mehr Vegetationseinheiten ermöglichen.
- Für die Uferarthropoden-Gemeinschaften zeigt sich ähnlich: während auf bewachsenen Flächen keine Unterschiede bei Artenzahlen etc. auftauchen, sind erhebliche Unterschiede auf neu entstandenen Schotterflächen nachweisbar – d.h. der Anstieg der Artenzahlen ist auf die Schaffung neuer Habitate zurück zu führen.
- Für das Makrozoobenthos gilt, dass zwar die meisten Habitate in Größe und Häufigkeit zunahmen, aber die Anzahl unverändert blieb – damit blieb die Gesamtartenzahl weitgehend unverändert. In hochwertigen Habitaten allerdings, die von sensiblen Arten genutzt werden, war ein leichter Anstieg zu sehen (nicht signifikant).

Diejenigen Gruppen, die vor allem von der Ökosystemmatrix – wie sie durch die Mesohabitate gebildet wird – abhängen, wurden demnach stärker beeinflusst, als diejenigen Gruppen, die vom Medium (dem Wasser) abhängen.

Andere Gründe für die unterschiedlich starken Reaktionen der Organismengruppen auf die Wiederverzweigungen liegen z.B. in der unterschiedlichen Ausbreitungsfähigkeit der Organismen, der Qualität der Meta-Populationen, aus denen heraus Wiederbesiedlung erfolgt und übergeordnete (abiotische) Faktoren, z.B. Landnutzung oder Isolation der verzweigten Stellen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Unverzweigte und verzweigte Flussabschnitte zeigen Unterschiede in der zeitlichen Abfolge und der Intensität der Veränderungen der Organismengruppen. Verzweigte und unverzweigte Abschnitte sind hydromorphologisch deutlich verschieden. Die Auenvegetation weist an den verzweigten Stellen eine höhere Artenzahl auf; bei der Uferarthropoden-Gemeinschaft ist der höhere Anteil ripicoler Arten am auffälligsten. Die Makrozoobenthos-Gemeinschaft zeigt hingegen wenige Veränderungen.

Morphologisch erfolgt eine deutliche Annäherung an das Leitbild den silikatisch, fein- bis grobmaterialreichen Mittelgebirgsflüssen. Durch die Entstehung einer größeren Mesohabitatvielfalt und die Ermöglichung dynamischer Prozesse (Jähnig, 2007) kann von einer deutlichen Verbesserung der ökologischen Qualität der Flussabschnitte ausgegangen werden.

Die Erkenntnisse aus diesen Studien können genutzt werden um z.B. abgestufte Ziele bei Renaturierungsmaßnahmen zu formulieren oder zur Planung von Monitoring-Programmen verwendet werden, z.B. um zeitlich adäquate Organismengruppen zu beobachten – Vegetation und Uferarthropoden scheinen schneller auf Veränderungen/Verbesserungen der Habitate zu reagieren, als z.B. Makrozoobenthos.

Danksagung

Die Arbeit wurde erstellt im Rahmen eines Promotionsstipendiums der Stiftung der Deutschen Wirtschaft – Studienförderwerk Klaus Murmann. Sie ist Teil des von der EU finanzierten Projektes Euro-limpacs (EC contract no. GOCE-CT-2003-505540 (www.eurolimpacs.ucl.ac.uk)).

Literatur

- Hering, D., Brunzel, S., Gacek, S., Lorenz, A.W. und Jähnig, S.C. (2007): A comparative analysis of restoration effects on hydromorphology, floodplain vegetation, riparian ground beetles and benthic invertebrates in multiple-channel mountain rivers. *In prep.*
- Jähnig, S.C. (2007): Comparison between multiple-channel and single-channel stream sections: Hydromorphology and benthic macroinvertebrates. Dissertation. Universität of Duisburg-Essen. 162 S.
- Jähnig, S.C., Lorenz A. und Hering, D. (2007): Hydromorphological parameters indicating differences between single- and multiple-channel mountain rivers in Germany, in relation to their modification and recovery. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*; in press.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., Calmano W., Wilken R.-D. & Klapper, H. (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.

Einfluss von Ex- und Infiltration auf mikrobielle Aktivitäten und die chemische Zusammensetzung von Fließgewässersedimenten eines Feuchtgebietes

Sebastian Maaßen¹ & Dagmar Balla²

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Institut für Landschaftswasserhaushalt, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, ¹maassen@zalf.de, ²dballa@zalf.de

Keywords: Feuchtgebiet, Sediment, Hydrodynamik, Porenwasser, Enzymaktivitäten, Phosphor-Fractionen

Einleitung

In den Sedimenten von Flachland-Fließgewässern wird ein großer Anteil des Phosphors als organischer P akkumuliert, der beim mikrobiellen Abbau organischer Substanz als anorganischer P freigesetzt werden kann (Newman & Robinson 1999). Es ist bekannt, dass insbesondere in redoxsensitivem, eisendominiertem Milieu die P-Freisetzung stark von der Konzentration der Elektronenakzeptoren wie O₂, NO₃⁻ und SO₄²⁻ beeinflusst wird (D'Angelo & Reddy 1994, Roden & Edmonds 1997). Nordostdeutsche Feuchtgebiete sind gekennzeichnet durch negative Wasserbilanzen und sind somit abhängig von Zuflüssen aus dem Einzugsgebiet über Kanäle. Hier wechseln sich Perioden mit Wasserüberschuss (Exfiltration), Wassermangel (Infiltration) und stagnierenden Bedingungen ab. Aus Änderungen der Fließrichtung zwischen Grund- und Oberflächenwasser können sich Änderungen der Redoxbedingungen im Sediment ergeben. Durch Infiltration von aerobem Oberflächenwassers bedingter Sauerstoffeintrag in das Sediment kann aufgrund der Mineralisierung von organischer Substanz eine verstärkte Freisetzung von SRP (soluble reactive phosphorus) aus dem organischen P-Vorrat zur Folge haben. Ebenso kann in einem eisendominierten Milieu durch Infiltration von aerobem Oberflächenwasser die SRP-Freisetzung aus dem Sediment gehemmt bzw. durch Exfiltration von anaerobem Grundwasser erhöht werden. Ziel der laufenden Studie ist es, den Einfluss des hydrologischen Regimes zwischen Grund- und Oberflächenwasser im hyporheischen Interstitial von Feuchtgebietskanälen auf mikrobielle Aktivitäten sowie die P-Mobilität in der oberen Sedimentschicht zu untersuchen. Voraussetzungen für mikrobiologische in-situ-Untersuchungen sind die genaue zeitliche Erfassung des Wechsels zwischen stagnierenden, in- oder exfiltrierenden Bedingungen an der Kanalsohle sowie die Quantifizierung von biogeochemischen und hydrologischen Randbedingungen. Erste Resultate werden dargestellt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen werden im Feuchtgebiet Spreewald (Stauabsenkung Nord) durchgeführt. Die Wasserregulierung erfolgt durch Wehre. An vier Messplätzen (B1, B2, M1, M2) entlang von zwei Transekten zwischen zwei Kanälen (Barrankanal - mineralisches Sediment, Mittelkanal - organi-

sches Sediment) erfolgen hydrologische, mikrobiologische und hydrochemische Untersuchungen (Abb. 1a). Aufgrund von Höhenunterschieden herrschen in Transekt 1 in- und exfiltrierende bzw. stagnierende Bedingungen vor, wohingegen entlang des Transekts 2 exfiltrierende Bedingungen dominieren.

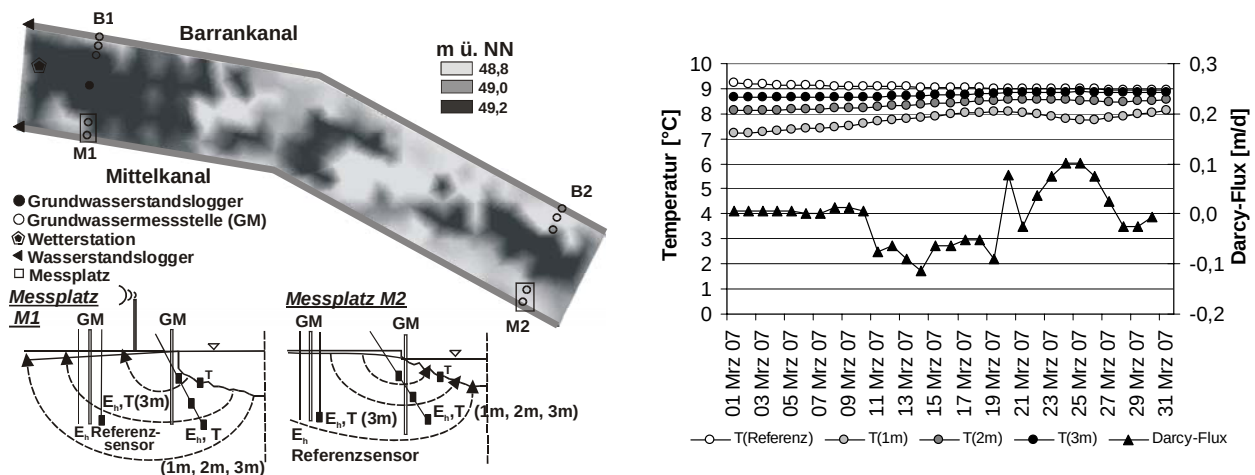


Abb. 1: (a) Untersuchungsgebiet und Messanordnung für zwei Transekte mit unterschiedlichen Höhen über NN
(b) Gemessene Temperatur und berechneter Darcy-Flux (+ Infiltration, - Exfiltration) an Messplatz M1 im März 2007

Methoden

Um den Zusammenhang zwischen Fließrichtung, Fließgeschwindigkeit und der mikrobiellen und chemischen P-Transformation zu ermitteln, werden die Temperatur (T)- und Redox (E_h)-Werte im Übergangsbereich von Oberflächen- und Grundwasser bis in eine Tiefe von ca. 3 m unter der Kanalsohle gemessen (Abb. 1a). Mit Hilfe dieser Temperaturtiefenverteilung sowie hydrothermischer und geohydraulischer Parameter werden Tagesmittelwerte des Darcy-Fluxes nach der instationären Methode von Healy & Ronan (1996) berechnet. Für die Ermittlung des genauen Zeitpunktes des Fließwechselübergangs zwischen Ex- und Infiltration werden am Messplatz M1 die täglichen Temperaturwerte per Modem übertragen. Anhand eines analytischen Ansatzes wird aus der Temperaturverteilung die Fließrichtung abgeschätzt (Bredehoeft & Papadopolus 1965, Schmidt et al. 2006). Unmittelbar nach einer Fließrichtungsänderung können Sedimentproben für mikrobiologische und chemische Analysen entnommen werden und die zeitliche Dauer der Phasen abgeschätzt werden.

Die an den vier Messplätzen entnommenen Sedimentkerne werden in Schichten geschnitten (0-2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm), aus denen nach anschließender Zentrifugation und Filtration Porenwasser gewonnen wird. Im Porenwasser und in Königswasserextrakten des homogenisierten Trockensediments wird P photometrisch und Fe mittels ICP-AES gemessen. Des weiteren wird $\text{NH}_4\text{-N}$ im Porenwasser photometrisch analysiert. Im Frischsediment werden die P-Fractionen nach Psenner et al. (1984) sowie Enzymaktivitäten bestimmt. Nach einer Verdünnung mit modifiziertem Universalpuffer (Tabatabai 1994) werden die Sedimente für 1-2h bei 37°C unter Verwendung der folgenden Substrate inkubiert: 0,08 mM Fluorescein-Diacetat (Esterase), 25 mM Nitrophenyl-Phosphat (Phosphatase), 25 mM Nitrophenyl- β -Glucopyranosid (β -Glucosidase) und 0,8 mM L-Leucin-Nitroanilid (Aminopeptidase).

Ergebnisse & Diskussion

Anhand des aus den Temperaturverteilungen berechneten Darcy-Fluxes unmittelbar unter der Gewässersohle lassen sich deutliche Phasen von Ex- und Infiltration sowie Stagnation unterscheiden (Abb. 1b). Diese Fließwechsel definieren unterschiedliche Umweltbedingungen der Mikroorganismen.

In beiden Kanälen zeigen die Enzymtests des Sediments und chemische Analysen des Porenwassers (z.B. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ als Indikator für mikrobiellen Abbau) signifikant höhere mikrobielle Aktivitäten in Transekt 2 (Phosphatase: $p < 0,001$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$: $p = 0,04$) (Abb. 2). Die SRP-Konzentration ist höher in Transekt 1, insbesondere an Messplatz M1 (bis zu 0,34 mg/l, Daten nicht gezeigt), wogegen der P-Gehalt im Trockensediment von Transekt 1 signifikant niedriger war. Bei den P-Fractionen zeigen sich eindeutige Unterschiede zwischen den beiden Transekten. Der prozentuale Anteil der reduktiv löslichen, eisen gebundenen P-Fraktion (Fe/Mn-P) ist signifikant höher in Transekt 2 ($p < 0,001$), wohingegen der organische P im Transekt 1 höher ist ($p = 0,002$) (Abb. 3a). Im Porenwasser von Transekt 2 ist die Fe-Konzentration signifikant höher ($p < 0,001$) (Fig. 3b).

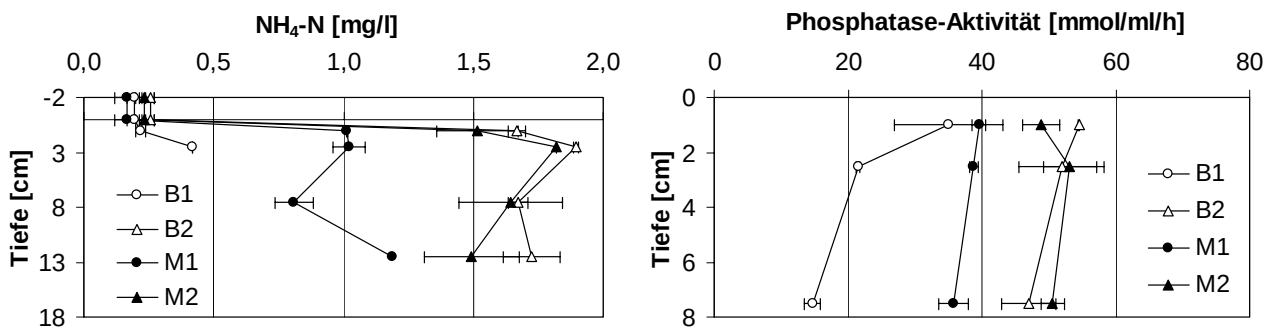


Abb. 2: (a) Tiefenverteilung der Ammonium-Konzentration im Porenwasser und (b) der Phosphatase-Aktivität im Sediment an den Messplätzen im Barrankanal (B1, B2) und Mittel-Kanal (M1, M2) (Mittelwerte von März & April 2007)

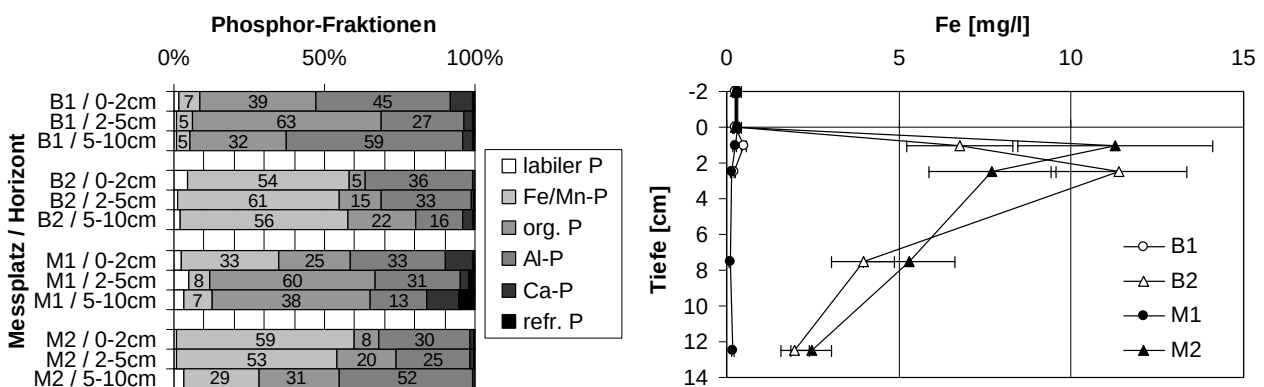


Abb. 3: (a) Phosphor-Fractionen der Sedimente und (b) Tiefenverteilung der Eisen-Konzentration im Porenwasser an den Messplätzen im Barrankanal (B1, B2) und Mittel-Kanal (M1, M2) (Mittelwerte von Dezember 2006, März & April 2007)

Diese ersten Ergebnisse zeigen, dass die mikrobiellen Aktivitäten in Transekt 2 mit überwiegend exfiltrierenden Bedingungen höher sind als in Transekt 1 mit stagnierenden bzw. in- und exfiltrierenden Bedingungen. Die niedrigeren Phosphatase-Aktivitäten in Transekt 1 könnten durch Hemmeffekte aufgrund der hohen SRP-Konzentration im Porenwasser hervorgerufen worden sein (Wright & Reddy 2001, Prenger & Reddy 2004), wogegen niedrigere Ammonium-Konzentration in Tran-

sekt 1 auf eine Nitrifikation während der Infiltration von aerobem Oberflächenwasser hindeuten. Die hohe Konzentration an gelöstem Eisen im Porenwasser von Transekt 2 erklärt sich durch die reduktiven Bedingungen, hervorgerufen durch die Exfiltration von anaerobem Grundwasser (E_h ca. -200 mV). Aufgrund des geringeren organischen P-Anteils und der höheren Konzentration an gelöstem Eisen und an reduktiv löslichem Fe/Mn-P in Transekt 2 verglichen mit Transekt 1 kann man schließen, dass die Mineralisation von organischem P der dominante P-Freisetzungsprozess in Transekt 1 ist, wohingegen die reduktive P-Freisetzung in Transekt 2 überwiegt. Das Potential für eine reduktive P-Freisetzung ist jedoch gering, da der molekulare Fe:P-Quotient der untersuchten Sedimente von ca. 30 bedeutend höher ist als 6 (Maassen et al. 2005) bzw. 15 (Jensen et al. 1992), welche die Untergrenzen für eine ausreichende P-Bindungskapazität von Sedimenten darstellen. Des weiteren kann aufgrund der signifikanten Unterschiede in den mikrobiellen Aktivitäten und den reduktiv löslichen und organischen P-Fractionen zwischen den beiden Transekten geschlussfolgert werden, dass die mikrobiellen Prozesse und die P-Freisetzung durch die Sauerstoffverfügbarkeit in den unterschiedlichen hydrologischen Phasen beeinflusst werden.

Danksagung

Dieses Projekt wird durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft DFG (MA 41111/1-1, 2006-2008) gefördert.

Literatur

- Bredehoeft, J.D., Papadopolus, I.S. (1965): Rates of vertical groundwater movement estimated from the earth's thermal profile. *Water Resources Res.* 1 (2): 325-328.
- D'Angelo, E.M., Reddy, K.R. (1994): Diagenesis of organic matter in a wetland receiving hypereutrophic lake water: II Role of inorganic electron acceptors in nutrient release. *J. Environ. Qual.* 23: 937-943.
- Healy, R.W., Ronan, A.D. (1996): Documentation of computer program VS2DH for simulation of energy transport in variably saturated porous media. U.S. Geological Survey Water Resources Investigation Report 96-4230.
- Jensen, H.S., Kristensen, P., Jeppesen, R., Skytthe, A. (1992): Iron : Phosphorus ratio in surface sediments as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235/236: 731-743.
- Newman, S., Robinson, J.S. (1999): Forms of organic phosphorus in water, soils and sediments, 207-223. In: Reddy, K.R., O'Connor, G.A., Schelske, C.L. [Hrsg.]: *Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems*, Lewis Publ., Boca Raton.
- Maassen, S., Uhlmann, D., Röske, I. (2005): Sediment and pore water composition as a basis for the trophic evaluation of standing waters. *Hydrobiologia* 543: 55-70.
- Prenger, J.P., Reddy, K.R. (2004): Microbial Enzyme Activities in a Freshwater Marsh after Cessation of Nutrients Loading. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68 (5): 1796-1804.
- Psenner, R., Pucsko, R., Sager, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 70: 111-155.
- Roden, E.E., Edmonds, J.W. (1997): Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: microbial Fe(III) oxide reduction vs. iron-sulfide formation. *Arch. Hydrobiol.* 139: 347-378.
- Tabatabai, M.A. (1994). Enzymes. 775-833. In: Weaver, R.W., Augle, S., Bottomly, P.J., Bezdicsek, D., Smith, S., Tabatabai, A., Wollum, A. [Hrsg.]: *Methods of soil analysis. Part 2. Microbial and biochemical properties*, No. 5. Soil Science Society of America, Madison, 1994.
- Schmidt, C., Bayer-Raich, M., Schirmer, M. (2006): Characterization of spatial heterogeneity of groundwater-stream water interactions using multiple depth streambed temperature measurements at the reach scale. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 3: 1419-1446.
- Wright, A.L., Reddy, K.R. (2001): Phosphorus loading effects on extracellular enzyme activity in Everglades wetland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 588-595.

Ungesteuerte Hochwasserrückhalteräume – Wiederanbindung ehemaliger Auen an Fließgewässer als nicht-technische Maßnahme des Hochwasserrisikomanagements

Ina Quick

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

Keywords: Auen, Hochwasserrückhalteraum, Risikomanagement, Renaturierung, nicht-technischer Hochwasserschutz

Einleitung

Auen gehören zu den am stärksten gefährdeten Lebensräumen. Zu den Hauptgefährdungsursachen zählt neben dem direkten Flächenverbrauch für Siedlungen und Infrastruktur eine nicht standortgerechte land- und forstwirtschaftliche Flächennutzung in Flussauen. Um einer weiteren Verknappung naturnaher Flüsse und Flussauen entgegen zu wirken, sind geeignete Instrumente einer nachhaltigen Sicherung und Entwicklung von Auen erforderlich (Quick et al. 2007a). Neben dem erforderlichen Schutz von Auen besteht ein umfangreicher Retentionsflächenbedarf aufgrund sich wiederholender Hochwasserextremereignisse in den vergangenen Jahren und zu erwartender zunehmender extremer Überflutungssituationen vor dem Hintergrund des Klimawandels. Die Kombination beider Ziele und somit vorbeugender Hochwasserschutz durch Auenschutz trägt beiden Ansätzen Rechnung. Vielerorts lassen sich die gegenwärtig abgeschnittenen Auen durch Renaturierung wiederbeleben: Unverbaute Flächen können z.B. durch Deichrückverlegung wieder an das Gewässer - und damit an die natürliche Überflutungsdynamik - angebunden werden. Sowohl der Erhalt als auch der Wiederanschluss von Auen an die Flüsse ist ein umweltverträglicher und kostengünstiger Hochwasserschutz. Nicht-technische Hochwasserrisikomanagementmaßnahmen dieser Art müssen grundsätzlich Bestandteil einer integrierten Bewirtschaftung von Flusseinzugsgebieten werden (Quick et al. 2007b).

Auen-Erweiterung zur Hochwasserrisikoverringerung und Auenrenaturierung

Im Rahmen der europäischen ERA-NET CRUE Förderinitiative zur Forschung im Bereich des Hochwasserrisikomanagements wurde das Verbundforschungsprojekt „**Flood risk reduction by PReserving and restOring river FLOODPLAINS - PRO_Floodplain**“ auf dem Gebiet „Risikobewertung und Risikomanagement: Wirksamkeit und Effizienz von nicht-technischen Maßnahmen des Hochwasserrisikomanagements“ initiiert (ERA-NET CRUE 2006). Bei dem Verbundforschungsprojekt PRO_Floodplain sollen der Erhalt und die Wiederherstellung von Auen größerer Flüsse als nicht-technische Maßnahmen für den Hochwasserschutz bzw. zur Hochwasserrisikoverringerung in ihrer Bedeutung untersucht werden. Das Vorhaben wird von der Universität Karlsruhe mit den Partnern Universität für Bodenkultur Wien, Österreich und Universität Marc Bloch in Straßburg, Frankreich im Zeitraum November 2006 bis Juni 2008 durchgeführt. Der österreichische Partner beschäftigt sich mit der Identifikation und Bewertung des Beitrages der Hydromorphologie zur Hochwasserverminderung in geschützten und renaturierten Auen aus verschiedenen geomor-

phologischen Räumen (Tiefland, Mittelgebirge, Gebirge), der deutsche Partner mit auenökologischen Fragestellungen (u.a. Auswirkungen auf das Gewässerökosystem) und der französische Partner mit Erhebungen zur Wahrnehmung und sozialen Akzeptanz von diesen beiden nicht-technischen Hochwasserschutzmaßnahmen. Als Untersuchungsgebiete dienen vor der Umsetzung stehende, bereits realisierte sowie potenziell gut geeignete Fallbeispiele in Österreich, Deutschland und Frankreich. Im Rhein-Einzugsgebiet sind dies konkret die Räume Polder Erstein, der Hochwasserretentionsraum Bellenkopf/Rappenwört, die Rheinaue bei Hördt und das Referenzgebiet NSG Kühkopf-Knoblauchsau (Quick et al. 2007b). Im Donau-Einzugsgebiet handelt es sich um das Tullnerfeld und den Nationalpark Donauauen direkt an der Donau sowie Fallstudien an Kamp, March, Mur und Drau (Habersack u. Hauer, 2007) (Abb. 1).



Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete des Verbundforschungsprojektes Pro Floodplain im Rhein- und Donau-Einzugsgebiet (<http://www.pro-floodplain.eu>)

Unter großflächiger Auen-Erweiterung ist der Wiederanschluss ausgedeichter ursprünglicher Überflutungsräume an das heutige Überflutungsregime durch Deichrückverlegungen, Deichschlitzen oder Deichbruch mit anschließender Auflassung zu verstehen. Kleinflächig werden neue Flächen zur Verfügung gestellt (Querschnittsaufweitung), bei denen eine natürlichere Auedynamik und somit Erweiterung der Auenfunktionen gefördert wird (z.B. durch Aktivierungen ehemaliger Rinnen, Aufweitung des Querprofils unterhalb des bordvollen Abflusses). Aus diesen Maßnahmen resultieren im Hochwasserfall i.d.R. Absenkungen der Wasserspiegelhöhen, Reduzierungen der Fließgeschwindigkeiten und längere Verweildauern der Abflussmengen in der Fläche.

Als ausschlaggebendes Kriterium zur Abgrenzung zwischen den Begriffen technisch / nicht-technisch ist der Betrieb von Steuerbauwerken heranzuziehen: Eine technische Maßnahme erfordert Betrieb, d.h. es wird oder kann gesteuert werden, da Steuerbauwerke vorhanden sind. Bei nicht-technischen Maßnahmen ist kein Betrieb möglich, d.h. es sind keine Steuerbauwerke vorhanden, die Flächen sind frei überflutbar (= ungesteuerte Hochwasserrückhaltung). Grundsätzlich lässt sich festhalten, dass ohne technische Eingriffe auch keine Auen-Erweiterungen realisiert werden können. Technische Eingriffe wie Deichneubauten z.B. im Falle einer Deichrückverlegung oder Maschineneinsätze zur Schlitzung eines Deiches kommen stets zum Einsatz, um die Grundlagen für Auen-Erweiterungen im Rahmen des Hochwasserrisikomanagements zu schaffen. Eine *Unterhal-*

tung von Bauwerken ist darüber hinaus immer erforderlich, um die Sicherheit der Bevölkerung im Hochwasserfall zu gewährleisten. Vom WWF-Auen-Institut der Universität Karlsruhe wird im Rahmen von Pro Floodplain das **Ökologie-Teilprojekt „Floodplain enlargement for flood risk reduction and floodplain restoration on large rivers“** bearbeitet. Wesentliches Ziel des Vorhabens ist die Untersuchung und Bewertung der Wirksamkeit und Effizienz der Auen-Erweiterung zur Hochwasserentschärfung aus ökologischer Sicht. Das Teilprojekt stellt anhand der beiden Hauptuntersuchungsgebiete Bellenkopf-Rappenwört und Hördt am deutschen Oberrhein sowie anhand weiterer Referenzgebiete (z.B. Kühkopf-Knoblauchsau bei Darmstadt) die Einflüsse und Auswirkungen von Flussaue-Erweiterungen auf Biotope und Biozöosen dar.

Die *Rheinaue Bellenkopf/Rappenwört* bei Karlsruhe am Oberrhein ist einer der geplanten Hochwasserretentionsräume des Integrierten Rheinprogramms Baden-Württembergs (IRP BW 2007). Bei dieser Fallstudie erfolgt ein Vergleich zwischen den Ergebnissen der Umweltverträglichkeits-/FFH-Studie, die die ungesteuerte Hochwasserrückhaltung aus ökologischer Sicht favorisiert, mit der gefallenen Entscheidung für einen gesteuerten Polder (UVS-/FFH-Studie Bellenkopf/Rappenwört 2006/2007). Sowohl die nicht-technische als auch die technische Lösung wurden im Rahmen der UVS umfangreich untersucht. Durch den geplanten Hochwasserretentionsraum des IRP und die damit bereits zugrunde liegenden Untersuchungen kann eine ganzheitliche Identifikation und Bewertung existierender Maßnahmen und Politikinstrumente zur Hochwasserverminderung am Beispiel des baden-württembergischen Oberrheins erfolgen (Quick et al. 2007b).

Bei der Fallstudie *Rheinaue Hördt* zwischen Leimersheim und Sondernheim in Rheinland-Pfalz wird die mögliche Nutzung der Hördter Rheinniederung als ungesteuerter Hochwasserrückhalteraum (MUF RLP 2000) den derzeitigen Plänen, einen verkleinerten Ausschnitt des Raumes als Reserveraum für Extremhochwasser zu nutzen, gegenübergestellt (MUF RLP 2005). Beide Hauptuntersuchungsgebiete liegen unterhalb der Staustufe Iffezheim und bieten sich für Deichrückverlegungen und somit Auen-Erweiterungen als nicht-technische Hochwasserrisikomanagementmaßnahmen an. Es handelt sich in beiden Fällen um Fallstudien mit guter Datenlage (vorhandene Berechnungen), die Vergleiche zwischen nicht-technischen (Dammrückverlegung) und technischen (Polder) Maßnahmen ermöglichen.

Bei dem exemplarischen Referenzgebiet *NSG Kühkopf-Knoblauchsau* wurden aufgrund eines Bruches der Hochwasserdämme auf der Insel Kühkopf bei einem Hochwasser im April 1983 rund 400 Hektar ehemaliges Ackerland und 300 Hektar Wald wieder an die natürliche Überflutungsdynamik des Rheins angebunden. Anschließend wurde der Dammbruch aufgelassen. Umfangreiche Sukzessionsstudien zeigten, dass etliche bedrohte Arten der dynamischen Aue, die in Hessen z.T. seit mehr als hundert Jahren nicht mehr festgestellt wurden, plötzlich wieder in großer Zahl auftraten. Es fand ein Wandel von trockenheits- zu feuchtigkeitsliebenden Arten statt (WWF-Auen-Institut, 1986 ff.).

Durch die Auswertung hydraulischer Berechnungen für einen Raum lassen sich z.B. Überflutungshöhen und Strömungsgeschwindigkeiten für die nicht-technische Maßnahme Deichrückverlegung und die technische Maßnahme Polder einander gegenüberstellen. Gerade hinsichtlich der Strömungsgeschwindigkeiten bestehen deutliche Unterschiede zwischen den beiden Varianten bei gleichen Abflüssen, da im Polder die Strömungsgeschwindigkeiten in großen Bereichen gegen Null gehen, wohingegen in ungesteuerten Hochwasserrückhalteräumen das Wasser bei gleichen Geländeverhältnissen weiterhin strömt (Quick et al. 2007b). Das ist gerade für die Pflanzenwelt aufgrund der Sauerstoffversorgung von entscheidendem Interesse – fließendes Wasser ermöglicht eine höhere Überlebenschance, ebenso erwärmt es sich nicht so sehr wie stagnierendes Wasser. Ferner schränken Bauwerke immer die Wasserzufuhr und -bewegung ein bzw. führen sie in Einströmbereichen auch zu Bestandsschädigungen durch starke Einströmgeschwindigkeiten.

Durch ungesteuerte Hochwasserrückhalteräume stellen sich natürlichere Verhältnisse am Standort ein. Einige Biotope und Biozönosen können sich bei günstigen Umständen zügig entwickeln. Bei ausreichender Dynamik können morphologische Strukturen relativ schnell ausgebildet werden (z.B. Steilufer oder Kiesbetten in Altarmen bei ausreichender Durchströmung), in denen sich dann die standortspezifischen Organismen wieder einstellen können. Eigene Untersuchungen zeigten weiterhin, dass z.B. das Potenzial der Samenbanken in Auenböden sehr hoch ist (WWF-Auen-Institut, 1986 ff.). Die Entwicklung typischer Auenwälder stellt dagegen eine langwierige Aufgabe dar (Habersack et al. 2007). In Abhängigkeit von den anthropogenen Veränderungen und deren Folgen sind u.U. einige Auenfunktionen auch irreversibel gestört und somit nicht wiederherzustellen (vgl. Quick u. Brunotte 2006).

Für die Wertbeurteilung von Auenlebensräumen und die Ausweisung von Auswirkungen verschiedener Maßnahmen ist die Betrachtung umfangreicher Parameter aus Sicht der Ökologie erforderlich. Neben grundlegenden Gewässerkennwerten (Fließgewässertyp, Hydrologischer Typ), morphologischen Parametern (Talform, Talbodenbreite, Talbodenbegrenzung, Talbodengefälle, Formenschatz der Aue, Gewässerverlagerungen, Sedimentationsverhalten), pedologischen und hydraulischen Parametern (Wasserstandshöhen, Strömungsgeschwindigkeiten, Überflutungsdauer, Geländerauhigkeit, Abflusskurven/Pegelpprofil, Grundwasser, Bauwerkskonstruktionen) sind insbesondere vegetationskundliche Parameter zum Forst (Erstellung von Bestandstypenkarten, Forstrisikoanalyse, Höhenlage/Auenstufen) und zur aquatischen wie terrestrischen Vegetation (Kartierung der Biotoptypen) sowie der Überflutungszeitpunkt, Nährstoffgehalt und Sauerstoffgehalt von Bedeutung. Ebenso sind zoologische Parameter (Fische, Makrozoobenthos, Schnaken, Amphibien und Reptilien, Schnecken, Libellen, Schmetterlinge, Laufkäfer, Spinnen/epigäische Arten und Weberknechte, Heuschrecken, Vögel, Säugetiere, Wildbienen, Regenwürmer, Fledermäuse) zu betrachten. Anschließend gilt es, sämtliche abiotischen mit biotischen Daten im GIS zu verschneiden.

Nicht-technische Lösungsvarianten erreichen durch die Wiederherstellung der Konnektivität zwischen Fluss und Aue natürlichere und somit bessere Ausprägungen der verschiedenen betrachteten Parameter.

Anwendung und Zusammenfassung

Der Erhalt bestehender sowie die Wiederanbindung ehemaliger Flussauen an das natürliche Überflutungsgeschehen gehören zu den wichtigsten nicht-technischen Möglichkeiten des Hochwasserrisikomanagements. Beide Maßnahmen stellen geeignete Instrumente zum Hochwasser- und Auen-schutz im flussnahen Bereich dar. Mit Hilfe des Schutzes und der Renaturierung von Auen zum Zwecke der Hochwasserverminderung können die Staaten parallel nationale, europäische und internationale Zielvorgaben im Umwelt- und Naturschutz erfüllen. Geschützte Auen wie Auen-Erweiterungen tragen u.a. durch Erweiterung und Verbesserung der Laichmöglichkeiten für Fische, durch Abbau organischer Belastung im Überflutungswasser, Anreicherung des Grundwassers etc. erheblich zu einer Realisierung eines „guten ökologischen Zustandes bzw. Potenzials“ im Sinne der EU-WRRL bei. Auch nach der EU-Hochwasserrichtlinie sollte bei den Hochwasserrisikomanagementplänen der Erhalt und/oder die Wiederherstellung von Überschwemmungsgebieten berücksichtigt werden. Maßnahmen zur Vermeidung und Verringerung des Risikos hochwasserbedingter nachteiliger Folgen u.a. auf die Umwelt sind als Ziele der neuen Richtlinie genannt, die auch kostengünstige Hochwasserrisikomanagementmaßnahmen fordert.

Das in diesem Kontext stehende Vorhaben ermöglicht interdisziplinär gestützte qualitative wie auch quantifizierbare Aussagen zur Wirksamkeit und Effizienz des Erhalts von Auen und der Auen-Erweiterung zur Hochwasserentschärfung (Retention) in verschiedenen geomorphologischen Räu-

men für mittlere bis größere Gewässer und stellt Vergleiche zu technischen Lösungsvarianten her. Europaweit gibt es bisher kaum Untersuchungen, die Vergleiche zwischen technischen und nicht-technischen Maßnahmen vornehmen. Zwar wird die Renaturierung wie auch das Spannungsfeld des technischen Hochwasserschutzes mit dem Naturschutz vielfältig beschrieben, belastbare quantitative Angaben sind jedoch selten (Quick et al. 2007b).

Aus den Ergebnissen des Verbundforschungsprojektes resultiert eine sog. Floodplain Evaluation Matrix, die mittels eines geeigneten Parametersatzes eine hydromorphologische, ökologische und soziologische Analyse und anschließend Prioritätensetzung potenziell als Hochwasserretentionsräume in Frage kommender Gebiete hinsichtlich der Eignung als Rückhalteraum ermöglicht. Die Ergebnisse des Verbundforschungsprojektes werden den betroffenen Akteuren als Leitfaden für ein modernes Hochwasser- und Auenmanagement an die Hand gegeben. Die Wiederherstellung natürlicher Überschwemmungsgebiete ist ebenso wie deren Erhalt ein wichtiger Baustein für ein zukünftig angepasstes, umfassendes und nachhaltiges Hochwasserrisikomanagement an Fließgewässern und ihren Auen innerhalb (und außerhalb) der EU.

Danksagung

Der Dank gilt v.a. der ERA-NET CRUE-Förderinitiative und dem Ministère de l'Écologie, du développement et de l'aménagements durables (MEDAD) in Paris für die finanzielle Förderung des Vorhabens (Fördernummer 0000413). Darüber hinaus möchte ich mich bei den Projektpartnern an der Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiver Wasserbau, Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt (Prof. Habersack, Dr. Hauer) und der Université Marc Bloch – Strasbourg, Groupe de recherche en urbanisme, environnement et styles de vie (Dr. Wintz, Mme Piquette) bedanken. Innerhalb unseres Teilprojektes Ökologie gilt mein besonderer Dank Dipl.-Geoökol. Oliver Harms, Prof. Emil Dister, Dipl.-Ing. (FH) Martin Döpke, Heidi Leuthold, Dr. Fedoua Hamman sowie den Praktikanten des WWF-Auen-Instituts für ihre Unterstützung. Auch dem Umweltbundesamt Österreichs sowie Dr. Schwarz, Fluvius (Wien) sei an dieser Stelle für ihre Zusammenarbeit gedankt, ebenso wie MR Dr. Leo Grill (Österreich), Silvie Charron (Frankreich) und apl. Prof. Dr.-Ing. habil. Hans Helmut Bernhart (Deutschland) für ihre Bereitschaft, im projektbegleitenden External Advisory Board mitzuwirken.

Literatur

- ERA-NET CRUE (2006): Risk assessment and risk management: Effectiveness and efficiency of non-structural flood risk management measures. (<http://www.crue-eranet.net>, Zugriff 14.11.2007).
- Habersack, H., Hauer, C. (2007): PRO_Floodplain. Hydromorphology. Internal report. WP 2. Wien: 31 S.
- Habersack et al. (2007): Extended Abstract PRO_Floodplain. Mid-term seminar, October 2007. Lyon: 8 S.
- IRP BW (2007): Integriertes Rheinprogramm Baden-Württemberg. Rückhalteraum Bellenkopf/Rappenwört. (<http://www.rp.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/menu/1191427/index.html>, Zugriff 14.11.2007).
- MUF RLP (2000): Integriertes Raumnutzungskonzept für die Hördter Rheinniederung. Mainz: 4 S. Kurzf.
- MUF RLP (2005): Untersuchung der Möglichkeiten zur Einbeziehung der Hördter Rheinniederung in das Hochwasserschutzkonzept Rheinland-Pfalz. Mainz: 55 S.
- Quick, I., Brunotte, E. (2006): The significance of irreversible changes in natural environmental conditions for the development of geomorphological watercourse models on large rivers: A case study of the Lower Rhine (Germany). In: Z. Geomorph. N.F., Suppl.-Vol. 142. Berlin, Stuttgart: 245-264.
- Quick et al. (2007a): Methodik zur bundesweiten Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten großer Flüsse. In: DGL - Tagungsbericht 2006 (Dresden): 172-177. Hamburg, Berlin.
- Quick et al. (2007b): PRO_Floodplain. Progress Report. WP 3 „Floodplain enlargement for flood risk reduction and floodplain restoration on large rivers - Ecology“. Rastatt: 32 S.
- UVS-/FFH-Studie Bellenkopf/Rappenwört (2006/2007): Umweltverträglichkeits-/ FFH-Studie. Vorläufiger Endbericht. Rückhalteraum Bellenkopf / Rappenwört. Rastatt/Karlsruhe. [unveröff.]
- WWF-Auen-Institut (1986 ff.): Erfassung der tierischen und pflanzlichen Sukzession auf den aufgelassenen Ackerflächen des Kühkopfs im NSG "Kühkopf-Knoblochsaue". Rastatt.

BÄTKE, J. & E. CORING: Veränderungen im salzbelasteten Fließgewässer-Ökosystem der Werra. - Ergebnisse langjähriger Untersuchungen des Makrozoobenthos

CORING, E. & J. BÄTKE: Zur Entwicklung der aquatischen Flora und Primärproduktion im Zuge veränderter Salzeinleitungen in das Fließgewässer-Ökosystem der Werra.

LORENZ, A. & W. GRAF: (Mögliche) Verlierer und Gewinner des Klimawandels innerhalb der Insektenordnung Plecoptera (Steinfliegen)

QUIEL, K., H. FISCHER, V. KIRCHESCH & A. SCHÖL: Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte der Elbe

Veränderungen im salzbelasteten Fließgewässer-Ökosystem der Werra. - Ergebnisse langjähriger Untersuchungen des Makrozoobenthos

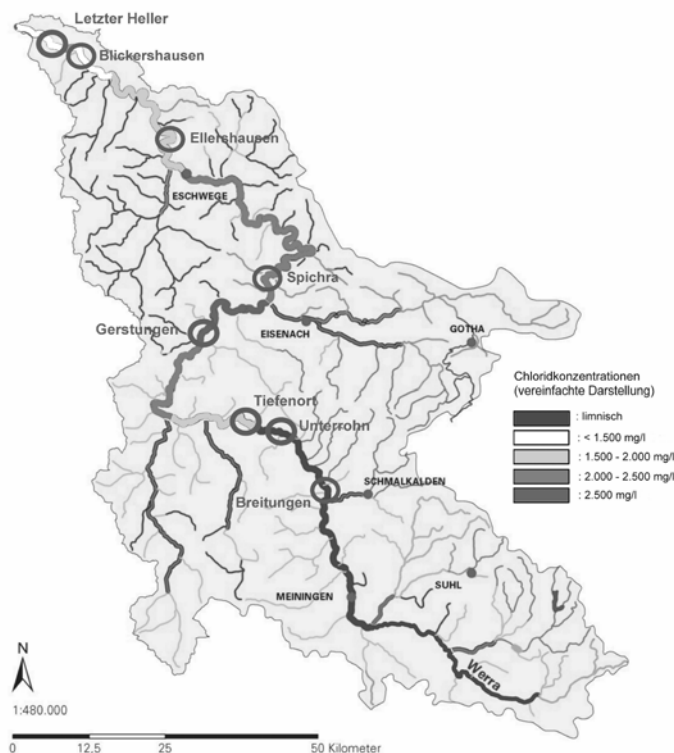
Jürgen Bäche & Eckhard Coring

EcoRing, Lange Str. 9, 37181 Hardegsen, info@ecoring.de

Keywords: Makrozoobenthos, Veränderungen, Fließgewässerökosystem, Salzbelastung, Werra

Anlass

In zahlreichen Veröffentlichungen werden die seit langen Jahren bekannten Gütedefizite der Werra dargestellt und diskutiert (BÄTHE 1992, 1996, 1997, 2000; DVWK 1998; FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT WESER 2004; NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE 2001; HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2004; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2007). Verschiedene Sanierungsbemühungen dauern bereits seit Beginn der 90er Jahre des letzten Jahrhunderts an.



An der Werra werden im Rahmen eines mehrjährigen, biologischen und chemischen Monitoring-Programms umfangreiche Daten erhoben. Dieses Monitoring wird in enger Kooperation zwischen den Behörden der Wasserwirtschaftsverwaltung der Länder Thüringen und Hessen, der K+S Kali GmbH und weiteren beteiligten Institutionen durchgeführt. Als Qualitätskomponenten werden dabei abiotische Parameter, das Phytobenthos, das Phytoplankton, das Makrozoobenthos und die Fische berücksichtigt. Ziel der Arbeiten ist die Analyse der kombinatorischen Wirkungen unterschiedlicher Stressoren auf die biologische Beschaffenheit der Werra. Dieser Beitrag stellt Ergebnisse der Untersuchungen zur Wirbellosenfauna der Werra vor.

Abb. 1: Lage von 8 ausgewählten Standorten im Untersuchungsgebiet an mittlerer und unterer Werra. Der Salzgradient im Fluss ist in Graustufen schematisch dargestellt.

Methoden

Die Untersuchung der Makrozoofauna erfolgte sowohl quantitativ nach TITTIZER & SCHLEUTER (1986), als auch nach den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) (CEN/TC 230/WG 2/TG 1 N101a [2005]; DIN EN ISO 5667-1 [2007]). Mit dieser Methodenkonstanz ist die Vergleichbarkeit der langjährig erhobenen faunistischen Daten gewährleistet.

Ergebnisse

Abiotische Rahmenbedingungen

Zu den von Behörden, Landesämtern und -anstalten sowie durch eigene Untersuchungen festgestellten Stressoren, die in der Werra und ihrem Einzugsgebiet wirksam sind, zählen: organische Verschmutzung durch ungeklärte Abwässer, Nährstoffbelastung durch diffuse und punktuelle Einleitungen, Schwermetalle (vor allem Cd, Cu, Zn), Pflanzenschutzmittel und verschiedene polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) (Metazochlor, Chlortoluron), eine unzureichende Gewässerstrukturgüte und die anthropogene Versalzung.

In Thüringen wurde bis zum Jahr 2007 bei kommunalen Kläranlagen ein Anschlussgrad von rund 65% erreicht, im Einzugsgebiet der Werra betrug dieser Wert nur rund 50% (TLUG 2007). Die Beseitigung dieser hohen Abwasserbelastung der Werra wird für die kommenden 5-10 Jahre prognostiziert. Auf die im Vergleich zu anderen Fließgewässern hohe Nährstoffbelastung mit regelmäßiger und lang anhaltender Überschreitung bestehender Zielwerte, verweisen u.a. die Güteberichte der Flussgebietsgemeinschaft Weser (FGG-WESER 2000 ff.).

Der Zustand von Gewässern bezüglich der Hydrographie, Sohl- und Uferbeschaffenheit wird durch die Gewässerstrukturgüte beschrieben. Natürliche Referenzzönosen können dabei nur in strukturell mäßig degradierten Gewässern auftreten und hinsichtlich der EG-WRRL erscheint die Erreichung eines „guten ökologischen Zustandes“ ab Güteklasse 5 fragwürdig. Die Werra ist ein anthropogen erheblich überformtes Gewässer, deren Mittel- und Unterlauf überwiegend in die Strukturgüteklassen 5-7 einzuordnen ist (FGG WESER 2000). Eine solche Degradation wirkt auf alle Kompartimente der aquatischen Lebensgemeinschaften ein.

Als weiteres zentrales Problem ist die Salzbelastung der Werra zu nennen. Diese in Thüringen und Hessen verursachte, industriell bedingte Salzbelastung ist durch diffuse Salzwasserzutritte an der Flusssohle, Salzwassereinleitungen und Verdünnung durch Zuflüsse uneinheitlich ausgeprägt. Bis zur Hauptversalzungszone im Raum Gerstungen ist ein ansteigender Gradient zu beobachten, unterhalb des Hörsel-Zuflusses bei Spichra setzt eine spürbare Verdünnung ein. Die maximale Salzbelastung der Werra ist mit 2.500 mg/l Chlorid im Großraum Gerstungen auf einer Fließstrecke von etwa 36 km Länge gegeben. Vor dem Zusammenfluss mit der Fulda werden ca. 1.000 – 1.500 mg/l Cl⁻ erreicht.

Die Salzbelastung wurde in den Jahren 1991 bis 1993 zunächst um 70% reduziert, die Spitzenbelastungen veränderten sich von rund 28 g/l auf 7,5 g/l Chlorid. Im Jahr 2000 erfolgte eine weitere Absenkung auf maximal 2,5 g/l Cl⁻ und eine Vergleichsmäßigung der Konzentrationen im Flusswasser. Mit der durch Steuer- und Regeltechnik erzielten Vergleichsmäßigung der Salzkonzentrationen, wurde ein bis dahin wirksamer physiologischer Stress für die aquatischen Organismen beseitigt. In der Versalzungszone der Werra können seit 2001 wieder Sauerstoffamplituden beobachtet werden, die auf mikrobielle Stoffwechselvorgänge zurückzuführen sind. Mit der Salzlastreduzierung setzte der organismische (biologische) Umbau der vorhandenen organischen Belastung des Flusses (Saprobie) in erheblichem Umfang wieder ein (vgl. SCHULZ 2003).

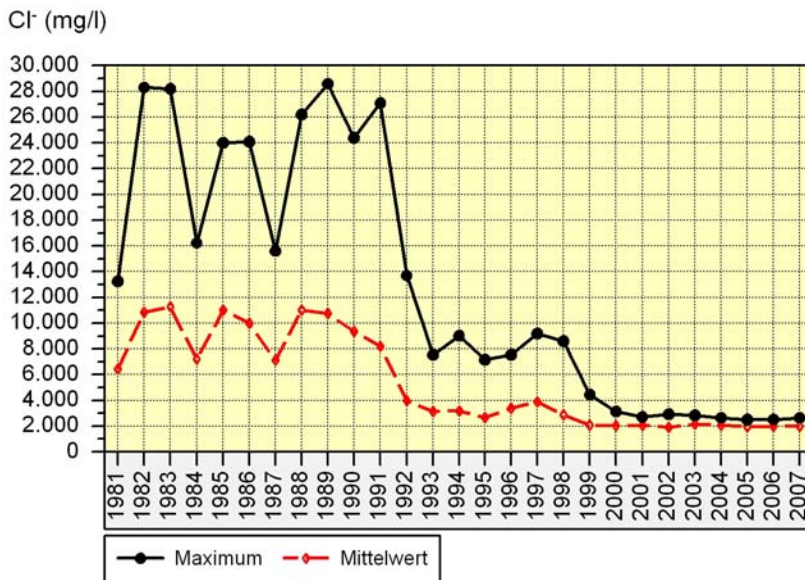
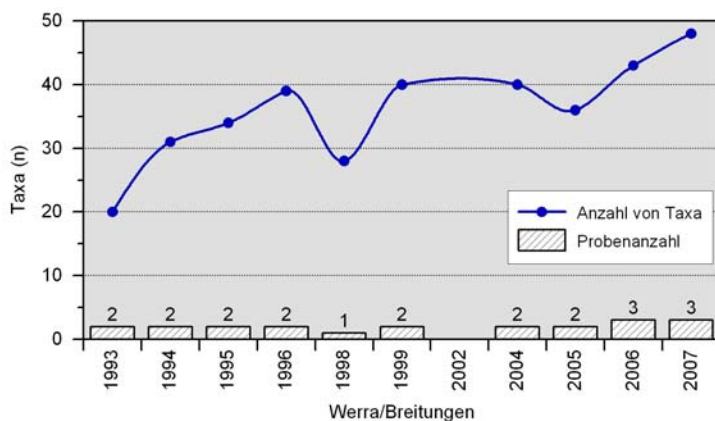


Abb. 2: Entwicklung der Chloridkonzentration in der mittleren Werra (Messstation Gerstungen)

Die Entwicklung des Makrozoobenthos

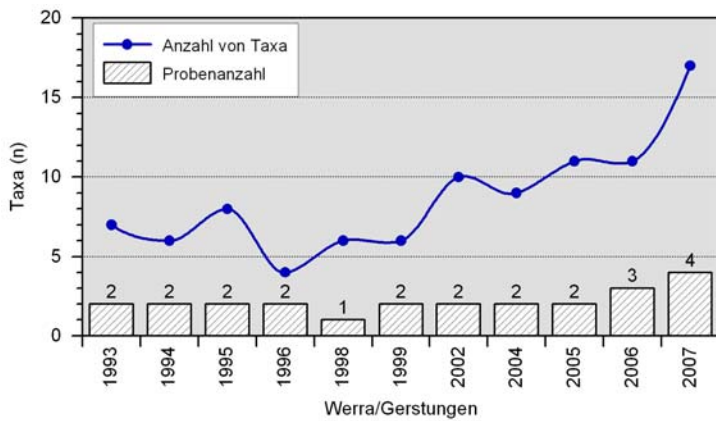
Der Standort Breitungen, oberhalb der Versalzungszone, dient im Rahmen der Langzeituntersuchungen als Referenz für die Makrozoenbesiedlung der Werra ohne Salzeinfluss. Ein Referenzzustand unter typologischen Gesichtspunkten oder zur Ableitung einer Referenzzönose, kann aufgrund der vielfältig wirksamen Stressoren nicht dargestellt werden.



Die Artenvielfalt des Untersuchungsgebietes in Breitungen entwickelte sich parallel zur Reduzierung der organischen Belastung des Flusswassers in der Zeit seit 1993 positiv (Abb. 3). Nach dem Bau neuer Abwassersammler in den Jahren 2004 und 2005 und einer weiteren Verminderung der Abwasserbelastung ist ein erneuter Anstieg der Artenzahlen zu verzeichnen.

Abb. 3: Taxazahlen je Untersuchungsjahr am Standort Breitungen/Werra von 1993-2007

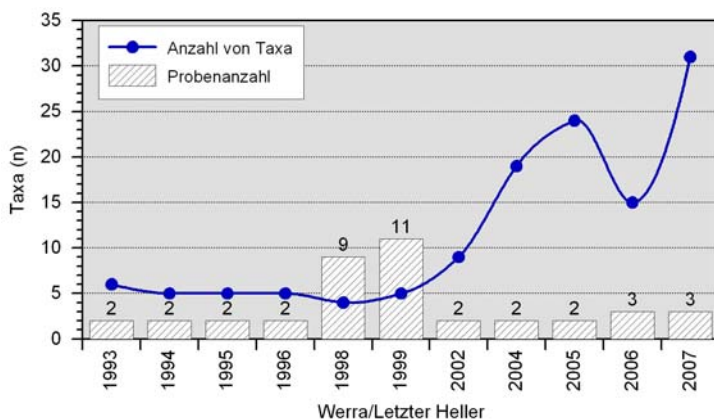
Der Untersuchungsbereich Gerstungen weist die höchsten Salzkonzentrationen der Werra auf. Die Anzahl der jährlich nachgewiesenen Taxa betrug bis zum Jahr 2000 weniger als zehn (Abb. 4). Eine zugleich geringe Konstanz einzelner Arten dieser verarmten Zönose, zeigt das Ausmaß der Beeinträchtigung durch Salzabwasser. Nach der Inbetriebnahme der Salzlaststeuerung ist seit 2002 eine deutliche Zunahme der Artenzahlen festzustellen. Neben den dominanten Formen *Gammarus tigrinus*, Chironomidae, Tanytarsini, *Limnodrilus hoffmeisteri* und *Potamopyrgus antipodarum* sind Arten wie *Dendrocoelum lacteum*, *Oulimnius tuberculatus*, *Elmis maugetii*, *Hydropsyche angustipennis*, *Hydropsyche contubernalis* und *siltalai* anzutreffen. Die Verringerung der physiologischen Belastung durch die weitgehende Beseitigung der Konzentrationsschwankungen, ist für die positive Entwicklung der Makrozoenzönose ebenso als Ursache zu nennen, wie die zeitgleich verlaufende Ausbreitung von Makrophyten in diesem Flussabschnitt.



In der unteren Werra ist aufgrund der größeren Verdünnung eine stärker ausgeprägte Erholung der Wirbellosenfauna zu beobachten (Abb. 5). Hier ist nach der Vergleichsmäßigung der Salzbelastung eine Steigerung der Taxazahlen von 5 auf inzwischen 32 zu verzeichnen. Zu diesen Taxa zählen auch Larven von *Calopteryx splendens*.

Abb. 4: Taxazahlen je Untersuchungsjahr am Standort Gerstungen/Werra von 1993-2007

Anhand der taxonomischen Zusammensetzung der Makrozoengemeinschaften, wird neben dem Salinitätsgradienten im Längsverlauf des Flusses auch dessen morphologische Degradation erkennbar. So zeichnet sich der noch freifließende Abschnitt der Werra bei Blickershausen durch eine größere Vielfalt der taxonomischen Gruppen aus, als der unmittelbar anschließende Bereich der Stauhaltung "Letzter Heller" (Abb. 6). Beide Untersuchungsbereiche unterscheiden sich nur morphologisch, nicht hinsichtlich ihrer Wasserbeschaffenheit. Die Bedeutung der Substrat- und damit



der Habitatvielfalt ist im gesamten Flusslauf zu erkennen, der durch 32 Stauanlagen reguliert ist. In den frei fließenden Strecken des salzbelasteten Werraabschnittes sind die Köcherfliegenarten *Cheumatopsyche lepida*, *Hydropsyche angustipennis*, *H. contubernalis*, *H. exocellata*, *H. pellucidula*, *H. siltalai*, *Lasiocephala basalis* und *Rhyacophila dorsalis* Gr. inzwischen wesentliche Bestandteile der benthischen Lebensgemeinschaften.

Abb. 5: Taxazahlen je Untersuchungsjahr am Standort Letzter Heller/Werra von 1993-2007

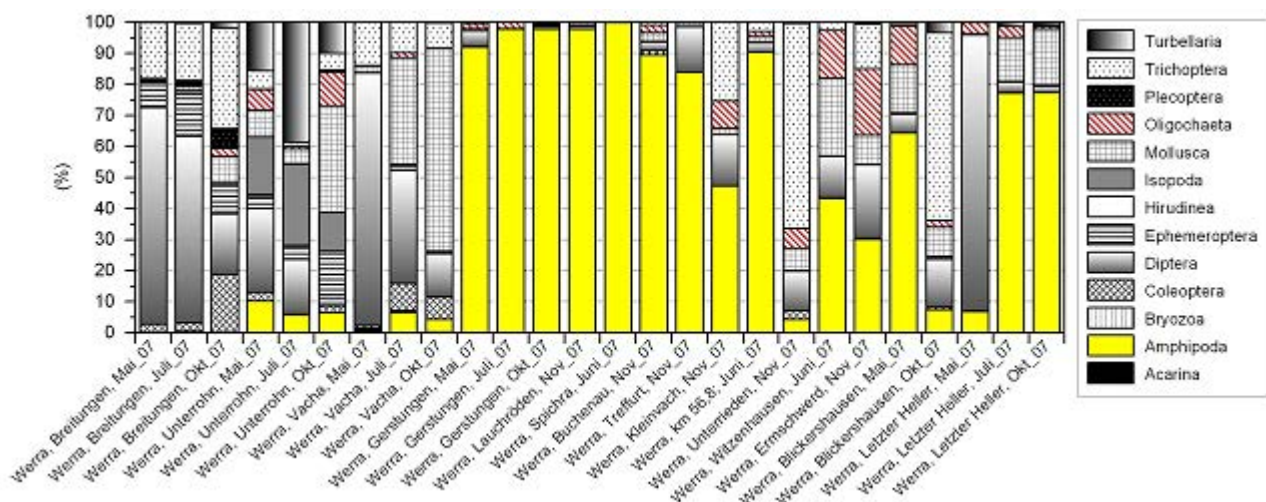


Abb. 6: Zusammensetzung der benthischen Zönosen der Werra (2007)

Die Entwicklung der benthischen Lebensgemeinschaften erreichte in der unteren Werra bis 2007 einen Stand, der nach vielen Jahren erstmals wieder die methodenkonforme Berechnung von Saprobienindizes zulässt.

Zusammenfassung

Zu den maßgeblichen Stressoren mit ungünstigen Auswirkungen auf die Makrozoofauna der Werra zählen neben der Salzbelastung die Nährstoffbelastung, Abwassereinleitungen und eine zu 65% merklich beeinträchtigte bzw. übermäßig geschädigte Struktur. Die Vergleichmäßigung und Senkung der Salzkonzentrationen bewirken seit 2000 eine allmähliche positive Entwicklung im Werra-system. Positive Auswirkungen von Maßnahmen zur Senkung der organischen Belastung werden voraussichtlich in fünf bis zehn Jahren zu beobachten sein. Seit 2004 ist die Einwanderung von verschiedenen Köcherfliegenarten in den Unterlauf der Werra festzustellen. Die Ausbreitung von Arten geringer Salztoleranz erfolgte bis 2007 von Hann. Münden flussaufwärts über Bad Sooden-Allendorf hinaus. Acht Trichopterenarten, Coleoptera, *Calopteryx splendens*, *Cottus gobio* und zahlreiche weitere Arten mit geringer Halotoleranz sind derzeit in diesem Flussabschnitt präsent.

Aufgrund der bisher vorliegenden Ergebnisse ist erkennbar, dass Maßnahmen zur Sanierung des Flusses, die lediglich auf die Reduzierung eines einzelnen Stressors zielen, nur einen eingeschränkten Wirkungsgrad haben werden. **Literatur**

- BÄTKE, J. (1992): Die Makroinvertebratenfauna der Weser. Ökologische Analyse eines hochbelasteten, anthropogenen Ökosystems. - Ekopan-Verlag, Witzhausen, 266 S.
- BÄTKE, J. (1996): Decreasing salinity and initial reactions of the macrozoobenthos in the rivers Werra and Weser. - Archiv für Hydrobiologie, Supplement **113**, Large Rivers **10**, 1-4, S. 305-312
- BÄTKE, J. (1997): Decreasing Salinity in Werra and Weser (Germany): Reactions of the Phytoplankton and the Makrozoobenthos - Limnologica **27** (1): 111-119, Gustav Fischer Verlag, Jena
- BÄTKE, J. (2000): Die Salzbelastung in Werra und Weser. - In: Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser (Hrsg.): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. - Fachtagung: Salz in Werra und Weser, Maßnahmen, Folgen, Zukunft; Wassergütestelle Weser, 39 S., Hildesheim
- CEN/TC 230/WG 2/TG 1 N101a (2005): Water quality – Guidance on the selection of sampling methods and devices for benthic macroinvertebrates in freshwaters. - 28 pp.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (1998): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. - Bonn, 196 S.
- FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT WESER (2000): Gewässerstrukturkarte des Wesereinzugsgebietes. - Flussgebietsgemeinschaft Weser, Hildesheim. An der Scharlake 39, 31135 Hildesheim
- FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT WESER (2004): Wesergütebericht 2003. - Geschäftsstelle Weser, Hildesheim, 129 S.
- HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2004): Hessischer Gewässergütebericht zum Hessentag 2004. - CD-ROM der HLUG, Wiesbaden, www.hlug.de
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (2001): Gewässergütebericht 2000.- Oberirdische Gewässer 13/2001, Hildesheim, 40 S., ISSN 1434-2499
- SCHULZ, C.-J. (2003): Auswirkungen der Versalzung auf die Nitrifikation in Nordthüringer Fließgewässern. - Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (Braunschweig 2002), S. 574-579, Eigenverlag der DGL, ISBN-3-9805678-6-9, Werder
- THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2007): Die Beseitigung von Abwasser im Freistaat Thüringen. - Lagebericht 2006. - Jena, August 2007
- TITTIZER, T. & SCHLEUTER, A. (1986): Eine neue Technik zur Entnahme quantitativer Makrozoobenthos-Proben aus Sedimenten größerer Flüsse und Ströme. - Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, **30**, H.5/6: 147-149

Zur Entwicklung der aquatischen Flora und Primärproduktion im Zuge veränderter Salzeinleitungen in das Fließgewässer-Ökosystem der Werra.

Eckhard Coring & Jürgen Bäche

EcoRing, Lange Str. 9, 37181 Hardegsen, info@ecoring.de

Keywords: Flora, Makrophyten, Phytobenthos, Primärproduktion, Veränderungen, Salzbelastung, Werra

Einleitung

Das Fließgewässersystem der Werra wird durch zahlreiche anthropogen bedingte Gütestressoren beeinflusst. In der Vergangenheit führte insbesondere die von der Kali-Industrie verursachte, massive Versalzung zu einer weitgehenden biologischen Verödung der mittleren und unteren Werra. Weitergehende Informationen zu aktuell wirksamen Stressoren finden sich u.a. bei BÄTKE & CORING in diesem Berichtsband.

Verschiedene Sanierungsmaßnahmen seit Beginn der 90er Jahre des letzten Jahrhunderts führten zu einer deutlichen Entlastung der Werra mit salzhaltigen Abwässern (Abb. 1). Der vorliegende Betrag beschreibt die Auswirkungen verringerter Salzeinleitungen auf die Entwicklung der aquatischen Flora sowie der Primärproduktion in den versalzten Abschnitten der Werra.

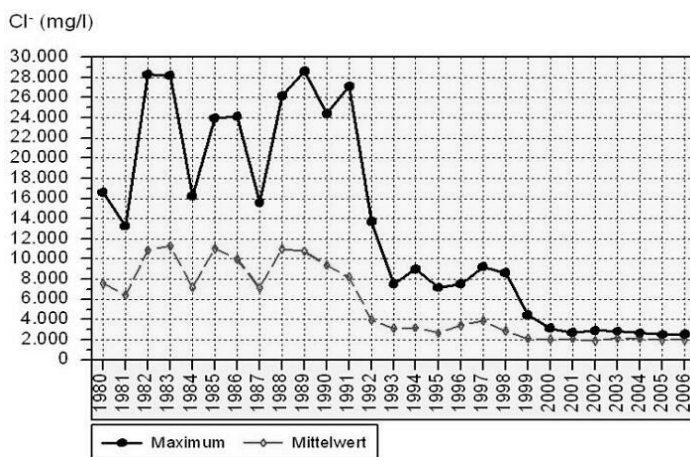


Abb. 1: Entwicklung der Chloridkonzentration an der Messstation Gerstungen im Zeitraum 1980 – 2006. Die Chloridkonzentrationen gingen in zwei Entlastungsschritten von Maximalwerten um 30 g/l Cl⁻ auf 2,5 g/l seit dem Jahr 2002 zurück. Zusätzlich wurde eine entscheidende Vergleichmäßigung der Chloridgehalte erreicht.

Datenbasis und Methoden

Alle durchgeführten Untersuchungen berücksichtigten die jeweils gültigen DIN, CEN und ISO-Normen bzw. Standards und erfüllen gleichzeitig die methodischen Ansprüche der aktuellen Verfahren im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL (vergl. PHYLIB 2006). Innerhalb der Versalzungsstrecke wird die benthische Kieselalgenflora, das Phytoplankton, die aquatischen Makrophyten sowie die quantitative Aufwuchsentwicklung unter Berücksichtigung saisonaler Aspekte regelmäßig untersucht. Die nachfolgende Auflistung gibt einen Überblick zur vorhandenen Datendichte:

- 6 Standorte in der Werra entlang des vorhandenen Salzgradienten
- Phytoplankton: monatlich während der Vegetationsperiode, Letzter Heller (n=22 seit 2004)
- Diatomeen: aktuell dreimal je Jahr an der Werra (n= 212 seit 1993)
- Makrophyten: 2006 und 2007 in Abständen von jeweils 1000 m im Abschnitt zwischen Vacha und Hedemünden (n=199)
- Benthische Primärproduktion: fluorometrische, flächenbezogene Messung des Chl a-Gehaltes inkl. Algenklassendifferenzierung mit dem Benthofluor der Firma bbe Moldaenke, monatlich während der Vegetationsperiode, Werra (n=33 seit 2004)
- Kontinuierliche Sondenmessungen für die Parameter Leitfähigkeit, Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert & Chlorophyll a an zwei Standorten, seit Juni 2007
- Experimentelle Untersuchungen mit Modellalgen: Kulturexperimente an den Universitäten Göttingen und Münster

Ergebnisse

Diatomeen

Diatomeen sind hervorragende Indikatoren für die Salinität von Gewässern. HUSTEDT (1937) erkannte diese Eigenschaft und formulierte ein Halobiensystem, dass in der Folge mehrfach modifiziert wurde. In Abhängigkeit von der Salztoleranz werden verschiedene Artengruppen unterschieden, wobei die Formen erhöhter Salztoleranz als halophil, mesohalob sowie polyhalob bezeichnet werden. ZIEMANN (1971) entwickelte auf der Basis dieses Systems einen Halobienindex, der zur Klassifizierung von Oberflächengewässern genutzt werden kann. In abgewandelter Form ist dieser Index auch Teil des Bewertungsverfahrens für die Teilkomponente „Diatomeen“ im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL (PHYLIB, 2006).

Angewendet auf den vorhandenen Datensatz, wird die Werra an den bearbeiteten sechs Standorten zwischen Breitung und Hann. Münden durchgängig als poly- bis hypertrophes Fließgewässer klassifiziert. Auf der Basis von PHYLIB (2006) wird der von der EG-WRRL geforderte „gute ökologische Zustand“ auf der gesamten untersuchten Strecke nicht erreicht. Diese Aussage gilt unabhängig von den Effekten der Salzeinleitungen und diffusen Salzzutritte.

Generell differenziert der Halobienindex nach ZIEMANN zuverlässig zwischen den versalzten (*Vacha bis Hann. Münden*) und nicht versalzten Strecken (*Breitungen bis Unterrohn*) der Werra. Dagegen ist der Index kein geeignetes Werkzeug, um die bisher erreichte Reduzierung der Salzbelastung in der Versalzungsstrecke angemessen darzustellen. Abbildung 2 zeigt die ermittelten Halobienindizes für die Standorte Gerstungen und Letzter Heller für den Zeitraum 1993 bis 2007. Obwohl die Salzbelastung in diesem Zeitraum um ca. 90% reduziert wurde, reagiert der Index nur undeutlich. Über den Betrachtungszeitraum ist kein Trend zu geringeren Werten erkennbar. Die Salzbelastung am Standort Gerstungen liegt aktuell durchschnittlich zwischen 2.000 und 2.300 mg/l Cl⁻. Durch Verdünnung mit salzfreien Zuflüssen reduziert sich die Salzbelastung bis zum Standort „Letzter Heller“ auf Durchschnittswerte zwischen 1.300 und 1.500 mg/l Cl⁻. Auch dieser abnehmende Salzgradient wird durch den Halobienindex bei Berücksichtigung des Gesamtzeitraums zwischen 1993 und 2007 nur unzureichend dargestellt.

Die dennoch vorhandene biologische Wirksamkeit der bisherigen Sanierungserfolge auf die Zusammensetzung der Kieselalgenflora wird in Abbildung 3 dargestellt. Am Standort „Letzter Heller“ wird exemplarisch deutlich, dass die Summenanteile meso- und polyhalober Arten an den Algen-gesellschaften seit 2003 drastisch zurückgegangen sind. Seit dem Jahr 2002 wird die Salzbelastung der Werra über eine Salzlaststeuerung geregelt, die das Einhalten der gültigen Grenzwerte von

2.500 mg/l am Pegel Gerstungen ermöglicht und zusätzlich zu einer Vergleichmäßigung der Salzkonzentrationen in der unteren Werra geführt hat. Limnische Bedingungen werden dennoch nicht erreicht.

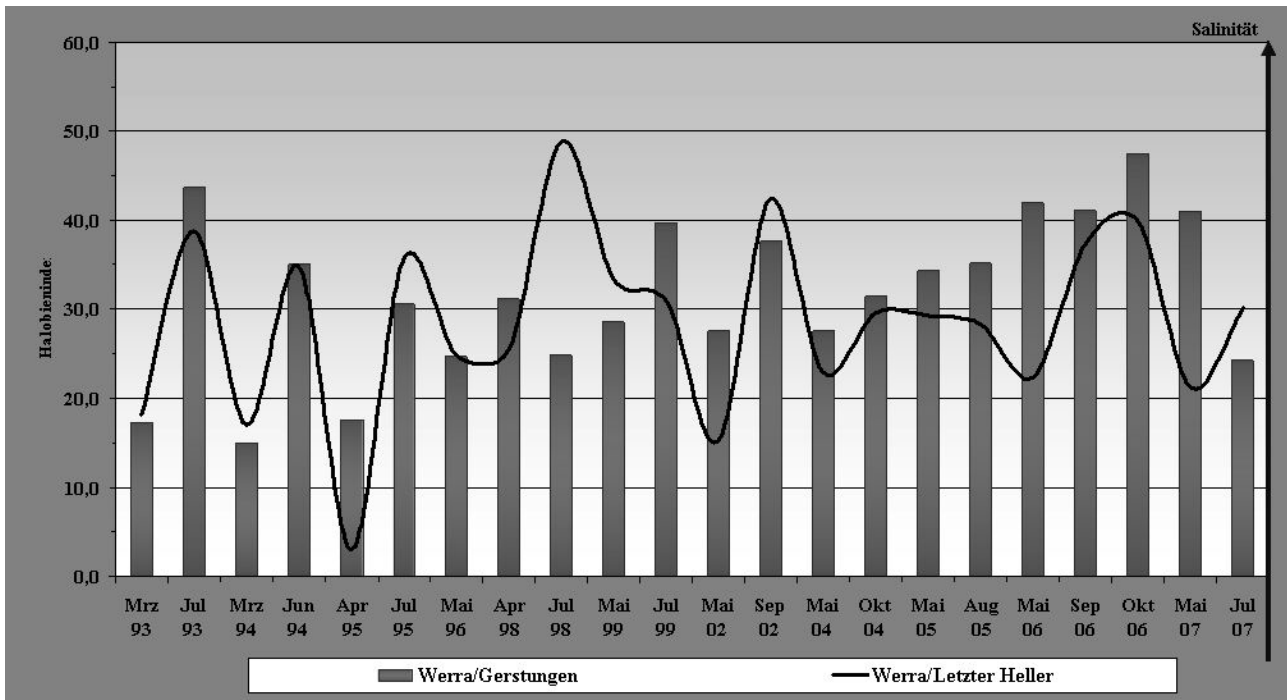


Abb. 2: Entwicklung der Halobienindizes nach ZIEMANN in der modifizierten Fassung nach PHYLIB (2006) an den Standorten Gerstungen und Hedemünden/Letzter Heller

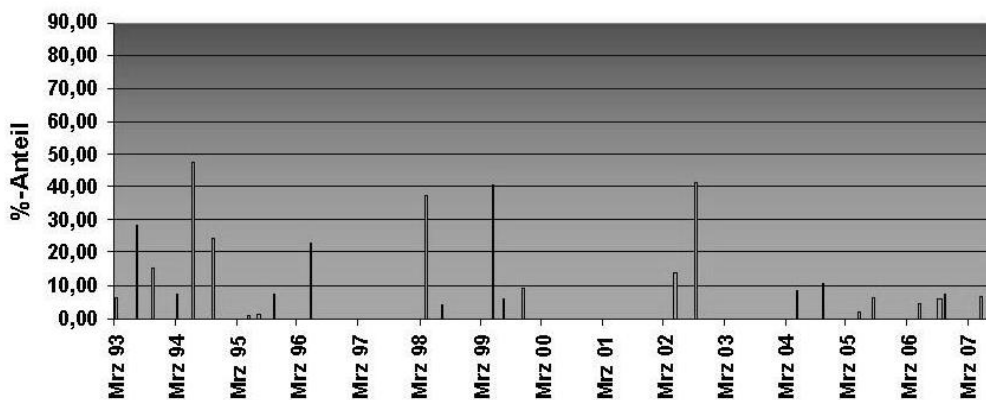


Abb. 3: Entwicklung der Summenanteile mesohalober und polyhalober Diatomeenarten an den Diatomeengesellschaften des Stadorts „Letzter Heller“ zwischen 1993 und 2007

Makrophyten

Bis zum Jahr 2002 fehlten aquatische Makrophyten in der Versalzungszone der Werra nahezu vollständig. Durch das Routinemonitoring wurde in den folgenden Jahren eine stetige Ausbreitung der Makrophyten beobachtet. Im Jahr 2006 wurde im Rahmen einer Bootsbereisung eine umfassende Bestandskartierung auf einer Fließstrecke von ca. 100 km durchgeführt. In Abständen von 1.000 m wurden jeweils komplette Querprofile aufgenommen. Im Ergebnis zeigte sich, dass aquatische Makrophyten im Jahr 2006 bereits die gesamte Versalzungszone besiedelten. Eine gleich angelegte Wiederholungskartierung erbrachte zusätzlich den Nachweis, dass die Ausbreitung der Makrophyten in der Werra sich auch im Jahr 2007 weiter fortgesetzt hat. An der Mehrzahl der Standorte wurden im Vergleich zu 2006 mehr Arten und auch höhere Quantitäten nachgewiesen.

Artanzahl:	2006	2007
	9	11 (12)
Makrophyten	Anzahl Nachweise 2006	Anzahl Nachweise 2007
<i>Callitriche stagnalis</i>	2	7
<i>Elodea canadensis</i>	-	5
<i>Fontinalis antipyretica</i>	3	10
<i>Lemna minor</i>	1	11
<i>Myriophyllum spicatum</i>	3	7
<i>Nuphar lutea</i>	-	1
<i>Polygonum amphibium</i>	8	12
<i>Potamogeton crispus</i>	1	3
<i>Potamogeton pectinatus</i>	93	66
<i>Potamogeton pectinatus</i> (f. <i>zosteraceus</i>)	-	23
<i>Ranunculus aquatilis</i>	-	2
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	1	2
<i>Zannichellia palustris</i>	2	
Makroalgen		
<i>Cladophora</i> spp.	26	43
<i>Enteromorpha interstitialis</i>	67	67

Abb. 3: Gegenüberstellung der Kartierungsergebnisse für die aquatischen Makrophyten im Abschnitt zwischen Vacha und Hedemünden aus den Jahren 2006 und 2007

Phytoplankton

Parallel zu der nachgewiesenen Ausbreitung von Makrophyten in der mittleren und unteren Werra wurden am Standort „Letzter Heller“ seit 2004 signifikant rückläufige Zellzahlen/l und Biovolumina des Phytoplanktons

nachgewiesen. Es bleibt weiteren Untersuchungen vorbehalten, einen eindeutigen Zusammenhang zwischen der Ausbreitung von Makrophyten und dem Rückgang der Planktonentwicklung in der Werra nachzuweisen.

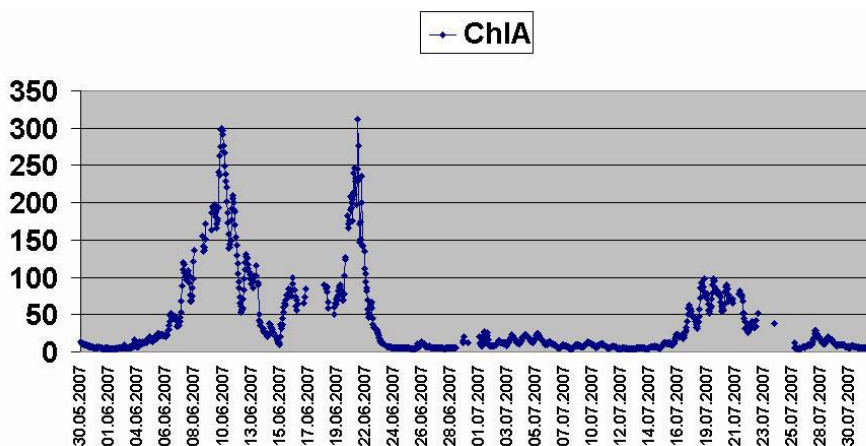


Abb. 4: Fluorometrisch gemessene Chlorophyll a-Konzentrationen am Standort Eschwege in µg/l (Stundenmittelwerte für den Zeitraum Mai – August 2007).

Allgemein bleibt an dieser Stelle festzuhalten, dass die Primärproduktion der Werra deutlich über dem Niveau vergleichbarer deutscher Fließgewässer

liegt (vergl. DVWK 1998). Kontinuierliche Sondenmessungen des Chlorophyll a-Gehaltes an verschiedenen Standorten der Werra weisen auch aktuell noch extreme Planktonentwicklungen nach. So wurden an dem durch verschiedene Stauhaltungen beeinflussten Standort Eschwege auch im Jahr 2007 massive Biomassenentwicklungen nachgewiesen (Abb. 4). Als eine Ursache für die regelmäßigen Planktonblüten muss die gegebene erhebliche Nährstoffbelastung der Werra angesehen werden (HLUG 2004). Zusätzlich wirken jedoch auch strukturelle Degradationen und hier insbesondere Staustrecken fördernd auf die Planktonentwicklungen der Werra. Vergleichsmessungen an einem nur geringfügig durch Stauhaltungen beeinflussten Standort (Spichra) oberhalb von Eschwege, ergaben für 2007 Produktionsraten für das Freiwasser der Werra, die um den Faktor 10 erniedrigt waren.

Experimentelle Untersuchungen

Im Rahmen von Freilandexperimenten konnte nachgewiesen werden, dass die quantitative Entwicklung des Phytobenthos innerhalb der Versalzungsstrecke deutlich erhöht ist. Diese Beobachtung konnte auch im Rahmen von Laborexperimenten nachvollzogen werden (VÖLLER, 1996). Wachstumsversuche mit der ausgewählten Modellalge *Cyclotella meneghiniana* belegen deutlich erhöhte Wachstumsraten in dem durch Salzabwässer stark belasteten Werrawasser des Standortes Gerstungen (Abb. 5). Folgeversuche weisen dabei insbesondere dem Kalium eine wachstumsfördernde Wirkung zu. Daneben bleibt jedoch die steuernde Wirkung der gegebenen Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen im Flusswasser erhalten. Das aktuell in der Werra vorhandene Potential an Makronährstoffen schließt eine klassische Nährstofflimitierung der Primärproduktion derzeit aus.

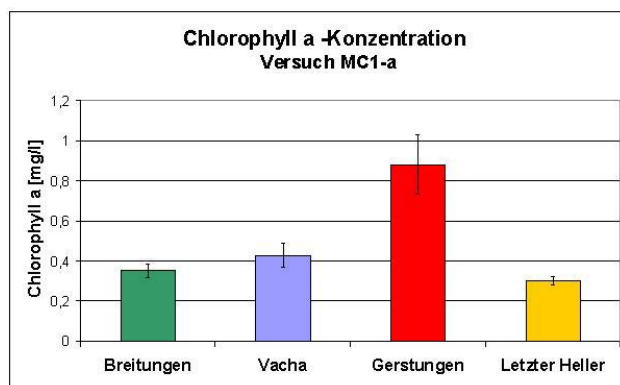


Abb. 4: Gemessene Chlorophyll a-Konzentrationen in Kulturversuchen mit *Cyclotella meneghiniana* in verschiedenen Standortwässern der Werra (nach Völler, 2006)

Zusammenfassung

Die seit 2002 wirksame Vergleichsmäßigung und Senkung der Chloridkonzentrationen bewirken eine allmähliche positive Entwicklung der aquatischen Flora in der Werra. Räumlich hochauflösende Makrophytenkartierungen belegen die Ausbreitung höherer Wasserpflanzen in der mittleren und unteren Werra. Parallel dazu ist ein Rückgang in der quantitativen Entwicklung von Planktonblüten nachweisbar. Zugleich wurden auch für die Kieselalgen deutlich positive Veränderungen in der Zusammensetzung der Algengesellschaften nachgewiesen. Aus den Daten ist abzuleiten, dass die Entwicklung/Sukzession des Ökosystems noch nicht abgeschlossen ist. Hohe Nährstoffbelastungen, Abwassereinleitungen und strukturelle Degradation sind als zusätzliche Stressoren neben der Salzbelastung in der Werra wirksam. Die Bedeutung der vorgenannten Stressoren für die aquatische Flora wurde im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen eindeutig nachgewiesen. Aus dem bisherigen Kenntnisstand ist abzuleiten, dass eine umfassende Verbesserung des ökologischen Zustandes der Werra nur durch weitergehende Sanierungsmaßnahmen erreicht werden kann, die alle wirksamen Stressoren gleichermaßen berücksichtigen.

Literatur

- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (1998): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. - Bonn, 196 S.
- HLUG (HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2004): Hessischer Gewässergütebericht zum Hessentag 2004. - CD-ROM der HLUG, Wiesbaden, www.hlug.de
- HUSTEDT, F. (1937): Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra nach dem Material der Deutschen Limnologischen Sunda-Expedition. Teil 1. Systematischer Teil, Fortsetzung. – Archiv für Hydrobiologie Supplement **15**: 187-295.
- PHYLIB (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. – Stand Januar 2006, Bayrisches Landesamt für Umwelt, München.
- VÖLLER, E. (2006): Phytoplanktonproduktion der Werra: Kulturexperimente zu Wachstums- und Produktionsleistung ausgewählter Planktonalgen unter besonderer Berücksichtigung der Salinität und Erdalkalikonzentrationen. - Dipl.-Arbeit Universität Göttingen, 138 S.
- ZIEMANN, H. (1971): Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. - Limnologica **8** (2): 505-525

(Mögliche) Verlierer und Gewinner des Klimawandels innerhalb der Insektenordnung Plecoptera (Steinfliegen)

Armin Lorenz¹ & Wolfram Graf²

¹ Universität Duisburg-Essen, Fachbereich Biologie & Geographie, Abt. Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, armin.lorenz@uni-due.de,

² Universität für Bodenkultur, Wien, Institut für Hydrobiologie & Gewässermanagement, wolfram.graf@boku.ac.at

Keywords: Steinfliegen, Ökoregionen, Autökologie, Klimawandel, Temperatur, kalt-stenotherm

Einleitung

In Europa sind bislang 508 Plecopterenarten (und Unterarten) bekannt, die zu 39 Gattungen in 7 Familien gehören. Sie sind von Südspanien bis Nordnorwegen verbreitet und kommen sowohl auf Island als auch auf Kreta vor. Die Mitglieder dieser urtümlichen Insektenordnung sind überwiegend Fließgewässerbewohner, die vom Krenal bis zum Potamal alle Gewässerzonen besiedeln. Ihr Vorkommens-Schwerpunkt liegt aber in kalten Bergbächen. Sie sind stark sauerstoffbedürftig und gelten gemeinhin als „kalt-stenotherm“. Ihre Flugfähigkeit ist im Allgemeinen eingeschränkt - einige Arten haben keine, andere stark verkürzte Flügel; ihre Ausbreitungsfähigkeit wird als gering angesehen, wodurch sie auch für zoogeographische Analysen wesentliche Indikatoren sind (Zwick 2000).

Bezogen auf die Ökoregionen nach Illies (1978) sind mehr als die Hälfte aller Steinfliegenarten Europas, nämlich 58,6 % Endemiten, d.h. sie kommen nur in einer Ökoregion vor. Trotz ihrer relativ groben Einteilung bildet die Verbreitung auf ökoregionaler Basis die naturräumlichen und entstehungsgeschichtlichen Verhältnisse weit besser ab als Checklisten innerhalb politischer Grenzen. Sie spiegeln homogene Landschaftsräume mit eigenständigen Zönosen wider.

Betrachtet man die Artenzahlen in den einzelnen Ökoregionen, so zeigt sich ein deutlicher Nord-Süd-Gradient. Die nordeuropäischen sowie die Ökoregionen mit Tieflandcharakter weisen zwischen 10 und 40 Arten auf. In den montanen und alpinen Regionen Mittel- und Südeuropas ist ihre Diversität hingegen viel stärker ausgeprägt (zwischen 80 und 150 Arten).

Als prägendes Element der Verbreitung und Evolution von Plecopteren in Europa der letzten 500.000 Jahre werden - neben anthropogenen Einflüssen - die Eiszeiten angesehen. Die oszillierenden Klimaverhältnisse der letzten Jahrtausende führten zu Regression und Expansion von Populationen, deren Resultat die heutige Verbreitung der Arten darstellt. Als glaziale Refugialräume werden dabei vor allem die (arten- und endemitenreichen) mediterranen Halbinseln angesehen, in denen sich aus isolierten Populationen eine Fülle neuer Arten entwickelte.

Diesem Ist-Zustand folgt nun die nächste große Herausforderung für die Plecopteren: Der Klimawandel, namentlich in Europa eine prognostizierte Warmperiode. Mit diesem Beitrag wollen wir

der Frage nachgehen: Wie ändert sich das Klima und welche Entwicklungstendenzen können wir daraus für die Ordnung Plecoptera in Europa ableiten.

Material und Methoden

Datenbasis

Die Auswertungen beruhen auf einer Datenbank (Euro-limpacs Consortium 2007) aller europäischen Plecoptera basierend auf Literaturdaten (ca. 1000 Literaturzitaten) sowie der Befragung von Experten, in der sowohl Verbreitungsdaten auf Ökoregionsebene als auch autökologischen Informationen (z.B. Biozönotischen Region, Höhenpräferenz, Flugzeit, Temperatur-Präferenz, etc.) zusammengestellt wurden.

Weiterhin wurde für die europäischen Ökoregionen mit Hilfe des Hadley Centre CM3 Modells das A2 Szenario berechnet und somit Temperatur-Daten und Niederschlagsdaten ausgewertet.

Für die Analysen wird die momentane Verbreitung der Plecoptera und rezente Klimadaten (Vergleichszeitraum: 1971-2000) dem Prognosezeitraum (2071-2100) gegenübergestellt und mögliche Reaktionen der Fauna skizziert.

Ergebnisse und Diskussion

Klima

In allen Ökoregionen Europas wird es zu einer Erhöhung der Jahresmitteltemperatur kommen. Diese fällt stärker in den kontinentalen Ökoregionen aus und schwächer in den atlantischen; ein West-Ost Gradient ist sichtbar mit ca. 2°C Erhöhung in Irland und mehr als 5°C in der Taiga und den östlichen Tiefländern. Auch bei der Menge des Jahresniederschlages wird stark variieren. Aus hydrologischer Sicht ergibt sich ein Nord-Süd-Gradient mit gleich bleibenden Jahresniederschlägen in Zentraleuropa bei Abnahmen in Süd- und Zunahmen in Nordeuropa.

Diese Änderungen sind darüber hinaus stark saisonal unterschiedlich. Obwohl die Prognosen lokal sehr unterschiedlich ausfallen, kann von einer generellen Erwärmung ausgegangen werden. Hydrologische, und damit für Fließwasserorganismen durchaus essentiell relevante Veränderungen sind hingegen z. Zt. auf größerer Ebene nicht fassbar und werden daher aus den Analysen ausgeklammert.

Krenal

Laut Schwoerbel (2005) ist die Quelltemperatur ein Abgleich der mittlere Jahrestemperatur einer Region (sinkt dabei mit steigender Höhe und geographischen Breite). In den Ökoregionen 9 (Zentrale Mittelgebirge) und 14 (Zentrales Tiefland) liegt diese Temperatur im Beobachtungszeitraum (1971-2000) bei 8°C. Für den Zeitraum 2071-2100 wird eine Erhöhung auf 12°C prognostiziert. Diese erhebliche Temperaturerhöhung wird, falls sie sich wie beschrieben auf die Quelltemperatur auswirkt, eine Veränderung der Quellfauna bedeuten. Laut Datenbank könnten dann zwischen 13 % und 36 % der Arten der Deutschland betreffenden Ökoregionen von der Veränderung ihres Lebensraumes betroffen sein (Tabelle 1).

Tabelle 1: Longitudinale Präferenz für das Krenal (Taxa der Datenbank mit mindestens 5 Punkten bei der Zonationseinstufung für Krenal (bei einem 10-Punkte-System)).

Ökoregion	Betroffene Arten	Prozent
Alpen	53	35,8
Zentrale Mittelgebirge	26	26,5
Westliche Mittelgebirge	25	26,9
Zentrales Tiefland	6	13,3

Rhithral

Laut langjährigen Temperaturuntersuchungen von Haidekker (2004) unterscheidet sich der Mittelgebirgsbach (Typ 5 nach Pottgiesser & Sommerhäuser 2004) vom Mittelgebirgsfluss (Typ 9 nach Pottgiesser & Sommerhäuser 2004) nur in wenigen Temperaturparametern signifikant (Tabelle 2).

Tabelle 2: Ausgewählte, signifikant ($p < 0,05$) unterschiedliche Temperaturparameter (°C) zwischen Mittelgebirgsbächen und –flüssen (verändert nach Haidekker, 2004)

	MG-Bach	MG-Fluss
Monatsmittel-Temperatur Mai	11,0 ± 0,8	13,1 ± 0,8
Monatsmittel-Temperatur August	13,4 ± 0,9	15,8 ± 0,9
Jahres-Amplitude	9,7 ± 1,1	12,6 ± 1,3

Der Mittelgebirgsbach ist somit stark von der Quelltemperatur geprägt und seine Jahresamplitude ist dadurch gedämpfter als die des Mittelgebirgsflusses (das Meta- und Hyporhithral), welcher stärker von der Umgebungstemperatur abhängig ist. Der signifikante Unterschied von 2°C in den Sommermonaten kann durch Temperaturerhöhungen in Folge des Klimawandels im Prognosezeitraum überschritten werden. Dies würde Mittelgebirgsbäche oder zumindest Abschnitte von Mittelgebirgsbächen, die temperaturbedingt als Epirhithral bezeichnet werden können in den Temperaturbereich von Mittelgebirgsflüssen verschieben. Von dieser Veränderung wären besonders stenotope Epirhithralbesiedler betroffen, die laut Datenbank zwischen 20 und 41 % der Arten darstellen, die in den betreffenden Ökoregionen Deutschlands vorkommen (Tabelle 3).

Tabelle 3: Longitudinale Präferenz für das Epirhithral (Taxa der Datenbank mit mindestens 5 Punkten bei der Zonationseinstufung für Epirhithral).

Ökoregion	Betroffene Arten	Prozent
Alpen	62	41,9
Zentrale Mittelgebirge	34	34,7
Westliche Mittelgebirge	28	30,1
Zentrales Tiefland	9	20,0

Temperaturpräferenz

Obwohl die Mehrheit der Plecoptera gemeinhin als kalt-stenotherm gilt (Zwick 1980), sind wenige stenotope und mittlerweile stark gefährdete Flussarten bekannt. Daneben sind einige Arten laut unserer Literaturrecherche relativ insensitive hinsichtlich dem Faktor Temperatur. Dennoch sind in den Gebirgsregionen besonders in den Alpen weit mehr Arten kalt-stenotherm klassifiziert als in den Tieflandökoregionen und damit bei einer allgemeinen Temperaturerhöhung im Rahmen des Klimawandels in ihren Lebensräumen gefährdet (Tabelle 4).

Tabelle 4: Temperaturpräferenz „kalt-stenotherm“ (Taxa der Datenbank mit der Einstufung „kalt-stenotherm“).

Ökoregion	Betroffene Arten	Prozent
Alpen	107	78,7
Zentrale Mittelgebirge	54	62,8
Westliche Mittelgebirge	61	64,9
Zentrales Tiefland	14	34,2

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Obwohl Habitate schwer trennbare und komplexe Faktorengefüge darstellen, die Hydrologie, Konkurrenz, Nahrungsressourcen, Struktur und Chemismus etc. umfassen ist die Wassertemperatur besonders bei kälteliebenden Organismen wie Steinfliegen ein Generalfaktor, der ihre rezente Verbreitung maßgeblich mitgestaltet hat. Daher sind unsere Aussagen zwar grob vereinfachend, können aber dennoch Entwicklungsszenarien skizzieren.

Aufgrund der Klimavoraussagen und der autökologischen Informationen über die Arten sind Steinfliegen stark gefährdet und somit hypothetisch Verlierer des Klimawandels, die:

- Quellen besiedeln, da diese Arten häufig niedrige Temperatur benötigen, sich die Quelltemperatur aber signifikant ändern wird
- das Epirhithral von Gewässern besiedeln, da die Zone des Epirhithrals sich stark verkürzen wird und somit der Lebensbereich der Epirhithralarten stark verkleinert
- kalt-stenotherm sind, da sich die Wassertemperaturen allgemein erhöhen werden und somit nur noch wenige Nischen für streng kalt-stenotherme Arten vorhanden sein werden
- allgemein die Bachzone (Rhithral) von Fließgewässern besiedeln, da Bäche in den Temperatur-Bereiche von Flüssen rücken und somit Flussbesiedler die Bachbesiedler ablösen.

Hypothetische Gewinner des Klimawandels sind die Arten, die:

- Unterläufe von Fließgewässern besiedeln, da sich die Mittelläufe von Fließgewässern den Temperaturbereichen von Unterläufen angleichen werden und sich somit der potentielle Lebensraum der Unterlaufarten stark vergrößert

- warm-stenotherm sind, da sich ihr Lebensraum durch die allgemeine Temperaturerhöhung der Gewässer stark vergrößern wird
- eurytherm sind, da sie einen Konkurrenzvorteil gegenüber den stenotopen Arten haben
- allgemein die Flusszone von Fließgewässern (Potamal) besiedeln, da die Temperatur von Bächen sich den Temperatur-Bereichen von Flüssen annähern und somit Flussbesiedler die Bachbesiedler ablösen können.

Ausblick

Die Datenbank-Auswertung steht erst am Anfang und wird fortgeführt. Der Fokus liegt hierbei auf weiteren autökologischen Parametern wie Entwicklungs- und Flugzeiten oder Austrocknungsresistenzen um den hydrologischen Faktor verstärkt bei den Analysen zu berücksichtigen. Des weiteren werden die Ausbreitungs- bzw. Klimawandel-Vermeidungsstrategien der Arten wie z.B. die potentielle Migrationfähigkeit in geographisch höher liegende Bereiche oder flussaufwärts liegende Bereiche näher untersucht.

Danksagung

Diese Auswertung fand im Rahmen des der EU finanzierten Projektes Euro-limpacs (EC contract no. GOCE-CT-2003-505540; www.eurolimpacs.ucl.ac.uk) statt und ist Teil einer großen Datenbankauswertung zu verschiedenen Organismengruppen.

Literatur

- Euro-limpacs Consortium: Freshwaterecology.info - The Taxa and Autecology Database for Freshwater Organisms. Available from www.freshwaterecology.info - Version 3.1 – 02/2007
- Haidekker, A. (2004): The effect of water temperature regime on benthic macroinvertebrates. A contribution to the ecological assessment of rivers. Dissertation Universität Duisburg-Essen, unveröffentlicht.
- Illies, J. (1978): Limnofauna Europaea. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., Calmano, W., Wilken, R.-D. & Klapper, H. (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.
- Schwoerbel, J (2005): Einführung in die Limnologie. 8.Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Zwick, P. (1980). 7. Plecoptera (Steinfliegen). In: Handbuch der Zoologie – Eine Naturgeschichte der Stämme des Tierreichs, Hrsg: J.G. Helmcke, D. Starck, H. Wermuth Walter de Gruyter, Berlin - New York. Bd. 4 / 2. Hälfte / 2. Teil, 115 Seiten.
- Zwick, P. (2000): Phylogenetic System and Zoogeography of the Plecoptera. Annu. Rev. Entomol. 45:709-746.

Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte der Elbe

Katrin Quiel, Helmut Fischer, Volker Kirchesch & Andreas Schöl

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, k.quiel@web.de, helmut.fischer@bafg.de, volker.kirchesch@bafg.de, schoel@bafg.de

Keywords: Klimawandel, Modellierung, Elbe, Gewässergüte, Phytoplankton

Einleitung

Der globale Wandel beeinflusst in vielfältiger Weise die Ökologie von Fließgewässern. Dabei setzen veränderte Rahmenbedingungen in den komplexen Ökosystemen vielfältige Wirkungsketten mit zum Teil gegenläufigen Effekten in Gang. Um genauere Aussagen zu den letztlich resultierenden Veränderungen in der Wasserbeschaffenheit treffen zu können, ist eine Quantifizierung der Prozesse und ihrer Einflussfaktoren notwendig. Hierfür eignet sich das deterministische Gewässergütemodell QSim, das die komplexen Wechselwirkungen und Prozesse in einem Fließgewässer abbildet und Änderungen von Zustandsgrößen wie Chlorophyll-*a* und Nährstoffkonzentrationen berechnet (Kirchesch & Schöl 1999, Schöl et al. 2002). Die Chlorophyll- und Gesamtphosphorkonzentrationen sind relevante Indikatorgrößen für die Bewertung des Gewässerzustandes nach EU-WRRL. Somit sind Untersuchungen zur Entwicklung dieser Güteparameter unter zukünftigen klimatischen und sozioökonomischen Bedingungen von besonderem Interesse. In der vorliegenden Arbeit wird untersucht, wie sich veränderte klimatische Bedingungen auf die Wasserbeschaffenheit der Elbe auswirken. Dazu wird aufbauend auf einer Referenzmodellierung, die den aktuellen Zustand der Wasserbeschaffenheit der Elbe widerspiegelt, eine Modellierung von Klimarealisationen durchgeführt und deren Auswirkung auf die Phytoplanktonentwicklung dargestellt.

Die Elbe ist geprägt durch ein starkes Algenwachstum und einen entsprechend hohen Stoffumsatz auf der Fließstrecke. Im Unterlauf werden sehr hohe sommerliche Chlorophyllkonzentrationen mit Maximalwerten bis zu 350 µg/l erreicht. Die Konzentrationen gelöster Nährstoffe (P, N, Si) sinken im Längsverlauf deutlich ab und führen zeitweise zur Limitierung des Algenwachstums.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Für die Modellierung des Elbestroms mit QSim wurde ein 700 km langer Streckenabschnitt von Obříství (CZ-km 114) bis zum Wehr Geesthacht (km 585) betrachtet. Im tschechischen Teil der Modellstrecke befinden sich mehrere Staustufen. Kurz unterhalb von Obříství mündet die Moldau in die Elbe, die ebenfalls durch Stauhaltungen geprägt ist. Weitere bedeutende Nebenflüsse sind Ohře, Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel.

Modellaufbau und -funktionalität

Zur Abbildung des Untersuchungsabschnittes wurden Daten zur Gewässerbettmorphologie, Wehrstrukturen und Zuflüssen (Nebenflüsse, Einleiter) in QSim eingespeist. Aufbauend auf einer hydraulischen Modellierung der Abflusssituation wurden die Stofftransport- und -umsatzprozesse auf der Fließstrecke im Jahresverlauf berechnet. Dabei wurden die Startbedingungen zur Wasserbeschaffenheit am oberen Modellrand und den Zuflüssen sowie die Wetterdaten von 5 Wetterstationen entlang der Elbe vorgegeben.

Referenzzeitraum

Zur Dokumentation des aktuellen Zustands und als Vergleichsbasis für die zu modellierenden Klimarealisierungen diente der Referenzzeitraum 1996-2004. Aufgrund der starken zwischenjährlichen Schwankungen im Abfluss- und Wettergeschehen und somit auch in den Gewässergüteparametern wurden die Messdaten aus diesem Zeitraum gemittelt (Güteparameter: Monatsmittel, Abflussdaten: Mediane der Tagesmittel), um ein möglichst repräsentatives Bild der Referenzsituation zu erhalten.

Eingangsdaten

Als Eingangsdaten für die Referenzmodellierung (RefM) dienten die über den Referenzzeitraum gemittelten Messdaten vom oberen Modellrand und den Zuflüssen. Die Zooplanktonzahlen wurden aus den Chlorophyllkonzentrationen abgeleitet, da nur vereinzelte Messdaten zum Modellgebiet vorlagen.

Für die Klimarealisierungen wurden Eingangsdaten von Projektpartnern aus dem Modellverbund GLOWA-Elbe verwendet. Aus 100 Realisationen des Zeitraumes 2004 bis 2055 mit dem Klimamodell STAR des Potsdamer Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) wurden jeweils 2 sehr trockene und 2 sehr feuchte Jahresgänge ausgewählt, um die Bandbreite möglicher Entwicklungen des Wettergeschehens zu berücksichtigen. Die 2 Jahre dienten gemittelt als Grundlage für jeweils eine Realisationsmodellierung „trocken“ (ReaT) bzw. „feucht“ (ReaF) mit QSim. Die zugehörigen Abflussdaten für den oberen Modellrand und die Zuflüsse wurden mit dem Modell SWIM des PIK berechnet. Eingangskonzentrationen für Stickstoff und Phosphor wurden aus dem Modell MONE-RIS des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) übernommen. Für alle weiteren Güteparameter, zu denen keine Modellaussagen für Modellrand und Zuflüsse vorlagen, wurden die gemittelten Messwerte des Referenzzeitraumes eingesetzt.

Validierung

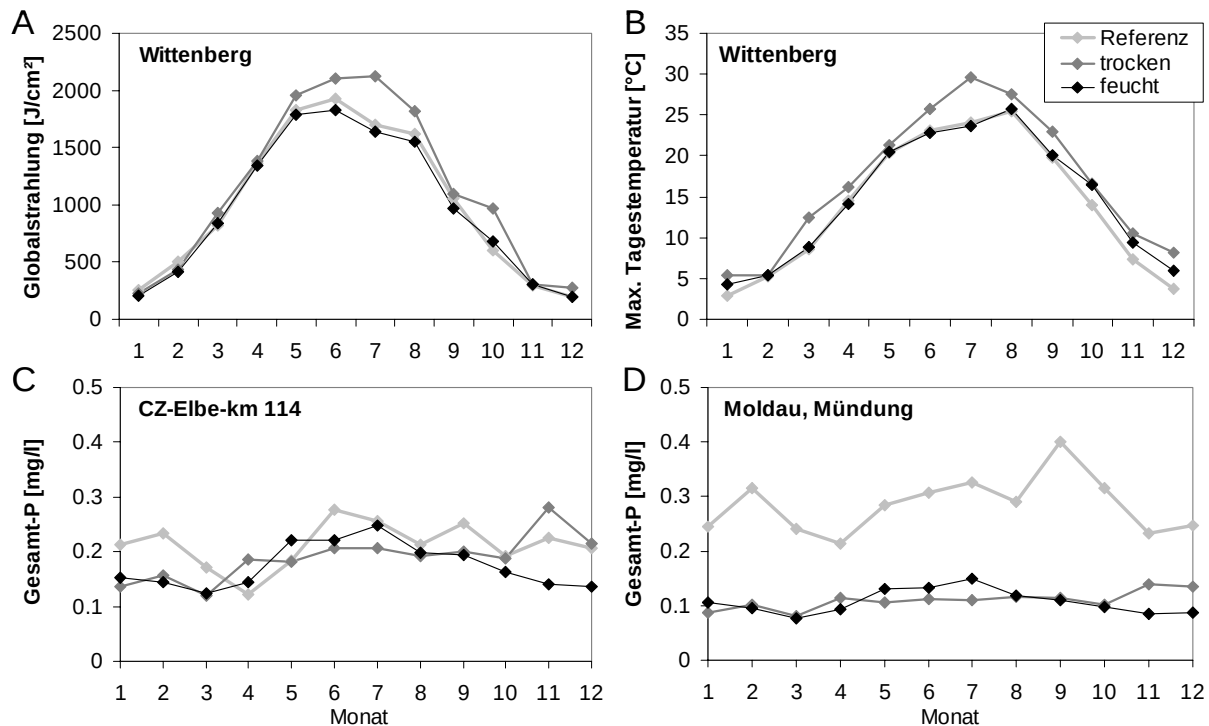
Der Vergleich von RefM mit den über den Referenzzeitraum gemittelten Messdaten verschiedener Messstationen an der Elbe diente der Validierung der Modellergebnisse.

Ergebnisse

Eingangsdaten

Die klimatischen Parameter Globalstrahlung und Temperatur unterschieden sich zwischen RefM und ReaF kaum (Abb.1 A,B). Dagegen wies ReaT im Sommer deutlich höhere Werte auf. Die Abflüsse waren in ReaT meist etwas niedriger als bei RefM, im September bis November jedoch deutlich geringer (Abb.2 B). Für ReaF lagen die Abflüsse fast das ganze Jahr weit über dem Referenzniveau. Die eingehenden Nährstoffkonzentrationen waren für beide Realisationen niedriger als für RefM (u.a. Abb.1 C,D).

Abb. 1: Vergleich der Eingangsdaten für Referenz- und Realisationsmodellierungen: Globalstrahlung (A) und maximale Tagestemperatur (B) der Wetterstation Wittenberg, Gesamtposphorkonzentrationen am oberen Modellrand Obříství (C) und der Moldau im Mündungsbereich (D)



Modellrechnungen

Die erhöhten Lufttemperatur- und Globalstrahlungswerte für **ReaT** zeigten sich in einer ebenfalls erhöhten Wassertemperatur (Abb.2 G). Die Auswirkung auf das Lichtklima war allerdings sehr gering, die Limitierung der Bruttoproduktion des Phytoplanktons durch Lichtmangel ähnelte dem Referenzzustand (Abb.2 H). Während die Grazingrate für ReaT deutlich höher war als in RefM (Abb.2 C), lagen die Chlorophyllkonzentrationen auf vergleichbarem Niveau. Lediglich im September bis November, bei extrem niedrigen Abflusswerten, wurden um ein Vielfaches höhere Werte erreicht (Abb.2 A,B). Das Phytoplankton wurde trotz niedrigerer Eingangskonzentrationen für P und N nicht stärker durch Nährstoffmangel limitiert (Abb.2 D). Die Konzentrationen von Nitratstickstoff im Unterlauf der Elbe erreichten kaum limitierende Werte (Abb.2 F). Für Phosphor sanken die Werte langfristig auf Null (Abb.2 E), ohne jedoch eine stärkere Limitierung zu bewirken.

Für **ReaF** waren die Wassertemperaturen vergleichbar mit RefM, entsprechend den sehr ähnlichen klimatischen Eingangsdaten. ReaF wies bei zur Referenz ähnlichen Grazingraten deutlich niedrigere Chlorophyllkonzentrationen auf. Entsprechend gering war die Nährstoff- und Lichtlimitierung der Bruttoproduktionsrate des Phytoplanktons.

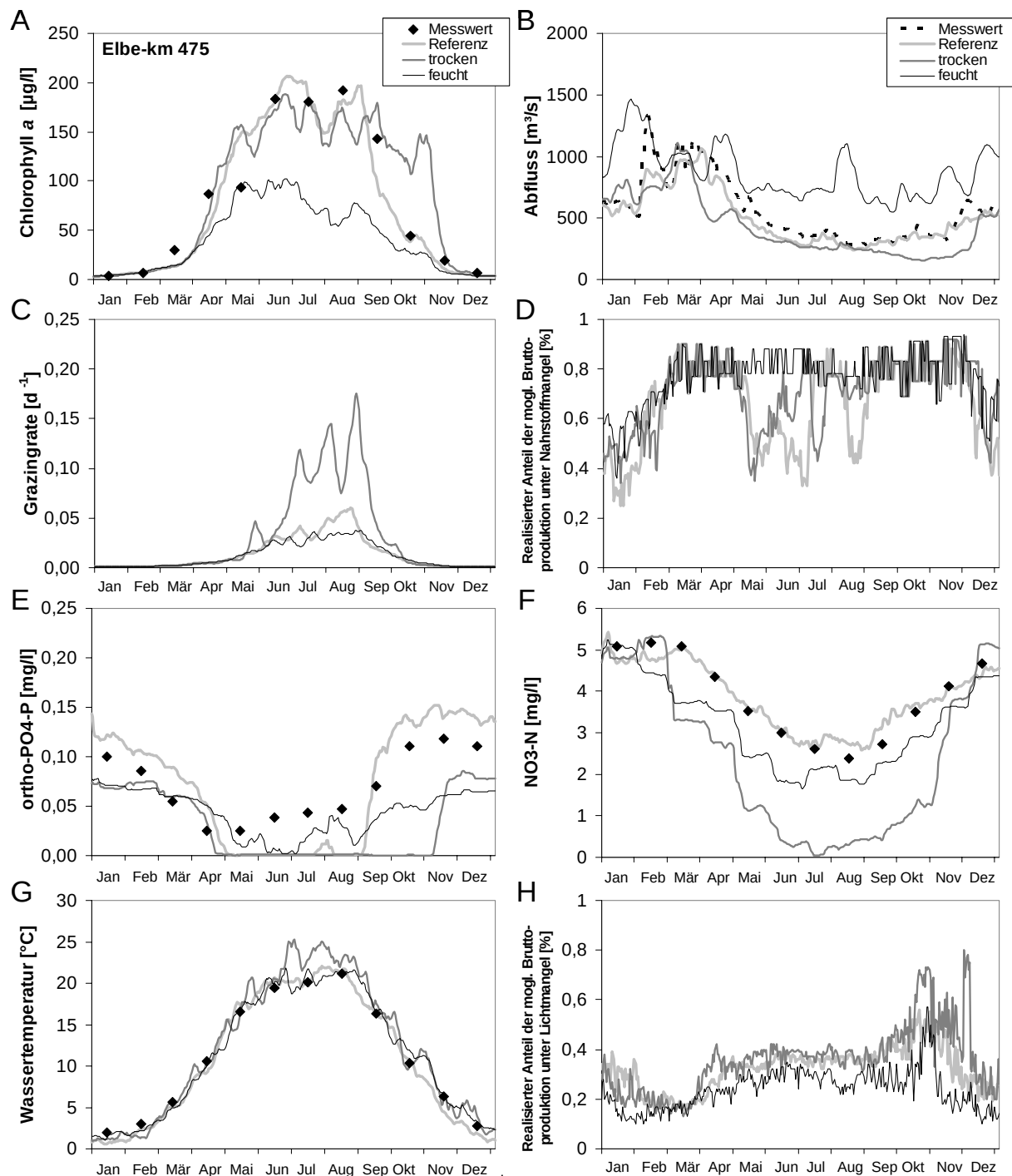
Diskussion

Für **ReaT** konnte eine im Vergleich zu RefM veränderte Algenentwicklung grundsätzlich nur aus den reduzierten Abflüssen, den erhöhten Temperatur- und Strahlungswerten und/oder den verringerten Nährstoffkonzentrationen resultieren. Eine Wirkung von Temperatur und Strahlung war nicht zu verzeichnen. Das Phytoplankton der Elbe wird durch Kieselalgen dominiert, für die in QSim ein Temperaturoptimum von 20°C (eigene Untersuchungen) verwendet wird, das bereits in RefM in den Sommermonaten erreicht wurde. Zu einer Verschiebung des Artenspektrums (in QSim

Unterscheidung nach Großgruppen) kam es nicht, wohl weil das Temperaturoptimum von Grün- und Blaualgen deutlich höher liegt (27 bzw. 26°C, eigene Untersuchungen, Bowie et al. 1985). Hingegen verstärkte der reduzierte Abfluss über verlängerte Aufenthaltszeiten das Algenwachstum, ebenso aber auch das Zooplanktonwachstum. Die hohen Grazingraten bei hohen Wassertemperaturen erklären die gegenüber der Referenz nicht erhöhten Chlorophyllkonzentrationen. In den Monaten September bis November hingegen, in denen die Wassertemperatur bereits deutlich sank, führ-

Abb. 2: Vergleich der Ergebnisse für Referenz- und Realisationsmodellierungen für Elbe-km 475:

Chlorophyll *a* (A), Abfluss (B), Grazingrate des Zooplanktons (C), Prozentsatz der Bruttoproduktionsrate des Phytoplanktons, der unter Berücksichtigung der Nährstofflimitierung realisiert wird (D), gelöster Phosphor (E), Nitratstickstoff (F), Wassertemperatur (G), Prozentsatz der Bruttoproduktionsrate des Phytoplanktons, der unter Berücksichtigung von Lichtmangel realisiert wird (H)



ten die besonders niedrigen Abflüsse zu höheren Chlorophyllkonzentrationen, da gleichzeitig der Fraßdruck abnahm (Temperaturoptimum der Rotatorien: 25°C, nach Stelzer 1999). In der Simulation kompensierte somit bei entsprechend hohen Wassertemperaturen ein steigender Grazingdruck die Wirkung reduzierter Sommerabflüsse. Allerdings war die Datengrundlage für die eingehenden Rotatorienzahlen unsicher. Die reduzierten Nährstoffkonzentrationen beeinflussten das Algenwachstum nicht, was beim Stickstoff auf die noch immer ausreichend hohen Konzentrationen zurückzuführen ist. Beim Phosphor spielt die Speicherfähigkeit der Phytoplankter die entscheidende Rolle. Offenbar ist eine stärkere Reduzierung der Eingangskonzentrationen notwendig, um auf der Fließstrecke eine deutliche Nährstofflimitierung zu erreichen. Allerdings fehlen Aussagen darüber, wie sich durch veränderte Stoffeinträge die Chlorophyllkonzentrationen am oberen Modellrand entwickeln. Diese bestimmen maßgeblich die sich im Unterlauf entwickelnde Algenbiomasse mit.

Für **ReaF** zeigte sich der Abfluss als dominierender Einflussfaktor. Die Unterschiede zu RefM waren gravierend und erklären die auf etwa die Hälfte reduzierten Chlorophyllkonzentrationen. Die Fließzeit von Obříství bis Schnackenburg (km 475) lag für RefM im Sommer bei ca. 10 Tagen, für ReaF hingegen bei nur 7 Tagen. Die veränderten Konzentrationen an gelöstem N und P resultieren aus dem geringeren biologischen Stoffumsatz und den geringeren Eingangskonzentrationen.

Zusammenfassung und Ausblick

In der Realisation „trocken“ verstärkten die geringen Abflüsse sowohl das Phyto- als auch Zooplanktonwachstum. Dadurch wurde die Phytoplanktonentwicklung durch Zooplanktongrazing kontrolliert. Die Chlorophyllkonzentrationen erhöhten sich im Vergleich zur Referenz nur bei relativ niedrigen Temperaturen, die das Wachstum der das Phytoplankton dominierenden Kieselalgen stärker fördern als das Rotatorienwachstum. In der Realisation „feucht“ lagen die Chlorophyllkonzentrationen aufgrund der hohen Abflüsse deutlich niedriger als in der Referenzmodellierung.

Für eine Limitierung des Algenwachstums durch Nährstoffmangel ist eine stärkere Reduzierung des Eintrags notwendig. Es sind weitere Modellierungen geplant, um die Auswirkung unterschiedlicher sozioökonomischer Entwicklungen des Einzugsgebiet auf den Elbestrom zu untersuchen.

Danksagung

Wir danken der ARGE Elbe für die Bereitstellung umfangreicher Messdaten sowie unseren Projektpartnern aus GLOWA-Elbe für die Bereitstellung der Modelldaten. Diese Arbeit wurde durch das BMBF-Projekt GLOWA-Elbe II (Fkz 01LW0304A) gefördert.

Literatur

- Bowie, G.L., Mills, W.B., Porcella, D.B., Campbell, C.L., Pagenkopf, J.R., Rupp, G.L., Johnson, K.M., Chan, P.W.H. & Gherini, S.A. (1985): Rates, constants and kinetics formulations in surface water quality modelling. U.S. Environmental Protection Agency Report 600/3-85/040, Athens.
- Kirchesch, V., Schöl, A. (1999): Das Gewässergütemodell QSim – ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktodynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 43: 302-308.
- Schöl, A., Kirchesch, V., Bergfeld, T., Schöll, F., Borchert, J. & Müller, D. (2002): Modelling the chlorophyll *a* content of the River Rhine – interrelation between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *International Review of Hydrobiology*, 87: 295-317.
- Stelzer, C.-P. (1999): Ressourcenlimitation bei Individuen und Populationen: Planktische Rotatorien als Modellorganismen. Dissertation Christian-Albrechts-Universität Kiel, Plön.

BIRK, S., N. WILLBY & CH. CHAUVIN: Makrophyten in Fließgewässern – Bewertung und Interkalibrierung

FELD, CH. K. & D. HERING: Berufe statt Namen!—Zur Beziehung der taxonomischen und funktionalen Struktur von benthischen Wirbellosen und ihrer Umwelt

FOCKE, R. & E. KIEL: Geschöpfte Marschengewässer – große Gräben?

GROLL, M.: Anwendung des TRiSHa-Verfahrens in renaturierten Abschnitten der Lahn im Rahmen eines Praxistest

HERING, D., P. ROLAUFFS, S. JÄHNIG, A. LORENZ, CH. FELD, U. KOENZEN & J. KAIL: (Wie) wirken sich Renaturierungsmaßnahmen an Flüssen auf den ökologischen Zustand aus? Ein Modell

SCHIMMER, H., F. VIETORIS & M. SOMMERHÄUSER: Entwicklung eines Monitoring-Messnetzes und Erprobung neuer biologischer Bewertungsmethoden gemäß den Vorgaben der EG-WRRL

Makrophyten in Fließgewässern – Bewertung und Interkalibrierung

Sebastian Birk¹, Nigel Willby² & Christian Chauvin³

¹ Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, Universität Duisburg-Essen

² School of Biological & Environmental Sciences, University of Stirling, UK

³ Unité de Recherche Réseaux, Épuration et Qualité des Eaux, CEMAGREF Bordeaux, FR

Einleitung

Auf Grundlage der 2005 von den EU-Mitgliedstaaten durchgeführten Risikoabschätzung ist das Erreichen des guten ökologischen Zustands nach EG-Wasserrahmenrichtlinie für durchschnittlich 70% der Oberflächengewässer unwahrscheinlich oder unsicher (Europäische Kommission 2007). Verantwortlich dafür sind in Mitteleuropa primär die Veränderungen der Gewässerstruktur, die Querbauwerke (in Flüssen) und die diffusen Nährstoffbelastungen aus der Landwirtschaft (Borchardt et al. 2006).

Seit Ende 2006 wird der ökologische Zustand der Gewässer auch durch die Bewertung von biologischen Qualitätskomponenten ermittelt und überwacht. Die Ergebnisse werden 2010 an die Kommission übermittelt. Die europaweite Vergleichbarkeit der Ergebnisse wird durch die Interkalibrierung gewährleistet (Birk & Böhmer 2007).

Bei der biologischen Bewertung mit der aquatischen Flora werden Makrophyten und Phytobenthos zu einer Biokomponente zusammengefasst. Während aber das Phytobenthos in erster Linie schnell auf eine organische Belastung und einen erhöhten Nährstoffeintrag reagiert (Kelly & Whitton 1998), zeigen die Makrophyten zusätzlich auch Störungen der Hydrodynamik (Aufstau, Rhitralisierung), die Veränderung der Gewässermorphologie (Uferstruktur und –vegetation, Bettsedimente) sowie mechanische Einwirkungen durch die Gewässerunterhaltung oder –nutzung an (z.B. O'Hare et al. 2006). Demnach sind Makrophyten prinzipiell geeignet, die Bandbreite der Belastungen der Flüsse Mitteleuropas zu indizieren. Nationale Überwachungsverfahren in Europa bewerten derzeit aber mehrheitlich und primär die Auswirkung der Nährstoffbelastung.

Nachfolgend stellen wir die nationalen Bewertungsverfahren zur Überwachung der Makrophyten in Europäischen Fließgewässern vor und beschreiben den derzeitigen Stand der Interkalibrierung dieser Verfahren im mitteleuropäischen Raum.

Verfahren zur ökologischen Gewässerbewertung

Die Übersicht umfasst 7 Bewertungsverfahren aus 8 Ländern bzw. Regionen (Tabelle 1). In allen Ländern erfolgt die Vegetationsaufnahme am Gewässer nach EN 14184:2003. Im Flämischen Verfahren wird zusätzlich die Ufervegetation kartiert; diese Daten können optional in die Bewertung

aufgenommen werden. Die Häufigkeit der Arten wird über Deckungsanteile oder die Pflanzenmenge (Kohler 1978) abgeschätzt. Generell werden Armleuchteralgen, (ausgewählte) Moose und Gefäßpflanzen kartiert, wobei die Verfahren unterschiedliche taxonomische Spektren abdecken. Einige Verfahren berücksichtigen auch Flechten, Abwasserpilze und makroskopische Ansammlungen von Cyanobakterien und Algen.

Neben der klassischen Index-Bewertung (z.B. gewichtete Mittelwertbildung) existieren multimetrische Ansätze. Die Verfahren für Flandern und die Niederlande verknüpfen Aspekte der taxonomischen und räumlichen Struktur einer Pflanzengemeinschaft durch die Berücksichtigung von Indikatorarten und Wuchsformen. Dadurch werden die Auswirkungen verschiedener menschlicher Einflüsse angezeigt. Andere Verfahren sind auf die Indikation von konkreten Belastungsformen ausgerichtet. In Flandern und den Niederlanden werden zur Bewertung von Wasserkörpern die Daten aus mehreren Vegetationsaufnahmen aggregiert. In Deutschland und den Niederlanden erfolgt eine Kombination von Makrophyten- und Phytobenthosbewertung durch Verschneidung der Ergebnisse der Teilkomponenten. Die anderen Länder nutzen separate Verfahren und kombinieren die Ergebnisse nach dem „worst case“-Prinzip, d.h. das schlechteste Teilergebnis bildet das Gesamtergebnis.

Arbeiten zur Interkalibrierung der nationalen Bewertungsverfahren

In Vorbereitung der Interkalibrierung¹ wurden die so genannten operationellen Taxalisten (Checklisten mit Bestimmungsniveau und weiteren Mindestanforderungen) der verschiedenen Länder zusammengeführt und taxonomisch harmonisiert (> 1000 Taxa, davon ca. 30% obligat aquatisch). Daten von über 1400 Vegetationsaufnahmen an Fließgewässern in 16 Ländern wurden zusammengetragen und in ein 5-stufiges System von Häufigkeitsklassen transformiert. Der Schwerpunkt der Arbeiten lag bei der Entwicklung einer Methode zur Interkalibrierung der nationalen Bewertungsverfahren über so genannte „common metrics“ (Buffagni et al. 2006). Durch die Synthese von Indikator-Einstufungen verschiedener Trophie-Bewertungsverfahren für Fließgewässer² wurde der Europäische Trophie-Index für Makrophyten (ITEM³) entwickelt.

Als „common metric“ ermöglicht dieser Index den indirekten Vergleich der nationalen Verfahren für den Interkalibrierungstyp „Mittelgebirgsbach“ (Abbildung 1a). Anhand von Regressionsmodellen konnte die Verteilung der relativen Anteile von Gewässertyp-spezifischen Referenzarten und Störzeigern über den gesamten Qualitätsgradienten (naturnah bis naturfern) dargestellt werden. Diese Auswertung diente zur Plausibilisierung der von den nationalen Verfahren gesetzten Referenzwerte und Qualitätsklassengrenzen (Abbildung 1b).

¹ Geographische Interkalibrierungs-Gruppe (GIG) „Mitteleuropa/Baltikum“

² River Macrophyte Nutrient Index (GB), Indice Biologique Macrophytique en Rivière (FR), Macrophyte Index for Rivers (PL), Trophie Index Makrophyten (Schneider et al. 2003), Index für Makrophyten in Fließgewässern (AT)

³ Index of Trophic for European Macrophytes

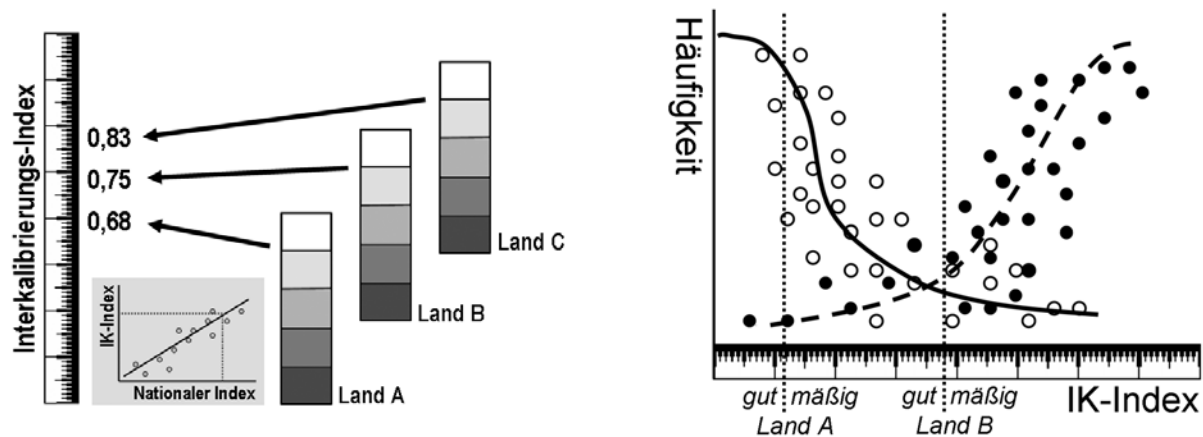


Abbildung 1: (a) Übersetzung der nationalen Qualitätsklassengrenzen in Werte des „common metric“ (lineare Regression) und (b) Vergleich der an den Klassengrenzen auftretenden relativen Häufigkeiten von Referenzarten (○) und Störzeigern (●).

Der Vergleich der nationalen Verfahren für die Interkalibrierungstypen des Tieflandes („Sandbach“, „kleiner Fluss“) anhand des ITEM war nicht möglich. Die hauptsächlich meso- bis eutrophen Gewässer weisen, anders als die Mittelgebirgsbäche, einen nur kurzen trophischen Gradienten auf. Daraus resultiert ein schmales Spektrum für die Trophieindikation mit dem ITEM. Die Tieflandgewässer Mitteleuropas sind generell durch eine Vielzahl von Faktoren belastet, z.B. diffuse Verschmutzung, strukturelle Degradation, Gewässerunterhaltung. Zur Bewertung der Auswirkungen auf die Makrophytengemeinschaft verwenden Flandern und die Niederlande multimetrische Verfahren. Die ökologischen Aussagen der Wuchsformen-Metriks unterscheiden sich diametral von Indices der taxonomischen Zusammensetzung und Häufigkeit (Abbildung 2).

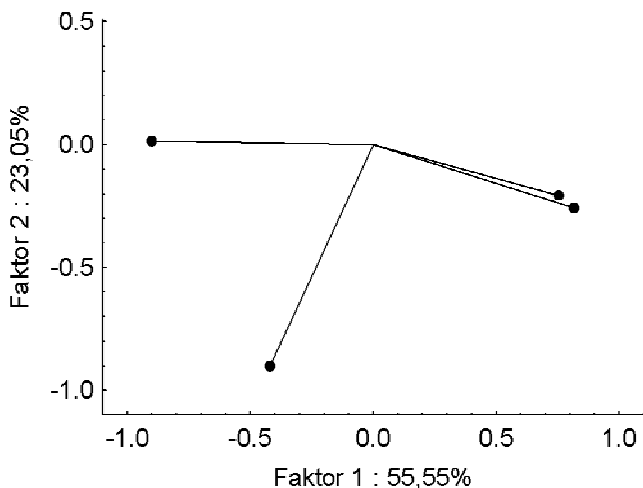


Abbildung 2: Projektion auf Faktorebene (Hauptkomponentenanalyse)
ITEM („common metric“), RI (Referenz Index des deutschen Verfahrens PHYLIB), Vw (Störzeiger-Index, Flandern) und GV (Wuchsformen-Vielfalt, Flandern). Datengrundlage: 63 Vegetationsaufnahmen an „Sandbächen“ des GIG „Mitteleuropa/Baltikum“.

Interkalibrierung und nationale Verfahrensentwicklung

Ziel der Interkalibrierung ist der Vergleich der nationalen Auffassungen vom „guten ökologischen Zustand“. Zum Beispiel sollte ein mäßiger Zustand in Land A im Idealfall auch nach dem Bewertungsverfahren im Land B so bewertet werden. Das lässt sich jedoch nur dann erreichen, wenn die nationalen Bewertungskonzepte weitgehend übereinstimmen. Vor diesem Hintergrund bedarf es in

den nächsten Jahren einer Weiterentwicklung der noch jungen Bewertungsverfahren. Die Interkalibrierung kann Konsens darüber vermitteln, welche Parameter einer Biokomponente gemessen und bewertet werden sollen.

Literatur

- Birk, S. & J. Böhmer, 2007. Die Interkalibrierung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie - Grundlagen und Verfahren. *Wasserwirtschaft* 9: 10-14.
- BMLFUW, 2006. Leitfaden für die Erhebung der Biologischen Qualitätselemente. Arbeitsanweisung Fließgewässer. A4-01a Qualitätselement Makrophyten: Felderhebung, Probenahme, Probenaufbereitung und Ergebnismitteilung. Dezember 2006. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Borchardt, D., S. Richter & J. Willecke, 2006. Vorgehen und Methoden bei der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Umweltbundesamt, Dessau.
- Buffagni, A., S. Erba, M. Cazzola, J. Murray-Bligh, H. Soszka & P. Genoni, 2006. The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. *Hydrobiologia* 566: 379-399.
- EN 14184:2003. Water quality - Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running waters.
- Europäische Kommission, 2007. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat - Nachhaltige Wasserbewirtschaftung in der Europäischen Union - Erste Stufe der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG. Europäische Kommission, Brüssel.
- Kelly, M. G. & B. A. Whitton, 1998. Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia* 384: 55-67.
- Kohler, A., 1978. Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft + Stadt* 10: 73-85.
- Leyssen, A., Adriaens, P., Denys, L., Packet, J., Schneiders, A., Van Looy, K. & L. Vanhecke, 2005. Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese kaderrichtlijn water : partim 'Macrofyten'. Instituut voor Natuurbehoud, Brüssel.
- Molen, D. T. v. d. & R. Pot (Hrsg.), 2007. Referenties en maatlatten voor rivieren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water, update februari 2007. Stowa-rapport 2004-43b. Stowa, Utrecht/RIZA, Lelystad.
- NF T90-395:2003, Water quality - Determination of the Macrophytes biological index for rivers (IBMR). Association Française de Normalisation (AFNOR), Saint-Denis La Plaine.
- O'Hare, M. T., A. Baattrup-Pedersen, R. Nijboer, K. Szoszkiewicz & T. Ferreira, 2006. Macrophyte communities of European streams with altered physical habitat. *Hydrobiologia* 566: 197-210.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. and Foerster, J., 2006. Handlungsanweisungen für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Umwelt, München.
- Schneider, S. & A. Melzer, 2003. The trophic index of macrophytes (TIM) - a new tool for indicating the trophic state of running waters. *International Review of Hydrobiology* 88: 49-67.
- Szoszkiewicz, K., J. Zbierska, S. Jusik & T. Zgola, 2006. Die Bearbeitung der methodischen Grundlagen für biologische Gewässerüberwachung mit Hilfe von Makrophyten und ihre Anwendung für einen Teil der Gewässer bestimmter Kategorien und Typen. 2. Phase, Band 2 – Flüsse. Institut für Umweltschutz, Landwirtschaftliche Akademie "A. Cieszkowicz" und Universität Ermland-Masuren, Warschau, Posen, Allenstein.
- Willby, N., J. Hilton, J., J.-A. Pitt & G. Philipps, 2006. Summary of approach used in LEAFPACS for defining ecological quality of rivers and lakes using macrophyte composition. Interim Report June 2006. University of Stirling, Stirling.

Berufe statt Namen!—Zur Beziehung der taxonomischen und funktionalen Struktur von benthischen Wirbellosen und ihrer Umwelt

Christian K. Feld & Daniel Hering

AG Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, FB Biologie & Geographie, Universität Duisburg-Essen, 45117 Essen;
christian.feld@uni-due.de, daniel.hering@uni-due.de.

Keywords: Fließgewässer, Makrozoobenthos, Metrics, hydromorphologische Degradation, Varianzpartitionierung, räumliche Skalen [rivers, macroinvertebrates, metrics, hydromorphological degradation, variance partitioning, spatial scales]

Einleitung

Der Begriff „ökologische Nische“ fasst die Gesamtheit der abiotischen und biotischen Beziehungen einer Art zu ihrer Umwelt zusammen. Man findet dafür oft auch die Bezeichnung „Beruf einer Art“. Übertragen auf eine Organismengemeinschaft ergibt sich daraus ein Mosaik von unterschiedlichen Nischen, die mit zahlreichen Funktionen im jeweiligen Ökosystem verknüpft sind. Ernährungstypen und ihre Verteilung geben beispielsweise Aufschluss über die trophischen Beziehungen innerhalb einer Biozönose und zu ihrer Umwelt. Für die Charakterisierung der Biozönose steht damit neben der taxonomischen Struktur (= Namen) auch die funktionale Struktur (= Berufe) zur Verfügung.

Am Beispiel europäischer Tieflandflüsse wird die Beziehung der beiden strukturellen Eigenschaften von Makrozoobenthosgemeinschaften zu ihrer abiotischen Umwelt untersucht. Dazu wurden Makrozoobenthosproben und Umweltvariablen von ca. 150 Probennahmen mit Hilfe multivariater Analysemethoden hinsichtlich ihrer Beziehung zueinander ausgewertet. Ziel der Analyse war es, die Beziehung der taxonomischen und funktionalen Struktur der Biozönose zu den Umweltvariablen zu quantifizieren.

Für die Studie wurden die folgenden Arbeitshypothesen formuliert:

- Die Beziehung der funktionalen Zusammensetzung von Wirbellosenzönosen zu ihrer Umwelt ist stärker als die der taxonomischen.
- Die taxonomische Zusammensetzung wird dabei stärker von geographischen Besonderheiten geprägt als die funktionale.
- Die funktionale Zusammensetzung eignet sich daher besser zur Indikation der Degradation von Fließgewässern.

Die Ergebnisse der Studie wurden der Fachwelt bereits umfangreich zugänglich gemacht (Feld & Hering 2007). An dieser Stelle erfolgt daher eine stark gekürzte Darstellung der wesentlichen Rahmendaten.

Material und Methoden

Die taxonomischen Daten entstammen insgesamt 144 Makrozoobenthosproben aus 75 Fließgewässerabschnitten des zentralen europäischen Tieflands in Schweden, Polen Deutschland und den Niederlanden. Die bereinigte Taxaliste beinhaltet insgesamt 244 Arten und Gattungen des Makrozoobenthos, in wenigen Ausnahmen auch höhere taxonomische Einheiten. Unter Zuhilfenahme der Bewertungssoftware PERLODES (Meier et al. 2006) wurde mit der Taxaliste ein weiterer biologischer Datensatz generiert: die Liste der Metrics. Nach Ausschluss hoch miteinander korrelierter Metrics ($r > 0,80$) umfasst diese insgesamt 84 Metrics.

Zu jeder Probe wurden ferner 42 Umweltvariablen aufgenommen, die in vier räumliche Ebenen eingeteilt werden können: „mega“ (ökoregional, z. B. Höhenlage, geographische Koordinaten, Saison), „makro“ (einzugsgebietsbezogen, nur Landnutzung), „meso“ (abschnittsbezogen, z. B. Bett- und Uferstrukturen, Physiko-chemie) und „mikro“ (probennahmestellenbezogen, nur Mikrohabitatzusammensetzung). Die Auswahl der Probennahmestellen umfasst einen hydromorphologischen Gradienten, ausgehend von möglichst naturnahen Referenzabschnitten bis hin zu stark anthropogen überformten und hydromorphologisch degradierten Gewässerabschnitten.

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit Hilfe der direkten Gradientenanalyse. Dabei werden biologische (hier: Taxa, Metrics) und abiotische Datensätze (hier Umweltvariablen) multivariat zueinander in Beziehung gesetzt, wobei das Ergebnis jeweils in einer Kombination von Umweltvariablen besteht, die die Varianz im biologischen Datensatz bestmöglich erklären (vgl. ter Braak & Smilauer 2002). Mit so genannten ‚Kovariablen‘ besteht zudem die Möglichkeit der partiellen Gradientenanalyse. Dabei wird eine Auswahl von Umweltvariablen (Kovariablen) getrennt von den übrigen (Testvariablen) betrachtet, wobei es nun möglich ist, durch Kombination von Ko- und Testvariablen die Erklärungsanteile der jeweiligen Testvariablen zu quantifizieren und zu partitionieren. Die multivariaten Analysen wurden mit dem Softwarepaket CANOCO 4.5 durchgeführt (ter Braak & Smilauer 2002).

Ergebnisse

Zur Darstellung der Beziehung der Umweltvariablen zu den Taxa bzw. Metrics wurden zunächst Kanonische Korrespondenzanalysen (CCA) bzw. Redundanzanalysen (RDA) getrennt nach den räumlichen Ebenen der Umweltvariablen durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 1 exemplarisch für die mesoskaligen (= abschnittsbezogenen) Variablen dargestellt. In den beiden linken Abbildungen ist zu erkennen, dass sich zahlreiche Umweltvariablen entlang der ersten Ordinationsachse gruppieren. Diese Achse lässt sich als hydromorphologischer Gradient interpretieren, wobei Naturnähe im linken Teil durch Beschattung (shading) und Totholz (logs) impliziert wird, während Naturferne im rechten Teil mit z. B. Uferbefestigung (bank fixation) und Begradigung (straightening) in Verbindung gebracht werden kann. Vergleicht man die Gruppierung der Taxa (A) und Metrics (B) im Ordinationsraum, so ist zu erkennen, dass relativ wenige Taxa entlang der ersten Ordinationsachse zu finden sind. Metrics scheinen diese Degradationsachse besser zu beschreiben; sie sind zudem zahlreicher auf beiden Seiten des Gradienten zu finden. Die mesoskaligen Umweltvariablen erklären mit über 33 % zudem deutlich mehr Variabilität im Metricdatensatz als im Taxa-datensatz (ca. 22 %), was die Befunde zusätzlich stützt. Hier nicht dargestellt sind die Ergebnisse der Untersuchungen zu den anderen räumlichen Ebenen, die zu vergleichbaren Ergebnissen führten.

Die Varianzpartitionierung beider biologischer Datensätze lässt keine Unterschiede hinsichtlich der exklusiven Erklärungsanteile der einzelnen räumlichen Ebenen (bzw. ihrer Variablen) erkennen

(Abbildung 2). Der gemeinsame (= skalenübergreifende) Erklärungsanteil für die Metrics ist jedoch um etwa Faktor 2,5 höher. Die weitere räumliche Auftrennung dieses gemeinsamen Anteils (hier nicht dargestellt) verdeutlicht die besondere Rolle der mesoskaligen Abschnittsvariablen.

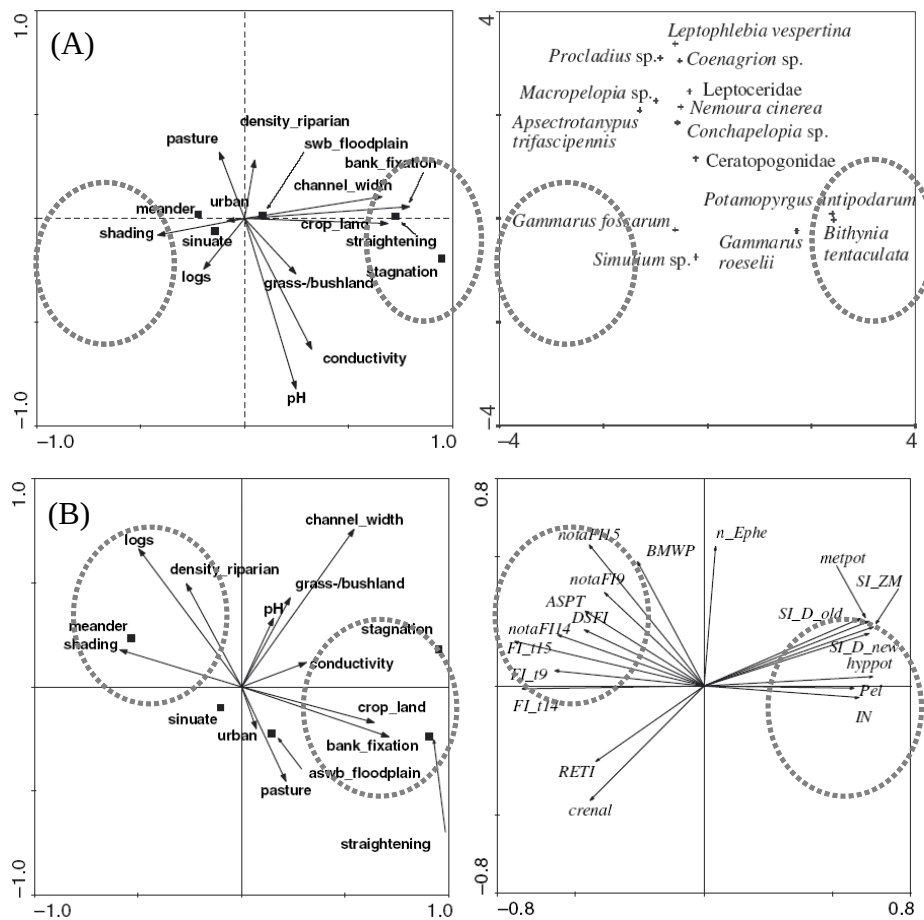


Abbildung 1: (A) CCA mit 144 Taxa und 16 abschnittsbezogenen Umweltvariablen. Ordinationsachse 1 und 2 erklären zusammen 22,1 % der Varianz im Taxadatenatz. (B) RDA mit 84 Metrics und denselben 16 (mesoskaligen) Variablen. Ordinationsachse 1 und 2 erklären zusammen 33,2 % der Varianz im Metricdatensatz. Zusätzlich zum höheren Erklärungsanteil der Metrics ist auffällig, dass sie in höherer Anzahl entlang der ersten Ordinationsachse zu finden sind. (Taxa- und Metricauswahl zur besseren Darstellung begrenzt, siehe Text; Ellipsen kennzeichnen Enden des hydromorphologischen Gradienten.)

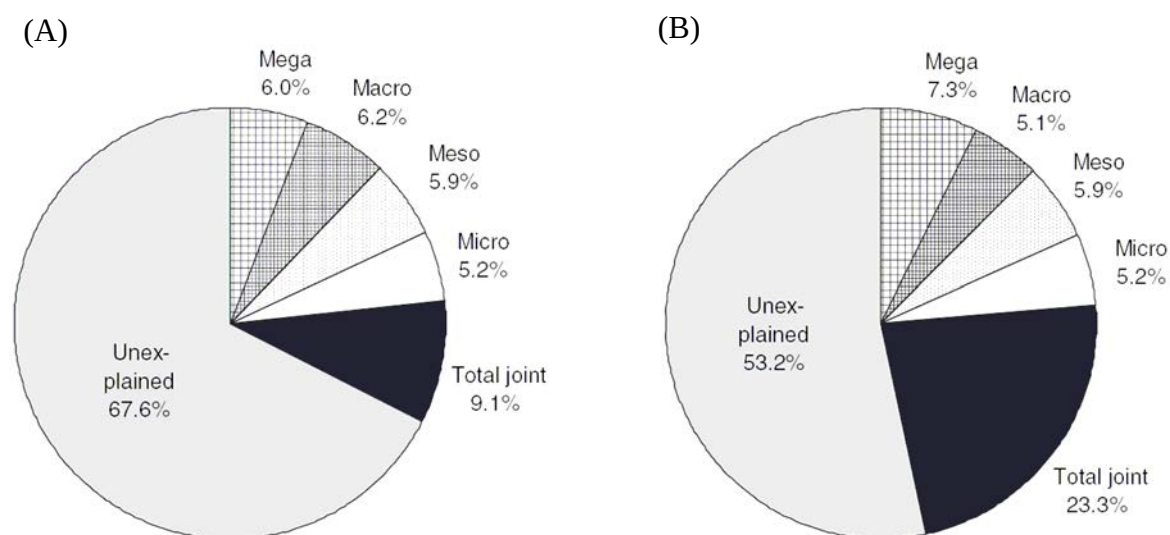


Abbildung 2: Ergebnisse der Varianzpartitionierung mit partieller CCA (pCCA) für den Taxadatenatz (A) und partieller RDA (pRDA) für den Metricdatensatz (B). Der herausragende Unterschied besteht im deutlich höheren Anteil der Varianz im Metricdatensatz, die gemeinsam, d. h. skalenübergreifend, erklärt wird. Damit wird zusammen etwa die Hälfte der Varianz der Metrics erklärt, während es für die Taxa nur ein Drittel ist.

Schlussfolgerungen

Die eingangs formulierten Arbeitshypothesen können nach den vorliegenden Ergebnissen bejaht werden. Aus Platzgründen konnte an diese Stelle aber nicht auf die Rolle der biogeographischen Unterschiede eingegangen werden (siehe dazu Feld & Hering 2007). Übertragen auf die angewandte Fließgewässerforschung legen die Ergebnisse nahe, dass die berücksichtigten Metrics des Makrozoobenthos für die Bewertung von Umwelteinflüssen Vorteile gegenüber den Taxalisten bieten. Dies trifft insbesondere für die Bewertung der hydromorphologischen Degradation zu. Mit den Metrics besteht die Möglichkeit, auf die funktionalen Charakteristika der Makrozoobenthosgemeinschaften einzugehen, beispielsweise auf die Zusammensetzung der Ernährungstypen. Viele der hier berücksichtigten Metrics sind zudem eng mit den ökologischen Eigenschaften („ecological traits“) der Makrozoobenthos-Arten verknüpft, z. B. die Strömungspräferenz einer Art mit ihrer Körperform. Auch unter Einbeziehung von funktionalen Aspekten werden zahlreiche Metrics daher bereits von den neuen biologischen Fließgewässerbewertungsverfahren angewendet, nicht nur für das Makrozoobenthos.

Eine zukünftige Herausforderung besteht darin, die funktionale Komponente von Organismengemeinschaften besser zu verstehen. Wie lassen sich beispielsweise der „funktionale Reichtum“ oder die „funktionale Diversität“ erfassen und quantifizieren? Die Biodiversitätsforschung hat bisher—trotz der aktuell großen Popularität und der damit verbundenen Bemühungen—noch keine zufrieden stellenden Antworten auf diese zentralen Fragen hervorgebracht.

Literatur

- Feld, C.K., Hering, D. (2007): Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology* 52: 1380–1399.
- Meier, C. Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung— Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Stand: Mai 2006, 79 Seiten + Anhang.
(<http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/handbuch/>; Link geprüft am 10. Februar 2008)
- ter Braak C.J.F. & Smilauer P. (2002): CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination, Version 4.5. Microcomputer Power, Ithaca, NY.

Geschöpfte Marschengewässer – große Gräben?

René Focke & Ellen Kiel

AG Gewässerökologie und Naturschutz, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Carl von Ossietzky Universität, 26111 Oldenburg, Rene.Focke@uni-oldenburg.de, Ellen.Kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Marschengewässer, Gräben, Bewertung, Makrozoobenthos

Einleitung

Seit Beginn des Deichbaus existieren Grabensysteme zur Entwässerung der tief liegenden Küstenmarschen. Als Vorfluter für die Entwässerungsgräben dienen in der Regel geschöpfte Marschengewässer. Über Siele und Schöpfwerke entwässern diese schließlich in Richtung Nordsee (KRAMER 1992). Diese Bauwerke schützen das Marschland vor Überschwemmungen, gleichzeitig verhindern sie das natürliche Eindringen des Tidenwassers in die Unterläufe der geschöpften Marschengewässer.

Bisherige Untersuchungen zeigten, dass die geschöpften Marschengewässer aufgrund der biotischen und abiotischen Unterschiede von den tideoffenen eindeutig zu trennen sind (KIEL et al 2004). Bis heute konnte für die als künstliche Gewässer eingestuftten geschöpften Marschengewässer kein Makrozoobenthos-basiertes Bewertungssystem entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie erstellt werden. Hauptgrund hierfür ist das Fehlen eines real vorhandenen Referenzzustands. Daher muss eine Referenzzönose hergeleitet werden.

Eine Möglichkeit für das Erstellen einer Makrozoobenthos-Referenzzönose besteht darin, die vorhandene Fauna mit der Fauna anderer Gewässersysteme zu vergleichen. Dabei müssen im Fall der ostfriesischen geschöpften Gewässer allerdings die verschiedenen hydromorphologischen Besonderheiten dieser Systeme berücksichtigt werden. Die durch den Sielbetrieb hervorgerufene Stauhaltung bedingt ein unregelmäßiges, anthropogen gesteuertes Abflussverhalten. Nur bei offenen Sieltoren oder Schöpfbetrieb ist in regenreichen Zeiträumen befristet eine leichte Strömung festzustellen. Hingegen findet in den Sommermonaten bzw. in niederschlagsarmen Zeiten oftmals gar kein Abfluss statt.

Ein Faunenvergleich zwischen geschöpften Marschengewässern und Entwässerungsgräben derselben Region erscheint daher nahe liegend. Die geschöpften Gewässer und die Grabensysteme dieser Region stimmen sowohl in ihrer Art der Nutzung durch den Menschen als auch in einigen entscheidenden abiotischen Faktoren überein (u.a. geringe Fließgeschwindigkeit, Salinitätsverhältnisse).

Material und Methoden

Der Vergleich der Faunengemeinschaften zwischen Gräben und geschöpften Marschengewässern wurde in diesem Fall beispielhaft anhand vorhandener Daten ostfriesischer Gewässer durchgeführt. Als Datenquellen dienten zum einen die bisherigen Ergebnisse eines derzeit an der Universität

Oldenburg durchgeführten Projektes zur ökologischen Charakterisierung geschöpfter Marschengewässer. Diese Daten stammen aus dem Jahr 2006 und beinhalten nur Faunengemeinschaften von Marschengewässern. Zum anderen standen für den Vergleich faunistische Daten aus dem niedersächsischen BOG-Archiv (NLÖ 2001) zur Verfügung. Aus diesem Datenbestand wurden Faunengemeinschaften sowohl von Grabensystemen als auch von geschöpften Marschengewässern aus den Jahren 1997 und 1999 herangezogen.

Für die Auswahl der Messstellen an Gräben mussten folgende Kriterien erfüllt sein:

1. das entsprechende Gewässer ist im BOG-Archiv als Entwässerungsgraben deklariert
2. das Gewässer liegt im Einzugsgebiet der geschöpften Marschengewässer
3. die Gewässerbreite überschreitet nicht 5 m

Die BOG-Archiv-Daten zu geschöpften Marschengewässern stammen von denselben Messstellen, die auch im aktuellen Projekt an der Universität Oldenburg bearbeitet werden.

Abbildung 1 gibt einen Überblick über die Lage der für den durchgeführten Vergleich herangezogenen Messstellen in Ostfriesland.

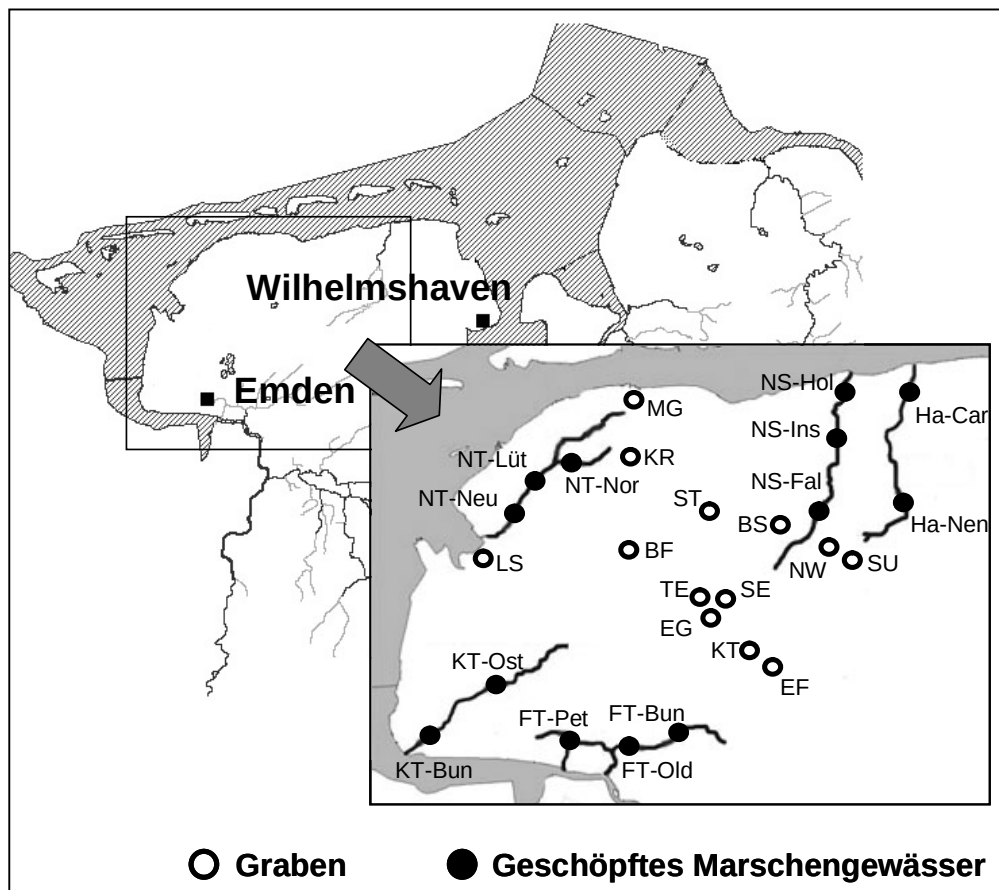


Abbildung 1: Lage der untersuchten Messstellen in Ostfriesland.

Der Vergleich der Faunengemeinschaften selbst erfolgte zunächst auf Basis der ökologischen Kenngrößen Strömungspräferenz und Habitatpräferenz. Diese wurden mit Hilfe eines Bewertungsprogramms (AQEM 2006) herausgearbeitet. Ferner wurden die Datensätze aus dem BOG-Archiv in einem Clusterdiagramm mit Hilfe der Pearson-Korrelation miteinander analysiert.

Ergebnisse

Für die nachfolgenden Abbildungen 2 und 3 wurden aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht alle untersuchten Datensätze aufgenommen. Die hier nicht dargestellten Faunengemeinschaften unterscheiden sich hinsichtlich der Strömungs- und Habitatpräferenzen nicht von den abgebildeten.

In Abbildung 2 ist der prozentuale Anteil der verschiedenen Strömungspräferenzen der MZB-Fauna aus einigen untersuchten Datensätzen beispielhaft wiedergegeben.

An allen Messstellen, sowohl der geschöpften Marschengewässer als auch der Gräben, dominieren die Gruppierungen der Stillgewässer-Präferenten (limnobiont, limnophil, limno-rheophil) im Vergleich zu den Fließgewässerpräferenzen (rheobiont, rheophil, rheo-limnobiont).

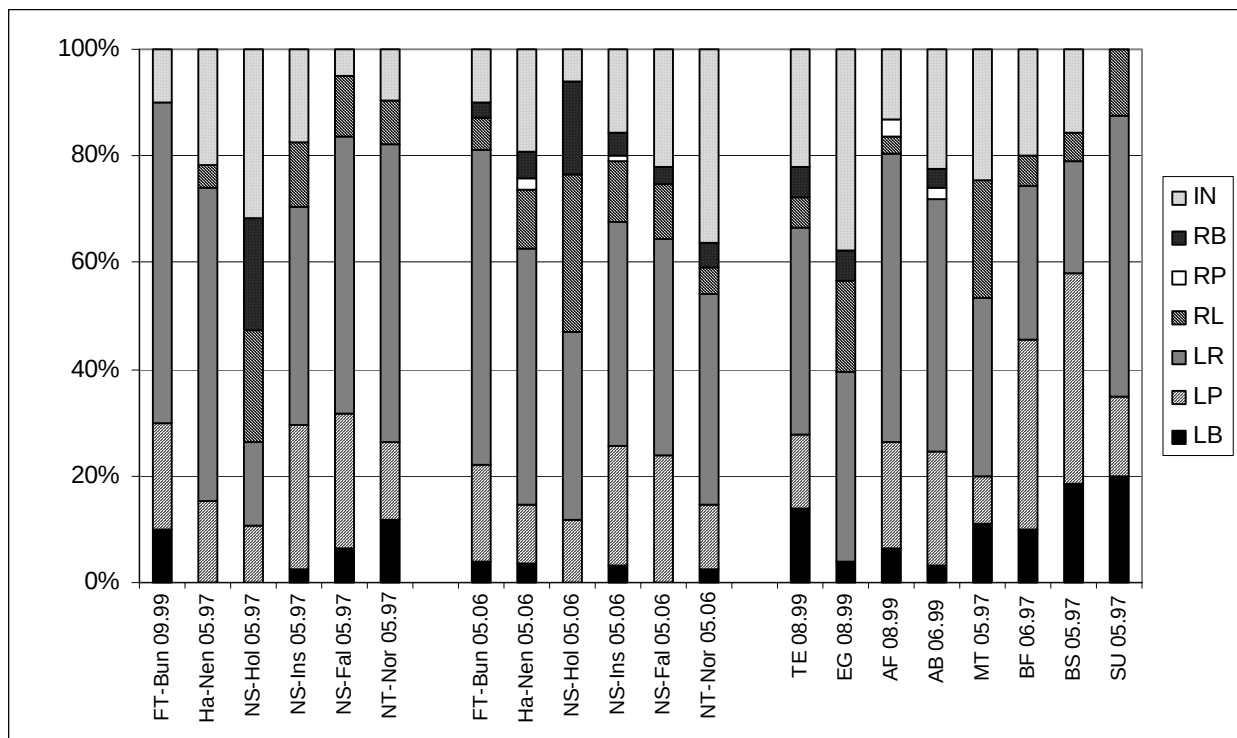


Abbildung 2: Strömungspräferenzen. LB = limnobiont; LP = limnophil; LR = limno-rheophil; RL = rheo-limnophil; RP = rheophil; RB = rheobiont; IN = indifferent

Die prozentualen Anteile der Habitatpräferenzen sind in Abbildung 3 dargestellt. Auffällig an dieser Darstellung ist die große Ähnlichkeit der Faunengemeinschaften. Sie sind alle durch hohe Anteile an Phytal- und Pelalbesiedler charakterisiert.

Sowohl bei den Strömungspräferenzen als auch bei den Habitatpräferenzen besteht ebenfalls kein signifikanter Unterschied zwischen den einzelnen Datensätzen.

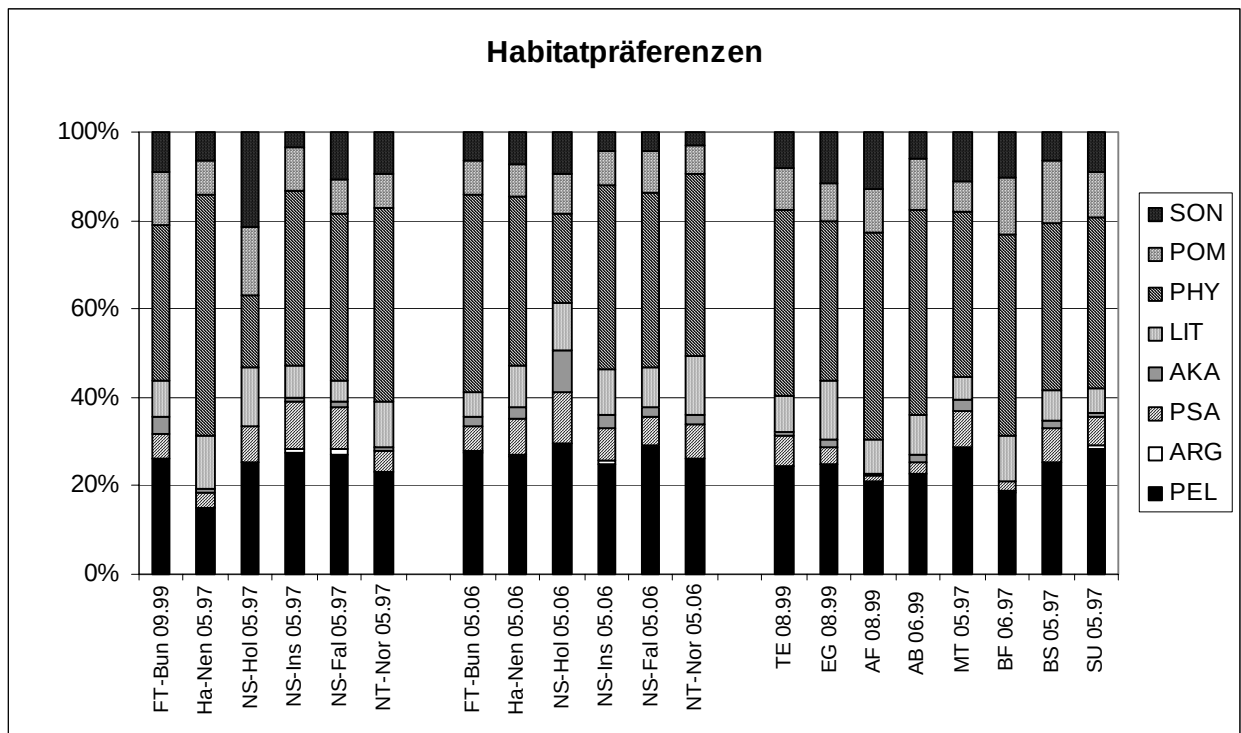


Abbildung 3: Habitatpräferenzen. PEL = Pelal; ARG = Argal; PSA = Psammal; AKA = Akal; LIT = Lithal; PHY = Phytal; POM = Pommal; SON = sonstige

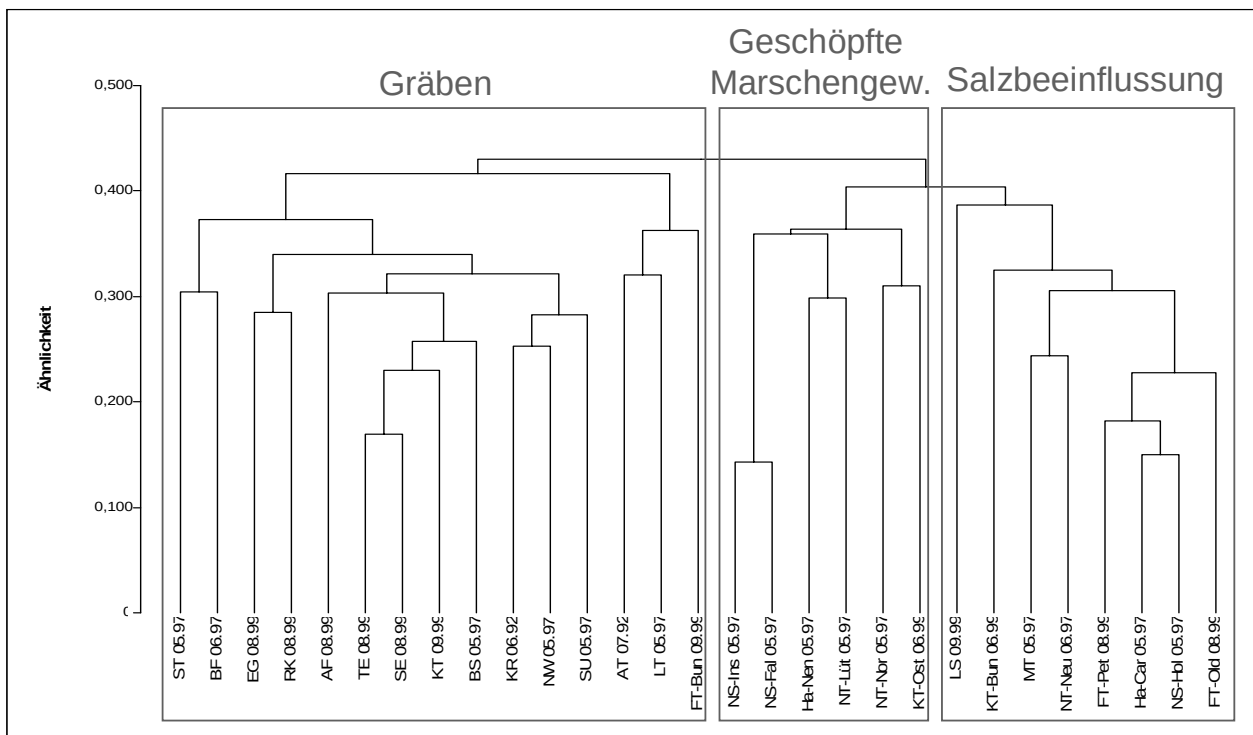


Abbildung 4: Clusterdiagramm - Vergleich der Abundanzen. Die im Text angesprochenen Gruppierungen sind markiert.

Der direkte Vergleich der Faunengemeinschaften aus den Daten des BOG-Archives ist in Abbildung 4 als Clusterdiagramm wiedergegeben. Hier sind drei Gruppen erkennbar. Als erstes spaltet sich eine Gruppe ab, deren Faunengemeinschaften (bis auf FT-Bun 09.99) alle aus Gräben stammen. Die restlichen Datensätze trennen sich wiederum zu zwei Gruppen. In der ersten Gruppe (NS-

Ins 06.97 bis KT-Ost 06.99) befinden sich nur Datensätze aus geschöpften Marschengewässern (gMG), die zweite (LS 09.99 bis FT-Old 08.99) enthält nur Faunengemeinschaften aus Gewässerabschnitten, die mindestens zeitweise Salinitätseinfluss aufweisen.

Diskussion

In den ökologischen Kenngrößen Strömungspräferenzen und Habitatpräferenzen stimmen die Faunengemeinschaften der Gräben und der geschöpften Gewässer weitestgehend überein. Der hohe Anteil an Stillgewässerpräferenzen bzw. Pyhtal-/Pelalbesiedlern ist unter Fließgewässern (zu denen die geschöpften Marschengewässer zählen) ein Indiz für gestaute Abschnitte. Dieses entspricht auch der Abflussdynamik der untersuchten Systeme.

Im Gegensatz zu diesen Übereinstimmungen in ökologischen Kenngrößen unterscheiden sich die Artengemeinschaften offenbar deutlich. Die Faunengemeinschaften der salzbeeinflussten Gräben stehen den übrigen Datensätzen (mit Ausnahme von FT-Bun 09.99) gegenüber. In Frage kommen hierfür unter anderem die unterschiedliche Gewässerbreiten, Gewässerunterhaltungsmaßnahmen oder Unterschiede im Strukturangebot. Auch ein leichter Salzeinfluss in den eigentlich limnischen Gewässerabschnitten der geschöpften Marschengewässer ist nicht auszuschließen.

Erhöhte Salinität wurde in den Marschengewässern bereits in früheren Untersuchungen als der abiotische Faktor mit dem größten Einfluss auf die Fauna („Masterfaktor“) gewertet (KIEL et al 2004). Der Salzeinfluss bewirkt in der Regel eine geringere Taxazahl (REMANE 1958) sowie im Fall der hier untersuchten Faunengemeinschaften das Vorkommen einiger weniger bestimmter Taxa (z.B. *Corophium lacustre*, *Neomysis integer* und *Balanus improvisus*).

Aufgrund der deutlichen Trennung der nicht salzbeeinflussten Grabenfauna von den anderen Datensätzen ist davon auszugehen, dass sich diese nicht zur Herleitung einer Referenzzönose für geschöpfte Marschengewässer eignet. Die Ursache für diese Unterschiede bedarf jedoch weiterer Untersuchungen, beispielsweise ein Vergleich mit anderen Marschenregionen oder anderen ähnlichen Gewässersystemen wie z.B. gestauten Ostseezuflüssen.

Literatur

- AQEM (2006): Asterics - einschließlich Perlodes – Version 3.0, herausgegeben im Mai 2006. Download Programm und Handbuch unter: <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/berechnung/>.
- Kiel, E., Schaper, O., Wolf, B. & Feld, C. K. (2004): Ökologische Bewertung von Marschengewässern entsprechend den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL). Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- Kramer, J. (1992): Binnenentwässerung und Sielbau im Küstengebiet der Nordsee. In: Kramer, J. & Rohde, H. (Hrsg.): Historischer Küstenschutz. Deichbau, Inselschutz und Binnenentwässerung an Nord- und Ostsee. Verlag Konrad Wittwer, Stuttgart, S. 111-137.
- NLÖ (2001): BOG-Archiv 2001 – Biologie der Oberflächengewässer. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- Remane, A. (1958): Ökologie des Brackwassers. In: Remane, A. & Schlieper, C. (Hrsg.): Die Biologie des Brackwassers. Die Binnengewässer 22, S. 219-312.

Anwendung des TRiSHa-Verfahrens in renaturierten Abschnitten der Lahn im Rahmen eines Praxistest

Michael Groll

Fachbereich Geographie der Philipps-Universität, Deutschhausstr. 10, 35032 Marburg, michael.groll@staff.uni-marburg.de

Keywords: Kartieranleitung, Gewässermorphologie, Habitattypologie, Makrozoobenthos, Renaturierung, Fließgewässerökologie

Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie verpflichtet zu einer kosteneffizienten Verbesserung der biologischen, chemischen und strukturellen Güte der Oberflächengewässer. Dies bedingt eine genaue Kenntnis der Funktionszusammenhänge in den Gewässerökosystemen. Bislang fehlen jedoch Untersuchungen über die ökologische Wirksamkeit konkreter Strukturverbesserungsmaßnahmen. Daher kann der ökologische Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen kaum vorhergesagt werden, was eine kosteneffiziente Maßnahmenplanung erschwert. Aus diesem Grund wurde mit TRiSHa (Typology of Riverbed Structures and Habitats) ein Verfahren zur mikromorphologischen Kartierung von Fließgewässern und einer daraus abgeleiteten Habitattypologie erarbeitet, welches in Kombination mit biologischen Bewertungsverfahren eine Einschätzung des Renaturierungserfolges ermöglicht, sich aber auch für die Bearbeitung zahlreicher weiterer Fragestellungen eignet.

Das TriSHa-Verfahren

Für die detaillierte Untersuchung der Gewässersohle sind die verschiedenen Verfahren der Gewässerstrukturgütekartierung kaum geeignet, da kleinräumig veränderliche Parameter wie die Gewässertiefe oder die Substratverteilung über größere Strecken integriert werden und Sonderstrukturen wie Makrophyten oder Totholz nur halbquantitativ und nicht räumlich verortet Eingang in die Kartierung finden. Gerade Kenntnisse über die kleinräumig heterogene Sohlstruktur sind jedoch für weiterführende Untersuchungen des Makrozoobenthos unerlässlich.

Das TriSHa-Verfahren schließt diese Lücke durch eine räumlich hochauflösende und möglichst detailreiche Vor-Ort-Kartierung mit dem Fokus auf morphologischen Kleinstrukturen und die Kombination zweier Teile – einer Gewässerbettkartierung und einer daraus abgeleiteten Habitattypologie.

Gewässerbettmorphologische Kartieranleitung

Die Kartierung erfolgt für Flächen von je 1 m², die mittels zahlreicher Transekte äquidistant über den Gewässerquerschnitt verteilt werden. Der Abstand der Messflächen und auch deren Größe wird dabei der Gewässerbreite angepasst, so dass bei der Kartierung in größeren Fließgewässern etwa 10% und in kleineren Flüssen und Bächen bis 30% der Sohle erfasst werden.

Für jede Messfläche werden mit Hilfe des Kartierbogens (Tab. 1) Daten zur Verteilung der organischen und anorganischen Sohlsubstrate (4 Klassen) sowie zusätzlicher Strukturen wie Makrophyten, Totholz oder Detritus (4 Klassen), der mittleren Wassertiefe und der Strömungsgeschwindigkeit erfasst. Den Informationen über die Substratverteilung kommt hierbei die größte Bedeutung bei. Abweichend von anderen Verfahren zur Kartierung des Sohlsubstrats werden hier nicht nur das vorherrschende Substrat (Gutzeit et al. 2006), sondern alle in der Messfläche vorkommenden Substrattypen mit ihren Deckungsgraden aufgenommen. Diese Vorgehensweise kommt den realen Substratverhältnissen in einem Fließgewässer viel näher als die Annahme, die Gewässersohle wäre über kleinere oder größere Bereiche hinweg aus nur einem Substrattyp aufgebaut (vgl. LAWA (Hrsg.) 2000).

Bereits auf der Ebene der Datendarstellung im Kartierbogen (Tab. 1) lassen sich Muster ableiten, die einen Gewässerabschnitt eindeutig charakterisieren. Für weitergehende Untersuchungen jedoch – wie zum Beispiel eine Beprobung des Makrozoobenthos – muss die große Zahl an strukturellen Einzeldaten in eine überschaubare Anzahl von Habitattypen überführt werden.

Tab. 1: Beispiel eines ausgefüllten Kartierbogens

Untersuchungsgebiet:		Beispielgebiet		Abschnitt:		01		Datum:														
Transecte & Kartierpunkte		Sohlsedimente (100% Deckung)						Zusätzliche Gewässerbettstrukturen (mehr als 100% Deckung möglich)				Wasserführung										
		Makrolithal (20-40 cm)	Mesolithal (6-20 cm)	Mikrolithal (2-6 cm)	Makroakal (Mittelkies, 1-2 cm)	Mikroakal (Feinkies, 0,2-2 cm)	Psammal (Sand, 0,063-2 mm)	Makroargyllal (Schluff)	Mikroargyllal (Ton)	Auenlehm (Sand, Schluff & Ton)	Schlamm (organisch & anorganisch)	Technolithal (Steinschüttung, Blocksatz, Plaster etc.)	Emerse Makrophyten (Überwasser)	Submerse Makrophyten (flutend)	Algen (fädig, büschelig, thallös)	Algen (Film)	CPOM (grobpartikuläres org. Material)	FPOM (feinpartikuläres org. Material)	Xylal (Totholz)	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen (z.B. Wurzeln)	Mittlere Wassertiefe (in dm)	Strömungsgeschwindigkeit (in 5 Klassen)
T1-P01					3	3	3					1		3	2	2				3	3	4
T1-P02		3	2	2	2	3								2		3					6	3
T1-P03	3	2	2	3	2									1		2					4	3
T1-P04		3	3	2	2	2	3									3			3		2	2
T1-P05				3	3	3	1										2	3	2		1	1

Habitattypologie

Die Übersichtskartierung der Gewässerbettstrukturen, die Teil des PERLODES-Verfahrens ist (Meier et al. 2006b), stellt für die Gewässerüberwachung einen geeigneten Kompromiss zwischen fachlichen Notwendigkeiten und temporär-monetären Beschränkungen dar. Für Untersuchungen mit komplexeren Fragestellungen aus den Bereichen Gewässerstruktur und Besiedlung ist die dort vorgeschriebene Vorgehensweise jedoch zu ungenau, um verlässliche Ergebnisse zu liefern, da so eine stark generalisierte und stellenweise falsche oder unvollständige Karte der Habitatverteilung als Grundlage einer intensiven Makrozoobenthosbeprobung dient.

Das TriSHa-Verfahren hingegen liefert ein exaktes Bild der räumlichen Verteilung der verschiedenen Strukturen im Gewässer. Werden die komplexen Kartiererergebnisse zu einfach handhabbaren

Typen zusammengefasst, bilden sie eine ideale Basis für eine repräsentative Probennahme nach dem PERLODES-Verfahren.

Die hier vorgestellte Typologie ist streng induktiv. Dies hat zwangsläufig zur Folge, dass die Liste der Habitattypen unvollständig ist, da in anderen Gewässertypen auch andere Konstellationen von Sohlsubstraten auftreten können. Aus diesem Grund wird die Typologie nicht als abgeschlossen, sondern als offen und erweiterbar angesehen.

Durch Differenzierung nach dem dominierenden und weiteren stark vertretenen Substraten sowie dem Gehalt an organischem Material wurden 28 Habitattypen für das Makrozoobenthos ausgewiesen (Tab. 2).

Tab. 2: Habitattypen

I. Kies- und Blockgeprägte Habitate	
1	Kies und Blöcke mit wenig organischem Material
2	Kies und Blöcke mit viel organischem Material
3	Kies und Blöcke mit Makrophyten
II. Sandgeprägte Habitate	
4	kiesarmer Sand mit wenig organischem Material
5	kiesarmer Sand mit viel organischem Material
6	kiesreicher Sand mit wenig organischem Material
7	kiesreicher Sand mit viel organischem Material
8	Sand und Kies mit Makrophyten
9	schlammreicher Sand mit wenig organischem Material
10	schlammreicher Sand mit viel organischem Material
III. Auenlehmgeprägte Habitate	
11	schlamm- und kiesarmer Auenlehm mit wenig organischem Material
12	schlamm- und kiesarmer Auenlehm mit viel organischem Material
13	sand- und kiesreicher Auenlehm mit wenig organischem Material
14	sand- und kiesreicher Auenlehm mit viel organischem Material
15	schlammreicher Auenlehm mit wenig organischem Material
16	schlammreicher Auenlehm mit viel organischem Material
IV. Schlammgeprägte Habitate	
17	kiesreicher Schlamm mit viel organischem Material
18	sandarmer Schlamm mit wenig organischem Material
19	sandarmer Schlamm mit viel organischem Material
20	sandreicher Schlamm mit wenig organischem Material
21	sandreicher Schlamm mit viel organischem Material
22	lehmreicher Schlamm mit viel organischem Material
V. Anthropogene Habitate	
23	sedimentarme Blockschüttung mit wenig organischem Material
24	sedimentarme Blockschüttung mit viel organischem Material
25	sedimentreiche Blockschüttung mit wenig organischem Material
26	sedimentreiche Blockschüttung mit viel organischem Material
27	sedimentarme Blockschüttung mit Makrophyten
28	sedimentreiche Blockschüttung mit Makrophyten

Praxisbeispiel „Auf der Weide“

Das TRiSHa-Verfahren wurde im Frühjahr 2006 einem ersten Praxistest unterzogen. Das Untersuchungsgebiet „Auf der Weide“ ist ein Renaturierungsabschnitt der Lahn (Fließgewässertyp 9.2, Meier et al. 2006a) im Bereich der Marburger Innenstadt, in dem 2002 mehrere Furkationen und

Hochflutmulden angelegt wurden und der sich aufgrund zahlreicher vorangegangener Untersuchungen (z.B. Altemüller & Hering 1987; Neckermann & Achterholdt – Ökologische Gutachten 1999) gut für einen solchen Test eignet.

Basierend auf den Ergebnissen einer hochauflösenden Gewässerstrukturgütekartierung wurden innerhalb des 400 m langen Renaturierungsbereichs mit einer Gesamtlauflänge von 940 m vier Abschnitte von je 100 m (Abb. 1) und 80 Transekte mit insgesamt 417 Messflächen ausgewählt.

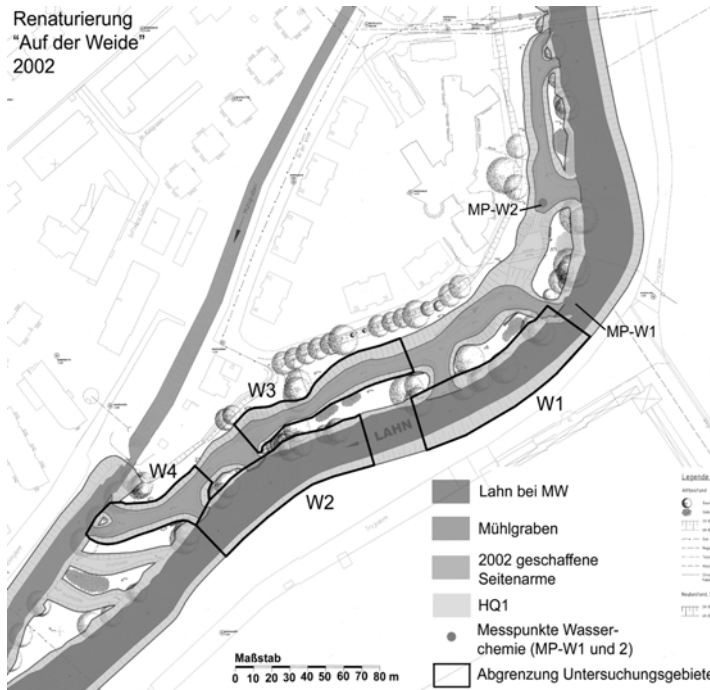


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet auf der Weide und die Lage der Untersuchungsabschnitte, eigene Darstellung, Kartengrundlage: ICON Ing.-Büro H. Webler (2001)

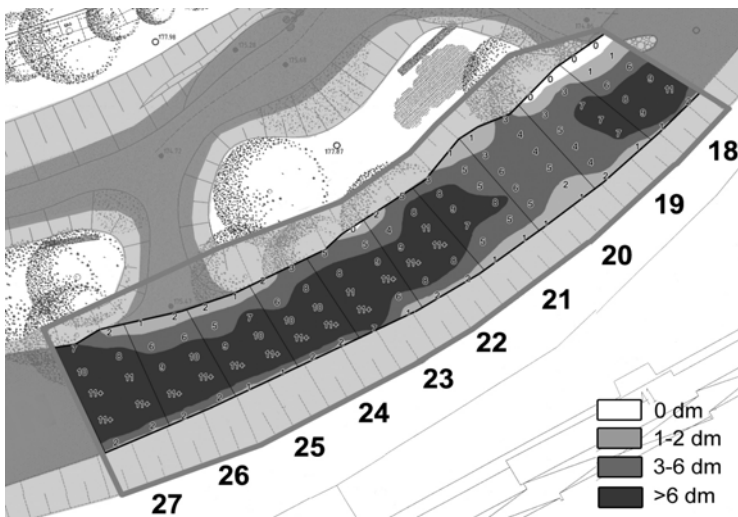


Abb. 2: Wassertiefe im Untersuchungsabschnitt W1

Alle erhobenen Parameter lassen sich sowohl statistisch als auch kartographisch auswerten und darstellen. Exemplarische Ergebniskarten zeigen die Abbildungen 2 bis 4.

In Abbildung 4 wird zum Einen die große Bedeutung der Uferbereiche für die Habitatvielfalt und zum Anderen die Monotonität der zentralen Bereiche der Gewässersohle sichtbar. Der auffällig dunkel gefärbte Bereich wird von Makrophyten dominiert und korreliert sehr gut mit den Zonen der größten Strömungsgeschwindigkeit und geringer Wassertiefe.

Die statistische Auswertung der Habitattypenverteilung (Abb. 5) veranschaulicht die unterschiedliche Charakteristik des Hauptlaufs und der Seitenarme. Im Hauptlauf sind die Habitattypen aus den Gruppen „Kies- und blockgeprägte Habitate“ (Typen 1-3) und „Anthropogene Habitate“ (Typen 23-28) sehr viel stärker vertreten als in den Nebengerinnen. Diese Habitattypen treten in den beiden Abschnitten in der Lahn jeweils an ca. 90% aller Messflächen auf, während sie in den Seitenarmen mit lediglich ca. 15% bzw. 27% (Weide 3 bzw. 4) vertreten sind.

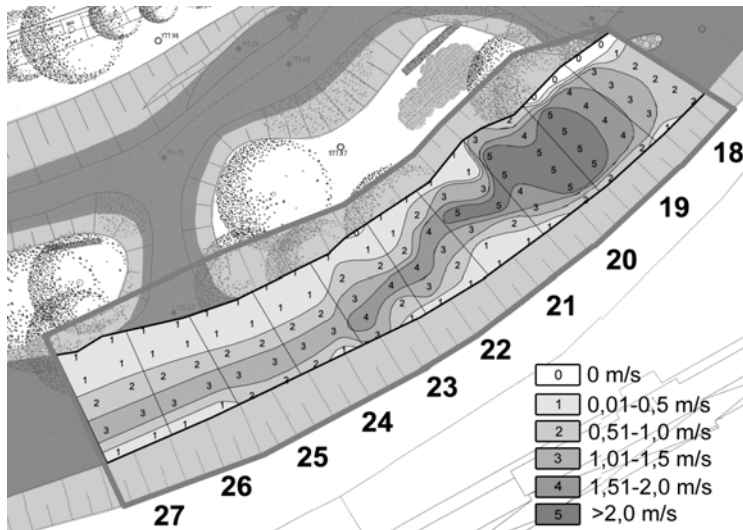


Abb. 3: Strömungsgeschwindigkeit im Untersuchungsabschnitt W1

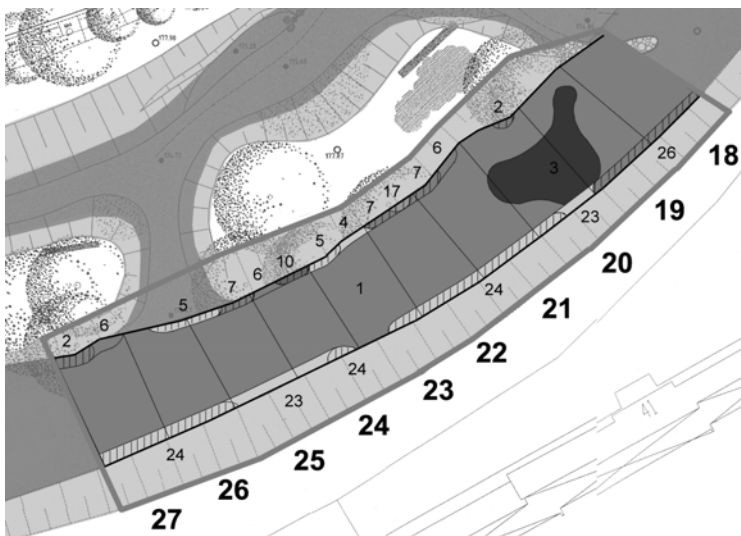


Abb. 4: Verteilung der Habitattypen im Untersuchungsabschnitt W1

In den neu geschaffenen Furkationen bestimmen eher sandgeprägte Habitate die Gewässersohle. Ein weiterer wichtiger Unterschied zwischen dem Hauptlauf der Lahn und den Seitenarmen ist die klare Dominanz des Typs 1 gegenüber den übrigen Typen im Bett der Lahn, während die Habitatverteilung in den Seitenarmen deutlich ausgewogener ist. Der Typ 1 (Kies- und blockgeprägte Habitate mit wenig organischem Material) ist mit 62,2% bzw. 52,5% der mit Abstand häufigste Typ im Hauptlauf der Lahn. In den Furkationen hingegen sind die häufigsten Habitattypen nur an ca. 30% aller Messflächen vorzufinden. Dies wirkt sich ganz unmittelbar und entscheidend auf die Lebensraumeignung der untersuchten Abschnitte aus. Die große Zahl relativ stark verteilter Habitattypen in den Renaturierungsbereichen bewirkt einen häufigeren Wechsel der abiotischen Geofaktorenkonstellation als Grundlage für die Besiedlung durch Flora und Fauna. Die ausgeprägte Mosaikstruktur der Gewässersohle begünstigt das Vorkommen einer Vielzahl verschiedener Lebensge-

meinschaften. In allen Kartierabschnitten wurde eine ähnlich hohe Anzahl verschiedener Habitattypen ausgewiesen. Es fällt jedoch auf, dass die Bereiche, die aufgrund ihrer besseren Strukturgütebewertung ausgewählt wurden (Weide 1 und 4) mit 12 bzw. 13 Habitattypen eine etwas höhere Vielfalt aufweisen als die Abschnitte mit einer schlechteren Gewässerstrukturgüte (Weide 2 und 3), in denen nur 10 bzw. 9 Typen kartiert wurden. In den Seitenarmabschnitten wurden 5 Habitattypen ausgewiesen, die im Hauptlauf der Lahn nicht vertreten sind. Dies und die großen Flächenanteile der im Hauptlauf eher selteneren sandgeprägten Habitattypen sowie die kleinteilige Mosaikstruktur kennzeichnen die Seitenarme als wertvolle Lebensräume, die den Abschnitt „Auf der Weide“ deutlich aufwerten.

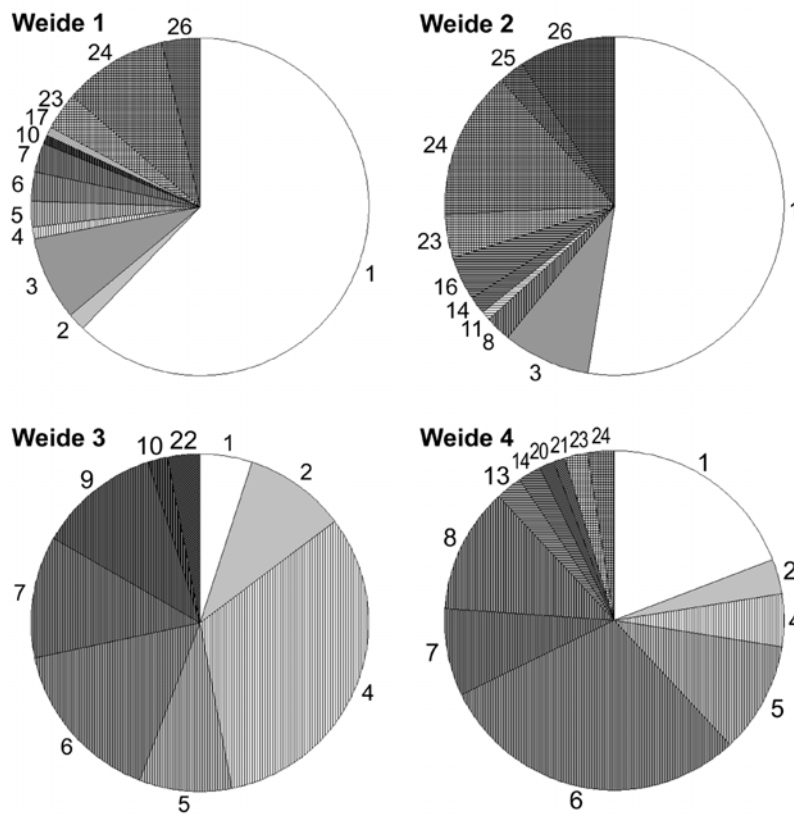


Abb. 5: Habitattypenverteilung im Untersuchungsgebiet „Auf der Weide“ (in %, mit Angabe der Habitattypennummer)

Zusammenfassung und Ausblick

Die Kartieranleitung eignet sich als einfach anzuwendendes und intuitiv verständliches Instrument gut für den praktischen Einsatz in der Limnologie. Die darauf aufbauende Habitattypologie kann für die Erhebung gewässerökologischer Daten und als Grundlage für detaillierte faunistische und floristische Untersuchungen genutzt werden. Die Ausweisung kleinräumiger Habitatstrukturen verbessert den Bereich der Probennahme des PERLODES-Verfahrens.

Das TRiSha-Verfahren stellt für zahlreiche ökologische und hydromorphologische Fragestellungen vom Freilandexperiment bis zum Monitoring ein wertvolles Instrument dar. Es ergänzt sowohl die traditionelle Gewässerstrukturgütekartierung als auch die Makrozoobenthosuntersuchung nach dem PERLODES-Verfahren.

Aufbauend auf der Kartierung mehrerer Fließgewässerabschnitte der hessischen Lahn wurden Makrozoobenthosproben entnommen, durch welche die Habitattypologie validiert werden soll. Des

weiteren ist eine Anwendung der hier vorgestellten Methode in anderen Fließgewässertypen im Rahmen zusätzlicher Qualifizierungsarbeiten vorgesehen. Durch eine größere Datenbasis kann es zur Ausweisung neuer Typen und zur genaueren Abgrenzung der Typen untereinander kommen, so dass das Verfahren kontinuierlich verbessert wird.

Danksagung

Die hier vorgestellte Methode wird im Rahmen des Dissertationsvorhabens „Beziehungen zwischen der Gewässermorphologie und dem Makrozoobenthos an renaturierten Abschnitten der Lahn“ am Fachbereich Geographie der Philipps-Universität Marburg durchgeführt, die von der Licher Privatbrauerei und der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON) im Rahmen eines Licher-Stipendiums gefördert wird.

Literatur

- Altemüller, M.J. & Hering, D. (1987): Die Lahninsel „Auf der Weide“ – ein wertvolles Biotop inmitten von Marburg – Antrag zur Unterschutzstellung, Marburg (unveröffentlicht).
- Diehl, H. (2004): Beispiele der Gewässerentwicklung in Mittelhessen durch Renaturierung und Revitalisierung; In: Opp, C. (Hrsg.) (2004): Wasserressourcen – Nutzung und Schutz, Beiträge zum internationalen Jahr des Süßwassers 2003, Marburger Geographische Schriften 140, 205-213, Marburg.
- Europäische Union (Hrsg.) (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 (Wasserrahmenrichtlinie), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 372, Luxembourg.
- Gutzeit, J., Jähni, S. & Lorenz, A. (2006): Vergleich der Hydromorphologie an verzweigten (naturnahen) und unverzweigten (überprägten) voralpinen Fließgewässern im Piemont/Italien; Aufbereitung der Daten mittels eines geographischen Informationssystems (GIS); Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), 55-59, Werder.
- ICON Ing.-Büro H. Webler (2001): Lahnrenaturierung „Auf der Weide“, Planungskarten im Auftrag der Stadt Marburg, Mainz.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2000): Gewässerstruktur-gütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer, Kulturbuch Verlag, Schwerin.
- Meier, C., Böhmer, J., Rolauffs, P., Hering, D. (2006a): Typ 9.2 – Große Flüsse des Mittelgebirges - Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“, www.fliessgewaesserbewertung.de.
- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006b): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung – Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Stand Mai 2006; 79 S.; Essen.
- Neckermann & Achterholdt – Ökologische Gutachten (1999): Ökologische Untersuchungen zur geplanten Renaturierung des Lahnufers „Auf der Weide“ in der Universitätsstadt Marburg, Studie im Auftrag des Magistrats der Universitätsstadt Marburg, Amt für Grünflächen, Umwelt und Naturschutz; Marburg (unveröffentlicht).

(Wie) wirken sich Renaturierungsmaßnahmen an Flüssen auf den ökologischen Zustand aus? Ein Modell

Daniel Hering¹, Peter Rolaußs¹, Sonja Jähnig¹, Armin Lorenz¹, Christian Feld¹, Uwe Koenzen², Jochem Kail³

¹Universität Duisburg-Essen, FB Biologie & Geographie, Abteilung Angewandte Zoologie / Hydrobiologie, 45117 Essen, daniel.hering@uni-due.de

²Planungsbüro Koenzen, Hilden

³Umweltbüro Essen, Essen

Keywords: Renaturierung, Wirkungsketten, Makrozoobenthos

Einleitung

Gewässerbewohnende Organismen – Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytobenthos – spielen bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie eine entscheidende Rolle. Sie werden von der Wasserrahmenrichtlinie als „Biologische Qualitätskomponenten“ bezeichnet, dienen als Bewertungsinstrument und reflektieren durch ihre Abweichung von einem naturnahen Referenzzustand die „Ökologische Qualität“ eines Wasserkörpers. Form und Ausmaß der Abweichung können zwischen den Organismengruppen variieren, da sie nicht gleichartig auf unterschiedliche Belastungsformen reagieren – in der Summe reflektieren sie umfassend die Belastungssituation eines Gewässers.

Ein großer Teil der Flussabschnitte in Deutschland und Europa erreicht keinen guten ökologischen Zustand und muss daher in den nächsten Jahren revitalisiert werden. Für die Fließgewässer in Mitteleuropa sind vor allem Verbesserungen der Hydromorphologie notwendig: Während nur noch ca. ein Drittel der Gewässerabschnitte in Deutschland stofflich belastet sind, weisen ca. zwei Drittel hydromorphologisch Defizite auf (BMU 2005). Es wird allgemein erwartet, dass sich in Folge von Renaturierungen der Hydromorphologie wieder naturnahe Lebensgemeinschaften etablieren. Bislang existieren jedoch nur wenige Untersuchungen zur Reaktion von Organismen auf Renaturierungen.

Dieser Beitrag geht der Frage nach, wie das Makrozoobenthos auf die Verbesserung der Hydromorphologie von Fließgewässern reagiert, insbesondere anhand eines konzeptionellen Modells.

Die Reaktion des Makrozoobenthos auf Renaturierungen: Ein Modell

Für die Erfolgskontrolle zukünftiger Renaturierungen ist die Reaktion des Makrozoobenthos auf Veränderungen der Hydromorphologie von besonderer Relevanz; sie zeigt sich in allen Gewässertypen Deutschlands (z.B. Abbildung 1). Das Fehlen von Strukturen und Habitaten (z.B. von Totholz

und Kies), die Vereinheitlichung der Strömungsbedingungen und Beseitigung der Ufervegetation führen zum Verschwinden anspruchsvoller Arten, während Generalisten zunehmen.

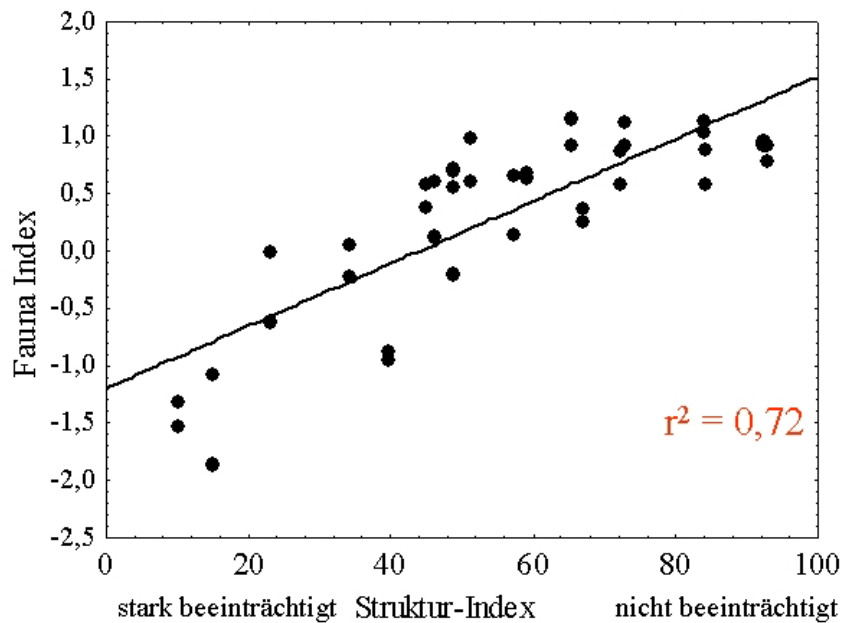


Abbildung 1: Beziehung zwischen der Qualität der Hydromorphologie (gemessen über einen Struktur-Index) und des Makrozoobenthos (gemessen über den Fauna-Index, einem Bewertungsindex mit dem Makrozoobenthos) in Mittelgebirgsflüssen. Nach Lorenz et al. (2004), verändert.

Basierend auf diesen Beobachtungen liegt der Umkehrschluss nahe: Wird durch Renaturierungen die Hydromorphologie verbessert, führt dies auch zur einer Verbesserung der Besiedlung, z.B. mit dem Makrozoobenthos. Da es bislang nur wenige Untersuchungen zu diesem Thema gibt, sind wir auf lückenhafte Daten und theoretische Überlegungen angewiesen. Für letztere eignet sich die Nomenklatur der Wasserrahmenrichtlinie, die zwischen umweltrelevanten Aktivitäten (driver), Belastungen (pressure), Zustand (state) und Auswirkungen (impact) unterscheidet. Dieses Prinzip ist am Beispiel der organischen Belastung von Fließgewässern anschaulich zu erläutern: Die umweltrelevante Aktivität ist die Urbanisierung, wodurch im Gewässer eine Erhöhung des BSB (Belastung) resultiert. Dies führt durch eine Verminderung der Sauerstoffkonzentration zu einem veränderten Zustand; die Auswirkung ist eine veränderte Lebensgemeinschaft, angezeigt durch einen erhöhten Saprobienindex. Es handelt sich um eine einfache, unverzweigte Wirkungskette.

Gemäß der Vielfalt hydromorphologischer Strukturen und resultierender Abhängigkeiten ist der Zusammenhang zwischen Hydromorphologie und Besiedlung viel komplexer. Bereits bei der Betrachtung eines einfachen Index, des in Abbildung 1 verwendeten „Fauna-Index“ ergibt sich eine komplexe Wirkungskette zwischen umweltrelevanten Aktivitäten, Belastungen, Zustand und Auswirkungen (Abbildung 2). Viele Komponenten des Zustandes, z.B. das Vorhandensein von Totholz oder die Strömungsdiversität, wirken sich auf den Index aus.

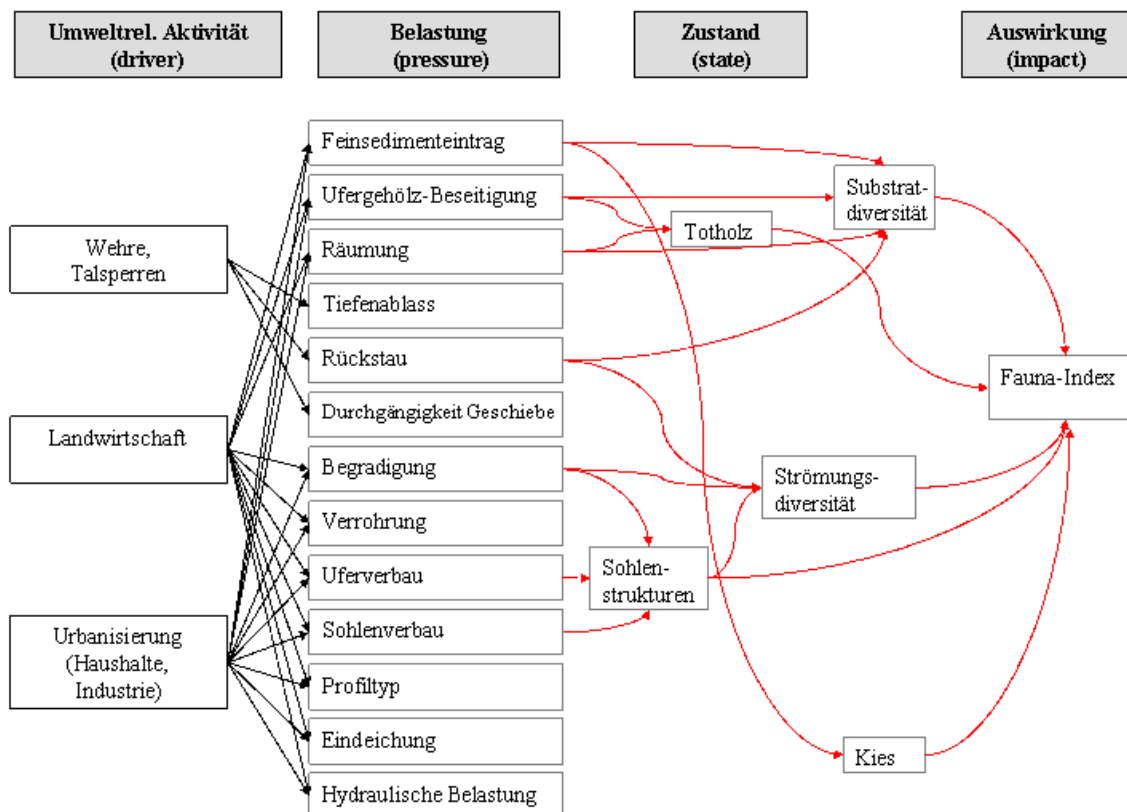


Abbildung 2: Beziehungen zwischen umweltrelevanten Aktivitäten, Belastungen, dem Zustand des Gewässers und den Auswirkungen am Beispiel des Fauna-Index (einem Bewertungsindex mit dem Makrozoobenthos). Rote Pfeile verdeutlichen eine Abnahme.

Entsprechend vielfältig sind die Möglichkeiten zur Verbesserung der Hydromorphologie und ihre Auswirkungen auf das Makrozoobenthos. Als Beispiel sei eine einfache Maßnahme betrachtet: Die Verringerung des Geschiebe-Defizits bei kleinen Querbauwerken, z.B. durch den Umbau eines Wehres. Die Durchgängigkeit für Geschiebe wird erhöht, wodurch sich die Sedimentfracht steigert. Dies führt sowohl zu einer Abnahme der Sohlschubspannung als auch zu einer erhöhten Zahl an Sohlenstrukturen, mit vielfältigen positiven Auswirkungen auf das Makrozoobenthos (Abbildung 3).

Verbesserungen der Hydromorphologie haben somit vom theoretischen Standpunkt positive Wirkungen auf die Besiedlung, wobei die Wirkungsketten komplex sind und die Ergebnisse nicht so leicht vorhersagbar wie im Fall der Reduzierung stofflicher Belastungen.

Dennoch zeigen Fallbeispiele, dass Renaturierungen mit erheblichen positiven Auswirkungen auf die Hydromorphologie einige Jahre nach der Renaturierung nicht zu entsprechenden Verbesserungen der Makrozoobenthos-Besiedlung geführt haben. In diesen Fällen liegt es nahe, dass die Zeit seit der Renaturierung für anspruchsvollen Arten des Makrozoobenthos nicht ausgereicht hat, um die neu geschaffenen Strukturen zu besiedeln. Häufig sind entsprechende Arten in ganzen Einzugsgebieten ausgestorben. In diesen Fällen sind lokale Verbesserungen der Hydromorphologie keine Garantie, dass sich der ökologische Zustand zeitnah verbessert.

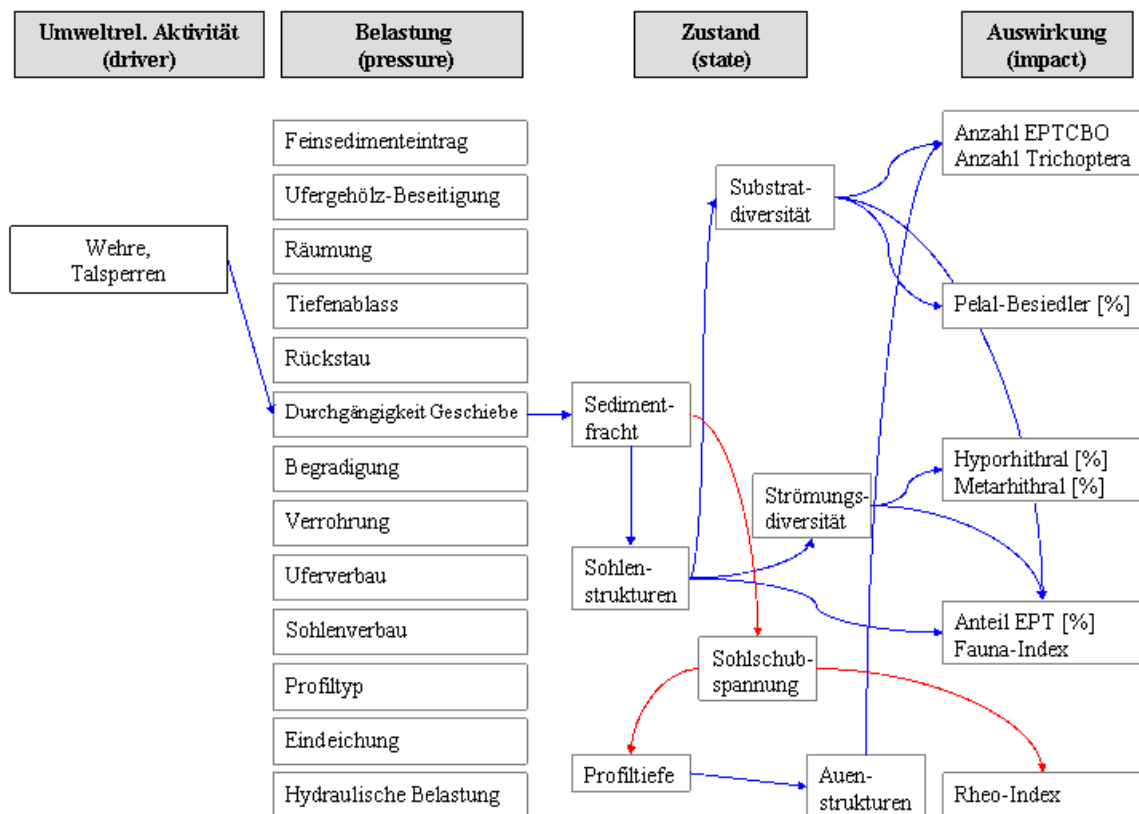


Abbildung 3: Auswirkungen der Maßnahme „Verringerung des Geschiebe-Defizits bei kleinen Querbauwerken“ auf das Makrozoobenthos. Rote Pfeile verdeutlichen eine Abnahme, blaue Pfeile eine Zunahme. In der Spalte „Auswirkung“ sind verschiedene Bewertungs-Indices mit dem Makrozoobenthos aufgeführt.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des Projektes „Ökologische Fließgewässerrenaturierung – Erfahrungen zur Durchführung und Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands“ (gefördert vom Umweltbundesamt) durchgeführt.

Literatur

- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie - Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. BMU, Berlin (2005).
- Lorenz, A., D. Hering, C. Feld & P. Rolaufts (2004): A new method for assessing the impact of morphological degradation on the benthic invertebrate fauna for streams in Germany, *Hydrobiologia* 516, 107-127.

Entwicklung eines Monitoring-Messnetzes und Erprobung neuer biologischer Bewertungsmethoden gemäß den Vorgaben der EG-WRRL

Hannes Schimmer¹, Friederike Vietoris² & Mario Sommerhäuser³

Bezirksregierung Münster ¹Nevinghoff 22, 48147 Münster und ²Gartenstraße 27, 45699 Herten; hannes.schimmer@brms.nrw.de, friederike.vietoris@brms.nrw.de ³Lippeverband, Kronprinzenstraße 24, 45128 Essen, Germany; sommerhaeuser.mario@eglv.de

Keywords: Monitoring, Biologische Bewertung, EG-WRRL, Norddeutsches Tiefland, Stever, Lippe

Einleitung

„Just in time“; die Monitoringplanung der WRRL

Das WRRL-konforme Monitoring der Grund- und Oberflächenwasserkörper ist unter fachlichen und technischen Gesichtspunkten eine der zentralen Herausforderungen bei der Umsetzung der Richtlinie. Die Ergebnisse stellen nicht nur die Grundlage der Bewertung des ökologischen Zustandes bzw. des guten Potentials dar, sondern sind auch für die Entwicklung der Maßnahmenprogramme von fundamentaler Bedeutung.

In fast allen europäischen Mitgliedstaaten mussten sowohl neue Bewertungsverfahren entwickelt, als auch neue Messnetze aufgestellt werden. Wegen der Neuentwicklung der Methoden des biologischen Monitorings, fielen die Einführung eines wirtschaftlichen und passgenauen Messnetzes und der neuen Untersuchungs- und Bewertungsverfahren in die erste Monitoringperiode (2006-2008) der WRRL. Die Ergebnisse müssen somit direkt in die ab 2009 erfolgende Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung übernommen werden.

Das nordrhein-westfälische Gewässermessnetz wurde von ca. 3.500 Messstellen auf ca. 1.800 Messpunkte des operativen und Überblicks-Monitorings ausgedünnt. Gleichzeitig musste ein Messnetz für ein flächendeckendes Fischmonitoring aufgestellt werden, da die Erfordernis hierfür in der Vergangenheit nicht bestand. Fische und Phytoplankton werden nur erhoben, wenn sie für den Wasserkörper eine repräsentative Aussage erwarten lassen. An allen Messstellen werden aber grundsätzlich Makrozoobenthos, Phytobenthos sowie Makrophyten erhoben. Die Erfassung der allgem. chemischen und physikalischen Parameter (so genannte ACP) ist 4 bzw. 13 Mal/a obligatorisch. Das chemische Untersuchungsprogramm, das unter anderem Schwermetalle, Tierarzneimittel, Humanarzneimittel oder prioritäre Stoffe umfasst, wird sowohl den Erfordernissen, also den zu erwartenden Einträgen, als auch den Untersuchungskapazitäten angepasst.

Die folgende Tabelle zeigt die Verhältnisse für den Dienstbezirk der Bezirksregierung Münster (ehemaliges Staatliches Umweltamt (StUA) Münster) und Nordrhein-Westfalen.

Tabelle 1: Anzahl der Messstellen in NRW und im Dienstbezirk des ehemaligen StUA Münster

WRRL-Komponente	Münster operative/Überblicksmessstellen	Steuer operative/Überblicksmessstellen	NRW operative/Überblicksmessstellen
MZB/MP/PB	262 / 5	31 / 1	1.770 / 50
PP	- / 1	- / -	< 7
Fische	57	22	413
			(Stand Mitte 2007)

MZB= Makrozoobenthos; MP= Makrophyten; PB= Phytobenthos; PP= Phytoplankton

Material und Methoden

Das Einzugsgebiet der Steuer

Im Einzugsgebiet der Steuer, dem größten Nebengewässer der Lippe, wurde ein solches Messnetz 2005 als Pilotprojekt der staatlichen Umweltämter Münster und Herten und dem Lippeverband, als zuständigem sondergesetzlichen Verband, neu aufgestellt. Hier kamen erstmalig die neuen deutschen Untersuchungs- und Bewertungsmethoden zum Einsatz.

Das Steuer-Einzugsgebiet ist 925 km² groß und wird von 22 Gewässern (>10 km² EZG) mit einer Fließlänge von zusammen 340 km entwässert.

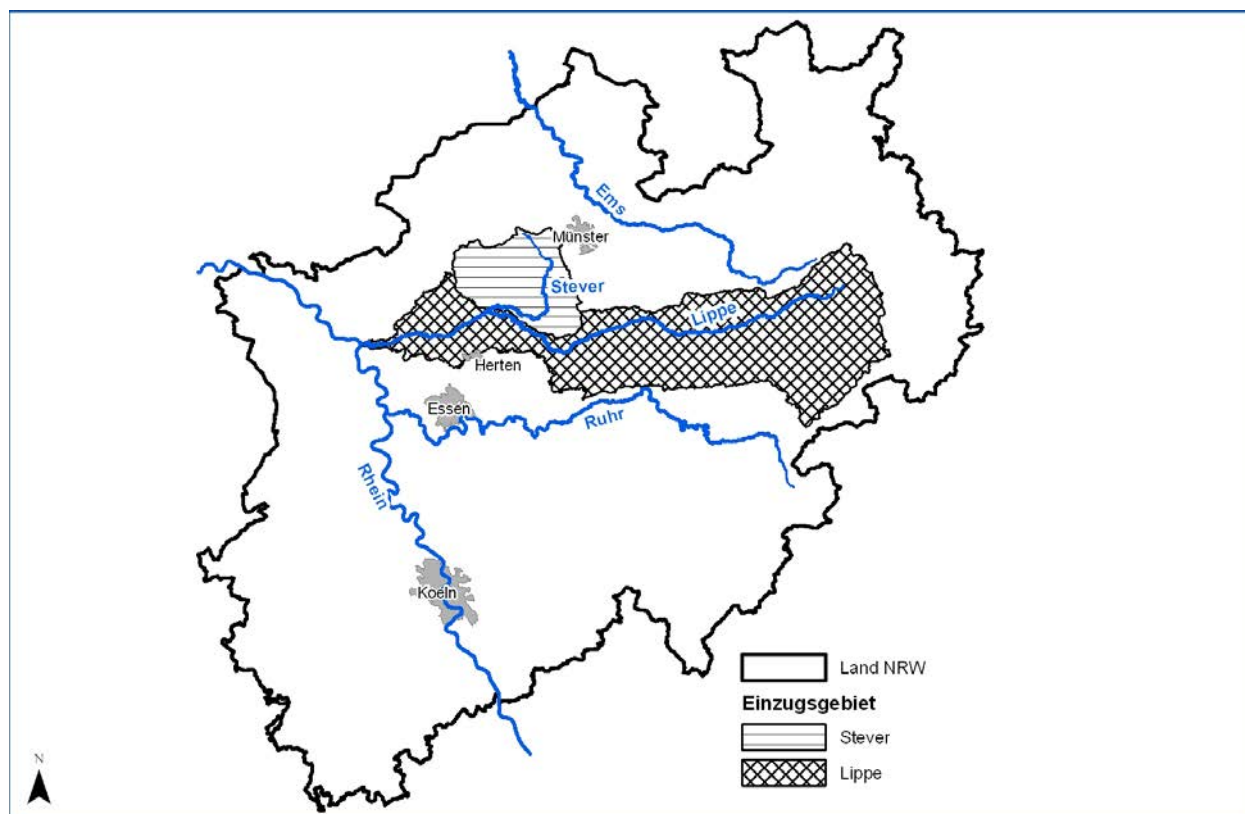


Abb. 1: Karte von NRW mit Einzugsgebiet der Steuer

Die überwiegenden Fließgewässertypen sind der Sand- und lehmgeprägte Tieflandfluss (LAWA-Typ 15) und der Sandgeprägte Tieflandbach (Typ 14) (29 von 54 Wasserkörpern), in denen vorwie-

gend Sand und niedrige Fließgeschwindigkeiten dominieren, sowie der LAWA-Typ 19, Kleine Fließgewässer in Fluss- und Stromtälern.

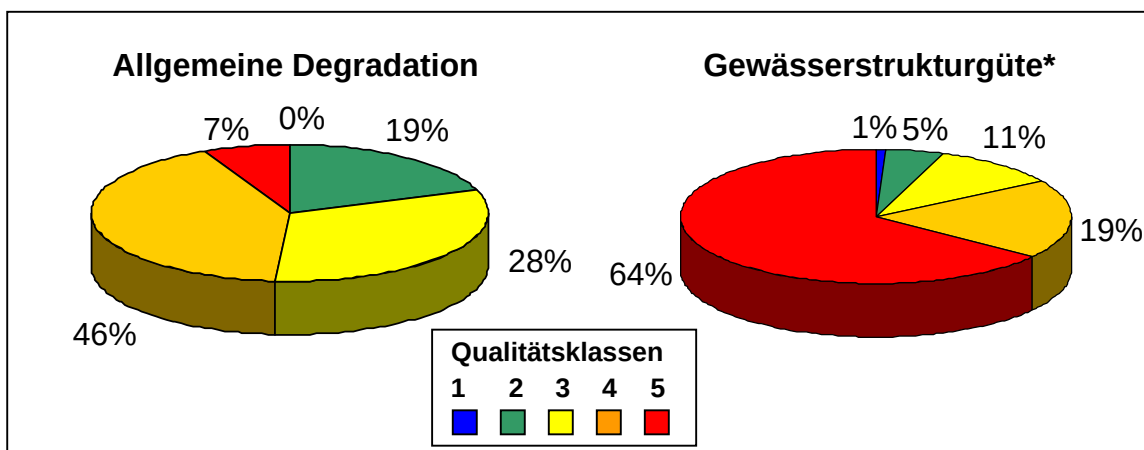
Die Stever selbst bietet als kleiner Sandfluss mit meist sandig-kiesigen Zuflüssen das typische Erscheinungsbild eines Fließgewässers des Tieflandes. Das Umfeld des Heubaches wird durch ausgeprägte Niederungen bestimmt, so dass das Bachwasser aufgrund der hier verbreiteten, heute entwässerten und als Grünland genutzten Niedermoore durch Huminstoffe oft bräunlich gefärbt ist. Wie im gesamten Münsterland ist auch im Stevereinzugsgebiet die Nutzung überwiegend landwirtschaftlich geprägt (54 % Acker- und 13 % Grünland). Von überregionaler Bedeutung ist die Trinkwassernutzung im Halterner Stausee, die den Problembereich Landwirtschaft und Trinkwassernutzung aus Oberflächenwasser wegen der Nährstoffüberschüsse und den flächendeckend eingesetzten Pflanzenschutzmitteln besonders hervortreten lässt. Die Besiedlungsdichte ist mit 155 Einwohnern pro km² eher niedrig (zum Vergleich: NRW 528 E/km²).

Ergebnisse

Makrozoobenthos

Das aus der Gewässergüteüberwachung bekannte Bild der Saprobie wird auch von Perloides/Asterics (Meier et al. 2006) bestätigt, was nicht verwundert, da dasselbe Bewertungsverfahren zu Grunde liegt. 60 % der Gewässerabschnitte werden hierbei als „gut“ eingestuft, 40 % als „mäßig“ bzw. „unbefriedigend“ (3 %).

Interessanter ist der Vergleich zwischen den Ergebnissen der Gewässerstrukturgütekartierung und dem Modul „Allgemeine Degradation“ nach Perloides/Asterics (Abb. 2). Während in der Gewässerstrukturgütekartierung nur 6 % der Gewässerstrecken in die Qualitätsklasse „gut“ oder „sehr gut“ und der weitaus größte Anteil (64 %) in die schlechteste Güteklasse eingestuft wurden, zeigt das Modul „Allgemeine Degradation“ ein weitaus differenzierteres Bild. Auffällig ist, dass sich der Anteil von „gut“ mit fast 20 % verdreifacht hat und der Anteil der schlechtesten Stufe auf 7 % zurückgegangen ist.



* Für den Vergleich wurde die 5-bändige Bewertung in 100-Meter-Abschnitten der GSGK gewählt (Land/Ufer/Sohle/Ufer/Land)

Abb. 2: Prozentuale Verteilung der Qualitätsklassen des Moduls „Allgemeine Degradation“ und der Gewässerstrukturgüte bezogen auf die Gesamtgewässerstrecke im Stever-Einzugsgebiet

Außerdem fällt ins Auge, dass es sich bei allen mit „gut“ bewerteten Gewässerabschnitten um Fließgewässer der Niederungen (Typ 19) handelt. Hier bestehen auch die größten Widersprüche

zwischen den Ergebnissen der Gewässerstrukturgütekartierung und den Ergebnissen des Moduls „Allgemeine Degradation“ der Makrozoobenthosbewertung. Saprobiell „mäßig“ oder schlechter bewertete Gewässerabschnitte sind stets auch hinsichtlich der „Allgemeinen Degradation“ in der gleichen oder einer schlechteren Bewertungsstufe zu finden.

Flora

Beim Verfahrensvergleich des von BMU und LAWA beauftragten PHYLIB-Verfahrens (Schaumburg et al. 2004) und des so genannten LUA-NRW-Verfahrens (LUA 2003) ergab sich als Hauptproblem, dass mit der Phylib-Methode 25 von 41 Probestellen nicht bewertet werden konnten. Weiterhin erwies sich als problematisch, dass eine natürliche Makrophytenfreiheit vom System PHYLIB immer mit der schlechtesten Bewertungsstufe belegt wird, das LUA-NRW-Verfahren diesen Zustand, sofern er natürlich ist, aber als „sehr gut“ einstuft (vergl. Tab 2).

Tabelle 2: Bewertungsergebnisse der Qualitätskomponente Makrophyten

	PHYLIB-Methode		NRW-Verfahren	
		Anzahl Messstellen / Ökologische Zustands- klasse		Anzahl Messstellen / Ökologische Zustands- klasse
Gesichert bewertbare Messstellen	16	1 / sehr gut	34	8 / sehr gut
		2 / gut		8 / gut
		7 / mäßig		8 / mäßig
		6 / unbefriedigend		9 / unbefriedigend
		0 / schlecht		1 / schlecht
Nicht bewertbare (nicht gesichert/nicht eindeutig bewertbare) Messstellen	25		7	

Tabelle 2 zeigt auch, dass aus den LUA-NRW-Ergebnissen eine fast gleichgewichtige Verteilung von Messstellen mit und ohne Zielerreichung resultiert, dagegen die wenigen gesicherten PHYLIB-Ergebnisse eine sichere Einschätzung nur im deutlich negativen Bereich finden.

Es besteht also nach wie vor Handlungsbedarf bei der Bewertung dieser Qualitätskomponente.

Fische

Für die Fische zeigen die Ergebnisse des fischbasierten Bewertungssystems FIBS (Dußling et al. 2004) nur an zwei Zuflüssen, Hagenbach und Funne, die Bewertung „mäßig“, alle anderen wurden schlechter bewertet (Abb. 3).

Vor allem der Anteil wandernder Fischarten, die von FIBS im Modul Migration betrachtet wird, weist durchgehend die Bewertung „schlecht“ auf. Bei ca. 175 Querbauwerken (davon nur drei als durchgängig eingestuft) auf 348 km Fließstrecke im Stever-Einzugsgebiet ist dies nicht verwunderlich. Die Bewertung nach FIBS wird durch die Tatsache unterstützt, dass die Wanderfische Lachs, Flunder, Meer- und Flussneunauge, die früher in der Lippe und ihren Nebengewässern weit verbreitet waren, heute vollständig fehlen.

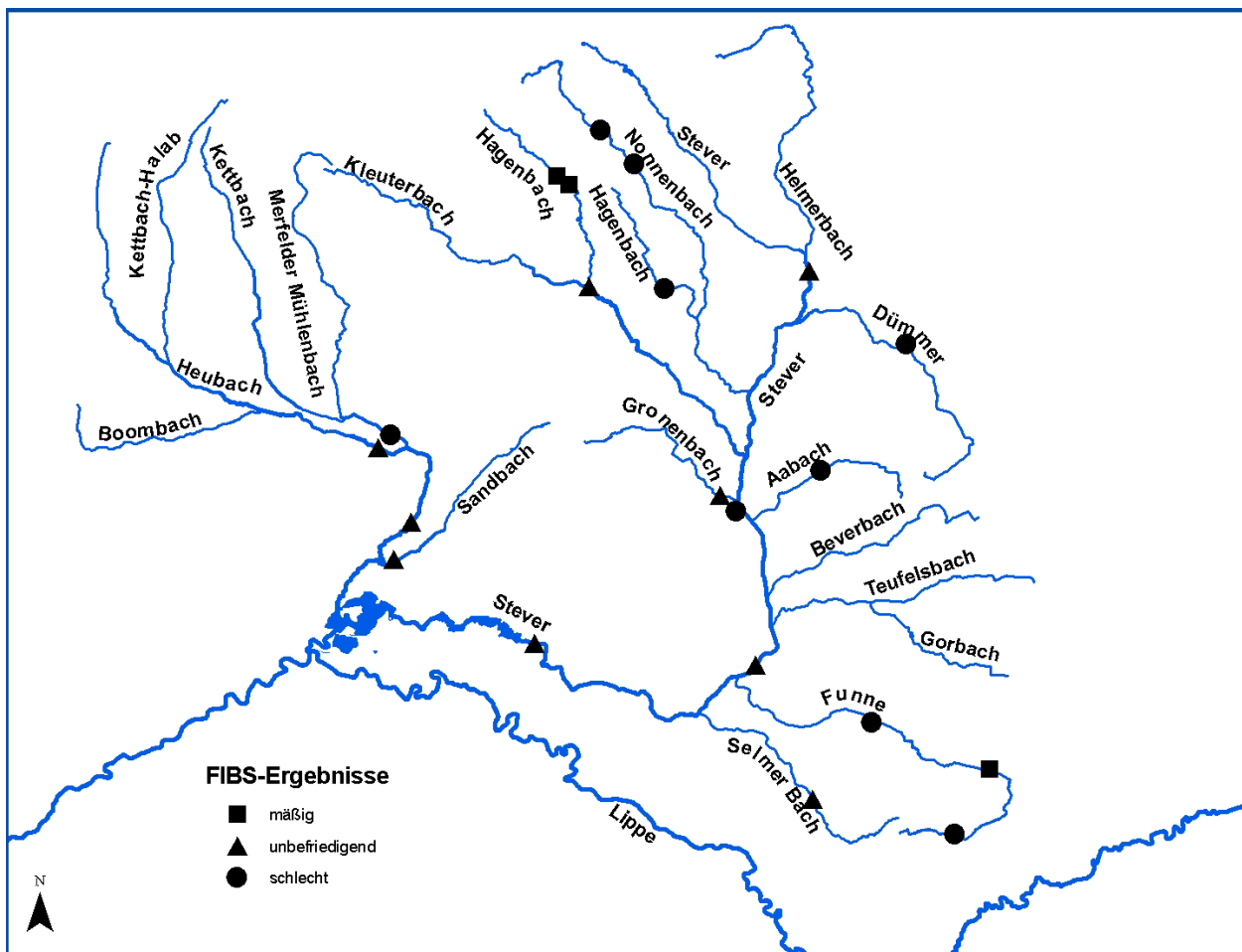


Abb. 3: Bewertung nach FIBS (Dußling et al. 2004)

Chemie

Bei den im Monitoring untersuchten prioritären und sonstigen Stoffen überschreiten einige die halbe Umweltqualitätsnorm (u. a. Blei) oder es zeigen sich saisonal relevante Einträge, z. B. beim Isoproturon. Beim Vergleich mit den LAWA-Orientierungswerten stellt sich die Nährstoffbelastung, vor allem die mit Phosphor, als größtes Problem heraus. An einigen Gewässern kommt es zudem zu Überschreitungen der Ammonium-Stickstoff-Werte.

Konsequenzen für die Maßnahmenplanung

Grundsätzlich hat vor allem die Bewertungsmethode beim Makrozoobenthos mittlerweile eine so hohe Reife erreicht, dass aus den Indices der saprobiellen und allgemeinen Degradation berechtigterweise Konsequenzen für die Maßnahmenplanung gefordert werden können.

Dagegen muss aufgrund des heutigen Wissensstandes festgehalten werden, dass das abiotische Verfahren der Gewässerstrukturgütekartierung die Habitatsansprüche der Biozönose nur unvollständig widerspiegelt. Differenzierte Aussagen zur Gewässermorphologie lassen sich aus der Makrozoobenthosbesiedlung in stark stofflich belasteten Gewässern allerdings nicht ableiten. Das

heißt, dass ein morphologisch intaktes Gewässer bei starker saprobieller Belastung nicht korrekt indiziert wird, allerdings ist dieser Fall eher die Ausnahme. Häufiger tritt der umgekehrte Fall auf, in dem bei saprobiell gutem Zustand die Makrozoobenthosorganismen die schlechte Gewässermorphologie korrekt anzeigen.

Auch die Migrationsdefizite der Fische geben deutliche Hinweise auf den Handlungsbedarf bei der Durchgängigkeit, wobei die Situation mit zwei Talsperren im Mündungsbereich der Stever in die Lippe besonders kompliziert ist.

Hinsichtlich der chemischen Belastung der Oberflächengewässer sowohl bei den Nährstoffen (Phosphor und Ammonium) als auch bei den saisonal auffälligen Pflanzenschutzmitteln sind flächendeckende und langfristige Maßnahmen die einzig zielführende Handlungsoption.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Zusammenfassend lässt sich festhalten:

- Der Entwicklungsstand der Bewertungsmethoden lässt Schlussfolgerungen für eine fundierte Maßnahmenplanung zu.
- Die biologischen Qualitätskomponenten ermöglichen eine detaillierte ökologische Einschätzung der Gewässer.
- Die Ergebnisse des Monitorings, vor allem der Fauna, stellen aufgrund ihrer Stressoren differenzierenden Aussagekraft eine wichtige Grundlage für die Maßnahmenplanung dar.

Danksagung

Dank gebührt vor allem den Mitarbeiterinnen Heike Bonen, Birgit Daniel, Kerstin Plantikow und Anne Schindler der Labore der Bezirksregierung an den Standorten Münster und Herten; Dr. Cornelia Schütz von der Bezirksregierung Arnsberg und Sylvia Mählmann vom Lippeverband in Essen sowie Birgit Suer und Christoph Scharner von der Schnittstelle Ökologie.

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“ im Auftrag des BMBF (Förderkennzeichen 0330043)
- LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hrsg.) (2003): Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie - Merkblätter 39: 1-60 + 2 Karten
- Meier, C., Haase, P., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & Hering, D (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG Wasserrahmenrichtlinie. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> [Stand Mai 2006]
- 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).

ANTONS C., N. KASCHEK & E. I. MEYER: Effizienzkontrolle erfolgter Maßnahmen an einem renaturierten Bach im Nordostdeutschen Tiefland unter Berücksichtigung der benthischen Besiedlung und der Belange von ausgewählten FFH-Arten

DENEKE, R.: Möglichkeiten und Grenzen der Indikation ökologischer Zustände von Seen mithilfe des Zooplanktons

ENGELHARDT, CH., S. HILT, I. SCHÖNFELDER, A. RUDNICKA, N. NIKOLAEVICH, A. SUKHODOLOV & R. CARLS: Rekonstruktion der Referenzbedingungen der Unteren Spree aus Paläomäandern

HEIGL, E., A. SUNDERMANN, E. I. MEYER & P. HAASE: Revitalisierung von Fließgewässern – Evaluation durchgeführter Maßnahmen am Beispiel der Nidda (Modul Makrozoobenthos)

KOENZEN, U. & A. NIEMANN: Hydromorphologische Verbesserungen als Trittsteine für die Maßnahmenplanung - Maßnahmenentwicklung an urban geprägten Fließgewässern vor dem Hintergrund von BWK-M3 und KNEF

SCHATTMANN, A.: Einschätzungen zu den Anforderungen an „Strahlquellen“ unter welchen Bedingungen ist eine „Strahlwirkung“ zu beobachten ?

SELIG, U., S. SAGERT, A. SCHOOR & H. SCHUBERT: Maßnahmenprogramme für Bodden, Haffe und Förden – welche Erfahrungen können aus der Seensanierung genutzt werden?

WOLLGAST, S., A. SUNDERMANN, D. HERING, A. LORENZ & P. HAASE: Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie

Effizienzkontrolle erfolgter Maßnahmen an einem renaturierten Bach im Nordostdeutschen Tiefland unter Berücksichtigung der benthischen Besiedlung und der Belange von ausgewählten FFH-Arten

Claudia Antons, Norbert Kaschek & Elisabeth I. Meyer

Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, clantons@web.de, kaschekn@uni-muenster.de, meyere@uni-muenster.de

Keywords: Renaturierung, Gewässerbewertung, Makrozoobenthos, FFH-Arten, *Unio crassus*

Einleitung

Mit Inkrafttreten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) wurde ein länderübergreifender, europaweiter Erhalt von wertvollen Lebensräumen sowie Tier- und Pflanzenarten angestrebt (Der Rat der Europäischen Gemeinschaften 1992). In einem FFH-Gebiet (Meynbach bei Krinitz, EU-Nr. 2835-303) wurden 2005 die Anforderungen an einen Gewässerpflege- und Entwicklungsplan unter besonderer Berücksichtigung der Kleinen Flussmuschel (*Unio crassus*) als FFH-Art herausgearbeitet. Weiter sollte eine Erfolgskontrolle einer Renaturierungsmaßnahme die Frage beantworten, ob die gewünschte Naturnähe erreicht wurde. Dazu wurde das benthische Arteninventar an ausgewählten Standorten miteinander verglichen. Zusätzlich wurde die Funktionstüchtigkeit der Maßnahmen durch Sichtbeobachtungen überprüft.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Meynbach weist von der Einmündung in die Alte Elde im Südwesten Mecklenburg-Vorpommerns (M-V) bis zur Landesgrenze Brandenburg eine Bachlänge von ca. 15 km auf. Definiert wird der Meynbach nach der Einteilung der Fließgewässer in M-V vom LUNG (2005) als organisch geprägter Bach (LAWA-Typ 11). Das Gewässer ist heute in weiten Teilen durch Entwässerungsmaßnahmen und Ausbau degradiert. Talsande und flaches Niedermoor bestimmen den geologischen Untergrund. In Teilen entspricht er heute eher einem sandgeprägten Bach (LAWA Typ 14). Im Zeitraum von 2001 - 2003 wurden Renaturierungsmaßnahmen unter ökologischen und wasserwirtschaftlichen Gesichtspunkten durchgeführt. Im Vordergrund stand hierbei die Verbesserung der Gewässerstruktur und Gewässergüte: Sohlgleiten sollten das Wasserrückhaltevermögen erhöhen und den Grundwasserspiegel anheben. Buhnen sollten dynamische Prozesse einleiten und Profilaufweitungen sollten zur Verbesserung und Erhöhung der Habitatvielfalt dienen. Die Anlage eines Umgehungsgerinnes sollte die Fischdurchgängigkeit an einem aktiven Wehr gewährleisten. Vereinzelt Gehölzpflanzungen sollten eine schnellere Schattenwirkung unterstützen.

Übersichtsbesammlung *Unio crassus*

Die FFH-Art *Unio crassus* wurde im November 2005 mittels Kescher, Sieb und Glasbodenschale stichprobenartig am gesamten Gewässerverlauf aufgenommen. Hierzu wurde die obere Sedimentschicht nach adulten und juvenilen Muscheln abgesucht. Diese wurden vermessen und anschließend ins Sediment zurückgesetzt.

Erfassung Makrozoobenthos und Auswertung

Im April und November 2005 fand eine halbquantitative Erfassung des Makrozoobenthos mittels Zeitsammelmethode (90 Min. inkl. Kescherausschlag) nach Tittizer (1999) an 8 Probestellen statt. Mit einer siebenstufigen Abundanzschätzung nach DIN 38410 wurde vor Ort die relative Häufigkeit der Taxa ermittelt. Zur Gewässergütebewertung wurde der Saprobienindex (DIN 38410-1) herangezogen.

Beprobt wurden vier renaturierte Abschnitte (Probestellen 1 - 3 sowie 5). Diese wurden durch Sohl-anhebung, Uferabflachung, Ausweitungen und das Einbringen von Steinen und Kiesen renaturiert. Die Probestelle 4 wurde zum Vergleich in den monotonen, begradigten Verlauf gelegt. Hier prägten Verkrautung, Schlammauflagen und Faulschlamm-bildung das Bild. Drei Probestellen (6, 7 und 8) wurden im naturnahen Abschnitt flussabwärts angelegt. Dieser verfügte über einen ursprünglichen mäandrierenden Bachverlauf, beidseitige Beschattung, geringe Verkrautung und Totholz-vorkommen.

Als direktes Maß für die Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften wurde mit der PRIMER-Software v. 5.2.9 (Clarke & Gorley 2001) der Ähnlichkeits-Index nach Bray-Curtis berechnet und mit Hilfe der multidimensionalen Skalierung im MDS-Plot dargestellt. Da die Daten durch das Auftreten geringer Abundanzen schief verteilt sind, wurden sie einer Quadratwurzel-Transformation unterzogen. Um weitere Hinweise auf (anthropogene) Belastungen zu erhalten, wurde der Anteil EPT (Anteil Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera in %) und die Anzahl Trichoptera angegeben. Der Anteil EPT-Taxa spiegelt Veränderungen in der Wasserqualität wider, und ist im Vergleich zum Gesamt-Taxa-Vorkommen weniger variabel (Lenat & Babour 1994). Die Anzahl Trichoptera spiegelt die Artendiversität wider, da der Ordnung viele intolerante Taxa angehören, die empfindlich auf Belastungen reagieren.

Ergebnisse und Diskussion

Verbreitung *Unio crassus*

Die Bestände von *Unio crassus* sind deutschlandweit stark zurückgegangen. Der Bestand am Meynbach gehört mit 45 Ind./m² zu den wenigen noch erhaltenen Populationen in M-V (Zettler & Jueg 2001). Die Übersichtsbegehung im November 2005 führte zu einer weit geringeren Individuenanzahl. Es konnten keine juvenilen Tiere, häufig jedoch Schalen nachgewiesen werden, was für eine Überalterung des Bestandes spricht. Nach Kobialka (2005) ist der Nitratstickstoffwert ein limitierender Faktor der Bestandsentwicklung. Zettler & Jueg (2001) geben an, dass bei mehr als 2 mg/l Nitrat-Stickstoffwert keine erfolgreiche Reproduktion mehr möglich ist. Dieser Grenzwert wurde am Meynbach weit überschritten. Längerer Sauerstoffmangel führt zum Tod der Tiere. Mögliche Wirtsfische sind nachgewiesen worden, so dass eine erfolgreiche Reproduktion bei Eintreten der erforderlichen Gewässergüte und geeigneten Strukturen erreicht werden könnte.

Verbreitung Makrozoobenthos

Der organisch geprägte Bach gilt aufgrund der Substratbedingungen in der natürlichen Ausprägung als besiedlungsfeindlich. Die Zahl der dem Leitbild nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2006) entsprechenden typspezifischen Arten bzw. Charakterarten war sehr gering. Dazu zählten *Anabolia nervosa* und *Glyptotendipes pallidus*. Auch die Begleitarten entsprachen nicht dem faunistischen Leitbild, hier ist lediglich *Lumbriculus variegatus* zu nennen. Die benthische Besiedlung war vom faunistischen Optimalzustand weit entfernt, was die Defizite in der Gewässerstruktur und Biotopausstattung widerspiegelte.

Nach der DIN-Norm lag eine mäßige (β -mesosaprob) bis kritische (α - β -mesosaprob) Belastung am Meynbach vor. Diese Werte ließen sich durch die landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet und ungeklärte Einleitungen in der Vergangenheit erklären.

In dieser Studie wurden insgesamt 96 Taxa nachgewiesen (Abb. 1). Die Taxazahl variierte zwischen 23 an der Vergleichsstrecke (Probestelle 5) und 55 an Probestelle 8 im naturnahen Abschnitt, was auf günstigere Substratverhältnisse, Strömungsbedingungen und höhere Sauerstoffgehalte im naturnahen Abschnitt zurückzuführen war.

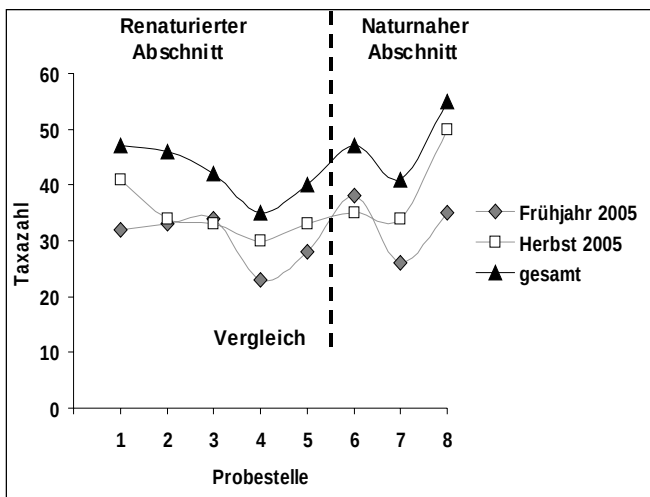


Abb. 1: Taxazahlen des Makrozoobenthos an den Probestellen 1-8 im Frühjahr (25.04.-28.04.) und Herbst (07.10.11.) 2005 sowie Gesamt-Taxa (gesamt).

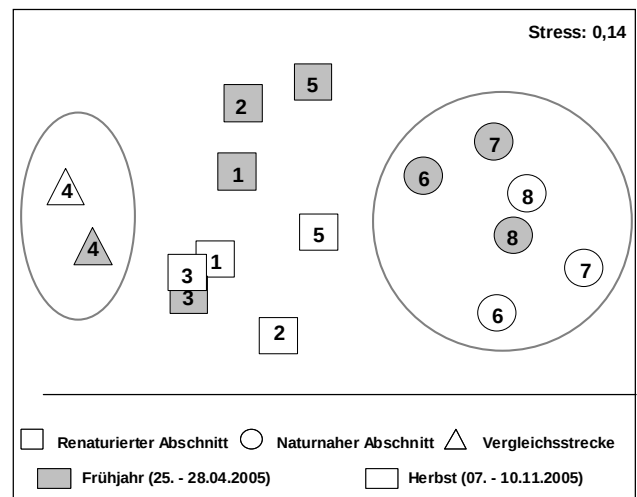


Abb. 2: Similarität renaturierter Bereiche (1-3, 5), der Vergleichsstrecke (4) und naturnaher Abschnitte (6-8) im Frühjahr (grau) und Herbst (weiß).

Dem MDS-Plot in Abb. 2 ist zu entnehmen, dass sich die Artenzusammensetzungen der Probestellen im bedingt naturnahen Abschnitt ähneln. Die Probestellen der renaturierten Bereiche standen insgesamt relativ nah beieinander, so dass auch hier von einer Ähnlichkeit im Arteninventar gesprochen werden kann. Die Vergleichsstrecke (5) lag etwas außerhalb und unterschied sich aufgrund der Entfernung am deutlichsten vom bedingt naturnahen Zustand. Ein Stress-Wert von 0,14 gibt an, dass die Daten für die 2D-Darstellung ausreichen. Sowohl der Anteil EPT als auch die Anzahl Trichoptera war insgesamt gering, sie stieg im Flussverlauf deutlich an (Tab. 1). Ein hoher Anteil EPT-Taxa indiziert eine hohe Strukturvielfalt und natürliche Habitatzusammensetzung. In naturnahen Gewässern des Typ 11 stellen sie bis zu 50 % der vorkommenden Individuen. Der Anteil der EPT-Taxa im Meynbach fällt mit 6 bis 30 % sehr gering aus, was auf das Fehlen besonderer Laufstrukturen und natürlichen Waldanteilen im Einzugsgebiet deutet. In den naturnahen Abschnitten wurden z. T. mehr als doppelt so viel EPT gefunden, das Maximum ist jedoch vom Referenzzustand noch weit entfernt.

Der hohe Indikationswert der Köcherfliegen in Fließgewässersystemen wurde bereits in zahlreichen Untersuchungen nachgewiesen (u. a. Malicky 1987). Die Ordnung der Trichoptera ist mit insgesamt 15 Taxa die zweitgrößte Gruppe im Artenspektrum des Meynbaches. Eine Anzahl der Trichoptera-Arten über 5 indiziert eine diverse Makrozoobenthoszönose am organisch geprägten Bach (Meier et al. 2006). Somit war die Diversität des Arteninventars im naturnahen Abschnitt mit 5 bis 9 Arten überdurchschnittlich ausgeprägt. Die Strukturarmut der Gewässersohle und der Uferstrukturen wird mit nur zwei Arten an der Vergleichsstrecke (Probestelle 5) deutlich. Die renaturierten Abschnitte wiesen etwas höhere Werte mit maximal 4 Arten auf, was auf die naturnäheren Strömungsbedingungen und Substratverhältnisse zurückzuführen ist.

Tab. 1: Ausgewählte Bioindices der untersuchten Probestellen 1 - 8: Anteil EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) in % sowie Anzahl der Trichoptera-Arten (TRICHO) im Frühjahr (Apr) und Herbst (Nov) 2005.

	1		2		3		4		5		6		7		8	
	Apr	Nov	Apr	Nov	Apr	Nov	Apr	Nov	Apr	Nov	Apr	Nov	Apr	Nov	Apr	Nov
EPT (%)	7,22	13,04	14,29	11,4	8,14	11,8	6,67	5,55	6,15	13,51	24,32	23,33	30,88	22,62	22,22	24,04
TRICHO	3	4	4	3	4	4	2	2	2	4	9	6	5	6	8	7

Erfolgskontrolle der Renaturierungsmaßnahmen

Die Sohle des Meynbachs wies aufgrund der geringen Beschattung v. a. im ausgebauten Abschnitt hohe Auflagen von organischem Material und Schlamm auf. Ursache dafür ist der Eintrag organischer oder anorganischer Feinsedimente, die sich im Porenraum ablagern und dort zu einer Verstopfung (Kolmation) führen, was den Reproduktionsbestand der noch existierenden Populationen von *Unio crassus* stark gefährdet.

Folgt man den Überlegungen von Sommerhäuser & Schuhmacher (2003), kann von einer Renaturierung nur gesprochen werden, wenn nach Abschluss der Baumaßnahmen bzw. nach erfolgter Initiierung gewisser Entwicklungsprozesse das Gewässer seinem Leitbild entsprechende Bedingungen aufweist. Die Maßnahmen am Meynbach erfüllen diese Forderung nur geringfügig. Lediglich die Anpflanzungen sind erste Ansätze an eine naturnahe Gestaltung nach dem Leitbild. Das Einbringen von Steinen, Kiesen entspricht nicht dem natürlichen Zustand, es wird aber eine höhere Substratvielfalt erreicht, was sich positiv auf die Artendiversität auswirkt. Die höheren Taxazahlen an den renaturierten Abschnitten im Vergleich zur Vergleichsstrecke gehen mit der größeren Habitatheterogenität einher.

Die überströmten Bereiche der Sohlgleiten erreichten im November 2005 nicht die erforderliche Mindestwassertiefe von 15-20 cm für Arten mit Gegenstromwanderverhalten. Die Messung der mittleren Fließgeschwindigkeiten ergaben nach den Gestaltungsempfehlungen von Quast et al. (1997) für Fischaufstiegsanlagen unter Berücksichtigung der Anforderungen des Makrozoobenthos akzeptable Werte. Die gewünschte Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten wurde erfüllt, eine positive Auswirkung über den Bachverlauf konnte aber nicht festgestellt werden. Bereits 20 m flussabwärts war die Fließgeschwindigkeit so weit reduziert, dass der Eindruck eines Stillgewässers überwog. Das lag vor allem an dem für Niederungsbäche natürlichen geringen Gefälle, das durch Begradigung und Profilvertiefung noch verstärkt wurde. Es wurden sowohl innerhalb als auch unterhalb der Sohlgleiten Sandbankentwicklungen festgestellt. Ob die erwünschten Folgen der Geländeerhöhung im Staubereich durch Sedimentablagerung stattgefunden haben, konnte nicht zweifelsfrei nachgewiesen werden. Die Initialpflanzungen sorgen aufgrund der geringen Anzahl und weiten Abstände erst in einigen Jahren für eine (Teil-) Beschattung. Langfristige Positiventwicklungen der Profilerweiterungen wurden durch direkt angrenzende Nutzung unterbunden.

Für sukzessive Entwicklungen von feuchten Hochstauden, Seggenrieden und Feuchtgebüschen wäre die Einrichtung ausreichender Pufferstreifen notwendig.

Schlussfolgerungen

Der Schutzstatus des FFH-Gebiets sollte auf das gesamte Gewässereinzugsgebiet ausgeweitet werden, um den Erhaltungszustand von *Unio crassus* zu gewährleisten. Notwendig für die Reproduktion ist eine Verbesserung der Gewässergüte und Sohlstrukturen. Dies sollte auch im Gewässerlauf in Brandenburg berücksichtigt werden. Langfristig kann nur eine länderübergreifende Schutzgebietsausweisung und Maßnahmenplanung zum Erfolg führen. Vorgeschlagen werden als erste Schritte die Einrichtung ausgedehnter Pufferstreifen und das Anstreben einer ganztägigen Beschattung am gesamten Bachlauf. Dadurch könnten die diffusen Einträge deutlich reduziert werden. Die Beschattung und Reduzierung der Nährstoffzufuhr könnte die Verkräutung unterdrücken und gleichzeitig den Erhaltungsaufwand auf lange Sicht vermindern. Ein weiterer Schritt wäre die Umsetzung einer ökologisch orientierten Unterhaltung. Positiv ist am Meynbach das Einbringen der Störsteine zu bewerten. Die Böschungsaufweitungen bieten pflanzenreiche, strömungsberuhigte Bereiche. Ihnen sollte durch Einrichten von Pufferstreifen aber mehr Spielraum gelassen werden.

Literatur

- Clarke, K.R. & R.N. Gorley (2001): PRIMER v5: User Manual/Tutorial.-PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, UK, Plymouth. 91 S.
- Der Rat der Europäischen Gemeinschaften (1992): Richtlinie 92/43 EWG des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie FFH-RL) vom 21. Mai 1992. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Reihe L 206: 7-50.
- DIN 38 410-1 (2004): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M1). Beuth Verlag, Berlin.
- Kobialka, H. (2005): Artenschutzprogramm Schnecken und Muscheln in Nordrhein-Westfalen. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten in Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen: 36 S.
- Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) (2005): Fließgewässertypisierung in Mecklenburg-Vorpommern – Arbeiten und Ergebnisse im Zusammenhang mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schriftenreihe des LUNG M-V 2005(3), Güstrow: 77 S.
- Lenat, D.R. & M.T. Babour (1994): Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective water quality monitoring: Rapid bioassessment. In: Loeb, S.L. & A. Spacie (eds): Biological monitoring of aquatic systems. Lewis publishers, Boca Raton: 187-215.
- Malicky, H. (1987): Köcherfliegen als Indikatoren in Fließgewässer-Ökosystemen und ihre Gefährdung. ÖKO.L - Zeitschrift für Ökologie, Natur und Umweltschutz 9(4): 22-29.
- Meier, C., Böhmer, J., Rolaufts, P. & D. Hering (2006): Kurzdarstellungen Bewertung & Core Metrics Makrozoobenthos. Online unter: <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>
- Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2006): Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen - Erste Überarbeitung. Online unter: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser>.
- Quast, J., Ritzmann, A., Thiele, V. & K. Träbing (1997): Ökologische Durchgängigkeit kleiner Fließgewässer. Biologische und ingenieurwissenschaftliche Grundlagen für nachhaltig wirkende Fischaufstiegsanlagen. In: Steinberg, C., Calmano, W., Klapper, H. & R. D. Wilken (1995): Handbuch Angewandte Limnologie. 4. Erg. Lfg. 11/97. Wiley-VCH, Weinheim: 1-58.
- Sommerhäuser, M. & H. Schuhmacher (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands - Typologie, Bewertung, Management. Atlas für die limnologische Praxis. Ecomed, Landsberg am Lech: 278 S.
- Tittizer, T. (1999): Probenahme und in-situ-Untersuchungen. Makrozoobenthos. In: Tümpling, W. & G. Friedrich (1999): Biologische Wasseruntersuchungen. Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung. Band 2, Spektrum Akademischer Verlag, Jena: 133-152.
- Zettler, M. L. & U. Jueg (2001): Die Bachmuschel (*Unio crassus*) in Mecklenburg-Vorpommern. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 44(2): 9-16.

Möglichkeiten und Grenzen der Indikation ökologischer Zustände von Seen mithilfe des Zooplanktons

Rainer Deneke

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow email: info@zooplankton.eu

Keywords: EU-Wasserrahmenrichtlinie, Bioindikation, Metrics, Nahrungsnetz, Trophie, Prädation

Einleitung

Das Zooplankton wird in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000) nicht als biologische Qualitätskomponente für die Indikation ökologischer Zustände von Seen berücksichtigt. Unter Limnologen besteht aber weitgehend Konsens darüber, dass es dafür keine stichhaltige inhaltliche Begründung gibt, da die Phytoplankton-Daten ohne Betrachtung der herbivoren Konsumenten kaum zu interpretieren sind. Das Ziel dieses Beitrages ist es, die Möglichkeiten, die das Zooplankton im Rahmen des Gewässermonitorings bietet, zu benennen und sie den offenen Fragen gegenüberzustellen.

Viele Parameter der Zooplankton-Analyse sind als Metrics für die Gewässerbewertung denkbar, einige davon sind in Tabelle 1 aufgelistet, aber nur wenige sind unter diesem Blickwinkel untersucht worden. Es sollte dabei nicht primär die Trophieindikator im Vordergrund stehen, sondern

Tab. 1: Einige wichtige Parameter/Metrics der Zooplanktonanalyse auf der Basis von Routineprobenahmen.

Diversität	Artenvielfalt (Gesamt, pro Gruppe), Artendichte (pro Termin) Arteninventar Diversitätsindizes , Artenaustauschrate Indikative Taxa (Auftreten bzw. Fehlen)
Abundanz und Biomasse	Mittlere Abundanz und Biomasse (z.B. n. TGL 1982) Anteile taxonomischer (Groß-)Gruppen an der Gesamt-Biomasse Dynamik der Biomasse-Entwicklung Dominanz
Saisonalität	Abfolge der dominanten Arten / Gruppen im Vergleich zum PEG-Modell (Sommer et al. 1986)
Nahrungsnetz	Größenspektren (Biomasse) Trophische Kopplung , Grazing-Potential (ZooBM / PhytoBM, z.B. n. Jeppesen et al. 1997) Mittlere individuelle Cladoceren-Biomasse (MCM, z.B. Søndergaard et al. 2005) Anteil der Daphnien >1 mm ZSI 8/3 (Zooplankton-Größen-Index angelehnt an ZGI n. Große et al. (1998) als Quotient der Biomasse d. Größenklassen >800µm zu 300-800µm) Abundanz invertibrater Räuber

die Absicht die Mittelstellung des Zooplanktons im Nahrungsnetz zu nutzen, um Aussagen zum Zustand der Fischgemeinschaft (Top-Down-Kontrolle) und zum Einfluss auf die Phytoplankton-Dynamik (durch Biofiltration) abzuleiten. Aber auch andere Einflüsse, wie z.B. abiotische Stressoren, benachbarte Populationen, Langzeittrends, können wahrscheinlich durch geeignete Metrics abgebildet werden. Eine statistische Überprüfung und Redundanzanalyse steht aber noch aus. Etwas vereinfachend lassen sich zwei unterschiedliche, sich ergänzende Ansätze unterscheiden: 1. Der taxonomische oder Biodiversitätsansatz, der die Vielfalt und Umweltansprüche der Arten zur Grundlage hat und 2. der produktionsbiologische Ansatz, der versucht Interaktionen im Nahrungsnetz quantitativ abzuschätzen. Auch im Rahmen von Routinebeprobungen lassen sich damit umfangreiche Informationen über den ökologischen Zustand eines Standgewässers gewinnen.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsgewässer liegen in Schleswig-Holstein (30 Seen) und Berlin (5 Seen) und werden im Rahmen landesspezifischer Monitoring-Programme im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU) bzw. der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (SenStadt) untersucht. Charakteristische Daten zu den einzelnen Gewässern finden sich auf den folgenden Internet-Seiten: <http://www.umweltdaten.landsh.de/public/seen/seenalle.php>, <http://www.berlin.de/sen/umwelt/wasser/monat/index.shtml>.

Material und Methoden

Die Zooplankton-Proben wurden 2006 in monatlichem Abstand im Zeitraum März/April bis September/Oktober entnommen. Die quantitative Beprobung wurde von den Auftraggebern (LANU, SenStadt) veranlasst und je nach Gewässer mit Schöpfern oder Netzen (Maschenweite: 41 bzw. 55µm) durchgeführt. Untersucht wurde das Metazooplankton (Rotatorien und Crustaceen). Die Artbestimmung wurde, wenn möglich, immer bis zum Artniveau vorgenommen. Die Zooplankton-Biomasse wurde durch Zählung in Größenklassen und Umrechnung in Trockenmasse bestimmt.

Ergebnisse

Der Biodiversitäts-Ansatz

Die Bioindikation auf der Basis einzelner hochempfindlicher Taxa ist beim Zooplankton nur begrenzt möglich, da viele Arten ubiquitär vorkommen und Generalisten mit einem großen Toleranzbereich sind. Nur wenige Arten repräsentieren spezifische Umweltbedingungen, wie z.B. das räuberische Rädertier *Ploesoma hudsoni* in mesotrophen Seen oder der Raubwasserfloh *Bythotrephes longimanus* als Indikator gemäßiger Top-Down-Kontrolle durch planktivore Fische. So gilt die kleine Cladocere *Chydorus sphaericus* zwar als Indikatorart für hocheutrophe Verhältnisse, kommt aber tatsächlich in sehr unterschiedlichen Gewässertypen von oligo- bis polytroph zeitweise häufig vor. Ihre Entwicklung lässt sich nur unter dem Einfluss zahlreicher Faktoren (Konkurrenz, Nahrungsangebot, Litoralausdehnung, Stress) verstehen (Belyaeva & Deneke 2007). Die Diversität des Zooplanktons liefert aber auch in anderer Hinsicht zahlreiche Anhaltspunkte für die Beurteilung des Gewässerzustandes, wobei insbesondere charakteristische Artengemeinschaften noch nicht ausreichend untersucht wurden. Schon eine einfache hierarchische Clusteranalyse der Artenzusammensetzung des Zooplanktons in 35 Seen liefert interessante Ergebnisse (mit 125 Arten aus 274 Proben s. Abbildung 1): 1. Extrem gestörte Seen (Gruppe „extrem“: brackwasser-beeinflusst, versauert,

hypertroph mit „Fischsterben“) bilden einen eigenen Groß-Cluster, unabhängig vom Seetyp, zwei weniger gestörte Seen (GGs: Groß-Glienicker See, HEK: Hemmelmarker See) treten deutlich isoliert auf. 2. Polymiktische Flachseen und tiefe, weniger eutrophierte, dimiktische Seen sind größtenteils klar getrennt (Gruppe „poly“ und „dimik“). 3. Überlagert wird dieses Muster, wenn lokale Faktoren dominieren, also zwei Seen zwar morphometrisch unterschiedlich, aber direkt benachbart sind (markiert durch „Kreise“). 4. Regionale Unterschiede drücken sich bei der Clusterbildung der drei eutrophen Berliner Flusseen (GWA: Großer Wannsee, ZEU: Zeuthener See, SED: Seddiner See) innerhalb des Misch-Clusters „di/poly“ aus. Der mesotrophe Tegeler See (TEG, Berlin) bildet dagegen mit Seen gleicher Trophie ein Unter-Cluster. 5. Die LAWA-Seentypen scheinen sich nur teilweise im Arteninventar des Zooplanktons widerzuspiegeln.

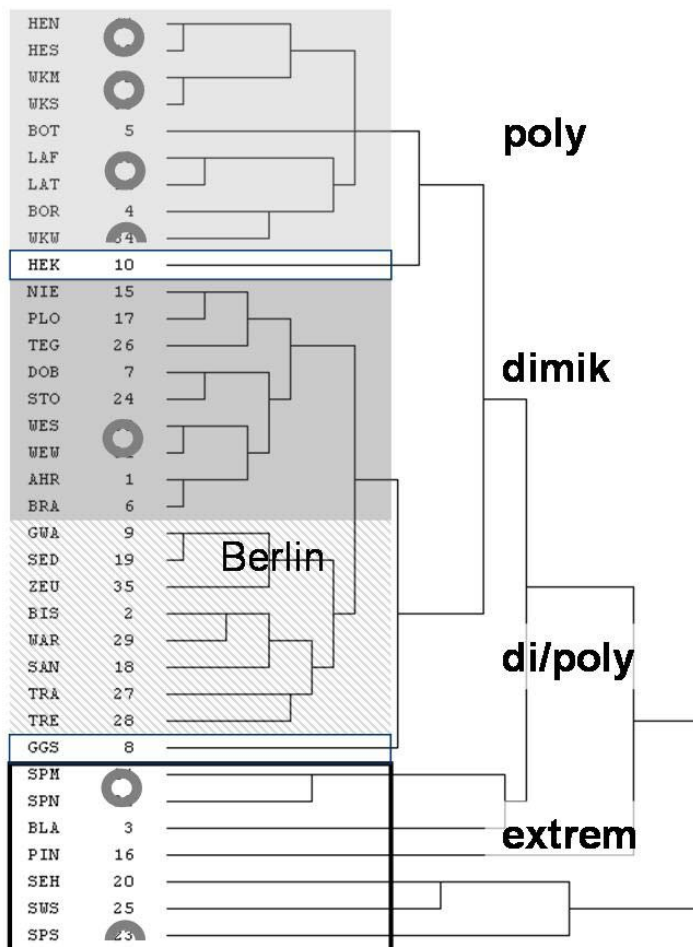
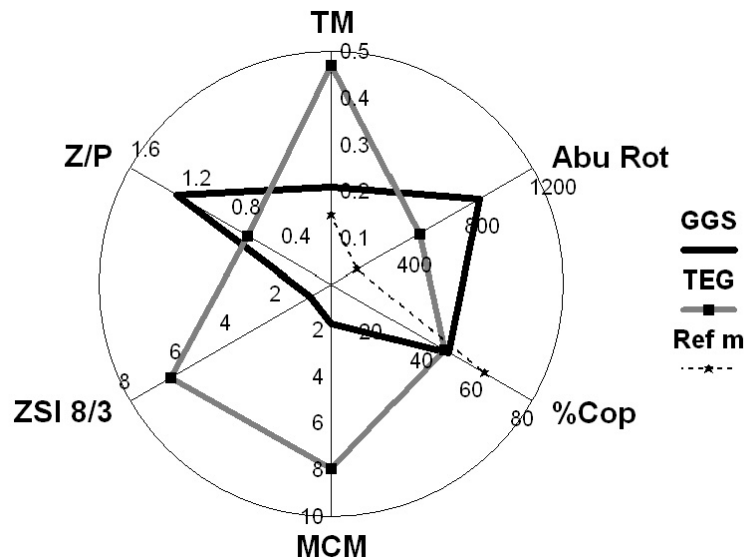


Abb. 1: Dendrogramm der Clusteranalyse der Artenzusammensetzung von 30 Probenstellen in schleswig-holsteinischen Seen und 5 Berliner Seen. Methode: binär-kodiert, Complete Linkage, Sørensen-Index. Abkürzungen: poly: polymiktische Seen, überwiegend hocheutroph, dimik: dimiktische Seen, gering eutroph bis mesotroph, di/poly: gemischte Gruppe, enthält hocheutrophe Berliner Flusseen und kleinere dimiktische Seen Schleswig-Holsteins geringerer Trophie, fett umrahmt: extreme Gewässer (brackig, versauert, hypertroph), dünn umrahmt: HEK (Hemmelmarker See): polytropher Strandsee, GGS (Groß-Glienicker See): therapiert, jetzt mesotropher, dimiktischer See mit starker ‚top-down‘ Kontrolle, Kreise: direkt benachbarte Seen.

Der produktionsbiologische Ansatz

In Abbildung 2 sind die Unterschiede zwischen zwei mesotrophen Berliner Seen nach intensiven Therapiemaßnahmen (Phosphatfällung und Belüftung) anhand von sechs Zooplankton-Metrics in einem Radar-Diagramm dargestellt. Die großen Unterschiede verweisen auf noch vorhandene tendenzielle Ungleichgewichte in der Nahrungsnetzstruktur der beiden Seen. Die Zooplankton-Biomasse (TM) im Tegeler See (TEG) liegt noch im eutrophen Bereich und wird von großen Cladoceren (*Daphnia galeata*) dominiert. Im Groß-Glienicker See (GGS) liegt die Zooplankton-Biomasse auf einem niedrigeren mesotrophen Niveau und wird von Copepoden dominiert. Es überwiegen kleine Arten, mit einem hohen Anteil von Rotatorien und kleinen Cladoceren. Die Metrics (MCM, ZSI 8/3) weisen im letzteren Fall (GGS) auf einen übermäßigen und im ersten Fall

(TEG) auf einen schwachen Fraßdruck durch planktivore Fische hin. Trotzdem besteht im Groß-Glienicker See wegen der geringen Trophie eine starke trophische Kopplung zwischen Zoo- und Phytoplankton (s. Z/P-Verhältnis). Ein Vergleich mit unbehandelten mesotrophen Seen (gestrichelte Linie) zeigt für drei Metrics (TM, Abu Rot, %Cop) deutlich günstigere Werte, d.h. eine geringere Biomasse, weniger Rotatorien und eine stärkere Copepoden-Dominanz. Die Referenzen für Top-Down-Einflüsse durch Fische und Zooplankton sind dagegen bisher weniger klar und benötigen



deutlich mehr Vergleichsseen als Grundlage.

Abb. 2: Radar-Diagramm wichtiger Zooplankton-Metrics für 2 Berliner Seen 2006. TM: Zooplankton-Trockenmasse in µg/Ind, Abu Rot: mittlere Rotatorien-Abundanz in Ind/l, %Cop: mittlerer Biomasse-Anteil der Copepoden an der Gesamt-Biomasse in %, MCM: mittlere Biomasse einer Cladocere in µg TM/Ind, ZSI 8/3: s. Tabelle 1, Z/P: Biomasse-Verhältnis Zooplankton zu Phytoplankton (,trophische Kopplung'), Ref m: mesotrophe Referenzseen (z.B. Gr. Plöner See).

Diskussion und Zusammenfassung

Mithilfe von Zooplankton-Metrics sind eine differenzierte Beschreibung des ökologischen Zustands von Standgewässern mit Betonung der Nahrungsnetzbeziehungen sowie eine erweiterte Klassifikation der Seen möglich. Für eine Bewertung nach EU-WRRL fehlt bisher aber ein Konzept zur Definition von Referenzzuständen, wodurch eine relative Skalierung der trophischen Interaktionen (z.B. Fisch-Fraßdruck) sehr erschwert ist. Weitere Metrics unter Verwendung der saisonalen Sukzession, der Reproduktionsparameter oder auch der Vertikalwanderung, wie von Horn (2007) vorgeschlagen, wären sinnvoll, sind aber auf Grund des hohen Aufwands besonders in den beiden letzteren Fällen im Rahmen von Routineuntersuchungen eher kritisch zu sehen. Wegen des geringen zusätzlichen Aufwands bei der Probenahme wird aber dringend empfohlen routinemäßig immer beide Metazooplankton-Gruppen, also die Crustaceen und die Rotatorien, zu berücksichtigen. Der große Artenreichtum der Rotatorien und ihre enge Beziehung zu den Cladoceren (Konkurrenz) und Cyclopoiden (Prädation) machen sie zu einem wichtigen Indikator bei unterschiedlichen Szenarien der ,Top-Down' und ,Bottom-Up'-Kontrolle innerhalb des Nahrungsnetzes.

Ohne Anstrengungen zur Qualitätssicherung ist der zukünftige Einsatz des Zooplanktons als biologische Qualitätskomponente im Gewässermonitoring aber undenkbar. Während unter dem Einfluss der EU-WRRL die Bearbeitung des Phytoplanktons und die Entwicklung eines Indikationsverfahrens

rens (Nixdorf et al. 2007) einen Prozess der Normierung und Kalibrierung durchmacht, treten beim Zooplankton die methodischen Defizite deutlich zu Tage. Trotz umfangreicher Literatur zur Methodik der Biomasse-Bestimmung (u.a. Horn 1999) gibt es bisher keine verbindlichen methodischen Standards, die die Vergleichbarkeit und Qualität der Ergebnisse garantieren. Ein wichtiger Schritt in diese Richtung war die im „Schatten“ des Phytoplanktons erlassene Norm DIN EN 15110, die zumindest die Zooplankton-Probenahme verbindlich regelt. Im nächsten Schritt sollte dringend – ähnlich wie beim Phytoplankton die Utermöhl-Technik (DIN EN 15204) – auch die Bearbeitung der Zooplankton-Proben und die Berechnung der Biomasse als Basisparameter standardisiert werden. Das gleiche gilt natürlich auch für die Taxonomie und sollte in enger Abstimmung mit dem Phytoplankton erfolgen.

Danksagung

Dieser Untersuchung liegen Daten zu Grunde, die im Rahmen von Aufträgen des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU) und der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (SenStadt) zur Erfassung des Zooplanktons 2006 erhoben wurden. Für die gute Zusammenarbeit bedanke ich mich herzlich bei Frau Dr. Mandy Bahnwart (LANU) und Frau Antje Köhler (SenStadt Berlin). Weiterhin bin ich Herrn Dr. Wolfgang Arp (Limplan, Phytoplankton) dankbar für eine gute Zusammenarbeit und intensive Diskussionen sowie Frau Prof. Dr. Brigitte Nixdorf (BTU Cottbus) für ihre kontinuierliche Unterstützung und ihren Einsatz für das Zooplankton.

Literatur

- Belyaeva, M., Deneke, R. (2007): Colonization of acidic mining lakes: *Chydorus sphaericus* and other Cladocera within a dynamic horizontal pH gradient (pH 3 – 7) in Lake Senftenberger See (Germany). *Hydrobiologia* 594: 97-108.
- DIN EN 15110 Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Probenahme von Zooplankton in stehenden Gewässern (M 16).
- DIN EN 15204 Wasserbeschaffenheit – Anleitung für die Routineuntersuchung der Phytoplanktonhäufigkeit und -zusammensetzung mittels der Invers-Mikroskopie (Utermöhl-Technik) (M 41).
- 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 EU vom 22.12.2000 (L327/1).
- Große, N., Clasen, J., Hoehn, E., Horn, W., Ketelaars, H., Müller, U., Scharf, W., Willmitzer, H., Benndorf, J. (1998): Der Einfluss des Fischbestandes auf die Zooplanktonbesiedlung und die Wassergüte. *Das Gas- und Wasserfach* 15, Special Talsperren: 30-35.
- Horn, W. (1999): Probenahme und in-situ-Untersuchungen: Zooplankton – Metazooplankton. In von Tümpling, W., Friedrich, G. (Hrsg.), *Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung*, Bd. 2. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: 53-76.
- Horn, W. (2007): Zooplankton vorhanden – Gewässer gesucht! Oder: Wie gut charakterisiert das Crustaceen-Zooplankton ein Gewässer? Poster auf der Jahrestagung der DGL 2007 in Münster.
- Jeppesen, E., Jensen, J. P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L. J., Jensen, L. (1997): Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342/343: 151-164.
- Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U., Mischke, U. (2007): Anforderungen an Probenahme und Analyse der Phytoplankton-Biozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. *Praxistest Phytoplankton in Seen. Ergänzung zum LAWA-Projekt (O 5.05)*. Bad Saarow, Freiburg, Berlin. 43 S.
- Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W., Duncan, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106 (4): 433 - 471.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J. P., Amsinck, S. L. (2005): Water framework directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of applied ecology* 42: 616 – 629.
- TGL (1982): Fachbereichsstandard. Nutzung und Schutz der Gewässer, stehende Binnengewässer; Klassifizierung. TGL 27885/01. Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft d. DDR, Berlin: 1 – 16.

Rekonstruktion der Referenzbedingungen der Unteren Spree aus Paläomäandern

Christof Engelhardt¹, Sabine Hilt, Ilka Schönfelder, Ana Rudnicka, Nikolai Nikolaevich, Aleksandr Sukhodolov & Randi Carls²

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, ² Randi Carls Geo-Dienst-Leistungen, Bruno-Taut-Str. 8, 12524 Berlin

Keywords: WRRL, Referenzzustand, Morphologie, Abfluss, Nährstoffkonzentration, Unterwasservegetation

Einleitung

Zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000/60/EG) ist es notwendig, bestehende Kenntnislücken zum ungestörten ökologischen Zustand (Referenzzustand) und den Stadien seiner anthropogenen Beeinflussung bezüglich sandgeprägter Tieflandflüsse und durchflossener Flachseen zu schließen. Die EU-WRRL erlaubt zur Festlegung der typspezifischen Referenzbedingungen die Anwendung von Rückberechnungsverfahren unter Einbeziehung historischer oder paläologischer Daten für den Fall, dass der ungestörte, anthropogen unbeeinflusste Zustand an keinem repräsentativen Abschnitt des Naturraums mehr vorhanden ist.

In dieser Studie werden für die Untere Spree paläohydrologische und paläolimnologische Methoden so miteinander kombiniert, dass sowohl Wassermenge als auch Wasserqualität der Unteren Spree punktuell rekonstruiert werden können. Damit kann neben den biozönotischen Referenzbedingungen bezüglich der Gewässerflora (Diatomeen und Makrophyten) auch der Abfluss als hydromorphologische Qualitätskomponente angegeben werden.

Aufgrund der Besiedlungsgeschichte des Einzugsgebietes der Unteren Spree seit dem Ende der letzten Eiszeit (Bork et al. 1998) können aus unserer Sicht alle Zustände bis ca. 700 cal AD als weitgehend anthropogen unbeeinflusst und damit für die Rekonstruktion des Referenzzustandes als geeignet betrachtet werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet Drahendorfer Spree

Als Drahendorfer Spree wird heute ein ca. 50 km südöstlich von Berlin gelegener, nicht schiffbarer Abschnitt der Unteren Spree unterhalb von Beeskow bezeichnet. Die Aue ist in das Niveau des Berliner Urstromtales eingetieft, stark gegliedert und weist hier eine Breite zwischen 300 m und 2000 m auf (Abb. 1). Unter anthropogen ungestörten Bedingungen ist von einem frei mäandrierenden Sandbettfluss mit dynamischen Flussschleifen auszugehen. Nach Hochwasserereignissen abgetrennte Mäander waren einem normalen Verlandungszyklus mit Muddebildung und Vertorfung unterworfen. Das Torfwachstum reicht heute bis über das Niveau des bordvollen Abflusses hinaus,

sodass sich die Paläomäander in der Aue nicht mehr sichtbar abzeichnen. Die rezente Untere Spree hat im Untersuchungsgebiet Drahendorfer Spree ein Gefälle von 0.006 bis 0.011%, eine mittlere Wassertiefe von 1.63 m, eine mittlere Breite von 35.2 m und einen bordvollen Abfluss von $51.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (bei Neubrück).

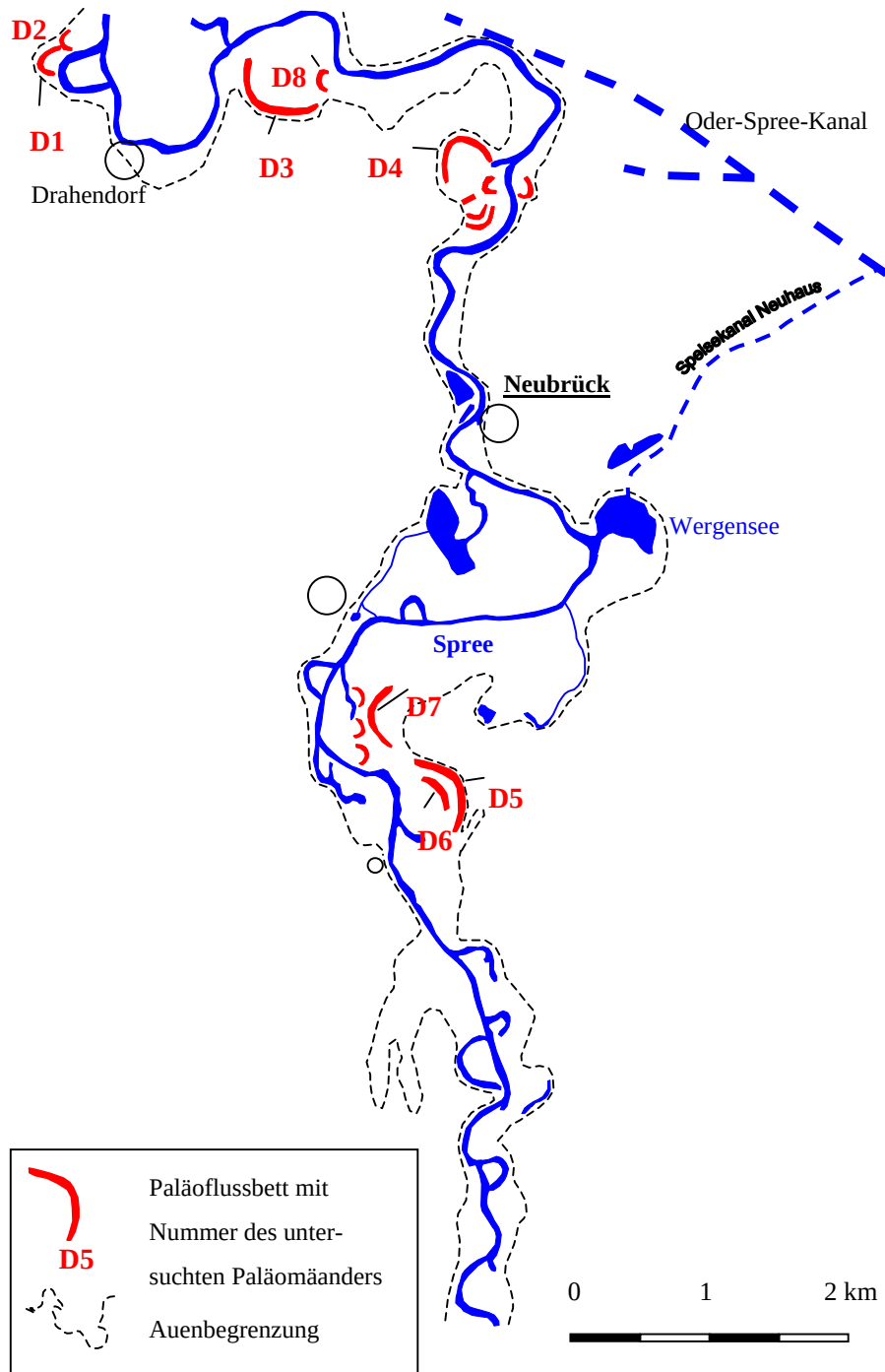


Abb. 1: Die Lage des rezenten Flusses (dunkles Bett) und der in Luftbildern erkennbaren Paläomäander (helles Bett) in der Aue der Drahendorfer Spree

Paläohydrologische Rekonstruktion

Das Gleichgewicht zwischen Abfluss und Flussbettmorphologie, durch das sich sandgeprägte Flachlandflüsse auszeichnen, die vom Menschen noch unbeeinflusst sind (Leopold 1994), ist die Voraussetzung für eine Rekonstruktion der Abflussbedingungen aus der Morphologie von erhaltenen Paläomäandern. Das Verhältnis zwischen rekonstruiertem Flussbett und dem unbekannten Paläoabfluss wird oftmals durch eine dominante bettformende Abflusssituation charakterisiert, die quasi dem bordvollen Abfluss entspricht (Lauer & Parker 2006). Der Schlüssel für die paläologische Abflussrekonstruktion ist daher die Bestimmung des bordvollen Abflusses als der einzigen Abflusssituation, die noch nachträglich klar nachweisbare Spuren in der Morphologie und den Sedimentablagerungen des Flussbetts hinterlässt (Rotnicki 1991). Die Höhe des rekonstruierten Abflusswertes hängt dabei wesentlich von der Methode zur Bestimmung des Wasserspiegels bei bordvollem Abfluss ab. Zur Berechnung der Paläoabflüsse wurde im Rahmen dieser Studie ein Vorhersagemodell entwickelt, welches Eingangsgrößen verwendet, die aus der Morphometrie der rekonstruierten fossilen Flussbetten und dem Gefälle des rezenten Flusstals abgeleitet werden können, und dessen Parameter durch detaillierte Feldexperimente an der rezenten Spree bestimmt werden konnten. Das entwickelte parametrisierte Modell ist in der Lage, auf der Basis weniger (auch an fossilen Flussbetten bestimmbarer) morphometrischer Parameter eine Verteilung der turbulenten Strömungsgrößen über einen Querschnitt vorauszusagen. Diese morphometrischen Parameter konnten durch eine Kombination von Fernerkundung (CIR –Luftbilder) und sedimentologischem Bohrprogramm im Feld ermittelt werden (Hilt et al. 2008). Eine Zeitliche Einordnung der untersuchten Paläomäander wurde durch die ¹⁴C-Datierung von Fundstücken aus den Sedimentkernen möglich. Dieses in den Bohrkernen am Übergang des sandig-kiesigen Materials zum Torf gefundene organische Material (z.B. kleine Holzstücke) repräsentiert den Zeitpunkt der Abtrennung der Flussschleife vom aktiven Flussbett und den Beginn der Verlandung in der Altarmphase des Paläomäanders.

Für die Rekonstruktion der Abflussverhältnisse der Unteren Spree unter ungestörten Bedingungen dürfen nur Daten von fossilen Einbettgerinnen einer Zeitspanne mit vergleichbarem Klima und ohne anthropogene Einflüsse einbezogen werden, die mehrfach abgesichert sind. Im Rahmen dieser Studie bedeutet dies eine Mittelung über die Daten von mehreren Paläomäandern.

Paläolimnologische Rekonstruktion

In den Basismudden aus drei verlandeten Paläomäandern der Unteren Spree wurden teilweise sehr gut erhaltene fossile Diatomeengemeinschaften nachgewiesen. Der hohe Anteil planktischer Formen in den Basismudden der Paläomäander und die starken Änderungen in der Artenzusammensetzung im Übergangsbereich zum darüber liegenden, stärker torfigen Material der Altarmverfüllungen wurden als sichere Indizien dafür gewertet, dass diese Basismudden im Wesentlichen aus abgelagerten Schwebstoffen der Spree gebildet wurden. Quantitative Diatomeen-Umwelt-Transferfunktionen, die auf dem Grundprinzip der gewichteten Mittelwertbildung basierend für Gewässer des Naturraums Berlin-Brandenburg kalibriert worden waren, wurden auf die fossilen Diatomeengemeinschaften der Seen und der Paläomäander der Unteren Spree angewandt, um modellbasierte Aussagen über die Wasserbeschaffenheit der Gewässer für Zeiträume ohne oder mit nur sehr geringen anthropogenen Einflüssen abzuleiten (Schönfelder et al. 2002).

Anhand der Analyse makrofossiler Reste sowie subfossiler Pigmente in ausgewählten Paläomäandern der Drahendorfer Spree wurde unter Nutzung der Ergebnisse der paläohydrologischen Untersuchungen die Besiedlung der Unteren Spree mit aquatischen Makrophyten rekonstruiert (Körner & Pusch 2002).

Ergebnisse und Diskussion

Sichere Rekonstruktionen hinsichtlich der paläohydrologischen Parameter gab es für den Übergang vom Subboreal zum Subatlantikum (ca. 1300 bis ca. 500 cal BC) aus drei verschiedenen Paläomäandern (D1, D5, D7, siehe Abb. 1). Durch die Konsistenz und Qualität der Paläodaten aus diesem Zeitintervall lässt sich ein für den Referenzzustand repräsentatives Bild der herrschenden hydraulisch-morphologischen Verhältnisse zeichnen. Aus der Rekonstruktion für die Paläomäandern der Drahendorfer Spree ergeben sich für den Referenzzustand folgende charakteristische Größen: 8 – 11 m³/s bordvoller Abfluss; ca. 0,8 m mittlere Tiefe bei bordvollem Abfluss; ca. 20 m mittlere Breite bei bordvollem Abfluss; ca. 0,5 m/s mittlere Fließgeschwindigkeit bei bordvollem Abfluss. Damit lässt sich die anthropogen unbeeinflusste Spree als ein frei mäandrierender Sandbettfluss mit einer natürlichen Wiederkehrzeit von Hochwässern charakterisieren, der schmaler, deutlich flacher, aber auch schneller strömend war als heute. Diese Einschätzung der ungestörten Unteren Spree wird durch die rekonstruierte fischfaunistische Zonierung der Spree um 1200 AD gestützt (Wolter et al. 2002), die den Unterlauf zwischen Spreewald und Stadtspreewald als „Barbenregion“ einstuft, für die deutlich höhere mittlere Fließgeschwindigkeiten typisch waren, als sie in der rezenten Unteren Spree vorherrschen.

Für die Rekonstruktion der potenziell natürlichen Nährstoffkonzentrationen der Unteren Spree wurde einer der Paläomäander ausgewählt, für den die paläohydrologische Rekonstruktion erfolgreich war. Die Diatomeenreste der anderen Paläomäander wurden durch die früheren Milieubedingungen (karbonatreicher alkalischer Grundwasseranstrom?) vollständig aufgelöst. Zusammen mit den Befunden aus anderen untersuchten fossilen Spreetailarmen und den Befunden aus dem Schwieler See und dem Müggelsee (Schönfelder et al. 2002) bildet der Befund aus dem Paläomäander D1 (Hilt et al. 2008) ein diatomeenökologisches Bild ab, mit dem wichtige limnochemische Parameter der Unteren Spree zwischen Neuendorfer See und Müggelsee hinreichend genau umrissen werden können: Alle Befunde der untersuchten fossilen Diatomeen deuten übereinstimmend darauf hin, dass die Spree im Holozän nie mesotrophe Bedingungen aufgewiesen hat. Nicht nur dass die Dominanzwerte der nachgewiesenen mesotraphenten Diatomeenarten zusammengenommen nie über 1 % lagen, die meisten der über 100 oligo- und mesotraphenten Diatomeenarten, die aus Fließgewässern des alpinen und perialpinen Raums als "Referenzarten" karbonatischer bzw. silikatischer Fließgewässertypen gut dokumentiert sind (Schaumburg et al. 2004), und von denen mehr als zwei Drittel auch alle oligotrophen und mesotrophen Seen Brandenburgs besiedeln, sind in der Spree niemals vorgekommen. Stattdessen findet sich in den Paläomäandern der Spree und auch im Müggelsee über die letzten Jahrtausende hinweg eine überaus artenreiche, aber durchweg nährstoffliebende Diatomeenflora. Die Referenzbedingungen für die Gesamtphosphorkonzentrationen der Unteren Spree können mit langzeitlichen Mittelwerten um 55 µg/l angenommen werden. Diese Werte liegen nur geringfügig über den von Behrendt et al. (1999) genannten geogenen Hintergrundbelastungen der Spree (< 50 µg P/l).

Die für die Untere Spree aus den makrofossilen Resten und den damals vorherrschenden hydrologischen Bedingungen rekonstruierten aquatischen Makrophytengesellschaften weisen ebenfalls auf eutrophe Verhältnisse (Hilt et al. 2008) hin. Die Besiedlungsbedingungen für submerse Makrophyten und Schwimmblattpflanzen waren in der Unteren Spree im anthropogen weitgehend unbeeinflussten Zustand hinsichtlich der Wassertiefe, der Nährstoffversorgung und auch der Fließgeschwindigkeit sehr gut, so dass das Licht, wie auch heute, der dominierende Begrenzungsfaktor ihrer Abundanz war. Aufgrund der geringeren Wassertiefe hat die Wassertrübung in den meisten Fällen keine wesentliche Rolle gespielt, so dass hauptsächlich die Beschattung durch Uferbäume begrenzend wirkte. Die Untersuchungen der makrofossilen Reste deuten darauf hin, dass die

anthropogen bedingten Rodungen auch den Bestand der Uferbäume beeinflussten. Demnach ist zu vermuten, dass die Beschattung im Zeitraum vor den Rodungen und aufgrund der damals geringeren Gewässerbreite deutlich höher war, so dass für den Referenzzustand im Mittel geringere Biomassen als heute anzunehmen sind. Die dominierenden Wasserpflanzen waren Wasserhahnenfuß-Arten mit Groß- und Kleinlaichkräutern, wobei aufgrund der rekonstruierten Fließgeschwindigkeiten für die aquatische Zentralzone (Bereich um den Stromstrich) von Fluthahnenfuß-Gesellschaften (*Ranunculetum fluitantis*) ausgegangen wird. In den strömungsärmeren Bereichen (aquatische Randzonen) dominierten Kriebsscheren-Froschbiss-Gesellschaften, Pfeilkraut-Igelkolben-Gesellschaften und Tausendblatt-Teichrosen-Gesellschaften bzw. wuchsformen- und artenreiche *Sparganium emersum*-Gesellschaften. Hinsichtlich der Fließgeschwindigkeiten ist aufgrund der stärkeren Mäandrierung von einer höheren Heterogenität auszugehen, so dass auch in der Makrophyten-Besiedlung stärker mosaikartige Strukturen auftraten, da für die Verteilung der Pflanzengesellschaften weniger die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit, sondern vielmehr die extremen Strömungsgeschwindigkeiten ausschlaggebend sind (Pott & Remy 2000). Hochwässer schufen wahrscheinlich immer wieder besiedlungsfreie Fließstrecken mit Möglichkeiten für die Ansiedlung von Pioniervegetation, wie z.B. Characeen.

Die Entwicklungspotenziale der Unteren Spree liegen vornehmlich im Bereich der hydromorphologischen Qualitätskomponenten (Strukturvielfalt, Strömungskomponenten). Naturnähere Strukturen könnten entscheidend dazu beitragen, dass wieder höhere mittlere und heterogenere Fließgeschwindigkeiten und geringere Wassertiefen erreicht werden. Besonders wichtig wäre das Zulassen der natürlichen Frühjahrshochwässer in Verbindung mit dem großräumigen Rückbau der Uferbefestigungen für die eigendynamische Entwicklung von den heutigen Abflussverhältnissen angepassten Mäanderstrukturen. Diese Verbesserungen der hydromorphologischen Struktur hätten auch positive Effekte auf die untersuchten biologischen Qualitätskomponenten. Neben der weiteren Reduzierung der Phosphoreinträge sind insbesondere die Konzentrationen an Stickstoff, Sulfat und Chlorid als Störgrößen der Entwicklung natürlicher Artengemeinschaften von Diatomeen und Makrophyten zu vermindern.

Zusammenfassung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie fordert für jeden Gewässertyp die Definition von Referenzbedingungen als Grundlage für ein Klassifizierungssystem, das auf Abweichungen von diesem Status höchster Qualität beruht. Um die Referenzbedingungen der Unteren Spree zu rekonstruieren wurden Paläomäander mithilfe paläohydrologischer und paläolimnologischer Methoden untersucht. Die unbeeinflusste Untere Spree war im Vergleich zu heutigen Bedingungen enger und flacher. Die Fließgeschwindigkeiten und der Abfluss im bordvollen Zustand waren geringer und die Variabilität der Fließgeschwindigkeiten höher. Die über Diatomeen-Analysen rekonstruierten Gesamtposphorkonzentrationen waren etwas geringer als die aktuellen und indizieren eutrophe bis hypertrophe Bedingungen für den Referenzzustand. Eutrophe Bedingungen sowie die rekonstruierte Morphologie und große Mengen makrofossiler Reste submerser Makrophyten deuten auf optimale Bedingungen für die Entwicklung submerser Makrophyten.

Danksagung

Wir danken dem Senat von Berlin für die Finanzierung eines umfangreichen Projektes im Rahmen dessen die vorliegenden Ergebnisse gewonnen wurden und den folgenden Kollegen für ihre Unter-

stützung während der unterschiedlichen Projektphasen: Arthur Brande, Jörg Gelbrecht, Christiane Herzog, Jan Köhler, Martin Pusch, Matthias Rehfeld-Klein, Jörg Schönfelder, Petra Werner und Lina Wischnewsky.

Literatur

- Behrendt, H. Gelbrecht, J., Huber, P., Ley, M., Uebe, R., Fait, M. (1999) Geogen bedingte Grundbelastung der Fließgewässer Spree und Schwarze Elster und ihrer Einzugsgebiete. Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes Brandenburg, 23: 1-32.
- Bork H.R., Dalchow, C., Dotterweich, M., Schatz, T., Schmidtchen, G. (1998): Die Entwicklung der Landschaften Brandenburgs in den vergangenen Jahrtausenden. In: Klemm V, Darkow G, Bork HR. Geschichte der Landwirtschaft Brandenburgs. Verlag Mezőgazda, Budapest: 237-258.
- Hilt, S., Schönfelder, I., Rudnicka, A., Carls, R., Nikolaevich, N., Sukhodolov, A., Engelhardt, C. (2008): Reconstruction of pristine morphology, nutrient conditions and submerged vegetation of lowland River Spree (Germany) from palaeomeanders. *River Research and Applications* (in print).
- Körner, S, Pusch, M. (2002): Submerse Makrophyten in der Spree, ihren Altarmen und durchflossenen Flachseen. In: Köhler J, Gelbrecht J, Pusch M (eds.): Die Spree – Zustand, Probleme und Entwicklungsmöglichkeiten. Limnologie aktuell 10, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 186-196.
- Lauer, JW, Parker G. (2006): Response of a simple channel network to post-glacial sea level rise. In: Parker G, Garcia M. (eds.): River, Coastal and Estuarine Morphodynamics: RCEM 2005. Taylor& Francis, London: 697-707.
- Leopold, L.B (1994): A View of the River. Harvard University Press, Cambridge: 298 S.
- Pott, R., Remy, D. (2000) Gewässer des Binnenlandes. Ulmer, Stuttgart
- Rotnicki, K. (1991): Retrodiction of paleodischarges of meandering and sinous alluvial rivers and its paleoclimatic implications. In: Starkel, L. et al. (eds.) (1991) Temperate Palaeohydrology: Fluvial Processes in the Temperate zone During the Last 15,000 Years, Chichester: 430 – 471
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Stelzer, D. & Hofmann, G. (2004): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos (PHYLIB). Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, ATV-DVWK Arbeitsbericht 2004.
- Schönfelder, I., Gelbrecht, J., Schönfelder, J., Steinberg, C. E. W. (2002): Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *J. Phycol.* 38: 66-82
- Wolter, Ch., Doetinchem, N., Dollinger, H., Füllner, G., Labatzki, P., Schur, H., Sieg, St., Fredrich, F. (2002): Fischzönotische Gliederung der Spree. In: Köhler, J.; Gelbrecht, J., Pusch, M. (Hrsg.): Die Spree – Zustand, Probleme und Entwicklungsmöglichkeiten. Limnologie aktuell 10, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 197 - 219

Revitalisierung von Fließgewässern – Evaluation durchgeführter Maßnahmen am Beispiel der Nidda (Modul Makrozoobenthos)

Elisabeth Heigl¹, Andrea Sundermann¹, Elisabeth I. Meyer² & Peter Haase¹

¹ Forschungsinstitut Senckenberg, Abteilung Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecystr. 12, 63571 Gelnhausen, eheigl@senckenberg.de

² Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, meyer@uni-muenster.de

Keywords: EU-WRRL, Revitalisierung, Makrozoobenthos, MMI, Variabilität, Fließgewässertypologie

Einleitung

Wesentliche Grundlage der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist es, Fließgewässer anhand der Biozöosen zu bewerten: Dort, wo sie gestört sind, müssen geeignete Revitalisierungsmaßnahmen durchgeführt werden. Der Erfolg dieser Maßnahmen ist erneut auf der Basis der Biozöosen zu beurteilen. Völlig unklar ist jedoch, ob die bisher in der Fließgewässer-Revitalisierung eingesetzten Maßnahmen zu messbaren Verbesserungen der Lebensgemeinschaften führen. Ziel der hier vorliegenden Studie ist es, dies mittels der Qualitätskomponente Makrozoobenthos am Beispiel der Nidda (Hessen) zu untersuchen.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Der Mittellauf der Nidda ist gekennzeichnet durch einen weitgehend begradigten und trapezförmig ausgebauten Verlauf. Anfang 2006 wurden südlich von Friedberg zwischen den Ortschaften Ilbenstadt und Okarben Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur auf einer Strecke von rund 1500 m umgesetzt: unter anderem wurde die Uferbefestigung linksseitig entfernt, das Ufer abgeflacht, das Gewässerbett aufgeweitet sowie Inseln und Kiesrauschen geschaffen.

Um die Reaktion des Makrozoobenthos auf diese Maßnahmen zu überprüfen, wurden im Sommer 2006 auf der Grundlage der neuen standardisierten Methoden zur Aufsammlung, Aufbereitung und Auswertung von Makrozoobenthosproben (Meier et al. 2006) im revitalisierten Abschnitt sowie in einem oberhalb und einem unterhalb anschließenden Vergleichsabschnitt entsprechende Untersuchungen durchgeführt. Hierdurch war ein direkter Vergleich von revitalisiertem und nicht revitalisierten Gewässerabschnitten möglich (space for time substitution).

In den drei Abschnitten wurden jeweils 5 Makrozoobenthosproben genommen. Auf der Grundlage der resultierenden Taxalisten wurde für jede Probe und für drei verschiedene Fließgewässertypen (vgl. folgender Absatz) das Bewertungsergebnis für das Modul „Allgemeine Degradation“ berechnet (Meier et al. 2006). Dieses wird neben den Modulen „Versauerung“ und „Saprobie“ zur Ermitt-

lung des Ökologischen Zustands herangezogen und spiegelt vor allem die Degradation der Gewässermorphologie wider. Das Bewertungsergebnis für das Modul „Allgemeine Degradation“ wird in Form des Multimetric Index (MMI) angegeben, der Werte zwischen 0 (schlecht) und 1 (sehr gut) annehmen kann.

Nach offizieller Typenkarte ist die Nidda mit Ausnahme des Oberlaufs als Typ 9: „Silikatischer, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss“ eingestuft (Pottgiesser & Sommerhäuser 2004). Aufgrund der geologischen Gegebenheiten im Einzugsgebiet (Lössböden) und der Größe des Einzugsgebietes (oberhalb des Untersuchungsgebietes 1072 km²) erscheinen jedoch die Typen 9.1: „Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse“ und 9.2: „Große Flüsse des Mittelgebirges“ sinnvoller. **Ergebnisse**

Der Vergleich der Bewertungsergebnisse, dargestellt in Abbildung 1, zeigt, dass der revitalisierte Abschnitt nicht besser bewertet wird, als die beiden Vergleichsabschnitte. Zudem wird deutlich, dass die Bewertungsergebnisse trotz ähnlicher hydromorphologischer Verhältnisse *innerhalb* der einzelnen Abschnitte sehr variabel sind. Die höchste Variabilität weist der revitalisierte Abschnitt auf. Deutliche Unterschiede zwischen den Bewertungsergebnissen ergeben sich auch in Abhängigkeit des Fließgewässertyps.

Diskussion

Die Bewertungsergebnisse müssen vor dem Hintergrund der zeitlich erst sehr kurz zurückliegenden Durchführung der Revitalisierungsmaßnahmen interpretiert werden. Die Zeit zwischen Umsetzung der Maßnahmen und Aufnahme der Makrozoobenthosdaten könnte nicht ausreichend gewesen sein, um messbare Veränderungen in der Biozönose zu bewirken. Darüber hinaus könnten eventuelle Veränderungen in der Biozönose auch durch die Variabilität der MMI-Werte maskiert sein. Die Ursachen für unterschiedliche Bewertungsergebnisse sind vielfältig und können auf die natürliche Variabilität der Biozönose sowie auf eine methodisch bedingte Variabilität zurückgeführt werden (z.B. Clarke & Hering 2006, Clarke et al. 2006a, Clarke et al. 2006b). Die höhere Variabilität der Bewertungsergebnisse des revitalisierten Abschnitts im Vergleich zu den beiden Vergleichsabschnitten wird möglicherweise durch die größere Strukturvielfalt in diesem Abschnitt verursacht.

Schlussfolgerungen

Im Hinblick auf die Bewertung der Gewässer ist es wesentlich zu wissen, mit welcher Unsicherheit die Bewertungsergebnisse behaftet sind. Aussagen zur Veränderung des ökologischen Zustands nach einer Revitalisierung können nur dann gemacht werden, wenn die natürliche und methodisch bedingte Variabilität der Ergebnisse bekannt ist und eine Veränderung in der Biozönose als Folge der Revitalisierungsmaßnahmen nicht durch diese maskiert wird.

Darüber hinaus verdeutlichen die durch die Wahl des Gewässertyps verursachten Unterschiede in den Bewertungsergebnissen die dringende Notwendigkeit einer kritischen Überprüfung der Fließgewässertypzuordnung.

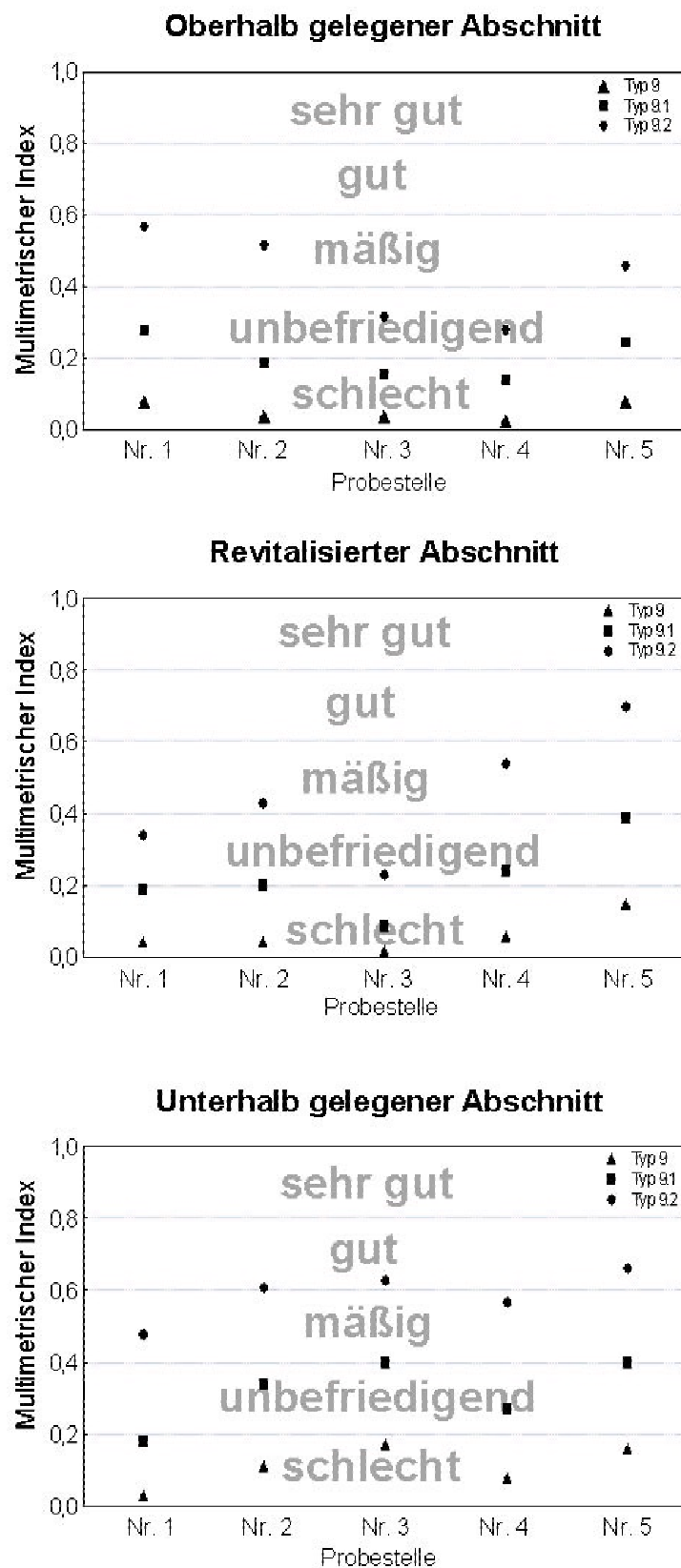


Abb. 1: Bewertungsergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Multimetrischer Index) für die Probestellen 1-5 im revitalisierten Abschnitt sowie in den oberhalb und unterhalb gelegenen Vergleichsabschnitten.

Literatur

- Clarke, R.T., Davy-Bowker, J., Sandin, L., Friberg, N., Johnson, R.K. & B. Bis (2006a): Estimates and comparisons of the effects of sampling variation using “national” macroinvertebrate sampling protocols on the precision of metrics used to assess ecological status. *Hydrobiologia* 566: 477-503.
- Clarke, R.T., Lorenz, A., Sanding, L., Schmidt-Kloiber, A., Strackbein, J., Kneebone, N.T. & P. Haase (2006b): Effects of sampling and sub-sampling variation using the STAR-AQEM sampling protocol on the precision of macroinvertebrate metrics. *Hydrobiologia* 566: 441-459.
- Clarke, R.T. & D. Hering (2006): Errors and uncertainty in bioassessment methods – major results and conclusions from the STAR project and their application using STARBUGS. *Hydrobiologia* 566: 433-439.
- Meier, C., Böhmer, J., Biss, R., Feld, C., Haase, P., Lorenz, A., Rawer-Jost, C., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Zenker, A., & D. Hering (2006): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. www.fliessgewaesserbewertung.de. Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., Calmano, W., Wilken, R.-D. & H. Klapper (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie*. 19. Erg. Lfg. 7/04. VIII-2.1:1-16 + Anhang.

Hydromorphologische Verbesserungen als Trittsteine für die Maßnahmenplanung - Maßnahmenentwicklung an urban geprägten Fließgewässern vor dem Hintergrund von BWK-M3 und KNEF

Uwe Koenzen¹ & Andre Niemann²

¹ Planungsbüro Koenzen, Wasser und Landschaft, Benrather Str. 47, 40721 Hilden, uwe.koenzen@planungsbuero-koenzen.de, ² DAHLEM Beratende Ingenieure GmbH & Co, Wasserwirtschaft KG, Bonsiepen 7, 45136 Essen, A.Niemann@dahlem-ingenieure.de

Keywords: Fließgewässer, Naturnahe Entwicklung, BWK-M3, Niederschlagswasser

Einleitung

Der Gewässerschutz und die Gewässerentwicklung in NRW greifen auf eingeführte und belastbare Instrumente zu, die für jeweils spezifische Fragestellungen entwickelt wurden.

Zwei dieser Instrumente sind

- die Konzepte zur naturnahen Entwicklung der Fließgewässer (KNEF), die auf die strukturelle Verbesserung der Gewässer abzielen

und

- das BWK-Merkblatt 3 (BWK M3), welches die bewertende Immissionsbetrachtung der Einleitungen von Niederschlagswasser aus dem Misch- und Trennsystem kanalisierter Einzugsgebiete zum Gegenstand hat.

Ein durch die Bezirksregierung Münster im Auftrag des MUNLV NRW betreutes F+E-Vorhaben hat daher zum Ziel, Schnittstellen zwischen den Instrumenten zu identifizieren und Vorgaben für eine konsistente Handhabung und Maßnahmenauswahl zu erarbeiten und letztlich Synergieeffekte zu nutzen und so Kostenreduzierungen zu erreichen.

Die in Erarbeitung befindliche Arbeitshilfe beschreibt Regeln für die Umsetzung von gewässerstrukturverbessernden Maßnahmen als Alternative oder Ergänzung zu rückhaltende Maßnahmen.

Vorgehensweise

Hierfür wird ein zweistufiges Vorgehen angewendet.

Stufe 1: Verbesserung des Wiederbesiedlungspotenzials

Durch die Verbesserung des Wiederbesiedlungspotenzials bzw. der Habitatbedingungen können die hydraulische Belastungsfähigkeit des Gewässers erhöht werden und die negativen Auswirkungen der Einleitung reduziert werden.

Stufe 2: Entwicklung von Retentionsräumen und/oder -funktionen

Durch Entwicklung von Retentionsräumen am Gewässer kann die Rückhaltefunktion gesteigert werden. Hierbei wird zwischen der Anlage von Retentionsräumen, die in der direkten Nähe der Einleitungsstelle angelegt werden (Stufe 2a)

und/oder

der Retentionswirkung, die durch eine Aufweitung und Umgestaltung des Gewässers über einen längeren Abschnitt (Stufe 2b) erzielt wird,

unterschieden.

Im weiteren Verlauf wird nur auf die Arbeiten in Stufe 1 und 2 b vertieft eingegangen, da diese hinsichtlich der Trittsteinfunktion die größte Relevanz besitzen.

Das zweistufige Verfahren verlangt in jedem Falle zuerst die Verbesserung des Wiederbesiedlungspotenzials (falls es nicht bereits hoch ist) und erst im zweiten Schritt die Planung / Auslegung eines Retentionsraumes.

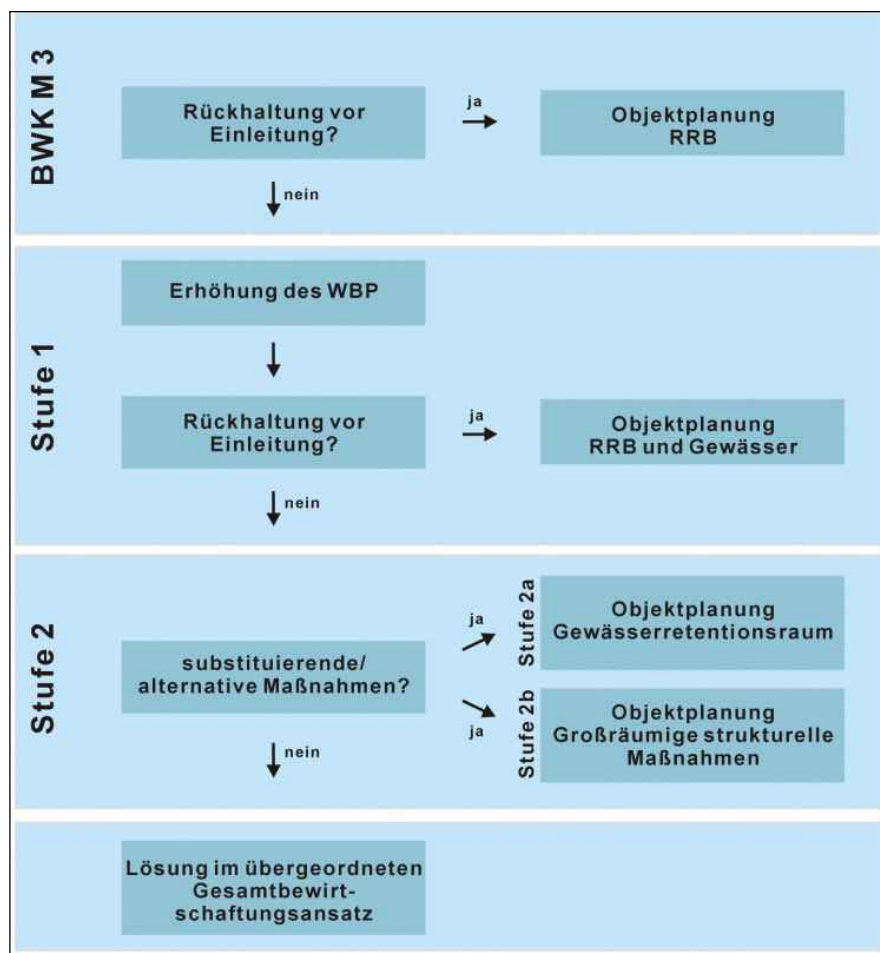


Abb. 1: Entscheidungsbaum zum Ablauf der Maßnahmenwahl bei nicht oder nicht vollständig realisierbarer Rückhaltung vor Einleitung

Verbesserung des Wiederbesiedlungspotenzials – Stufe 1

Die Regenerationsfähigkeit bzw. Belastungsmöglichkeiten, die ein Gewässer hinsichtlich einer Einleitung aufweist, werden für den Ist-Zustand im BWK-Merkblatt 3 über das Wiederbesiedlungs-

potenzial (WBP) ermittelt. Hierfür werden im Anhang 7 des Merkblattes geeignete Verfahren aufgezeigt.

Um die Regenerationsfähigkeit bzw. Belastungsmöglichkeiten des Gewässer zu steigern, kann das Wiederbesiedlungspotenzial im Vergleich zum Ist-Zustand erhöht werden, indem geeignete strukturelle Maßnahmen, die auf die in den Verfahren zu berücksichtigenden Parameter wirken, am Gewässer umgesetzt werden.

Diese Potenzialsteigerung wird für die Stufe 1 in Anlehnung an das Verfahren I in der Anlage 7 des BWK-Merkblattes 3 ermittelt.

Durch die Steigerung des Wiederbesiedlungspotenzials kann die Größe des zu errichtenden Rückhaltebeckens reduziert werden. Ggf. kann das Rückhaltebecken auch entfallen, wenn eine technisch und wirtschaftlich sinnvolle Mindestgröße unterschritten wird.

Im Weiteren wird zunächst das Verfahren I nach der Anlage 7 des BWK-Merkblattes 3 kurz erläutert. Danach wird die Beziehung zwischen strukturellen Maßnahmen und deren Auswirkungen auf das Wiederbesiedlungspotenzial aufgezeigt und letztlich die Vorgehensweise zur Ermittlung und Dokumentation der Potenzialsteigerung dargestellt.

Vorgehen bei der Ermittlung des Wiederbesiedlungspotenzials

Das Verfahren zur Ermittlung des WBP nach BWK-Merkblatt 3 berücksichtigt folgende Parameter:

- Längsprofil (v.a. Querbauwerke, Rückstau, Verrohrungen)
- Querprofil (v.a. Profiltyp, Profiltiefe, Breitenvarianz)
- Sohlenstruktur (v.a. Sohlsubstrattyp, Sohlverbau, Substratdiversität)

Daneben werden noch die Nebengewässer im Betrachtungsraum herangezogen und Querbauwerke, die Wanderungshindernisse darstellen, bewertet.

Aus diesen Faktoren lässt sich das aktuelle WBP ermitteln. Das Wiederbesiedlungspotenzial steht in direktem Zusammenhang mit der erforderlichen Größe des Rückhaltebeckens.

Maßnahmen zur Steigerung des Wiederbesiedlungspotenzials

Zur Steigerung des WBP werden die möglichen Maßnahmen, die für den betrachteten Gewässerabschnitt umsetzbar sind, in ihren Auswirkungen auf die im Verfahren zu berücksichtigenden Parameter abgeschätzt. Hieraus lässt sich dann das WBP für einen Planungszustand ableiten.

Auswahl der Maßnahmen

Zur Abschätzung des ungefähren Potenzials an Steigerung des WBP bei Maßnahmen des naturnahen Gewässerausbaus können in der nachfolgenden Abbildung Anhaltswerte entnommen werden. Im konkreten Fall muss jedoch eine detaillierte Begründung angeführt werden.

Zur Veranschaulichung zeigt die nachfolgende Abbildung wie mit der Durchführung eines Maßnahmenpaketes die Strukturgüte von einer Bewertung mit 5 (in der 5-stufigen Bewertungsskala) auf eine Strukturgüte von 3 bzw. 4 gesteigert werden kann. Dadurch ergibt sich auch eine entsprechende Erhöhung des WBP von „kein bis gering“ auf „mittel“. Hierbei muss im konkreten Anwendungsfall entsprechend der Örtlichkeit eine sinnvolle Auswahl getroffen und die zu erwartende Wirkung begründet werden.

Abschätzung und Dokumentation der Veränderung des WBP

Die Verbesserung der Strukturgüte und damit auch die Verbesserung der Parameter, die für die Ermittlung des WBP relevant sind, muss für jeden der betrachteten 100 m – Abschnitte dokumentiert werden, so dass in der Summe für alle Abschnitte gesteigerte Werte für die Parameter Sohlenstruktur, Querprofil und Längsprofil/Wanderungshindernisse vorliegen (vgl. nachfolgende Abbildung).

Entsprechend der Methodik des BWK-Verfahrens kann dann eine Gesamtaussage zum WBP nach Umsetzung der Maßnahmen erfolgen. Durch die Steigerung des WBP kann sich die Größe des Rückhaltebeckens folglich reduzieren.

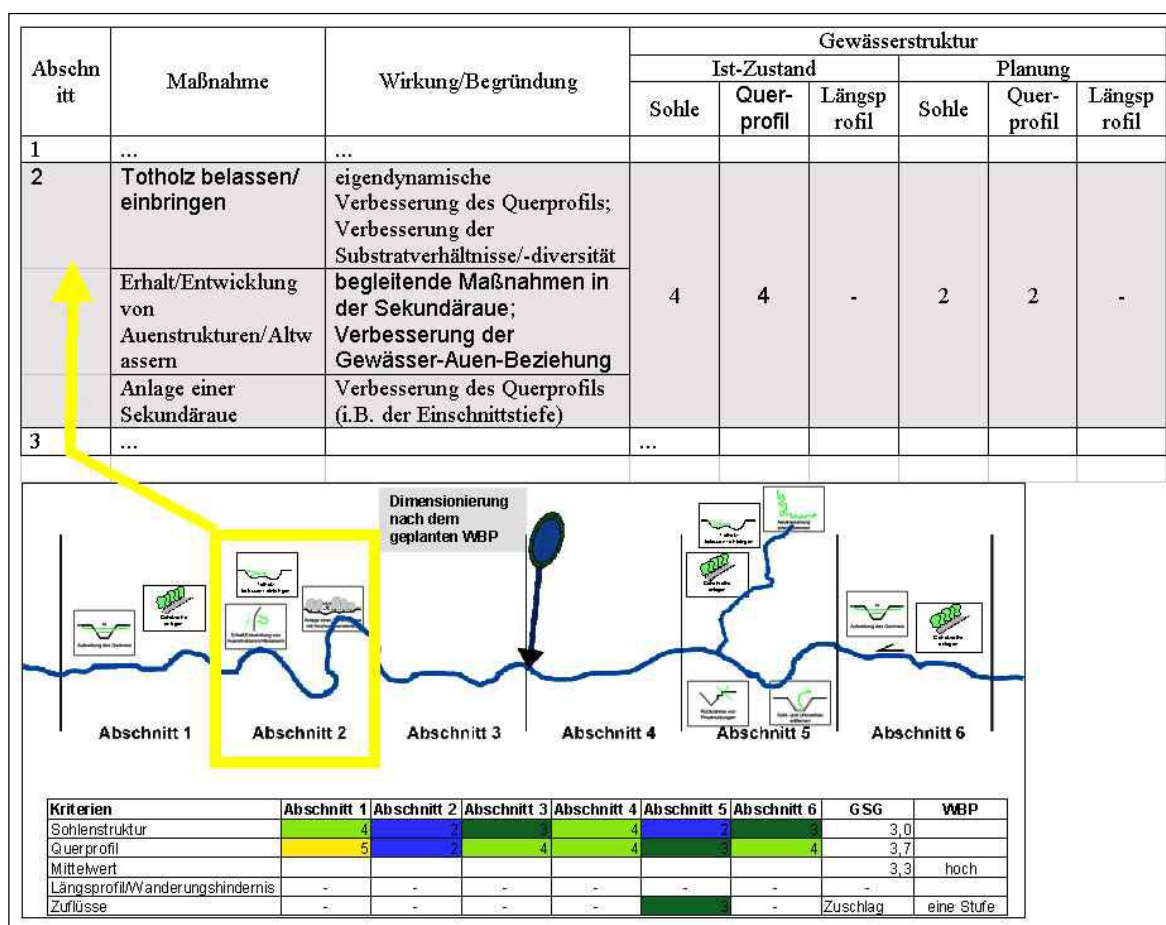


Abb. 2: Beispiel für Maßnahmen zur Steigerung des Wiederbesiedlungspotenzials und ihre Wirkung

Bei der Ermittlung der Maßnahmen und der Abschätzung ihrer Wirkung auf die zu betrachtenden Parameter kommt der Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit durch den Rückbau von Querbauwerken eine besondere Bedeutung zu, da dadurch nicht nur eine punktuelle bzw. kleinräumige Verbesserung erzielt wird, sondern i.d.R. für längere Abschnitte positive Effekte eintreten.

Entwicklung von Gewässerretentionsräumen – Stufe 2a

Im Anschluss an die Stufe 1, die eine Erhöhung des WBPs zur Folge hat, kann im Zuge der nachfolgend beschriebenen Stufe 2a ergänzend die Auslegung des Gewässerretentionsraumes hinsichtlich seiner Größe erfolgen.

Die Auslegung eines Gewässerretentionsraumes folgt dem Grundgedanken, dass eine Abflussreduzierung durch Zwischenspeicherung die hydraulische Belastung infolge der siedlungsbedingten Einleitung möglichst weitreichend verringert und die Abflussverschärfung kompensiert. Funktionaler Anspruch an den Gewässerretentionsraum ist die Reduzierung von Abflussspitzen im Gewässer und damit die Vermeidung von zu häufigen, großflächigen Sedimentbewegungen infolge der Überschreitung von kritischen Sohlschubspannungen.

Die gewünschte Reduzierung der Spitzenabflüsse kann durch Schaffung eines seitlich des Gewässers angeordneten Rückhalteraumes erreicht werden, dessen Befüllung mit dem Übersteigen eines gewissen Abflusses über einen parallel zum Gewässerverlauf angeordneten Einlaufbereich beginnt. Wie in Abbildung 3 beispielhaft für ein Tieflandgewässer bzw. ein Gewässer des Mittelgebirges dargestellt, bietet sich die Möglichkeit, Gewässerretentionsräume und Auenbereiche entsprechend der gewässertypischen Verhältnisse und Eigenschaften auszugestalten.

Sowohl aufgrund der Lage am Gewässer als auch hinsichtlich der Hydraulik sind für Gewässerretentionsräume zahlreiche Randbedingungen zu beachten. Zudem muss ihre Gestaltung in jedem Falle ökologischen Grundbedingungen genügen, damit der konzipierte Retentionsraum nicht als eine weitere konkurrierende Flächennutzung entlang des Gewässers wahrgenommen wird.

Um die Befüllung des eigentlichen Speicherraums zu optimieren, kann unterhalb des Einlaufbereichs im Gewässerbett mit ingenieurb biologischen Bautechniken (Totholz, Steinwurf, etc.) eine Engstelle hergestellt werden, die durch ein Anheben des Wasserspiegels oberhalb die Effektivität des Befüllungsvorgangs erhöht.

Eine Zwischenspeicherung eines Teils der Abflussfülle eines Hochwasserereignisses im Speicherraum kann nur dann effektiv erreicht werden, wenn am unterstromigen Ende des Gewässerretentionsraumes eine Drossel angeordnet wird, die eine frühzeitige Rückführung der zwischengespeicherten Wassermengen in das Gewässer verhindert und so für einen Retentionseffekt für die unterhalb gelegenen Gewässerabschnitte sorgt. Um den vorgehaltenen Speicherraum für die Abflussspitzen verfügbar zuhalten und die rückwärtige Befüllung des Speicherraums über die Drossel zu verhindern, muss die Drossel mit einer Rückstauklappe gesichert werden.

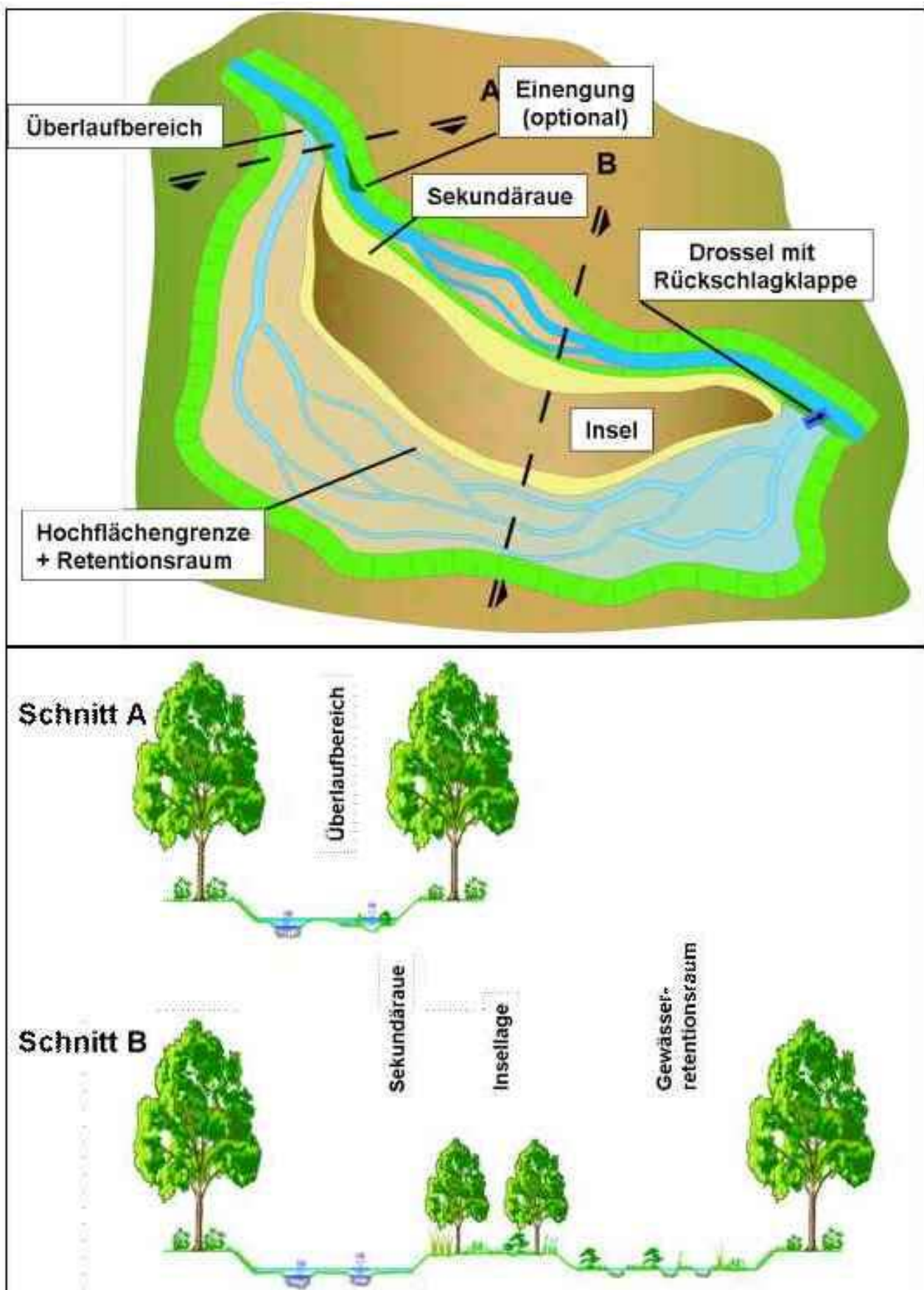


Abb. 3: Beispielhafte Darstellung eines Gewässerretentionsraumes seitlich eines Mittelgebirgs-gewässers (Nebenschluss)

Großräumige strukturelle Maßnahmen – Stufe 2b

Die Durchführung großräumiger struktureller Verbesserungsmaßnahmen bietet sich an, wenn aufgrund der räumlichen Gegebenheiten die Anlage eines Gewässerretentionsraumes nicht möglich ist oder die Voraussetzungen gegeben sind, Renaturierungsmaßnahmen über größere Gewässerabschnitte am Gewässer durchführen zu können. Die Vorgehensweise lehnt sich an die Maßnahmenherleitung der Stufe 1 an.

Die großräumigen strukturellen Maßnahmen müssen einen funktionalen Bezug zur Örtlichkeit der Einleitung aufweisen. Dies bedeutet, dass sie i.d.R. unmittelbar unterhalb der Einleitungsstelle beginnen sollten, mindestens jedoch im gleichrangigen hydrologischen System (d.h. oberhalb des nächsten Zuflusses/Zusammenflusses gleicher Größe) umgesetzt werden sollten.

Einschätzung der Relevanz für die Entwicklung von Strahlquellen und Trittsteinen

In dichter besiedelten Räumen ist die einleitungsnahe Anlage von Rückhaltemaßnahmen häufig nicht möglich. Häufig sind in urbane geprägten Einzugsgebieten an mehr als 50% der Einleitungsstellen keine Flächen verfügbar. Die Vielzahl der Einleitungsstellen bietet somit die Grundlage für zahlreiche Maßnahmenumsetzungen im gewässerstrukturellen Bereich.

Vor diesem Hintergrund ist bei Umsetzung substituierender und ergänzender gewässerstruktureller Maßnahmen mit der Entstehung zahlreicher neuer Trittsteine zu rechnen, die in die Szenarien- und Maßnahmenentwicklung der zukünftigen Maßnahmenplanung der WRRL Eingang finden könnten.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen eines F+E-Vorhabens im Auftrag der Bezirksregierung Münster durchgeführt, der wir an dieser Stelle für die fachliche Begleitung danken möchten.

Literatur

- Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V. (BWK) (2001): Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse (Merkblatt 3), Düsseldorf.
- Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V. (BWK) (2007): Detaillierte Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK-Merkblatt 3 - Gelbdruck Februar 2007, Sindelfingen
- Deutscher Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V (DWA) (2006): Arbeitsblatt DWA-A 117, Bemessung von Regenrückhalteräumen, Hennef.
- Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft, ETH Zürich (1999): Retentionswirkung von Vorlandüberflutungen, Zürich
- Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW (1999): Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und naturnahen Ausbau der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2002): Leitfaden zur Aufstellung eines Konzeptes zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern. Düsseldorf.
- MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2005): Handbuch Querbauwerke. Düsseldorf.
- MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2007/Gelbdruck): Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und naturnahen Ausbau der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

Einschätzungen zu den Anforderungen an „Strahlquellen“ unter welchen Bedingungen ist eine „Strahlwirkung“ zu beobachten ?

Andreas Schattmann

Ingenieur- und Planungsbüro LANGE GbR, Carl-Peschken-Str. 12, 47441 Moers, Andreas.Schattmann@langegbr.de

Keywords: Ökologische Verbesserung von Fließgewässern, Gewässerbewertung, Maßnahmenplanung

Einleitung

Mit dem Projekt *Potenziale der Fließgewässer zur Kompensation von Strukturdefiziten* – „Strahlwirkung“ des Deutschen Rates für Landespflege wird eine gewässertypbezogene Abschätzung als Grundlage der gezielten Nutzung der Potenziale von Fließgewässern zur Kompensation von strukturellen Zustandsdefiziten erarbeitet.

Hierzu sind die Wirkmechanismen einer „Strahlwirkung“ von ökologisch intakten auf strukturell überprägte Gewässerabschnitte zu identifizieren und möglichst zu quantifizieren. Die erforderlichen Bedingungen für eine „Strahlwirkung“ und deren Einbringung in die Bewertung von Gewässerabschnitten sowie in zukünftige Maßnahmen sollen ermittelt und verfügbar gemacht werden.

Fragestellung

Anhand vorliegender Daten zum Makrozoobenthos für 7 Bäche aus dem Einzugsgebiet der Ahr (Schattmann 1996, Schattmann 1998, Landesamt für Wasserwirtschaft 1999), für 5 Bäche im Einzugsgebiet der Rur (Bezirksregierung Köln 2007) und für das Nierseinzugsgebiet (Bezirksregierung Düsseldorf 2007) wird überprüft, ob eine „Strahlwirkung“ feststellbar ist, d.h. eine positive Beeinflussung der Besiedlung eines strukturell beeinträchtigten Gewässerabschnitts durch oberhalb gelegene, strukturell und biozönotisch hochwertige Abschnitte (sog. „Strahlquellen“) sowie Einflüsse aus dem Einzugsgebiet. Ist dieses der Fall, werden auf Grundlage der an den Bächen beobachteten Randbedingungen Anforderungen an die Beschaffenheit des Einzugsgebietes, der „Strahlquellen“ und „Strahlwege“ (unterhalb gelegene, möglicherweise schon positiv beeinflusste Abschnitte oder nur „Durchleitungsstrecken“) abgeleitet. Dazu werden Daten zur Beschaffenheit der Einzugsgebiete hinsichtlich der Flächennutzung, der Ausprägung und Verteilung der Gewässerstrukturgüte im Längsverlauf, der Häufigkeit von Querbauwerken und Zuflüssen berücksichtigt. Weiterhin werden Aussagen zur beobachteten Reichweite der „Strahlwirkung“ gemacht.

Material und Methoden

Die betrachteten Fließgewässer im Bereich Ahr und Rur sind dem Gewässertyp 5, dem grobmateriareichen, silikatischen Mittelgebirgsbach zuzuordnen. Die Niers ist als organisch geprägter Fluss des Tieflandes (Typ 12), ihre Zuflüsse z.T. als Niederungsfließgewässer (Typ 19) einzuordnen. Es

handelt sich für das Einzugsgebiet der Ahr um Daten zum Makrozoobenthos von Schattmann (1996, 1998), die z.T. auch enthalten sind in Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (1999) sowie um Daten zur Strukturgüte, Querbauwerken und Flächennutzung vom Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz. Die Daten zum Einzugsgebiet der Rur wurden von der Bezirksregierung Köln (2007, Makrozoobenthos aus 2004 bis 2006, Gewässerstrukturgüte, Querbauwerke), für die Niers von der Bezirksregierung Düsseldorf (2007) und dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (Flächennutzungsdaten) zur Verfügung gestellt. Die Daten zum Makrozoobenthos wurden nach der AQEM/STAR-Methode erhoben und mit ASTERICS/PERLODES (2006) berechnet. Relevant für die vorliegende Betrachtung sind die Ergebnisse für das Modul der allgemeinen Degradation.

Für die Auswertung im Hinblick auf eine mögliche Strahlwirkung wurden Fließgewässer herangezogen, für die Probestellen sowohl im Oberlauf, in strukturell hochwertigen Abschnitten sowie in bachabwärts gelegenen, strukturell beeinträchtigten Strecken zur Verfügung stehen.

Insgesamt wurden im Ahreinzugsgebiet 7 Bäche mit insgesamt 26 Probestellen untersucht, im Rureinzugsgebiet 7 Bäche mit 19 Probestellen. Voraussetzung für die hier durchgeführte Auswertung ist die Abwesenheit von stofflichen Belastungen. Die Gewässergüte an den ausgewählten Gewässern liegt daher bei I, I-II und II bzw. das Modul „Saprobie“ wird mit sehr gut oder gut bewertet. Im Einzugsgebiet der Niers wurden 7 Gewässer mit 36 Probestellen untersucht. Die Ausprägung des Moduls „Saprobie“ war hier z.T. nur mäßig.

Von einer „Strahlwirkung“ wurde ausgegangen, wenn eine unterhalb einer „Strahlquelle“ (strukturell hochwertiger Gewässerabschnitt, Strukturgüteklasse (GSG) 1 bis 4; gewässertypische Besiedlung des Makrozoobenthos) gelegene Probestelle, die in einem strukturell stark beeinträchtigten Abschnitt liegt (Strukturgüteklasse 5 bis 7), nach ASTERICS/PERLODES für das Modul der allgemeinen Degradation mit „gut“ oder „sehr gut“ bewertet wurde. Die oberhalb gelegene „Strahlquelle“ muss ebenfalls eine „gute“ bis „sehr gute“ Bewertung der allgemeinen Degradation aufweisen. In diesen Fällen wäre die Biozönose des Makrozoobenthos in den strukturarmen Gewässerabschnitten durch oberhalb gelegene, hinsichtlich der Morphologie und Besiedlung als leitbildkonform einzustufende Gewässerabschnitte beeinflusst.

Ausgangspunkt für die Annahme einer „Strahlwirkung“ in den beschriebenen Fällen ist der durch verschiedene Untersuchungen aufgezeigte Zusammenhang zwischen der Besiedlung und der Gewässerstruktur bei Abwesenheit stofflicher Belastungen (Schattmann 1996, 1998, 2004, Völker, Borchardt 2007). Dass das Einzugsgebiet ebenfalls Einfluss auf die Besiedlung haben kann und die lokale Gewässermorphologie z.T. überlagert, konnte von Rolauffs (2003, 2006) aufgezeigt werden.

Ergebnisse

Die für das Ahreinzugsgebiet ausgewerteten Daten zeigten an 4 von 7 Fließgewässern Hinweise auf eine mögliche Strahlwirkung (s. Tab. 1). Am Vischelbach wurde die Strahlwirkung in einem vollständig ausgebauten Abschnitt (Strukturgüte 7) vermutlich durch den hohen Ausbaugrad überlagert (Betonsohlverbau, kein Zugang zum Interstitial). An den Gewässern Leimersdorfer und Bengener Bach konnte ebenfalls keine Strahlwirkung beobachtet werden. Diese Einzugsgebiete weisen hohe Anteile von Ackernutzung sowie einen hohen Anteil der Strukturgüteklassen 5 bis 7 (>72%) auf (s. Tab. 1).

Gewässer	EZG Ahr (Typ 5)		EZG Rur (Typ 5)		EZG Niers (Typ 12,19)
	Bengener Bach/ Leimersdorfer Bach	Armuts-, Sahr-, Dennbach, Staffeler Bach, (Vischelbach)	obere Rur, Kall, Perlenb., Prether B., Hasseler B. Dreilägerbach	Vichtbach	Niers, Nette, Renne, Kl. Niers, Pletschbach, Mühlengraben, Königsbach,
Gewässergüte					
Modul „Saprobie“	gut	sehr gut bis gut	gut	gut	gut bis mäßig
sonstige Belastungen	-	-	-	Schwermetalle (u.a. Cadmium)	PSM, Herbizide
Hydromorphologie					
GSG 1-3 (%)	<9	> 12	> 6	55	1
GSG 4 (%)	< 23	> 34	> 32	14	5
GSG 5-7 (%)	> 72	< 53	< 57	31	94
Flächennutzung (%)					
Wald	< 12	> 50	> 42	45	15
Grünland	< 18	< 20	< 47	26	12
Acker	> 49	< 24	< 6	1	53
Siedlung	> 12	< 6	< 11	26	20
Querbauwerke	1 kl. Absturz alle 3 km alle 4 km Lauflänge	bzw. 1 hoher Absturz	1 hoher Absturz alle Lauflänge sowie Talsperren	0,8 bis 2,1 km	1 kl. oder hoher Absturz alle 2,6 km
Strahlwirkung erkennbar ?	nein	ja	ja	nein	nein
Mindestareal der Strahlquellen	-	0,3 km (GSG 1-3) bzw. 0,45 km bis 1,2 km (GSG 1-4)	0,5-1,7 km (GSG 1-3) bzw. 1,1 km bis 2,8 km (GSG 1-4)	-	-
Reichweite der Strahlwirkung	-	1,0 bis 1,8 km	1,2 bis 2,3 km	-	-

Tab. 1: Ergebnistabelle mit Angaben zur Beschaffenheit der Einzugsgebiete sowie Hinweisen zur Mindestausdehnung der Strahlquellen und Reichweite der Strahlwirkung

Die betrachteten Bäche im Einzugsgebiet der oberen Rur zeigen in 6 von 7 Fällen Hinweise auf eine Strahlwirkung. Am Vichtbach konnte keine Strahlwirkung beobachtet werden. Hier weisen alle Probestellen des Makrozoobenthos die Bewertung „mäßig“ für das Modul der allgemeinen Degradation auf, unabhängig von der morphologischen Ausprägung des Gewässerabschnitts. Somit konnte hier auch kein Zusammenhang zwischen der Morphologie und der Besiedlung festgestellt werden. Ursache ist möglicherweise die hohe Schwermetallbelastung, die geogen bedingt ist und z.T. auf bergbauliche Tätigkeit zurückgeht. Im Nierseinzugsgebiet konnte auf Grundlage der vorliegenden Daten keine Strahlwirkung ermittelt werden. Hier sind stoffliche Belastungen und die sehr stark überprägte Gewässerstruktur als mögliche Ursachen anzuführen.

Unter Berücksichtigung der Flächennutzungsdaten, der Ausprägung und Verteilung der Gewässerstrukturgüteklassen im Gewässerlängsverlauf, des Auftretens von Querbauwerken und Zuflüssen werden nachfolgend erste Einschätzungen zur Ausprägung von Strahlquellen sowie deren Längenausdehnung und der Reichweite der Strahlwirkung für den Gewässertyp 5 abgeleitet.

Anforderungen an die Beschaffenheit von Strahlquellen

Die Ausprägung der Module „Saprobie“ und „allgemeine Degradation“ ist gut bis sehr gut. Die Längenausdehnung der Abschnitte mit Strukturgüteklasse (GSG) 1-4 beträgt mindestens 0,45 bis 1,1 km (25-Perzentil). Querbauwerke sind nicht häufiger als 1 kl. Absturz pro 3 km Lauflänge oder 1 hoher Absturz alle 4 km (Ahr) bzw. 1 hoher Absturz alle 0,8 bis 2,1 km (Rur). Naturnahe Zuflüsse münden alle 0,7 bis 1,6 km (Ahr) bzw. 0,8 bis 2,1 km (Rur) ein. Die Länge der oberhalb der Strahlquellen gelegenen Gewässerstrecken mit Strukturgüteklassen 5-7 sind unter 0,5 bis 0,7 km lang oder der Hauptparameter „Sohle“ weist die mindestens die Klasse 4 auf.

Anforderungen an die Beschaffenheit des Einzugsgebietes

Die Anteile von Gewässerstrecken der GSG 5-7 oberhalb der Strahlquellen liegen unter 30%. Die Anteile der GSG 1-3 oberhalb der Strahlquellen erreichen 12-40% (Ahr) bzw. mind. 6% (Rur), Abschnitte der GSG 4 mindestens 34-46% (Ahr) bzw. mind. 37% (Rur). Leit- und Begleitarten des Gewässertyps müssen im Einzugsgebiet vorhanden sein (Wiederbesiedlungspotenziale). Die Anteile von Wald und Grünland an der Flächennutzung im Einzugsgebiet liegen in den beobachteten Bacheinzugsgebieten bei ca. 70%. Der Anteil der Ackernutzung im Einzugsgebiet liegt unter 25%.

Anforderungen an die Beschaffenheit des Strahlweges

Für den Strahlweg ist eine naturnahe Abfluss- sowie Feststoffdynamik anzunehmen. Die Sohle des Gewässerabschnitts sollte nicht versiegelt sein, höchstens lückiger Steinsatz/Steinschüttung über kurze Strecken (<100m) ist vorhanden. Das Gewässer muss weitgehend durchgängig sein, wobei dieses v.a. für die Fischfauna bedeutsam ist. Gehölzfreie Strecken sind meist unter 0,5 km lang. Der Strahlweg weist mindestens GSG 4-6 auf, wobei ein Anteil der Klassen 1 bis 4 mindestens 30% beträgt. Es münden naturnahe Zuflüsse alle 0,5 bis 2 km Lauflänge ein. Die erreichbare Strahlwirkung beträgt ca. 1,0 bis 1,8 km (Ahr) bzw. 1,1 bis 2,3 km (Rur) (jeweils 25-Perzentil).

Schlussfolgerungen /Ausblick

Um weitere Erkenntnisse zum Thema „Strahlwirkung“ zu erhalten, sind Betrachtungen einer größeren Zahl von Datensätzen sowie weiterer Gewässertypen mit zusätzlichen Belastungen notwendig. Die Ergebnisse sind auf höhere Maßstabsebenen, hier das Einzugsgebiet der Ahr und der Rur, zu übertragen und zu überprüfen. Folgende weitere Arbeitsschritte erscheinen sinnvoll:

- Auswertung großer Datenmengen (mit GIS) zur Ermittlung von Gesetzmäßigkeiten in den EZG, bei verschiedenen Gewässertypen, Ableitung von Grundsätzen für die Maßnahmenplanung
- Ermitteln von Grenzbelastungen (für div. Belastungsarten), die die Strahlwirkung unterbinden
- Entwicklung einer Arbeitshilfe/eines Leitfadens auf Grundlage der angewandten Methodik zur Ermittlung der Wiederbesiedlungs-/Strahlwirkungspotenziale in EZG als Grundlage für die Maßnahmenplanung
- An Beispielgewässern sollte eine gezielte Überprüfung der ermittelten Ergebnisse erfolgen
- Überprüfung der Aussagen im Hinblick auf die Fischfauna
- Überprüfung der Aussagen im Rahmen der Maßnahmenplanung und –umsetzung (Effizienzkontrollen) – ständiger Erkenntniszugewinn sollte genutzt werden.

Danksagung

Für die Bereitstellung von Daten zum Makrozoobenthos, zur Flächennutzung, Strukturgüte und Querbauwerken möchte ich mich bei Herrn Lacombe, Herrn Müller (Bez.reg. Düsseldorf), Herrn Eiseler, Herrn Wergen (Bez.reg. Köln), Herrn Neuhann (LANUV NRW), Frau Finsterbusch und Herrn Linnenweber (LUWG Rheinland-Pfalz) bedanken.

Literatur

- Asterics/Perlodes (2006): Software und Software-Handbuch für die deutsche Version. www.aqem.de
- Bezirksregierung Düsseldorf (2007): Daten zur Gewässerstrukturgüte, Querbauwerken und Makrozoobenthos für das Einzugsgebiet der Rur, Aachen.
- Bezirksregierung Köln (2007): Daten zur Gewässerstrukturgüte, Querbauwerken und Makrozoobenthos für das Einzugsgebiet der Rur, Aachen.
- Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (2007): Daten zur Gewässerstrukturgüte, Querbauwerken und Flächennutzung für Fließgewässer im Einzugsgebiet der Ahr, Mainz.
- Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (1999): Gewässerstruktur – Untersuchungen zur Analyse und zur Bewertung der ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern. Mainz.
- Landesamt für Umwelt, Natur und Verbraucherschutz NRW (2007): Daten zur Flächennutzung in NRW mit Stand 2003, Düsseldorf.
- Rolauffs, P. (2003): Ökologische Bewertung von Fließgewässern: Integrierende Einflüsse des Einzugsgebietes oder lokale Gewässermorphologie ? Was ist entscheidend für die Biozönose ? Eine Frage der Skalierung. DGL-Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), S. 98-103, Werder.
- Rolauffs, P. (2006): Bewertung der allgemeinen Degradation mittels Makrozoobenthos: Flächennutzung kontra lokale Gewässermorphologie. DGL-Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), S. 303-307, Werder.
- Schattmann, A. (1996): Zusammenhänge zwischen Gewässerstrukturgüte und Makrozoobenthos, untersucht an Nebenbächen der mittleren und unteren Ahr. Diplomarbeit an der Universität Bonn, unveröfftl.
- Schattmann, A. (1998): Gewässerstrukturgüte und Makrozoobenthos – Eine Untersuchung über Zusammenhänge, durchgeführt an Nebenbächen der mittleren Ahr. DGL-Tagungsbericht 1997 (Frankfurt), S. 847–851, Eigenverlag der DGL, Krefeld.
- Schattmann, A. (2005): Naturnahe isolierte Gewässerabschnitte am Niederrhein – Potenziale zur Wiederbesiedlung degenerierter Fließgewässer ? DGL-Tagungsbericht 2004 (Potsdam), S. 276-280, Weißensee Verlag Berlin.
- Schattmann, A. (2007, im Druck): Einschätzungen zu den Anforderungen an Strahlquellen – Fließgewässer des Mittelgebirges (Typ 5). Schr.-R. d. Deutschen Rates für Landespflege, H. 81, S. 40- 46, Bonn.
- Völker, J. u. D. Borchardt (2007): Hängt die Zusammensetzung benthischer Lebensgemeinschaften in Fließgewässern von der Strukturgüte ab ? DGL-Tagungsbericht 2006 (Dresden), S. 383-388, Eigenverlag der DGL, Werder.

Maßnahmenprogramme für Bodden, Haffe und Förden – welche Erfahrungen können aus der Seensanierung genutzt werden?

Uwe Selig, Sigrid Sagert, Arne Schoor & Hendrik Schubert

Universität Rostock – Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Str. 3, 18051 Rostock

* uwe.selig@uni-rostock.de

Keywords: EU-Wasserrahmenrichtlinie, Küstengewässer, Eutrophierung, Restaurierung, Biofiltration, Schlammmentnahme, bioenergetische Verwertung

Einleitung

Bodden, Haffe und Förden sind entsprechend der Typisierung nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) innere Küstengewässer an der Ostsee. Sie unterliegen neben einer sehr hohen natürlichen Variabilität (Salz- und Wasserstandsschwankungen) auf einer hohen anthropogenen Nutzung. Hauptproblem vieler Küstengewässer ist aufgrund der hohen Nährstoffeinträge über die letzten Jahrzehnte die Eutrophierung. Diese führte zu einem Rückgang der submersen Vegetation und einer ganzjährigen Dominanz des Phytoplanktons.

Bisher standen die Küstengewässer kaum im Blickpunkt des Gewässerschutzes, während sowohl für limnische Gewässer als auch für den Meeresschutz umfangreiche Programme existieren. So gab es für die limnischen Gewässer mehrere größere Verbundvorhaben in den 1990er Jahren, welche sich sowohl mit der Sanierung von Fließgewässern als auch Standgewässern befassten (Jäger & Koschel 1995, Hupfer & Scharf 2002, Thiele & Mehl 1995).

Während also bereits in den 1980er Jahren konkrete Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen an Seen durchgeführt wurden, so liegen aus Küstengewässern keine praktischen Erfahrungen vor. Erste Konzepte für Küstengewässer wurden aber ebenfalls in den 1980er Jahren für die Schlei (Ripl 1986) und später für die Darß-Zingster Boddenkette (DZBK - Schlunbaum et al. 1998, 2001) erstellt. Praktische Umsetzungen dieser Konzepte und Vorschläge erfolgte aber bisher nicht.

Mit der Umsetzung der EU-WRRL steht auch für die inneren Küstengewässer die Zielstellung des guten ökologischen Zustandes bis 2015. Erste Untersuchungen und Nährstoffbilanzierungen belegen, dass ohne interne Maßnahmenpläne diese Zielstellung nicht erreicht werden kann. Im Rahmen dieses Vortrages sollen erste Konzepte für Maßnahmenpläne vorgestellt und diskutiert werden.

Material - Ergebnisse von drei Workshops

Im Zeitraum November 2004 bis Oktober 2006 wurden drei Workshops zu den Fragestellungen der Erarbeitung von Sanierungsstrategien von Küstengewässern durchgeführt:

1. Workshop in Rostock am 16/17.11.2004 mit dem Komplexen Zustandsanalyse, Nährstoffbelastung sowie Verbauung & Substratverlust
2. Workshop in Rostock am 01/02.06.2006 mit dem Komplexen Modellierung, Senkung externer Einträge, interne Maßnahmen sowie Makrophytenwiederbesiedlung
3. Workshop in Kiel am 12/13.10.2006 mit dem Komplexen Küstenmanagement, stark veränderte Wasserkörper (HMWB) sowie Substrateinbringung & Re-Eutrophierung

Die meisten Beiträge wurden in drei Sonderheften der Rostocker Meeresbiologischen Beiträge veröffentlicht und sind unter <http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm> einsehbar.

Aus diesen Beiträgen lassen sich folgende Schwerpunkte der Degradation für die Küstengewässer ableiten:

- ▶ Eutrophierung durch kommunale Einleitungen, Landwirtschaft und interne Nährstoffspeicher (Sediment)
- ▶ Morphologische Veränderungen aufgrund von Küstendynamik/ Erosion, Küstenschutz sowie Hafenausbau
- ▶ Hartsubstratmangel durch Steinfischerei sowie Verschlickung der Gewässer
- ▶ Toxische Belastungen aufgrund von Schadstoffeinträgen und Rüstungsaltslasten (Munitionsverklappung)

Diskussion

Schwerpunkt der Maßnahmenpläne zur Umsetzung der EU-WRRL bilden die Aktivitäten im Einzugsgebiet. Hier - insbesondere in den Zuflüssen - müssen die Nährstofffrachten weiter gesenkt werden. Dies kann nur durch die Veränderung der landwirtschaftlichen Nutzung erreicht werden. Dazu liegen Konzepte bzw. Modelle zur Kosten/Wirksamkeitsanalyse (Mewes 2007) bzw. Düngempfehlungen (Miegel & Zachow 2006) vor. Eine aktuelle Studie zur DZBK hat aber gezeigt, dass für dieses Gewässer derzeit eine externe P Belastung 15 t/a vorliegt, welche nur geringfügig über der ermittelten geogenen Hintergrundwerten von ca. 10 t/a liegt.

Trotz der bereit erzielten bzw. geplanten Senkung der externen Nährstoffeinträge wird für die meisten inneren Küstengewässer der gute ökologische Zustand nicht bis 2015 (und auch nicht in dem Verlängerungszeitraum bis 2021) ohne interne Sanierungsmaßnahmen (Restaurierung) erreichbar sein. Aufgrund der Größe der Küstengewässer sowie der starken Sedimenttransport-prozesse werden die in der Limnologie entwickelten und zur Anwendung kommenden Maßnahmen zur Verminderung der Nährstoffrückführung (Belüftung, Fällung usw.) nicht als praktikabel bzw. finanzierbar angesehen. Es gibt derzeit zwei Konzepte zur Minimierung der internen Nährstoff-belastung:

1. Verminderung des Schwebstoffgehaltes in den Küstengewässern und Nährstoffeliminierung durch den Einsatz von Filtrierern. Hier liegen Konzepte für das Oderhaff mit der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* (Fenske 2005), für die Kieler Förde mit der Miesmuschel *Mytilus edulis* (Frerk & Gülden-zoph 2006) sowie mit beiden Organismen für die DZBK (Rieling et al. 2003) vor. Eine konkrete Umsetzung dieser Konzepte (Finanzierung) ist bisher nicht geplant. Ziel dieser Maßnahmen ist es, neben eine Nährstoffelimination auch eine Verbesserung des Lichtklimas in den

Gewässern zu erreichen, um eine schnelle bzw. bessere Wiederbesiedlung mit Makrophyten zu ermöglichen. Schwachpunkte dieser vorliegenden Konzepte sind die Fragestellung der Entnahme und Verwertung der Biomasse. Weiterhin ist bei dem Einsatz von Netzen und Leinen zur Kultivierung nicht auszuschließen, dass es unmittelbar unter den Anlagen zu einer extrem starken Anreicherung von organischen Material und damit Faulschlamm Bildung kommt.

2. Entnahme von Gewässersedimenten (Baggerung). Bereits in den 1980er Jahren gab es Konzepte für die DZBK und die Schlei für solche Maßnahmen, welche aber mehr in Rahmen von lokalen Entnahmen in Kombination mit dem Einsatz von Fällungsmittel geplant waren (Feibicke 1997, Schlungbaum et al. 1998). In einer neusten Studie zur DZBK wird eine großflächige Entschlammung des inneren Teils der DZBK vorgeschlagen (Biele et al. 2007). Hier wird die Entnahme von 6 bis 8 Mio. m³ Schlicksediment kalkuliert, um eine Verbesserung des Gewässerzustandes zu erreichen. Während die technische Realisierung der reinen Baggermaßnahme aufgrund des gegenwärtigen technischen Standes als lösbar angesehen wird, so ist die Unterbringung der entnommenen Schlammmenge problematisch. Eine landwirtschaftliche Verwertung dieser großen Mengen ist ökonomisch und logistisch nicht realisierbar. Durch die Autoren des vorliegenden Konzeptes wird darum eine P-Fällung und Verklappung des Schlammes auf sogenannten Habitatinseln innerhalb des Gewässers vorgeschlagen. Hier wird auf Beispiele von Holland bzw. an der amerikanischen Küste verwiesen. Diese Maßnahmen dort dienten aber nicht einer Nährstoffreduzierung im Gewässer. Bisher gibt es keine Pilotstudien zu einem solchen Vorhaben. Bei einem kalkulierten Kostenpunkt von ca. 40 bis 50 Mio. Euro ist eine Umsetzung dieses Konzeptes derzeit nicht finanzierbar.

Das Hauptproblem der internen Maßnahmen bildet die Verwertung oder Unterbringung der entnommenen Biomasse bzw. des Gewässerschlamms. Insbesondere für die Verwertung des Gewässerschlamms sollte für eine energetische Nutzung nachgedacht werden. Während aus gewässerökologischer Sicht diese organischen Substanzen als „Ballast“ und „Schadstoff“ aufgefasst werden, stellen sie allgemein ein großes Nährstoff- und Energiereservoir dar. Die Verknappung sowie Verteuerung von Rohstoffen und Energieträgern erfordern auch einen sorgsameren Umgang bzw. das Recycling von Rohstoffen und Energie. Hierfür ist aber die Entwicklung neuer Technologien bzw. die Anwendung von etablierten Technologien aus anderen Bereichen erforderlich. So soll durch mehrere Zwischenstufen zwischen der Schlammentnahme und der letztendlichen Lagerung bzw. Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen eine effizientere stoffliche (Düngergewinnung) und energetische Verwertung (Biogasgewinnung) erreicht werden (Abb. 1). Ziel ist es, über entsprechende Verwertungskaskaden eine verbesserte Verwertung zu erreichen, wobei die Gestaltung der Kaskade dem Einzelfall angepasst werden kann. Erste Kalkulationen für eine solche Verwertung wurden im Rahmen einer Projektskizze erstellt (Schoor & Selig 2006).

Während für die inneren Küstengewässer vor allem die Folge der Eutrophierung Ursache der Degradation sind, stellt der Verlust an Hartsubstraten ein sehr spezifisches Problem für die äußeren Küstengewässer dar. Durch die Steinfischerei wurden bis 1976 etwa 3.5 Mio t Steine aus den äußeren Schleswig-Holsteinischen Küstengewässern entnommen (Karez & Schories 2005). Dadurch wurde vielen Makroalgen, u.a. dem Blasentang *Fucus vesiculosus*, das Substrat und somit der Lebensraum entzogen. Für die Mecklenburger Küste liegen keine Daten vor. Eine Studie von Rudophlie (2007) kalkuliert für die Wiedereinbringung von 3,5 Mio. t Steine vor der Küste von Schleswig-Holstein 140 Mio. Euro.

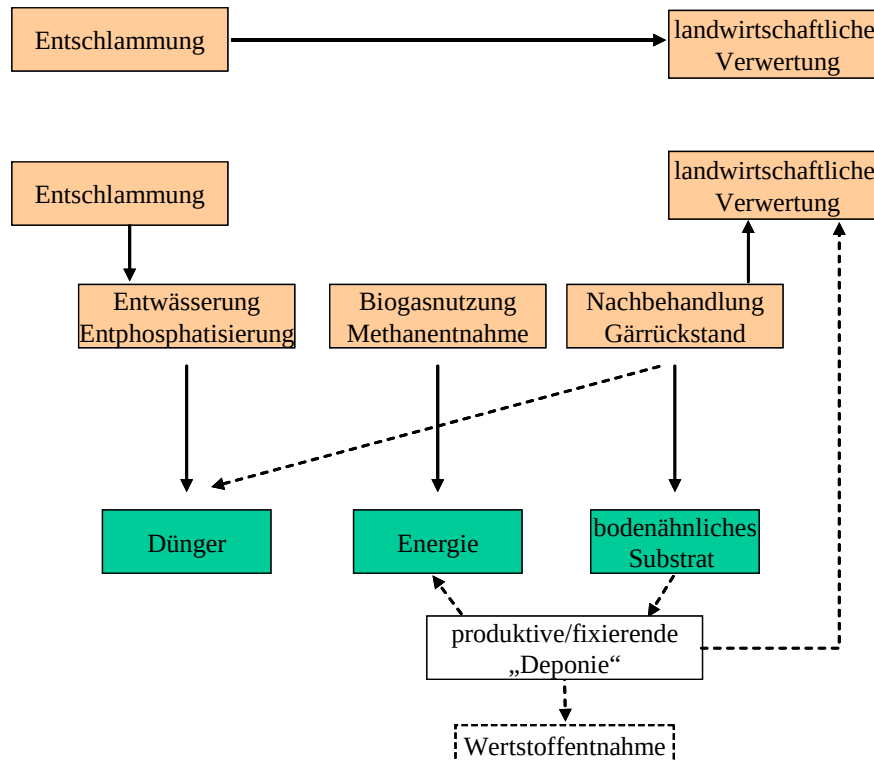


Abb. 1: Schema von potenziell relevanten Bestandteilen und Produkten einer nachhaltigen Behandlung von Gewässerschlämmen (Prozesslinien begrenzt und stark vereinfacht). Auf die Darstellung der klassischen, in der Regel untauglichen „Deponielösung“ wurde verzichtet.

Zusammenfassung

Da für ca. 80 % der Küstengewässer (insbesondere für die inneren Küstengewässer) der gute ökologische Zustand derzeit nicht erreicht wird, müssen für die Umsetzung der EU-WRRL Maßnahmenpläne erstellt werden. Dies betrifft insbesondere zuerst die Flusseinzugsgebiete, wo der Eintrag aus landwirtschaftlichen Flächen reduziert werden muss. Eine Verbesserung des ökologischen Zustandes der inneren Küstengewässer wird aber ohne die Einbeziehung interner Maßnahmen nicht innerhalb der nächsten 15 Jahre erreichbar sein. Bisher sollen solche Maßnahmen nicht in die Maßnahmenpläne der Landesämter integriert werden. Neben den hohen Kosten gibt es bisher keine praktischen Erfahrungen für solche großtechnischen Maßnahmen. Die Entwicklung neuer Technologien für die bioenergetische Verwertung der zu entnehmenden Biomassen könnte aber zur Kosteneffizienz führen und wirtschaftliche Impulse geben.

Danksagung

Die Analysen zu den Sanierungskonzepten der Küstengewässer erfolgten im Rahmen zu den Arbeiten des BMBF Projektes „Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der Deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL“ (FKZ: 0330678). Die Durchführung der drei Workshops wurde mit Hilfe von logistischer und finanzieller Unterstützung des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU)

sowie des Landesamtes für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) realisiert. Der dritte Workshop in Kiel wurde von Kollegen des IfM-GEOMAR (insbesondere Heye Rumohr) organisiert.

Literatur

- Biele, S., Thomas, M., Quandt T., Voigt, B. (2007): Integriertes Restaurierungs- und Baggergutverwertungskonzept Darß-Zingster Boddenkette. Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 17: 7-17.
- Feibicke, M. (1997): Impact of Nitrate Addition on Phosphorus Availability in Sediment and Water Column and on Plankton Biomass: Experimental Field Study in the Shallow Brackish Schlei Fjord (Western Baltic, Germany). Water, Air and Soil Pollution, 99: 445-456.
- Fenske, C. (2005): Renaturierung von Gewässern mit Hilfe der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 14: 55-68.
- Frerk, I., Güldenstroph, C. (2006): Machbarkeitsstudie "Sanierung durch Kultur". Vortrag auf dem dritten Workshop Sanierungsstrategien in Küstengewässern in Kiel 12/13. Oktober 2006.
- Hupfer, M., Scharf, B. (2002): Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration. In: Handbuch Angewandte Limnologie/ Hrsg.: Steinberg, Calmano, Klapper, Wilken.- ecomed-Verlag, Landsberg Kap. VI-2.1.: 1-67.
- Jäger, D., Koschel R. (1995): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. Limnologie Aktuell, Band 8: 330 S.
- Karez, R., Schories D. (2005): Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 14: 85-108.
- Mewes, M. (2006): Stoffausträge aus der Landnutzung und deren Vermeidungskosten – Ostsee-einzugsgebiet von Deutschland. Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 15: 75-86.
- Miegel, K., Zachow, B. (2006): Abbau von Stickstoff-Bilanzüberschüssen durch modellgestützte Düngeempfehlung. Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 15: 49-60.
- Rieling, T., Graf, G., Schubert, H. (2003): Nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität in degradierten Küstengewässern der südlichen Ostsee durch die Freilandkultivierung filtrierender Evertebraten. MBF-Antragsskizze "Forschung für ein nachhaltiges Küstenzonenmanagement" vom 22. Juli 2002
- Ripl, W. (1986): Restaurierung der Schlei. Bericht über ein Forschungsvorhaben. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten, Kiel: D 5.
- Rudolphie, H. (2007): Kostenkalkulation und Ermittlung von Vorzugsgebieten zur Wiedereinbringung von natürlichen Hartsubstraten in die Ostsee. Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 17: 87-90.
- Schoor, A., Selig, U. (2006): Optimierte Verwertung von Gewässerschlamm -Integrierende Ansätze zur Gewässerrestaurierung durch Nährstoff- und Energierecycling: Projektskizze an das Landwirtschafts- und Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, 12 Seiten.
- Schlunbaum, G., Baudler, H., Neumann, R. (1998): Sanierungs- und Restaurierungskonzepte für die Bodden und Haffe : Oxidative Schlammbehandlung mit Nährstofffestlegung in hocheutrophen flachen Küstengewässern der Ostsee (Mecklenburg - Vorpommern). DBU-Forschungsprojekt Az 03791, 80 S.
- Schlunbaum, G., Baudler, H., Krech, M., Kwiatkowski, B. (2001): Die Darß Zingster Boddenkette – Eine Studie. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Schriftenreihe, Heft 1: 1-209.
- Thiele, V., Mehl, D. (1995): Ökologisch begründete Sanierungskonzepte für das Gewässereinzugsgebiet der Warnow (Mecklenburg-Vorpommern). Endbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 0339517A, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 2: 1-158 und Anhang.

Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie

Susanne Wollgast¹, Andrea Sundermann¹, Daniel Hering², Armin Lorenz² & Peter Haase¹

¹Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum, Abteilung Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecystr. 12, 63571 Gelnhausen, , ²Universität Duisburg-Essen, Abteilung Angewandte Zoologie/ Hydrobiologie, Universitätsstraße 5, 45117 Essen, www.uni-due.de/hydrobiologie

Keywords: Evaluation, Revitalisierungsmaßnahmen, EG-WRRL, Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten

Einleitung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie fordert, dass alle Fließgewässer bis zum Jahr 2015 einen guten ökologischen Zustand aufweisen. Die Ausgangssituation sieht momentan jedoch anders aus. Eine Studie des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit aus dem Jahr 2005 machte deutlich, dass 60% aller Gewässer in Deutschland keinen guten ökologischen Zustand aufweisen und damit sanierungsbedürftig sind. Die Fließgewässer weisen überwiegend morphologische Defizite auf. In den kommenden Jahren sind daher umfangreiche Revitalisierungsmaßnahmen erforderlich. Die Maßnahmen werden sich dabei vorrangig auf die Verbesserung der Gewässermorphologie und –struktur beziehen. Es kann erwartet werden, dass in den nächsten Jahren hohe Kosten für Revitalisierungsmaßnahmen zur Verbesserung der Gewässermorphologie anfallen werden; demnach wird auch das öffentliche Interesse an einem zielgerichteten Einsatz der Mittel deutlich steigen. An diesen Punkt setzt das Projekt „Evaluation von Fließgewässerrevitalisierungsprojekten vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie“ an. 25 bundesweit bedeutende, gut dokumentierte Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten werden evaluiert, und es wird versucht, folgende Fragen zu beantworten: 1. Wie schnell reagieren Organismen auf die Revitalisierungsmaßnahmen? 2. In welchem Verhältnis steht der Aufwand einer Maßnahme zu ihrem biozönotisch messbaren Erfolg? 3. Welche Erkenntnisse lassen sich für künftige Revitalisierungsprojekte ableiten? Man erhofft sich damit einen Erkenntnisgewinn darüber, welche Revitalisierungsmaßnahmen besonders gut geeignet sind und welche noch verbesserungsfähig sind.

Material und Methoden

In den meisten Fällen fehlen biologische Daten aus dem Zeitraum vor der Durchführung der Revitalisierungsmaßnahmen, oder sie sind aufgrund ihrer methodischen Defizite (nicht ausreichend standardisiert, keine Indikation der bedeutenden morphologischen Veränderungen) für ein vergleichendes Projekt nicht verwendbar. Diese Defizite lassen sich aber mittels einer „space for time substitution“ (Abb.1) (Jähnig et al. im Druck) kompensieren: Die fehlende Zeitachse (alte Daten nicht verwendbar und auch nicht „nacherhebbar“) wird durch eine Raumkomponente ersetzt. Hier-

bei werden für jedes Revitalisierungsprojekt zwei Untersuchungsstrecken ausgewählt: Die erste befindet sich innerhalb des renaturierten Abschnittes und die zweite in geringer Entfernung oberhalb, in einem nicht renaturierten Bereich. Durch den Vergleich der Daten dieser beiden Abschnitte werden maßnahmenbedingte Unterschiede sichtbar. Voraussetzung hierfür ist lediglich, dass der oberhalb liegende, nicht renaturierte Abschnitt dem renaturierten Abschnitt vor der Revitalisierung weitgehend gleicht. Da die ausgewählten Projekte durchweg gut dokumentiert sind, liegen zahlreiche Informationen (Gewässerstrukturdaten, Fotos etc.) über den Zustand des Revitalisierungsabschnittes vor Maßnahmenbeginn vor, so dass ein solcher Vergleich möglich ist. In beiden Fällen werden die biologischen Qualitätskomponenten sowie die morphologischen Parameter gemessen. Anschließend erfolgt eine Bewertung auf Basis der offiziellen Verfahren der LAWA (EG-WRRL).

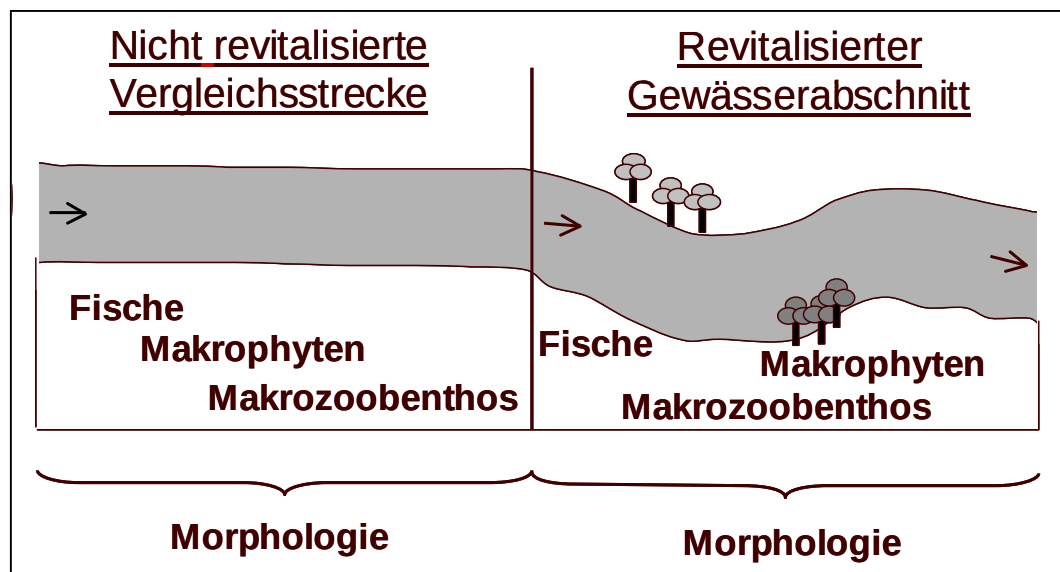


Abb1. Untersuchungsdesign: "space for time substitution". Auf der rechten Seite befindet sich der revitalisierte Abschnitt. Auf der linken Seite erkennt man nicht revitalisierten Abschnitt. Voraussetzung ist lediglich, dass der oberhalb liegende, nicht revitalisierte Abschnitt, dem revitalisierten Abschnitt vor der Maßnahme weitgehend gleicht. An beiden Probestellen werden die Hydromorphologischen Parameter sowie die biologischen Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten) untersucht.

Untersuchungsprogramm

An allen Gewässerabschnitten werden Untersuchungen zur Gewässermorphologie und Habitatzusammensetzung, zu den Fischen, dem Makrozoobenthos und den Makrophyten durchgeführt. Die Untersuchungen decken somit alle entscheidenden Parameter ab, die nach dem bisherigen Wissensstand auf Verbesserungen der Gewässermorphologie reagieren könnten.

Gewässermorphologie

Es werden je Gewässerabschnitt 10 Transekte im gleichmäßigen Abstand senkrecht zum Gewässerlauf gelegt. In jedem Transekt wird die Gewässerbreite, die Wasserspiegelbreite, und die Breite und Höhe des Ufers gemessen. Entlang eines jeden Transekts werden 10 Messpunkte gelegt. An jedem Messpunkt werden folgende Parameter aufgenommen: die Strömungsgeschwindigkeit, das dominierende Substrat und die Tiefe. Des Weiteren werden folgende Punkte aufgenommen: Inseln, Auentümpel, Seitenarme, Totholzverklausungen, Profiltyp und die Ufersicherung.

Fische

Die Untersuchung des Fischinventars der Gewässerabschnitte erfolgt mittels Elektrofischung. Die einzelnen Befischungen haben flussaufwärts gegen die Strömung zu erfolgen. Die Mindestbefischungsstrecke in Bächen beträgt 300m und in Flüssen 500m. Hierbei werden die Fische durch die Erzeugung eines elektrischen Feldes narkotisiert und anschließend nach Artzugehörigkeit mit entsprechender Angabe der Abundanzen erfasst. Der ökologische Zustand des untersuchten Gewässerabschnitts wird gemäß dem deutschlandweit einsetzbarem, fischbasierten Bewertungssystem „FIBS“ ermittelt. Zum anderen ist eine eigene gutachterliche Bewertung vorzunehmen und mit den Ergebnissen der Bewertung nach FIBS zu vergleichen.

Makrozoobenthos

Die Bewertung der Fließgewässer anhand der Makrozoobenthos-Besiedelung erfolgt nach HAASE et al. (2004). Die Probenahme sieht vor, die vorhandenen Habitate zu kartieren und anschließend proportional zu ihren vorkommenden Flächenanteil zu beproben (Multi-Habitat-Sampling). Grundlage hierfür ist eine Substratabschätzung in 5-%-Stufen; die Gesamtzahl der Teilproben beträgt somit 20. Jede Teilprobe entspricht einer Fläche von 25 x 25 cm, so dass insgesamt eine Fläche von 1,25 m² beprobt wird. Die anschließende Sortierung der Makrozoobenthosorganismen aus dem Probenmaterial erfolgt im Labor unter Einhaltung standardisierter Kriterien. Ebenfalls nach standardisierten Kriterien wird eine Taxaliste unter Angabe von Abundanzen erstellt. Mit dem standardisierten Bewertungssystem „PERLODES“ und der Software „ASTERICS“ (AQEM/STAR Ecological River Classification System) erfolgt die Ermittlung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern.

Makrophyten

Zur Untersuchung des ökologischen Zustands von Fließgewässern anhand von Makrophyten werden wurzelnde makrophytische Wasserpflanzen kartiert und deren Häufigkeiten auf einer 5-stufigen Skala nach KOHLER (1978) abgeschätzt. Die kartierte Abschnittslänge soll mindestens 100 m und maximal 300 m betragen. Die Makrophyten werden durch Begehen des Fließgewässers untersucht. Das Gewässer sollte im Zickzack abgewatet werden. Die Makrophyten werden, wenn möglich im Gelände bestimmt, ggf. werden Proben mit ins Labor genommen und nachbestimmt. Die kartierten Makrophyten werden den typspezifischen Artenlisten gemäß Phylib zugeordnet. Die Bewertung des ökologischen Zustands eines Gewässers erfolgt mittels der speziell entwickelten Software „Phylib“.

Auswertung und Ausblick

Für die Auswertung werden die morphologischen und biologischen Daten des revitalisierten und des nicht revitalisierten Abschnitts jedes Revitalisierungsprojekts verglichen. In einem weiteren Schritt werden die morphologischen und biologischen Daten korreliert. Anschließend erfolgt die Bewertung der einzelnen Revitalisierungsmaßnahmen. Anhand der Bewertungen erwarten wir im weiteren Verlauf folgende Fragen beantworten zu können: Wie reagieren die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten)? Wie lange brauchen Biozönosen für die Besiedlung neuer Strukturen? Welche Maßnahmen zeigten die größte Auswirkung auf die Lebensgemeinschaften? Da in Zukunft größere Maßnahmen notwendig sind, könnten diese Ergebnisse bei der Entscheidung helfen, welche Maßnahmen in Zukunft verstärkt zum Einsatz kommen sollten.

Zusammenfassung

In der Vergangenheit wurden zahlreiche Revitalisierungsprojekte durchgeführt. Für die Zukunft ist zu erwarten, dass in erheblich größerem Umfang solche Projekte stattfinden werden, da mehr als die Hälfte der bundesdeutschen Gewässer keine intakten Lebensgemeinschaften aufweisen. Völlig unklar ist aber, ob die bisher in der Fließgewässer-Revitalisierung eingesetzten Maßnahmen auch zu mit den neuen Methoden messbaren Verbesserungen der Lebensgemeinschaften führen. Das hier vorliegende Projekt untersucht vor dem Hintergrund der neuen Methoden zur Fließgewässerbewertung erstmals überhaupt die für die Zukunft sehr bedeutende Frage der Reaktion der Lebensgemeinschaften auf Revitalisierungsmaßnahmen. Es hat daher für die wasserwirtschaftliche Praxis nicht nur bundesweiten, sondern europäischen Pilotcharakter. Die Beprobungen der Gewässer wurden Ende Oktober 2007 abgeschlossen, momentan laufen die Bestimmungen der Arten, die Auswertungen mittels spezieller Programme (PERLODES, FiBS, PHYLIB).

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen des Projektes „Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten als Modell für ein bundesweites Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes“, welches von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) und dem Hessischen Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMLUV) maßgeblich finanziert wurde. Dafür bedanken wir uns recht herzlich.

Literatur

- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Bonifatius, Paderborn
- 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.- *Limnologica* 34 (4): 349-365.

FREIE THEMEN

GRABOW, K. & A. MARTENS: Test verschiedener Flusskrebs-Bestimmungsschlüssel – Limnologen und Anfänger im Vergleich

HEINZ, K., N. OLFERT & P. MARTIN: Sind Waldtümpel alle gleich besiedelt? – Erste Befunde

MÜLLER, W.: Habitatbeschaffenheit und Kolmation der Oberflächenwasserkörper im Bereich des Wasserwirtschaftsams Regensburg

NITSCHKE, N., E. KIEL, S. HENSEL & R. BERGHAHN: Methoden zur Abschätzung des Anflugpotentials auf Hallen-Mesokosmen aus nahe gelegenen Kleingewässern

Test verschiedener Flusskrebs-Bestimmungsschlüssel – Limnologen und Anfänger im Vergleich

Karsten Grabow und Andreas Martens

Abteilung Biologie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland, grabow@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de,

Keywords: identification key, dichotomous keys, biodiversity, crayfish

Einleitung

Für die Erfassung von Biodiversität ist die Arbeit mit Bestimmungsschlüsseln eine wichtige Voraussetzung (Gotelli 2004, Walter & Winterton 2007). In der Vergangenheit ist in Abhängigkeit von den drucktechnischen Möglichkeiten und konzeptioneller Moden eine Vielzahl unterschiedlicher Bestimmungsschlüsseltypen entwickelt worden. Derzeit wird zunehmend diskutiert auch elektronische Hilfsmittel zur Bestimmung einzusetzen (z.B. Walter & Winterton 2007).

Zurecht wird dabei beklagt, dass Bestimmungsschlüssel häufig nicht sehr praktikabel sind: "Keys are compiled by those who do not need them for those who cannot use them ..." (Lebanov 2003). Empirische Untersuchungen zur Effektivität der verschiedenen Bestimmungshilfen erfolgten bislang kaum (Randler & Zehender 2006). Eine vergleichende Betrachtung unterschiedlicher Zielgruppen fehlte bisher völlig.

Das Spektrum möglicher Nutzer von Bestimmungsschlüsseln ist breit, es reicht von Anfängern wie Schülern und Studenten oder interessierten Amateuren bis zu Spezialisten. Wir wollten die Möglichkeit nutzen, ein vorhandenes und bereits mit vielen Probanden genutztes Versuchsdesign einzusetzen, um bestehende Ergebnisse mit Anfängern mit der Nutzergruppe Fachleute zu vergleichen.

Auf der DGL-Tagung 2006 in Dresden wurden von Tagungsteilnehmern verschiedene Bestimmungsschlüsselvarianten getestet. Für die Studie wurden Flusskrebse gewählt, weil sie viele Vorteile als Untersuchungsobjekte bieten: (1) In den letzten Jahren sind mehrere unterschiedliche Bestimmungshilfen für diese Tiergruppe veröffentlicht wurden. (2) Die Artenzahl ist überschaubar, damit sind kurze Bestimmungswege möglich. (3) Die Tiere selbst sind groß genug, um ohne spezielle Hilfsmittel bestimmt zu werden. (4) Durch die fortwährende Einschleppung neuer Arten ist auch die Fachwelt auf eine ständige Aktualisierung von Bestimmungswerken angewiesen.

In der folgenden Studie steht die Hypothese im Vordergrund, dass Fachleute besser beim Bestimmen sind und auch mit komplexeren Bestimmungsschlüsseln besser umgehen können als Anfänger.

Methode

Während der DGL-Tagung 2006 in Dresden wurde im Tagungsgebäude, im Raum mit dem Internetzugang, von Montag 25.09.2006 Mittag bis Donnerstag 28.09.2006 Mittag, fünf verschiedene Bestimmungsschlüssel getestet. An 3 Stationen, ausgestattet jeweils mit Tisch und Stuhl und 4 Krebsen auf gecrunchem Eis (alle in der gleichen Reihenfolge: Signalkrebs-Galizischer Sumpf-

krebs-Kamberkrebs-Kalikokrebs) wurde vor allem in den Kaffee- und Mittagspausen. Insgesamt 136 Kolleginnen und Kollegen stellten sich zur Verfügung. Jede Person teste jeweils eine Variante. Die folgende Haupttypen von Bestimmungshilfen waren: (a) Text basierter dichotomer Bestimmungsschlüssel in Heftform, (b) dichotomes Flussdiagramm und (c) Bestimmungstabelle (ohne Merkmalsgewichtung durch Fettdruck). Ferner wurden bei den dichotomen Schlüsseln die Auswirkungen von Hinweisfeilen in den Illustrationen untersucht. In den dichotomen Schlüsseln waren alle Merkmale und Bestimmungsschritte identisch. Die Bestimmungstabelle verwendete dieselben Merkmale; die zusätzlichen Informationen waren aber in Terminologie und Sprachstil den anderen Schlüsseln angepasst. Als Parameter wurden mit einem Fragebogen u.a. erfasst: Vorwissen, Korrektheit der Bestimmung, benötigte Zeit und subjektive Sicherheit. Zum Vergleich wurden die Testergebnisse von 175 Studierenden der Pädagogischen Hochschule Karlsruhe herangezogen.

Ergebnisse

Fachleute bestimmten mit den meisten Bestimmungsschlüsseln schneller und korrekter als die Kontrollgruppe aus Lehramtsstudenten. Bei dem Flussdiagramm mit Pfeilen waren die Werte für die Zeit gleich, bei der Tabelle wurde etwas mehr Zeit benötigt (Abb. 2). Bei dem Grad korrekter Bestimmung waren die Fachleute und die Studenten beim Heftschlüssel gleich (Abb. 1).

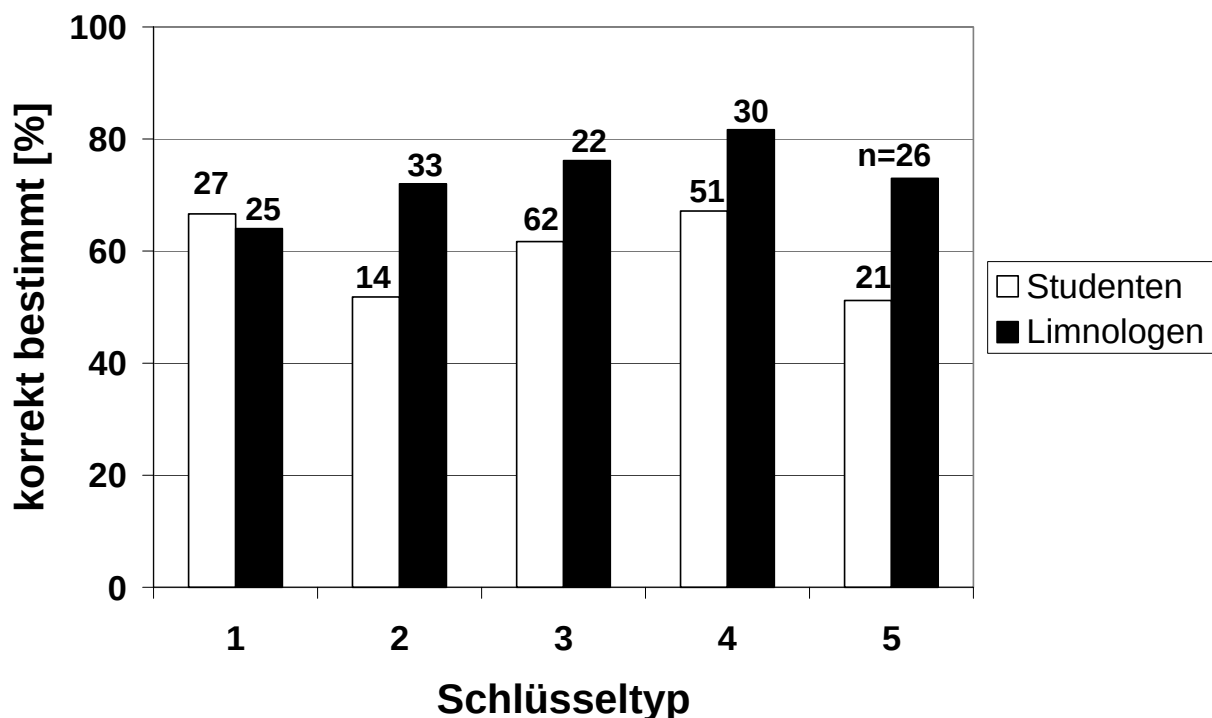


Abb. 1: Anteil korrekter Artbestimmung (Mittelwerte) durch Studierende und Limnologen bei der Bestimmung von vier verschiedenen Flusskrebsen. Schlüsseltypen: 1: textbasierter Schlüssel in Heftform, 2: textbasierter Schlüssel in Heftform mit Hinweisfeilen, 3: Flussdiagramm, 4: Flussdiagramm mit Hinweisfeilen, 5: Bestimmungstabelle.

Der Kamberkrebs und der Galizische Sumpfkrebs wurden signifikant häufiger korrekt bestimmt als der Signalkrebs und der Kalikokrebs (Abb. 3).

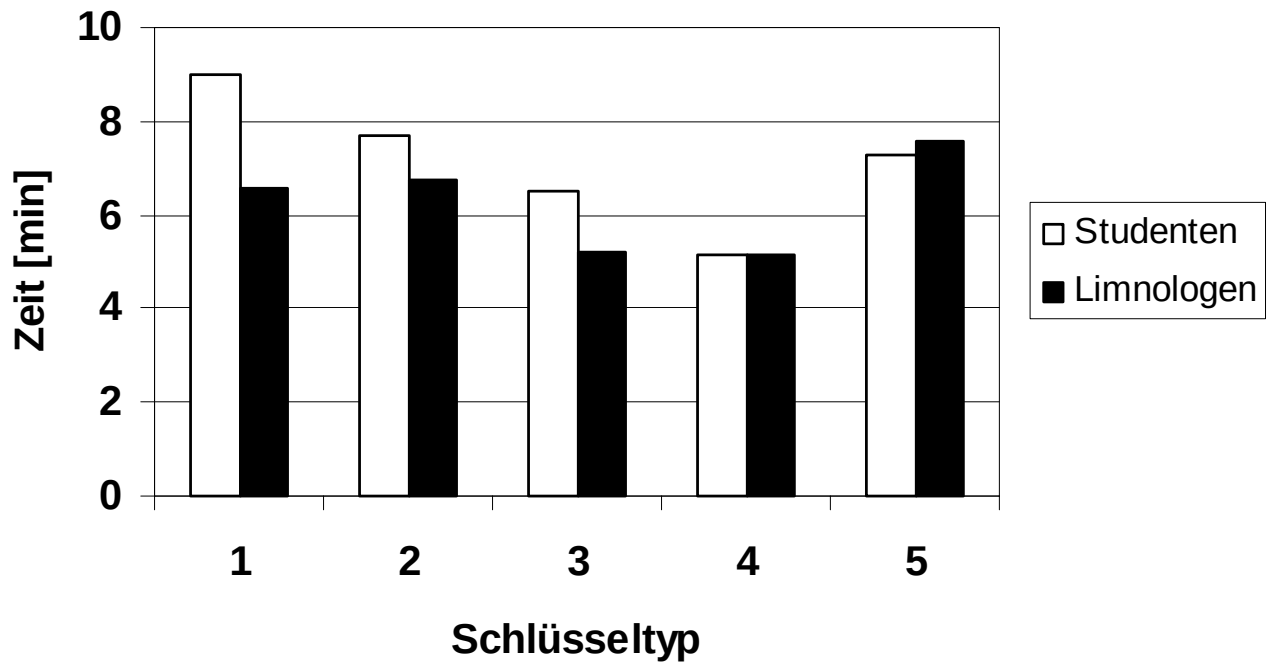


Abb. 2: Zur Bestimmung von vier verschiedenen Flusskrebsen von Studierenden und Limnologen benötigte Zeit (Mittelwert). Schlüsseltypen: 1: textbasierter Schlüssel in Heftform. 2: textbasierter Schlüssel in Heftform mit Hinweispfeilen. 3: Flussdiagramm. 4: Flussdiagramm mit Hinweispfeilen. 5: Bestimmungstabelle.

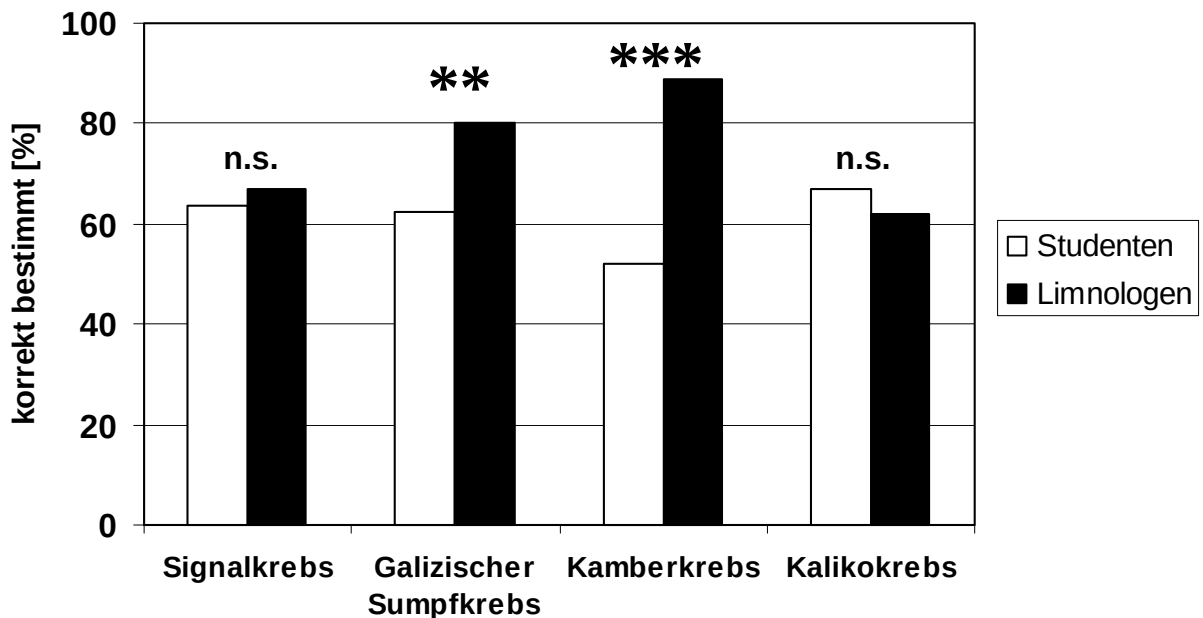


Abb. 3: Vergleich der korrekten Artbestimmung bei vier verschiedenen Flusskrebsarten durch Studierende und Limnologen (Mittelwert).

Weitere Ergebnisse waren, dass Erfahrung mit Bestimmungsschlüsseln einen positiven Einfluss auf das Ergebnis hatte. Erfahrung mit Krebsen hatte keinen positiven Einfluss. Das subjektive Bestimmungsgefühl war bei den Fachleuten besser als bei Anfängern.

Diskussion

Auch wenn die Gruppe der Limnologen es muss berücksichtigt werden, dass die Gruppe der Limnologen recht unterschiedliche Erfahrungen mit Flusskrebsen haben. Nicht alle Limnologen sind in der Bestimmung geübt und viele beschäftigen sich mit anderen Organismengruppen. Insgesamt zeigte sich, dass Fachleute und Studenten mit den gleichen Schlüsseltypen tendenziell ähnlich gut und schnell bestimmten. Bei 4 von 5 Typen waren sie besser, bei dem Bestimmungsschlüssel. Beim Fließdiagramm mit Lesehilfen in Form von Hinweispfeilen, wird am wenigsten Bestimmungszeit benötigt. Das hier kein Unterschied hier zwischen Anfängern und Fortgeschrittenen besteht ist ein Hinweis darauf, dass der Spielraum zur Verkürzung der Bestimmungszeit ausgeschöpft ist. Interessant ist auch das Ergebnis, dass die Fachleute mit der Tabelle mehr Zeit benötigten, sie scheinen die in der Tabelle vorhandenen zusätzlichen Informationen zu nutzen. Bemerkenswert ist, dass bekanntere, seit längerer Zeit in Mitteleuropa vorkommende Arten und Arten die weiter verbreitet sind, wie der Kamberkrebs und der Galizische Sumpfkrebs, signifikant besser bestimmt werden als neu eingewanderte und seltenere Arten, wie der Kalikokrebs und der Signalkrebs (Souty-Grosset et al. 2006). Hier scheint die subjektive Komponente der fachlichen Bewertung den Bestimmungserfolg zu beeinflussen. Ist eine Art für einen Spezialisten neu, so sind seine Resultate von denen eines Anfängers nicht zu unterscheiden.

Danksagung

Herzlicher Dank allen Personen, die am Test teilgenommen haben und Herrn Nikolai Szymanski für die engagierte Betreuung des Tests in Dresden. Die Teilstudie wurde finanziert aus hausinternen Forschungsmitteln der PH Karlsruhe.

Literatur

- Lebanov, A. L. (2003): Keys to beetles and biological diagnostics.
<http://www.zin.ru/Animalia/Coleoptera/eng/syst8.htm>
- Gotelli, N. J. (2004): A taxonomic wish-list for community ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society London (B)* 359: 585-597.
- Randler, C. & I. Zehender (2006): Effectiveness of reptile species identification – a comparison of a dichotomous key with an identification book. *Eurasia Journal of Mathematics, Science and Technology Education* 2: 55-65.
- Souty-Grosset, C., D.M. Holdich, P.Y. Noël, J.D. Reynolds & Haffner, P. (eds)(2006): *Atlas of Crayfish in Europe*. Publication Scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle 64. 188 S.
- Walter, D. E. & S. Winterton (2007): Keys and the crisis in taxonomy: Extinction or reinvention? *Annual Review of Entomology* 52: 193-208.

Sind Waldtümpel alle gleich besiedelt? – Erste Befunde

Kristin Heinz¹, Nils Olfert² & Peter Martin³

^{1, 2, 3} Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Abt. Tierökologie, Olshausenstr. 40, 24098 Kiel ,
¹kristin.heinz@gmx.de, ²nils.olfert@gmx.de, ³pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Temporäre Gewässer, Tümpel, Buchenwaldtümpel, Typisierung, Schleswig-Holstein

Einleitung

Temporäre Kleingewässer sind ein landschaftsprägender Bestandteil des östlichen Hügellandes in Schleswig-Holstein. Die vorliegende Arbeit behandelt einen recht einheitlichen und gut abgrenzbaren Kleingewässertyp, den Frühjahrstümpel der gemäßigten nördlichen Breiten. Diese trocknen in Abhängigkeit von der Witterung im späten Frühjahr oder im Frühsommer aus (u.a. Heitkamp 1989). Die Fauna von Waldtümpeln ist trotz ihrer Vielzahl in Schleswig-Holstein bisher nur selten untersucht worden (vgl. Kreuzer 1940, Roll 1940, Mierwald 1993, Nowak 2005). Es fehlt jedoch eine klare Einteilung der Gewässer auf Basis von charakteristischen Artgemeinschaften auf faunistischer Ebene. Die Diversität von Kleingewässern (Wald, Offenland, vorhandene Strukturen, Art der Entstehung) macht es schwierig, sich dieser Vielfalt in einer systematischen Bearbeitung zu nähern. Erst eine klare (regional unterschiedliche) Typisierung ermöglicht klar umgrenzte Schutzbemühungen und bietet die Möglichkeit zielgerichtete Bemühungen zur Renaturierung durchzuführen. Von acht Tümpeln im Klosterforst Preetz nahe Kiel, wurde das Arteninventar im Frühjahr/Sommer 2006 erfasst. Dabei wurden die folgenden Taxa betrachtet: Plathelminthes, Mollusca, Hydrachnidia, Odonata, Heteroptera, Coleoptera, Trichoptera, Diptera sowie ausgewählte Vertreter der Crustacea und Amphibia. Das Ziel der Arbeiten lag im Wesentlichen darin, einen faunistischen Überblick über die beprobten Gewässer zu erhalten. Des Weiteren sollten Tendenzen aufgezeigt werden, wie abiotische und biotische Faktoren durch Unterschiede in der Besiedlung nachvollzogen werden können.

Material und Methoden

Die acht ausgewählten Tümpel konnten zwanglos in vier Kategorien eingeteilt werden: tief ohne Vegetation (Kategorie I), flach ohne Vegetation (II), flach mit Vegetation (III) und Erlenbrüche (Erle, tief großflächig mit Vegetation). Die Gewässer wurden in den Monaten Mai bis Juli 2006 faunistisch (und abiotisch) untersucht. Um die Benthosbeprobung zwischen den Gewässern möglichst vergleichbar durchzuführen, wurden jeweils 10 Kescherzüge aussortiert. Zusätzlich erfolgte an drei Gewässern ein Emergenzfang mit einer Emergenzfalle (Firma ecoTech, Bonn), die 0,5 m² Wasserfläche überdeckte. Zusätzlich wurden an allen Tümpel Luftkäscherränge durchgeführt. Die fixierten Tiere wurden im Labor möglichst artgenau bestimmt.

Untersuchungsgebiet

Die beprobten Gewässer befinden sich im Klosterforst Preetz, einem von Buchen dominierten Waldgebiet östlich von Kiel (Schleswig-Holstein), inmitten der von Jungmoränen geprägten Naturlandschaft Östliches Hügelland (vgl. Schmidtke 1993). Aufgrund der intensiven forstwirtschaftlichen Nutzung des Waldes sind fast alle Gewässer über ein künstlich angelegtes Grabensystem verbunden. Dieses trocknet bei den Untersuchungsgewässern stets deutlich vor diesen aus, so dass die Beeinflussung der Hydrologie durch die Gräben nur gering ist.

Ergebnisse und Diskussion

In den untersuchten Gewässern konnten 63 Arten (Abb. 1) nachgewiesen werden (sechs Hydrachnidia, vier Amphibia, zwei Crustacea, siebzehn Coleoptera, Diptera (mindestens neun Arten, allerdings konnten einige Individuen nur auf Familienniveau bestimmt werden), zwei Heteroptera, elf Mollusca, eine Odonata, zwei Plathelminthes und neun Trichoptera). In Abb. 1 sind die bestimmten Arten aufgelistet. Aufgrund dieser Befunde muss der häufig aufgestellten Behauptung, temporäre Gewässer seien aufgrund ihrer Austrocknung nicht sonderlich artenreich, zumindest in der Gesamtschau aller untersuchten Gewässer widersprochen werden (s.a. Dettinger-Klemm 2000).

Für viele der vorkommenden Arten ist ein regelmäßiger Nachweis aus temporären Gewässern bekannt (vgl. Klausnitzer 1996, Dettinger-Klemm 2000, Glöer 2002). Lediglich zwei der erfassten Arten (*Asellus aquaticus* und *Microcara testacea*) kamen in allen Tümpeln vor. Die Anzahl der in den Tümpeln vorkommenden Arten variiert erheblich. Die Diptera und Coleoptera machen fast die Hälfte der nachgewiesenen Taxa aus. Von den erfassten Arten haben 15 (25%) auf der Roten Liste von Schleswig-Holstein und/oder Deutschland einen Gefährdungsstatus. Dieser hohe Anteil an Arten der Roten Liste unterstreicht die Bedeutung, die temporären Gewässern im Naturschutz zuteil werden müsste. Aufgrund noch unzureichender faunistischer Grundlagenarbeit in diesem Bereich wird die Bedeutung von temporären Gewässern leider häufig verkannt oder auf einzelne Zielarten (z. B. Rotbauchunke (*Bombina bombina*)) beschränkt. Als faunistische Besonderheiten sind *Eubbranchipus grubii* (Dybowski, 1860) und *Triturus helveticus* (Razoumowsky, 1789) zu nennen. Die letztere Art, der Fadenmolch, galt in Schleswig-Holstein als ausgestorben bis verschollen.

Die Artzusammensetzung in den unterschiedlichen temporären Gewässern war verhältnismäßig ähnlich (vgl. Abb. 2). Nachgewiesen werden konnte jedoch ein gewisser Zusammenhang zwischen der Artenzahl mit den Faktoren „Dauer der Wasserführung“ und „Pflanzenbewuchs“. So wurden in den unbewachsenen flachen Gewässern lediglich 11 bzw. 15 Arten nachgewiesen. Hingegen kamen in den tiefen Tümpeln deutlich mehr Arten (26) vor. Die bewachsenen Erlenbruchgewässer lagen mit ihren Artenzahlen (21 bzw. 24) knapp darunter. Der Unterschied zwischen den verschiedenen Tümpel-Typen scheint deutlich durch ausgleichende Parameter überlagert zu sein. Dabei handelt es sich vermutlich im Wesentlichen um die räumliche Nähe der Gewässer, die gleichen geochemischen Gegebenheiten der Region und das künstlich angelegte Grabensystem, das vermutlich die Ähnlichkeit der hydrochemischen Parameter noch verstärkt. Die hohe Dichte an Kleingewässern im untersuchten Waldgebiet kommt vor allem mobilen Arten zugute. Sie können beim Austrocknen ihrer Wohngewässer in benachbarte Gewässer übersiedeln.

Fazit

Die angenommenen typisierenden Einflussgrößen (Dauer der Wasserführung und strukturgebende Faktoren), spiegelten sich in der Zusammensetzung der Fauna aus den genannten Gründen nicht so

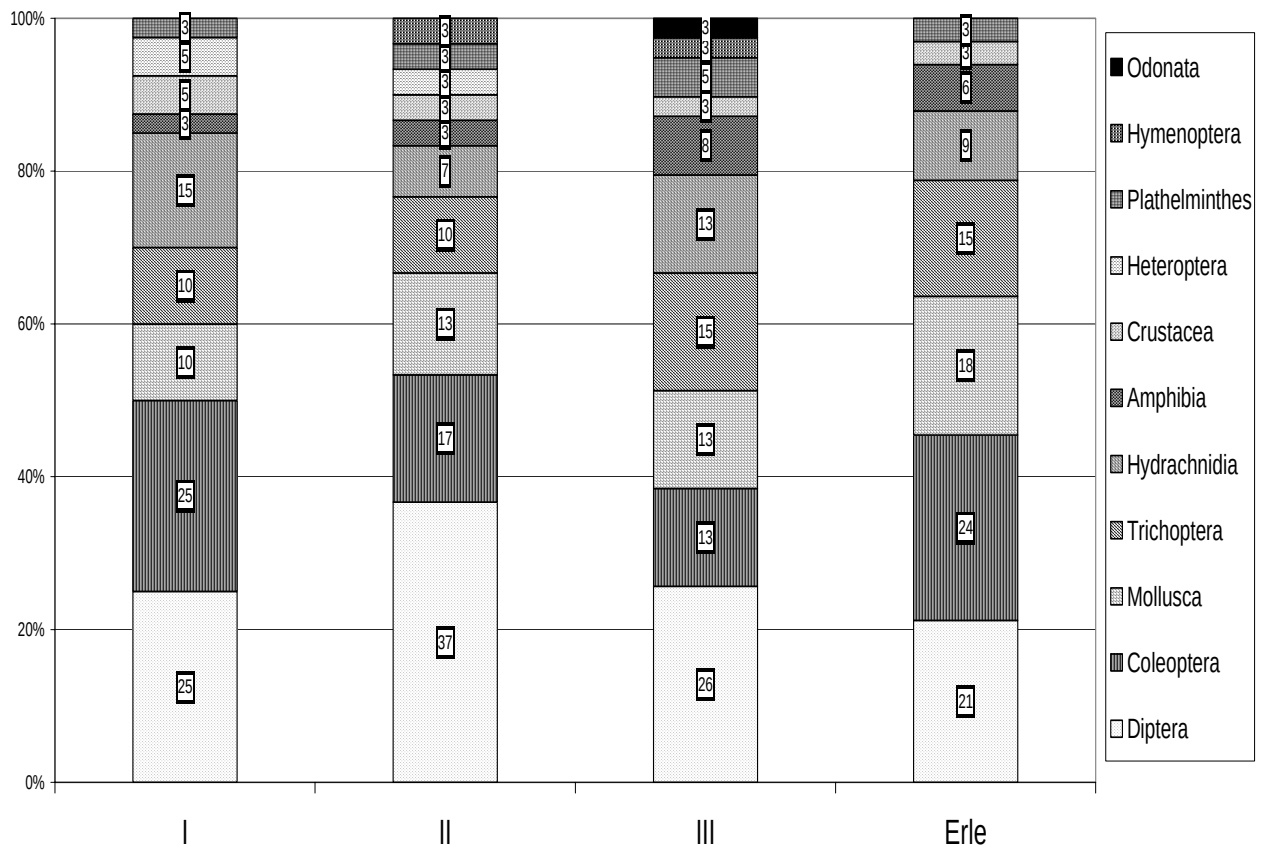


Abb 2. Anteil der untersuchten Mindestartenzahlen in den vier unterschiedlichen Tümpelkategorien. I = tief, unbewachsen; II = flach, unbewachsen; III = flach, bewachsen; Erle = Erlenbruch (tief, bewachsen).

deutlich wieder wie erhofft. Lediglich tendenziell zeichnen sich Besiedlungsunterschiede ab. Die hier vorgestellte Voruntersuchung wird auf einer breiteren Datengrundlage in einer Folgestudie vertieft. Es ist anzunehmen, dass sich auf Grundlage eines erhöhten Umfanges der Stichproben und der Einbeziehung mehrerer Untersuchungsgebiete, die angenommenen Unterscheidungsmerkmale als wichtige Kriterien für eine Typisierung herausstellen. Dabei sollte die Untersuchung von Waldgewässern auf im Offenland gelegene Gewässer ausgedehnt werden. Eine solch breitere Grundlage für eine Typisierung von Tümpeln scheint erforderlich, um daraus tatsächlich effektive Renaturierungs- und Entwicklungsmaßnahmen für temporäre Gewässer ableiten zu können.

Zusammenfassung

Temporäre Gewässer stellen einen artenreichen Lebensraum dar. Darunter befinden sich eine Vielzahl (25%) gefährdeter Arten. Dies sollte zum Anlass genommen werden die Schutzbemühungen temporärer Gewässer nicht nur auf einige Zielarten (wie z. B. *Bombina bombina* (Rotbauchunke)) zu beschränken. Um Renaturierungs- und Schutzmaßnahmen für solche Gewässer effektiv gestalten zu können sind (regionale) Typisierungen dieses Gewässertyps erforderlich. Leider gibt es für Schleswig-Holstein diesbezüglich erst wenige Arbeiten, die teilweise schon viele Jahre zurückliegen. Aus diesem Grund sollten in Zukunft Folgestudien diese Lücke verringern.

Danksagung

Diesen Daten liegen zwei Forschungsarbeiten an der CAU zugrunde (Heinz 2006, Olfert 2006). Wir möchten uns bei allen Bedanken, die uns bei der Erstellung dieser Arbeiten hilfreich zur Seite gestanden haben. Besonders gilt unser Dank der „limno-ökologischen“ Belegschaft der Abteilung für Tierökologie. Daneben möchten wir uns auch bei Herrn U. Kantor bedanken, der uns ermöglichte, die Untersuchungen im Klosterforst Preetz durchzuführen. Gleichfalls gilt unser aufrichtiger Dank Dr. S. Speth und Dr. I. Richling, die uns bei der Bestimmung von „Problemfällen“ der Käfer und Schnecken halfen. Ebenfalls in unseren Dank eingeschlossen mögen sich auch alle fühlen, die hier nicht genannt sind, uns aber erheblich geholfen haben.

Literatur

- Dettinger-Klemm, P.-M. A. (2000): Temporäre Stillgewässer – Charakteristika, Ökologie und Bedeutung für den Naturschutz. NUA Seminarbericht 5: 17-42
- Glöer, P. (2002): Die Tierwelt Deutschlands 73. Teil: Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas – Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung, 2. Auflage, Conch Books Hackenheim, 327 S
- Heinz, K. (2006, unveröffentlicht): Untersuchungen an ausgewählten Kleingewässern in Schleswig-Holstein, Forschungsarbeit an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 63 S.
- Heitkamp, U. (1989): Das Ökosystem Tümpel: Strukturelle Merkmale des Lebensraums und Eigenschaften der Zoozönose, Göttinger Naturkundliche Schriften, 1: 25-46
- Klausnitzer, B. (1996): Käfer im und am Wasser, 2. überarbeitete Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Verlag, Makteburg, 200 S.
- Kreuzer, R. (1940): Limnologisch-ökologische Untersuchungen an holsteinischen Kleingewässern, Archiv für Hydrobiologie, Supplement Band 10: 359-572
- Mierwald, U. (1993): Kleingewässertypen und Verlandungsstadien als Grundlage für ein gebietsbezogenes Schutzkonzept Beispiele aus Schleswig-Holstein, Meteler Schriftenreihe für Naturschutz 4: 107-113
- Nowak, W. (2005): Lübecks Gewässer: Schutzwürdige Lebensräume in der Lübecker Kulturlandschaft, Hintzke GmbH, Lübeck, 96 S.
- Olfert, N. (2006, unveröffentlicht): Untersuchungen an den Wassermilben und den Insektenimagines ausgewählter schleswig-holsteinischer Kleingewässer, Forschungsarbeit an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 32 S.
- Roll, H. (1940): Holsteinische Tümpel und ihre Pflanzengesellschaften. Limnologisch-soziologische Studien, Archiv für Hydrobiologie 10: 573-630
- Schmidtke, K.-D. (1993): Die Entstehung Schleswig-Holsteins, 2. Auflage, Karl Wachholtz Verlag, Neumünster, 128 S.

Habitatbeschaffenheit und Kolmation der Oberflächenwasserkörper im Bereich des Wasserwirtschaftsamt Regensburg

Wolfgang Müller

Wasserwirtschaftsamt Regensburg

Einleitung

Im Rahmen der Bestandsaufnahme zur Europäischen Wasserrahmenrichtlinie wurden mangels biologischer Methoden zur Erfassung der ökologischen Beschaffenheit der Oberflächenwasserkörper zunächst anhand von bekannten Rahmenparametern (z.B.: Gewässerstruktur, Saprobie, chemische Beschaffenheit etc.) der mögliche Gewässerzustand vorläufig gegenüber der EU-Kommission eingeschätzt.

Bereits hier zeigten sich erste Probleme, die zu Interpretationsschwierigkeiten der Ergebnisse des biologischen WRRL-Monitoring führen könnten:

- Manchmal stimmen die Angaben der Gewässertypenkarte der Bundesrepublik Deutschland nicht mit der Realität überein.
- Über den Grad der Kolmation des hyporheischen Interstitials durch Erosionsprodukte aus der Landwirtschaft, liegen, wenn überhaupt, nur sehr wenige Daten vor.

Das Wasserwirtschaftsamt Regensburg hat daher im Jahr 2006 eine Bereisung des WRRL-Gewässernetzes vorgenommen und dieses fotografisch mit über 1900 Bildern dokumentiert, unter besonderer Berücksichtigung der Beschaffenheit der Gewässersohle, wobei ein Polarisationsfilter sehr hilfreich war, um Wasserspiegelungen zu unterdrücken.

Den Grad der Kolmation haben wir dann nach einem Schätzverfahren ausgewertet.

Wir sind wie folgt vorgegangen:

In Abständen von circa 500m - 1 km, manchmal, in eindeutigen Fällen auch in größeren Abständen, haben wir an gut einsehbaren Stellen die Gewässersohle mithilfe eines Polarisationsfilters fotografiert.

In einem Schätzverfahren haben wir den Grad der Kolmatierung bestimmt. Die Bilder wurden dann in das GIS gepflegt und die Kolmatierung linear digitalisiert.

Wir haben dabei fünf Kategorien voneinander abgegrenzt:

- keine Kolmation, Interstitial voraussichtlich intakt
- Kolmation < 50%, Interstitial voraussichtlich beeinträchtigt

- Kolmation > 50% , Interstitial voraussichtlich stark geschädigt
- Gewässerbett 100% verschlammt, Interstitial denaturiert (Solche Verhältnisse finden sich insbesondere in Rückstaubereichen von Querbauwerken, aber auch in stark landwirtschaftlich genutzten Bereichen)
- Reines Sandgewässer, kein Interstitial vorhanden

Gleichzeitig haben wir neuerdings auch stichprobenartig an einigen Stellen zur Verifizierung den Feinsedimentanteil im Gewässer selbst untersucht und den Anteil an organischen Stoffen mithilfe des Glührückstands bestimmt. Als Nullprobe haben wir Sand aus einem Gewässerteil genommen, der garantiert keine Kolmationsprodukte aufweisen konnte (z.B. im Oberlauf, oder ggf. einem vergleichbaren unbeeinflussten Nachbargewässer)

Eine gute Hilfe zur Unterscheidung, ob es sich um geologisch bedingte Versandung, oder um Erosionsprodukte aus der Landwirtschaft handelte, war auch die Methode, Steine umzudrehen und nachzusehen, ob die Steinunterseite durch Sauerstoffmangel und Reduktionsprozesse infolge von Eisensulfidablagerung schwarz gefärbt war. So lässt sich optisch Vorort gut einschätzen, ob das Interstitial durch Kolmation geschädigt ist.

Auch in Sandgewässern ist ggf. Kolmation feststellbar, wenn mithilfe eines Sedimentstechers ein Profil des Gewässerbodens entnommen wird und auffällige schwarze Befärbungen reduzierende Verhältnisse im Interstitial anzeigen.

Bei Bereisungen z.B. während der Schneeschmelze, wenn es zusätzlich noch regnete, konnten wir feststellen, dass Kolmation nicht über die Fläche erfolgt, sondern in nahezu allen Fällen punktuell über Geländesenken, da wo das Wasser, das von den Äckern kommt, zusammenläuft.

Häufig sind es nur sehr wenige Stellen, die dazu führen, dass ein Gewässer im weiteren Verlauf teilweise oder vollständig kolmatiert.

Diese Informationen sind, angesichts der enormen ökologischen Auswirkungen der Kolmation in den Gewässern (nicht nur Fische reproduzieren im Interstitial, sondern nahezu auch alle Makrozoobenthos-Arten) besonders wertvoll, denn dann ist es möglich, gezielt an diesen Stellen Sand- und Schlammfänge anzulegen, groß genug, um das Erosionsmaterial incl. Feinsedimente zurückzuhalten.

Auch landschaftsökologisch wären solche Maßnahmen im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung nach WRRL außerordentlich sinnvoll, wenn die Landwirtschaft sich verpflichtet, diese Sedimentbecken regelmäßig zu räumen und die Erde wieder auf die Felder zu bringen, ähnlich, wie es im Weinbau schon seit Jahrzehnten praktiziert wird.

Methoden zur Abschätzung des Anflugpotentials auf Hallen-Mesokosmen aus nahe gelegenen Kleingewässern

Norma Nitschke¹, Ellen Kiel², Sonja Hensel² & Rüdiger Berghahn³

¹Institut für Ökologie, FSU Jena, Dornburger Straße 159, 07743 Jena, n.nitschke@yahoo.de

²AG Gewässerökologie und Naturschutz, Institut für Biologie, Carl-von-Ossietzky Universität, 26129 Oldenburg, ellen.kiel@uni-oldenburg.de, sonja.hensel@uni-oldenburg.de

³Umweltbundesamt, VF Marienfelde, Schichauweg 58, 12307 Berlin, ruediger.berghahn@uba.de

Keywords: Kleingewässer, Emergenzerfassung, Klebfallen, Mesokosmen, Chironomiden

Einleitung

Seit 2001 wird am Umweltbundesamt (UBA) in Berlin-Marienfelde eine große Mesokosmen-Anlagen, die Fließ- und Stillgewässer-Simulations-Anlage (FSA) betrieben. Kernstück der FSA bildet der in einer Halle eingehauste Teil der Anlage, in dem Versuche zu Effekten von Umweltchemikalien unter weitgehend kontrollierten Bedingungen durchgeführt werden. Um in den acht Teich- und Rinnen-Mesokosmen vor Versuchsbeginn gleichartige ökologische Startbedingungen zu schaffen, werden gezielt und standardisiert physiko-chemische Parameter reguliert sowie Pflanzen- und Benthosorganismen eingebracht (Hensel & Kiel 2006, 2007). Gewisse Risiken bezüglich einer unkontrollierten Fremdbesiedlung birgt die sommerliche, nächtliche Öffnung der Halle zum Zwecke der Anpassung der Wassertemperatur an den Tagesgang im Freiland. Obwohl Netze und Gaze das Eindringen größerer fliegender Organismen (Vögel, Libellen) verhindern, besteht die Gefahr, dass flugfähige, merolimnische Insekten, möglicherweise durch Lichtquellen im Gebäude angezogen, eine unkontrollierbare Besiedlung initiieren. Vor diesem Hintergrund zielte die vorliegende Arbeit darauf ab, ein solches Anflugs- und Besiedlungsrisiko mittels Emergenzerfassung und Klebfallenfängen abzuschätzen.

Da die meisten Besiedler aus Ursprungsgewässern in unmittelbarer Umgebung zu erwarten waren (Jähn 2005) wurde die Emergenz über drei Monate aus fünf Teichen in nächster Nähe zur Hallenanlage erfasst. In einem Vorversuch mit Klebfallen vor den Toröffnungen wurde zudem geprüft, ob emergierte Insekten in das Hallengebäude eindringen.

Material und Methoden

Beprobte Kleingewässer

Es wurden zwei Gruppen permanent wassergefüllter Teiche auf dem Versuchsgelände des UBA beprobt (vgl. Abb. 1): eine Reihe von vier Rundbecken zur Halterung von Wasserpflanzen mit einer Wasseroberfläche von ca. 4 m² und einer Tiefe von 0,8 m sowie ein Speicherteich als Teil einer Ufer- und Sandfiltrationsanlage mit der zehnfachen Oberfläche und einem Tiefengradienten von 0,5 m bis 2,3 m.

Methoden

Im Zeitraum vom 4. Mai bis 23. August 2006 erfolgten die wöchentliche Leerung der schwimmfähigen Emergenzfallen sowie deren zweiwöchentliche, zufällige Positionsänderung auf der Gewässeroberfläche in einem Raster von 24 Feldern.

Je Hälterungsteich (HT) kamen 1-2 Photoelektoren zur Anwendung, wobei das Positionierungsraster die gesamte Oberfläche umfasste (Abb. 1).

Unter Berücksichtigung des Tiefengradienten wurde der Speicherteich (ST) entlang dreier Transekte beprobt. Je Transekt waren drei Probenpositionen festgelegt und je Probenposition wurde ein Eklektor an einem Raster derselben Größe ausgerichtet (Abb. 1).

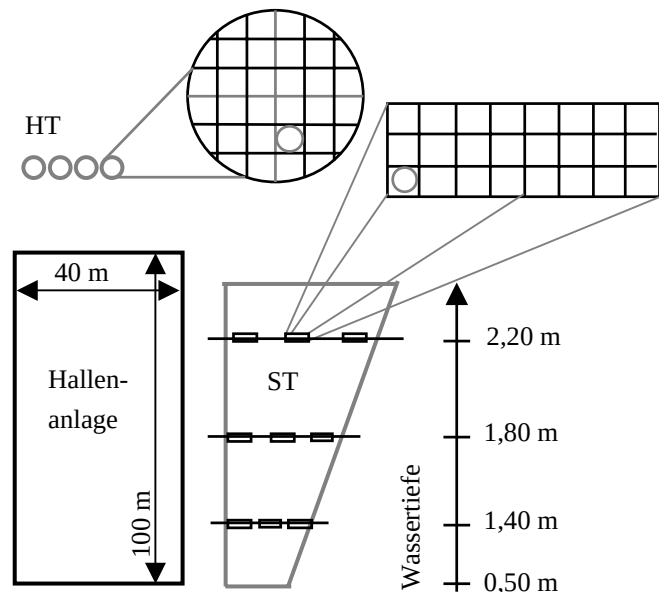


Abb. 1: Probengewässer (Lage der Gewässer (grau) zur Halle, Positionierungsraster und Transekte; Tiefengradient; ST = Speicherteich, HT = Hälterungsteiche)

Die Auszählung der in 70%em Ethanol fixierten Tiere erfolgte am Binokular. Dabei wurden Proben aus 12 Wochen auf Ordnungs- und Familienniveau (Diptera) und Proben jeder vierten Woche zusätzliche auf Chironomiden-Gattungs- bzw. -Artniveau bestimmt.

Vom 8. bis 15. August 2006 dienten drei 4 x 4 m große Klebfallen vor allen geöffneten Hallentoren der Erfassung des Insektenanfluges im Öffnungszeitraum der Tore von 2.00 bis 7.00 Uhr. Die Hälfte der Öffnungsfläche war schachbrettartig mit einzelnen Klebrahmen versehen, die mit Fangleimspray (Firma Schacht) besprüht waren. Die Rahmen wurden abends exponiert und morgens mittels Bremsenreiniger besammelt. Diese Untersuchung wurde bei unterschiedlichen Beleuchtungsszenarien im Halleninneren durchgeführt.

Soweit möglich wurden die Tiere nach den aus der Emergenzerfassung bekannten Ordnungen bzw. Familien sowie Chironomiden-Gattungen bzw. -Arten sortiert.

Ergebnisse und Diskussion

Emergenzerfassung

In beiden Gewässergruppen wurde Anfang Juli ein Emergenzpeak festgestellt. Dieser Zeitraum fällt mit den üblichen Öffnungszeiten der Hallentore zusammen.

Innerhalb von 12 Wochen wurden 24 360 Insekten gefangen. Unter diesen machten die Chironomiden erwartungsgemäß den größten Anteil aus. In den Hälterungsteichen stellten sie etwa 80%, während im Speicherteich Chironomidae und Ceratopogonidae zu ähnlichen Anteilen zusammen etwa 95% der Fänge ausmachten (s. Abb. 2 a und b).

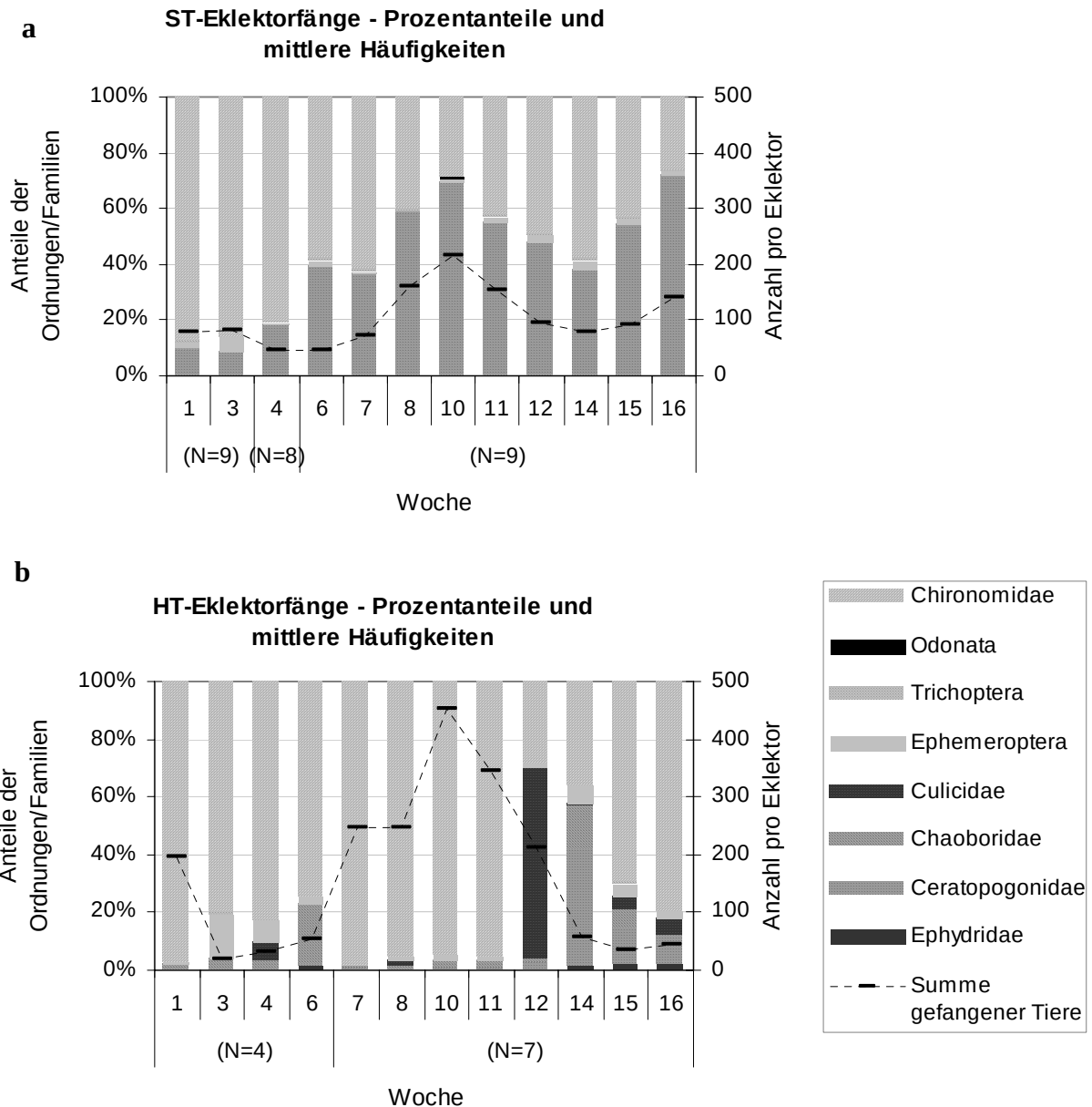


Abbildung 2: a – Emergenzfänge Speicherteich (ST)
b – Emergenzfänge Hälterungsteiche-Gesamt (HT),

Andere erfasste Ordnungen (Odonata, Trichoptera, Ephemeroptera) und Dipterenfamilien (Chaoboridae, Culicidae, Ephydriidae) traten in deutlich geringeren Abundanzen auf. Dies kann zu einem Teil methodisch bedingt sein, da verschiedene Taxa (bspw. Odonata, Trichoptera) unterrepräsentiert erfasst werden, wenn die Fallen schlupfrelevante Strukturen wie Uferböschungen und emerse Pflanzenteile nicht überdecken (Davies, 1984).

Die Chironomidengemeinschaften der einzelnen Teiche unterschieden sich voneinander. Von bisher 19 identifizierten Gattungen bzw. Arten traten 16 im Speicherteich und maximal 10 in den Hälterungsteichen auf (s. Tab. 1). Differenzen zwischen den kleinen Hälterungsteichen, sowohl Chironomiden als auch andere Taxa betreffend, gehen mit deren unterschiedlichem Pflanzenbewuchs einher. So wiesen bspw. nur zwei Hälterungsteiche mit ähnlichen Pflanzenstrukturen (*Elodea spec*

und *Myriophyllum spec.* oberflächendeckend) Massenschlupf von *Corynoneura carriana* auf, während ein anderer mit äußerst geringem Pflanzenbewuchs, einen einmaligen Culiciden-Peak zeigte.

Klebfallenfänge

Die große Zahl der in den Emergenzfängen erfassten potentiell anfliegenden Insekten fand sich nur zu einem sehr kleinen Teil auf den Klebfallen wieder (ca. fünf bis 20 Tiere je Nacht und Falle von 4 x 4 m). Dabei schien die Beleuchtung des Gebäudes fast ohne Bedeutung auf die Fangzahlen zu sein. Einziger Einfluss des Lichtes zeigte sich im ausschließlichen Auftreten von Ephemeroptera in den Nächten mit Beleuchtung.

Für den nachweislich geringen Anflug sind verschiedene Ursachen denkbar. Zum einen schloss der Öffnungszeitraum (2.00 - 7.00 Uhr) nicht die Abenddämmerung als einen der Zeiträume größter Flugaktivität der meisten hier erfassten Insektengruppen mit ein. Des Weiteren geht aus den Emergenzfängen hervor, dass zum Zeitpunkt dieses Versuches bereits mit einem deutlich verringerten Anflug gerechnet werden musste. Der Einfluss möglicher Luftströmungsverhältnisse vor den Hallenöffnungen wurde nicht untersucht. Dass der Fallentyp aber für den Fang der relevanten Taxa geeignet ist, konnte durch eine zeitnahe Exposition im Freiland gezeigt werden, wobei deutlich wurde, dass unterschiedlich große Taxa mit den Klebfallen erfasst werden konnten.

Nähere Untersuchungen zum Anflug sollten daher über einen längeren Zeitraum während eines Emergenzpeaks durchgeführt werden.

Schlussfolgerung

Trotz des hier in geringem Maße nachgewiesenen Anfluges empfiehlt es sich, aufgrund des hohen Besiedlungspotentials aus umliegenden Gewässern, weitere Versuchsreihen in den Hallen-Mesokosmen auf Zeiträume außerhalb der Sommermonate zu terminieren. Denn während des Sommers fallen Emergenzspitzen und die Notwendigkeit der Hallenöffnung zusammen, so dass das Anflugs- und Besiedlungsrisiko deutlich erhöht ist.

Danksagung

Diese im Rahmen einer Diplomarbeit an der FU Berlin durchgeführte Untersuchung kam nicht ohne die Unterstützung und Hilfe verschiedener Institutionen und Personen aus. Großer Dank gilt daher u. a. dem UBA, den Mitarbeitern der FSA und des Versuchsfeldes Marienfelde, Martin Spies, Andreas Dettinger-Klemm und Udo Hommen.

Literatur

- Davies, I.J. (1984): Sampling aquatic insect emergence, in: Downing, J.A. (Hg.) (1984): A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters, 2. Aufl. IBP Handbook Vol.17, Oxford: 161-227.
- Hensel, S. & Kiel, E. (2006): Zur Simulation eines Tieflandbaches in Fließgewässer-Mesokosmen – Konzeption und erste Ergebnisse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Werder: 450-454

Hensel, S. & Kiel, E. (2007): Substratgebundene Ansiedlung von Makroinvertebraten in Fließgewässer-Mesokosmen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder: 543-547

Jähn, K. (2005): Untersuchungen zur Primärbesiedlung künstlicher Fließgewässer-Mesokosmen und gezielte Ansiedlung ausgewählter Makroinvertebraten, Diplomarbeit, Universität Potsdam.

Anhang

Tabelle 1: Identifizierte Chironomiden-Gattungen/ -Arten in den fünf Probengewässern (HT3-6 = Hälterungsteiche #3-6, ST = Speicherteich), fett markierte X weisen auf das vornehmliche Vorkommen der häufigsten Arten hin

Art/ Gattung	ST	HT3	HT4	HT5	HT6
Chironominae					
<i>Chironomus (Camptochironomus) tentans</i> Fabricius, 1805	x				
<i>Chironomus (Chironomus) Meigen</i> , 1803	x	x	x		
<i>Chironomus (Lobochironomus) dorsalis</i> Meigen, 1818	X	x	x		
<i>Chironomus (Lobochironomus) Ryser</i> , Wüllker & Scholl, 1985	x	x	x		x
<i>Glyptotendipes (Glyptotendipes) glaucus</i> (Meigen, 1818)		x			
<i>Paratanytarsus</i> Thienemann & Bause, 1913		x			
<i>Polypedilum (Pentapedilum) Kieffer</i> , 1913	x	x			
<i>Polypedilum (Polypedilum) Kieffer</i> , 1912			x		
Orthoclaadiinae					
<i>Corynoneura carriana</i> Edwards, 1924	x	x	x	X	X
<i>Cricotopus (Cricotopus) van der Wulp</i> , 1874	x				
<i>Cricotopus (Isocladus) sylvestris</i> (Fabricius, 1794)	x	x	x	x	x
<i>Paratrachocladus</i> Santos Abréu, 1918	x				
<i>Psectrocladius (Allopsectrocladius) cf. obivus</i> (Walker, 1856)	x				
<i>Psectrocladius (Allopsectrocladius) cf. platypus</i> (Edwards, 1929)	x				
<i>Psectrocladius (Psectrocladius) Kieffer</i> , 1906	x	x	x	x	x
Tanypodinae					
<i>Ablabesmyia (Ablabesmyia) phatta</i> (Egger, 1863)	X			x	
<i>Labrundinia longipalpis</i> (Goetghebuer, 1921)	x				
<i>Monopelopia tenuicalcar</i> (Kieffer, 1918)	x	x		x	x
<i>Procladius (Holotanypus) sagittalis</i> (Kieffer, 1909)	X		x	x	x

ANTONS C., N. KASCHEK & E. I. MEYER: Effizienzkontrolle erfolgter Maßnahmen an einem renaturierten Bach im Nordostdeutschen Tiefland unter Berücksichtigung der benthischen Besiedlung und der Belange von ausgewählten FFH-Arten	368
AßMANN, CH. & E. VON ELERT: Die Rolle von aquatischen Pilzen auf Laub für die Nahrungspräferenz von <i>Gammarus roeseli</i>	126
BASEN, T., D. MARTIN-CREUZBURG & K.-O. ROTHHAUPT: Einfluss von Licht und Nährstoffen auf den Lipidgehalt von <i>Scenedesmus obliquus</i> und mögliche Konsequenzen für das Wachstum von <i>Daphnia magna</i>	230
BÄTHE, J. & E. CORING: Veränderungen im salzbelasteten Fließgewässer-Ökosystem der Werra. - Ergebnisse langjähriger Untersuchungen des Makrozoobenthos	316
BECKER, J., B. ZEIS & R. J. PAUL: Temperaturabhängigkeit der genetischen Zusammensetzung einer <i>Daphnia</i> -Population (<i>D. galatea</i> x <i>hyalina</i> Hybridkomplex) unter Laborselektionsbedingungen	235
BERKHOFF, S., J. BORK & H. J. HAHN: Faunistische und hydrochemische Untersuchungen zu Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage	58
BIRK, S., N. WILLBY & CH. CHAUVIN: Makrophyten in Fließgewässern – Bewertung und Interkalibrierung	337
BLASCHKE, U., N. BAUER & S. HILT: Wer ist der Sensibelste? Vergleich der Sensitivität verschiedener Algen- und Cyanobakterien-Arten gegenüber Tanninsäure als allelopathisch wirksamer Substanz	17
BOENIGK, J., A. CHATZINOTAS & K. PFANDL: The differential impact of groundwater and surface run-off on eukaryotic microbial diversity in a mountain stream	292
BORK, J., S. BORK, S. BERKHOFF & H. J. HAHN: Evaluierung neuartiger Fallensysteme zur repräsentativen Erfassung subterranean Lebensgemeinschaften	64
BUSCH, J., A.-M. JAROSCH & A. HUSSNER: Reaktion vier potentiell invasiver amerikanischer Neophyten auf unterschiedliche Hydroregime und Substrattemperaturen	194
CORING, E. & J. BÄTHE: Zur Entwicklung der aquatischen Flora und Primärproduktion im Zuge veränderter Salzeinleitungen in das Fließgewässer-Ökosystem der Werra.	321
DAHLHAUS, H., E. CORING, J. BÄTHE & E. I. MEYER: Untersuchung des phytobenthischen Aufwuchses im permanenten und temporären Überflutungsbereich eines Karstgewässers	274
DENEKE, R.: Möglichkeiten und Grenzen der Indikation ökologischer Zustände von Seen mithilfe des Zooplanktons	373
DIRKSMEYER, J., E. BRUNOTTE & E. I. MEYER: Die Laichhabitats von Lachsen und Meerforellen in Deutschland	131
DITSCHKE-KURU, P. & J. H. E. KOOP: Strömungsanpassungen torrenticoler Eintagsfliegenlarven – Bilden die Kiemen der Epeorus-Larven wirklich einen Saugnapf?	136
EGGERS, TH. O. & A. MARTENS: Neozoische Amphipoda in Deutschland: eine aktuelle Übersicht	176
ENGEL, D., H. W. RISS & E. I. MEYER: Ökologische Valenzen sympatrischer Kleinfischarten in temporären Fließgewässern	278

ENGELHARDT, CH. H. M., ST. U. PAULS & P. HAASE: Genetische Struktur der Köcherfliege <i>Rhyacophila pubescens</i> , Pictet 1834, nördlich der Alpen	257
ENGELHARDT, CH., S. HILT, I. SCHÖNFELDER, A. RUDNICKA, N. NIKOLAEVICH, A. SUKHODOLOV & R. CARLS: Rekonstruktion der Referenzbedingungen der Unteren Spree aus Paläomäandern	378
FAAß, ST., G. SCHOOLMANN, K. GRABOW & A. MARTENS: Einfluss von Streusalz auf das Driftverhalten von einheimischen und neozoischen Amphipoda	181
FELD, CH. K. & D. HERING: Berufe statt Namen!—Zur Beziehung der taxonomischen und funktionalen Struktur von benthischen Wirbellosen und ihrer Umwelt	341
FINK, P.: Schlechte Futterqualität und wie man damit umgehen kann: die Ernährungsökologie einer Süßwasserschnecke	2
FOCKE, R. & E. KIEL: Geschöpfte Marschengewässer – große Gräben?	345
FRITSCHLER, N., A. HUSSNER & J. BUSCH: Regenerationsfähigkeit von indigenen und neophytischen Wasserpflanzen	199
FUCHS, A., H. J. HAHN & J. ARNSCHIEDT: Untersuchungen zur Grundwasserfauna Irlands	69
GABEL, F., X.-F. GARCIA, M. BRAUNS & M. PUSCH: Steinschüttungen als Ersatzrefugium für litorales Makrozoobenthos bei schiffsinduziertem Wellenschlag?	22
GERGS, R. & K.-O. ROTHHAUPT: Trophische Interaktionen zwischen Zebramuscheln und einheimischen bzw. invasiven Amphipoden im Litoral des Bodensees	185
GRABOW, K. & A. MARTENS: Test verschiedener Flusskrebs-Bestimmungsschlüssel – Limnologen und Anfänger im Vergleich	410
GROLL, M.: Anwendung des TRiSHa-Verfahrens in renaturierten Abschnitten der Lahn im Rahmen eines Praxistest	350
HEIGL, E., A. SUNDERMANN, E. I. MEYER & P. HAASE: Revitalisierung von Fließgewässern – Evaluation durchgeführter Maßnahmen am Beispiel der Nidda (Modul Makrozoobenthos)	384
HEINZ, K., N. OLFERT & P. MARTIN: Sind Waldtümpel alle gleich besiedelt? – Erste Befunde	414
HENSEL, S., E. KIEL & R. BERGHAHN: Die Entwicklung abiotischer und biotischer Bedingungen in acht baugleichen und parallel betriebenen Fließgewässer-Mesokosmen	141
HERING, D., P. ROLAUFFS, S. JÄHNIG, A. LORENZ, CH. FELD, U. KOENZEN & J. KAIL: (Wie) wirken sich Renaturierungsmaßnahmen an Flüssen auf den ökologischen Zustand aus? Ein Modell	357
HIRSCH, J., F. BRÜMMER, R. O. SCHILL, M. PFANNKUCHEN, H.-J. NIEDERHÖFER, G. FALKNER, M. SCHOPPER & M. BLUM: Genetische Charakterisierung und Vergleich von Brunnenschnecken-Populationen aus den europäischen Flusssystemen Donau, Rhein und Rhône	261
HORN, H.: Die Bedeutung von <i>Aulacoseira subarctica</i> während der Frühjahrsmassenentwicklungen in der Talsperre Saldenbach – Profitiert sie von wärmeren Wintern?	85
HORN, W.: Wie gut charakterisiert das Crustaceen-Zooplankton ein Gewässer? Erste Gedanken und Ergebnisse	90

HOYER, A. B., J. VIDAL, C. ESCOT, A. BASATA, E. I. MEYER, E. MORENO-OSTOS & F. J. RUEDA: Die saisonale Entwicklung der funktionalen Struktur der Phytoplanktongemeinschaft in einer mediterranen Trinkwassertalsperre: Einfluss externer Störungen	96
HUSSNER, A.: Zur Ökologie und Ökophysiologie von drei invasiven, aquatischen Neophyten	204
ILLNER, R. G. & E. I. MEYER: Untersuchungen zur Ichthyofauna an ganzjährig angebundenen Altarmen der Lippe und im Hauptstrom	297
JÄHNIG, S., A. LORENZ & D. HERING: Wiederverzweigung von Flussabschnitten im Mittelgebirge: Hydromorphologie, Auenvegetation, Uferarthropoden, Makrozoobenthos	302
JIRKA, E., H. W. RISS & E. I. MEYER: Austrocknung als ein entscheidender Faktor für die Artenzusammen-setzung und Anpassungsstrategien der Chironomidae (Diptera) in Karstgewässern	282
KARCZEWSKI, K., R. MENA , H. SELHEIM & E.I. MEYER: Eintrag und Abbau von organischem Material in einem sandgeprägten Tieflandbach und der Einfluss des Sediments auf die Verteilung und Verfügbarkeit von Stickstoffverbindungen	239
KLEEBOERG, A., A. SUKHODOLOV, T. SUKHODOLOVA & J. KÖHLER: Einfluss aquatischer Makrophyten auf die Akkumulation und Resuspension von Stoffen in einem Flachlandfluss	209
KOENZEN, U. & A. NIEMANN: Hydromorphologische Verbesserungen als Trittsteine für die Maßnahmenplanung - Maßnahmenentwicklung an urban geprägten Fließgewässern vor dem Hintergrund von BWK-M3 und KNEF	388
KOPPE, C., L. KRIENITZ & H.-P. GROSSART: Führen heterotrophe Bakterien zu Veränderungen in der Physiologie und Morphologie von Phytoplankton?	27
KORTE, TH., D. HERING & O. MOOG: Untersuchungen zu Habitatpräferenzen ausgewählter Makroinvertebraten der Hindu Kush – Himalaya Region	146
LANGE, M. & H. SELHEIM: Nahrungspotential in ausgewählten vogtländischen Perlmuschelgewässern	151
LEHMITZ, R., M. BRAUNS & M. PUSCH: Typisierung von norddeutschen Tieflandseen anhand aquatischer Coleoptera	101
LEHRMAN, ST., ST. U. PAULS & P. HAASE: Vergleichende Populationsstruktur der montanen Köcherfliegen <i>Hydropsyche tenuis</i> und <i>Drusus discolor</i>	265
LORENZ, A. & W. GRAF: (Mögliche) Verlierer und Gewinner des Klimawandels innerhalb der Insektenordnung Plecoptera (Steinfliegen)	326
MAABEN, S. & D. BALLA: Einfluss von Ex- und Infiltration auf mikrobielle Aktivitäten und die chemische Zusammensetzung von Fließgewässersedimenten eines Feuchtgebietes	306
MAGDALINSKI, N., N. KASCHEK & E. I. MEYER: Die Auswirkungen von Austrocknungsereignissen eines Karstgewässers auf die Dekomposition von CPOM	287
MAIWALD, T., T. VRÁLSTAD2, W. JARAUSCH, H. K. SCHULZ, P. SMETÁNA & R. SCHULZ: Status des Krebspesterregers <i>Aphanomyces astaci</i> in mitteleuropäischen Gewässern mit Koexistenz zwischen einheimischem Europäischen Edelkrebs <i>Astacus astacus</i> (L.) und amerikanischem Kamberkrebs <i>Orconectes limosus</i> (Raf.)	155

MARTENS, A., G. SCHOOLMANN & K. GRABOW: Verbreitungsmuster neozoischer Amphipoda in der Oberrheinaue	188
MARTIN, P., M. RÜCKERT & M. BRUNKE: Eine faunistisch begründete Quelltypologie für Schleswig-Holstein	74
MARTIN-CREUZBURG, D.: Futterqualität von Cyanobakterien für <i>Daphnia</i> : Welche Rolle spielen essentielle Lipide?	244
MÜLLER, W.: Habitatbeschaffenheit und Kolmation der Oberflächenwasserkörper im Bereich des Wasserwirtschaftsams Regensburg	419
NITSCHKE, N., E. KIEL, S. HENSEL & R. BERGHAHN: Methoden zur Abschätzung des Anflugpotentials auf Hallen-Mesokosmen aus nahe gelegenen Kleingewässern	421
NOGEITZIG, A., G. NÜTZMANN, J. LEWANDOWSKI & M. HUPFER: Reaktive Transportmodellierung des Phosphor-Kreislaufs in Seesedimenten unter dem Einfluss von Bioirrigation durch <i>Chironomus plumosus</i>	106
PARADOWSKI, N., H. W. RISS & E. I. MEYER: Analyse von biologischen Daten und Umweltparametern zur Erfassung von Biodiversitätsmustern in Karstgewässern	34
QUICK, I.: Ungesteuerte Hochwasserrückhalteräume – Wiederaanbindung ehemaliger Auen an Fließgewässer als nicht-technische Maßnahme des Hochwasserrisikomanagements	310
QUIEL, K., H. FISCHER, V. KIRCHESCH & A. SCHÖL: Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte der Elbe	331
RÖNICKE, H., K. RAHN, M. SCHULTZE & P. HERZSPRUNG: Entwicklung submerser Makrophyten und ihre internen Makronährelementkonzentrationen im Tagebau Goitsche	219
ROSKOSCH, A., M. HUPFER, G. NÜTZMANN & J. LEWANDOWSKI: Messung von Fließgeschwindigkeiten und Pumpraten in Wohnröhren von <i>Chironomus plumosus</i>	39
RYCHLA, A., P. CASPER & P. KASPRZAK: Wie verändert sich der Methanhaushalt im Hypolimnion durch Manipulation der Nahrungskette? Erste Ergebnisse eines Enclosure-Experiments in einem thermisch geschichteten See	248
SCHATTMANN, A.: Einschätzungen zu den Anforderungen an „Strahlquellen“ unter welchen Bedingungen ist eine „Strahlwirkung“ zu beobachten ?	395
SCHIMMER, H., F. VIETORIS & M. SOMMERHÄUSER: Entwicklung eines Monitoring-Messnetzes und Erprobung neuer biologischer Bewertungsmethoden gemäß den Vorgaben der EG-WRRL	361
SCHMIDT, E. G.: Fließwasserlibellen am Schifffahrtskanal. Das Beispiel Dortmund-Ems-Kanal im Münsterland.	160
SCHMIDT, M. B.: Einsatz von Hydroakustik zum Fischereimanagement und für Verhaltensstudien bei Coregonen	7
SCHULZE, T., U. BAADE, H. DÖRNER, F. HÖLKER, S. HAERTEL-BORER, R. ECKMANN & TH. MEHNER: Begrenzte Auswirkungen einer Nahrungsnetzmanipulation in einem mesotrophen See	253
SCHWARZENBERGER, A. & E. VON ELERT: Saisonalität der Proteaseinhibitoraktivität im Seston gegenüber <i>Daphnia magna</i>	269

SEEBENS, H., U. EINSLE & D. STRAILE: Räumliche Unterschiede in der Lebenszyklusstrategie von <i>Cyclops vicinus</i> innerhalb eines großen Sees	111
SELHEIM, H. & M. LANGE: Überlebensstrategien juveniler Flussperlmuscheln	167
SELIG, U., S. SAGERT, A. SCHOOR & H. SCHUBERT: Maßnahmenprogramme für Bodden, Haffe und Förden – welche Erfahrungen können aus der Seensanierung genutzt werden?	400
SIEHOFF, S., T. STRAUß, M. HAMMERS-WIRTZ & H. T. RATTE: Periphyton als alternative Nahrungsressource für <i>Daphnia magna</i>	44
STEIN, H., A. FUCHS & H. J. HAHN: UBA-Projekt: „Biologische Bewertung von Grundwasserökosystemen“ – Faunistische Untersuchungen	79
STENGERT, M., P. PODRAZA & K. VAN DE WEYER: Die Entwicklung von <i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) St. John in den Ruhrstauseen unter dem Einfluss von Hochwasserereignissen im Frühjahr 2006 bzw. Sommer 2007	214
TÄUSCHER, L.: Phytobenthos ohne Diatomeen als biologische Komponente zur Bestimmung des ökologischen Zustandes von nordostdeutschen Seen – ein Literaturbericht und Diskussionsbeitrag	115
THIELSCH, A., N. BREDE, R. KRAUS, A. PETRUSEK & K. SCHWENK: Populationsstruktur und Artabgrenzung europäischer Daphnien	48
THOMAS, G., H. QUOR, J. HARTMANN & R. ECKMANN: Life-history traits des Bodenseefelchens unter Einfluss von Trophie und Besatz	52
TIROK, K. & U. GAEDKE: Klimawandel: Der Einfluss von Globalstrahlung, vertikaler Durchmischung und Temperatur auf die Frühjahrsdynamik von Algen – eine datenbasierte Modellstudie	11
TRIPPE, M. & E. I. MEYER: Experimentelle Studie zur Mobilität von Gammaridae in einem temporären Fließgewässer	171
WEYER, K. VAN DE & A. HUSSNER: Die aquatischen Neophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) Deutschlands - eine Übersicht	225
WOLLGAST, S., A. SUNDERMANN, D. HERING, A. LORENZ & P. HAASE: Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie	405
WRANIK, C. & U. SELIG: Paläolimnische Studien an dimiktischen Seen in Norddeutschland – Trophierekonstruktion anhand von Pigmentuntersuchungen	121