DGL
DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE e.V.



TAGUNGSBERICHT 2002

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

Braunschweig, 30. September - 4. Oktober 2002

Band I

DGL
DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE e.V.



TAGUNGSBERICHT 2002

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

Braunschweig, 30. September - 4. Oktober 2002

Band I

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie DGL)
Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Band 1
Eigenverlag der DGL, Werder 2003
Redaktion und Layout:
Dr. E. Coring & Dr. J. Bäthe, **EcoRing**, Hardegsen
Druck:
Hubert & Co, Göttingen
ISBN-Nr. 3-9805678-6-9

Bezug für Nichtmitglieder:
Geschäftsstelle der DGL
Dr. J. Spieker
Altonaer Poststraße 15
D-22767 Hamburg
Preis: € 30,00 für beide Bände inkl. Versand

DGL Tagungsbericht 2002 (Braunschweig) - Inhaltsverzeichnis

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN *Seite*

BAND 1

DGL-NACHWUCHSPREIS 1

WEITERE, M.: Das Zooplankton des Rheins dominiert von heterotrophen Flagellaten: Einfluss der bentho-pelagischen Kopplung in Abhängigkeit von der Wasserführung 2

GEWÄSSERBEWERTUNG/EU-WRRL **8**

HAASE, P., BÖHMER, J. & D. HERING: Verbundprojekte zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland (Qualitätskomponente: Makrozoobenthos) 9

LEßMANN, D., HASELHUHN, I., NIXDORF, B. & M. HEMM: Aspekte der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie an Tagebauseen 13

FELD, C. K. & B. BIS: Was ist der „sehr gute ökologische Zustand" nach EU-WRRL für mittel-große Sandflüsse des Tieflands? 19

SCHAUMBURG, J. & U. SCHMEDTJE: Erarbeitung eines leitbildbezogenen Bewertungsverfahrens mit MAKROPHYTEN und Phytobenthos zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

SEENBEWERTUNG **30**

BAIER, B. & J. BÖHMER: Die ökologische Bewertung von Stehgewässern anhand der Makrozoobenthosfauna 31

STELZER, D., SCHNEIDER, S. & A. MELZER: Makrophyten zur ökologischen Bewertung von Seen - Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie 35

TÄUSCHER, L.: Langzeitmonitoring oligo- und mesotropher Seen im Land Brandenburg 40

SCHAUMBURG, J., KÖPF, B., SCHRANZ, C., HOFMANN, G. & S. SCHNEIDER: Gewässertypbezogene Trophieklassifizierung als Metric für ökologische Seenbewertungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie 44

MATHES, J., PLAMBECK, G. & J. SCHAUMBURG: Der Entwurf zur Seentypisierung in Deutschland im Hinblick auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU 47

KORCZYNSKI, I, MÜLLER, J. & J. MATHES: Monitoring der Kleinseen in Mecklenburg-Vorpommern: Untersuchungsprogramm und Ergebnisse 52

HOFFMANN, A., MISCHKE, U. & J. RÜCKER: Pigmente in Sedimenten ungeschichteter Flachseen Brandenburgs -ein paläolimnologischer Ansatz 58

HOFFMANN, A., RÜCKER, J. & U. MISCHKE: Pigmente in Sedimenten ungeschichteter Flachseen Brandenburgs - ein paläolimnologischer Ansatz zur Leitbildermittlung 63

KÖRNER, S.: Rekonstruktion der submersen Flora in Brandenburger Flachseen mithilfe makrofossiler Reste 68

ÖKOLOGISCHE FLIEßGEWÄSSERBEWERTUNG **74**

GIELES, K.: Ökologische Auswirkungen der Wasserableitung aus gefassten Quellen zur Trinkwasserversorgung durch den Zweckverband zur Wasserversorgung der Aschafftalgemeinden 75

GUTOWSKI, A. & J. FOERSTER: Bewertung von Fließgewässern mit Phytobenthos (ohne Diatomeen) zur Umsetzung der WRRL 80

MISCHKE, U., BEHRENDT, H. & B. NIXDORF: Was kann Phytoplankton für die Bewertung von Fließgewässern nach der WRRL leisten? 83

JANZEN, L. & A. LORENZ: Chironomidae (Zuckmücken) in unterschiedlichen Fließgewässertypen und deren morphologische Degradationsstufen 87

LORENZ, A., KIRCHNER, L. & C. K. FELD: Wie viel ist genug? Untersuchungen zur Mindestindividuenzahl für die Fließgewässerbewertung mit der AQEM–Methode 92

ROLAUFFS, P.: Ökologische Bewertung von Fließgewässern: Integrierende Einflüsse des Einzugsgebietes oder lokale Gewässermorphologie? Was ist entscheidend für die Biozönose? Eine Frage der Skalierung. 98

WENIKAJTYS, M., FELD, C. K. & B. BIS: Die Bewertung mit der AQEM - Methode in Abhängigkeit von der Sortiermethode und Stich-probengröße 104

BIRK, S.: Überblick über die Methoden zur Fließgewässerbewertung in Europa 109

RAWER-JOST, C. & J. BÖHMER: Die Auswahl und Evaluierung von Indizes zur Entwicklung eines multimetrischen Verfahrens oder Der Teufel steckt im Detail 114

STAHLBERG-MEINHARDT, S.. Qualitätskomponente Fische – Leitbilder für die Wabe mit methodischen Anmerkungen oder EU WRRL nach dem ´bottom-up´-Prinzip 120

SILIGATO S. & C. GUMPINGER: Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit von Fließgewässern: Planung, Umsetzung und Perspektiven 126

MEILINGER, P., SCHNEIDER, S. & A. MELZER: Makrophyten zur Ökologischen Bewertung von Fließgewässern – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie 132

ORENDT, C.: Sensible Indikation gewässerökologischer Zustandveränderungen anhand von Chironomiden auf Kunstsubstraten 138

PILOTPROJEKTE/EU-WRRL **144**

SCHULZ, C.-J., BILLERT, K., MICHEL, J., THOMA, U. & N. WENZL: Thüringer Leine – Bestandsaufnahme eines Flussgebietes 145

SCHWEDER, H., GRÜNEBAUM, TH., MORGENSCHWEIS, G., NUSCH, E. A. & M. WEYAND: Verbesserung der Gewässerstruktur im Einzugsgebiet der Ruhr im Hinblick auf den guten Zustand der Gewässer – Kostenschätzung 151

DOMMERMUTH, M., FISCHER, J. & K. WENDLING: Ökologische Gewässerbewertung nach der EU-WRRL anhand des Makrozoobenthos – Erfahrungen aus dem Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“ 157

FISCHER, J., ERNSTBERGER, H., KRAUSE, M., LINNENWEBER, C. & K. WEPPLER: Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen von Oberflächenwasserkörpern – Erfahrungen aus dem Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“ 162

INFORMATIONSSYSTEME IN DER WASSERWIRTSCHAFT **168**

NEUMANN, M.: ILMAX: Ein Online Content Management System über Anthropogene und natürliche Störungen im Fließgewässersystem Ilm – Grundlagen für ein konzeptionelles Modell 169

POEPPERL, R., MEYER, A. & E. I.MEYER: „Flumagis“ – Flusseinzugsgebietsmanagement mit Geoinformationssystemen 174

PROBST, M.: Praktische Umsetzung der EU-WRRL in Niedersachsen: Erfassung und Bewertung. - Die Gewässerinformationssysteme BOG-2000 und BOG-Archiv 180

ZENKER, A., BÖHMER, J. & C. RAWER-JOST: Zentrale deutsche Datenbank für Makrozoobenthos zur ökologischen Bewertung im Rahmen der WRRL – Datenhaltung und Berechnung 184

ZUMBROICH, TH., MÜLLER, A. & P. LANGE: GIS- gestützte Methoden zur Ausweisung „erheblich veränderter Fließgewässer“ 190

SPEZIELLE METHODIK **195**

CHIM CHAN, O, ULRICH, A. & P. CASPER: Rapid assessment of methanogenic communities in lake sediments of various trophic states by T-RFLP genetic fingerprint 196

POTTHOFF, M. & E. I. MEYER: Methoden zur Erfassung der Sedimentumlagerung und Interstitialsauerstoffsättigung in Fließgewässern mit sandiger Sohle 202

RÜCKER, J. & A. LIEPELT: Pigmentbestimmung in sauren Tagebauseen - Probleme und Lösungsansätze 207

SEIFERT, J.-P., PÄTZOLD, R., HAKE, H. & A. ANDERS: Lasergestützte fluoreszenzspektroskopische Untersuchungen von Cyanobakterien 212

STICH, H. B. & A. BRINKER: Wieso noch – Vergleich von unkorrigierten und Phaeophytin-korrigierten Chlorophyll a – Messungen 218

PHYTOPLANKTON **223**

BERGER, S., DIEHL, S., PTACNIK, R. & R. WÖHRL: Influence of mixing depth and background turbidity on phytoplankton biomass, light and nutrients: field enclosure experiments 224

REICHWALDT, E. & H. STIBOR: Ein Laborversuch zu den Auswirkungen der tagesperiodischen Vertikalwanderung des herbivoren Zooplanktons auf das Phytoplankton 230

KASTEN, J.: Das Phytoplankton des Unteren Odertales im Vergleich mitteleuropäischer Auengebiete 235

MÖLLGAARD, M., KASTEN, J. & W.-H. KUSBER: Chrysophyceae im Unteren Odertal: Umweltdaten und Vorkommen 240

MAKROPHYTEN **245**

SCHMIEDER, K., DIENST, M. & W. OSTENDORP: Schilffrontdynamik nach dem Extremhochwasser 1999 am Bodensee - Ergebnisse nach 2 Jahren Monitoring 246

SCHULZ, M., RINKE, K. & J. KÖHLER: Quantifizierung der durch Makrophyten induzierten Nährstoffretention in der Müggelspree 252

SIPOS, V. K., FALUSI, E., VEIT, U. & A. KOHLER: Ungarische Donaukanäle als artenreiche Pflanzenbiotope 258

VEIT, U., PENKSZA, K. & A. KOHLER: Beurteilung von Fließgewässern am Beispiel einer Langzeituntersuchung der Makrophyten-Vegetation in der Friedberger Au (bei Augsburg) 263

ZOOPLANKTON **269**

HÜLSMANN, S., W. M. MOOIJ & J. VIJVERBERG: Infochemikalien versus Größenselektion: Effekte von juvenilen Fischen auf die Life history und Demographie von Daphnien 270

BAUER, U & E. VON ELERT: Inhibition von Proteasen aus Därmen von Daphnien 276

MARTIN-CREUZBURG, D. & E. VON ELERT: Futterqualitätsunterschiede im Phytoplankton: Die Bedeutung von Sterolen für das Wachstum von Daphnien 280

RINKE, K. & T. PETZOLDT: Einfluß von Temperatur und Futter auf Wachstum und Vermehrung von Daphnia: Ein semi-empirischer Modellansatz 285

STEINER, S., WEILER, W., HAERTEL, S., JÄGER, I., FACCIN, R. & P. KASPRZAK: Die Sommerdepression von Daphnia hyalina im mesotrophen Großen Vätersee 290

SCHUMPELICK-DEUSCHEL, B.: Abundanzen, Zyklomorphose und Reproduktivität von Bosmina und Eubosmina in zwei verschiedenen Seen 269

HORN, W.: Das Crustaceen-Plankton in der oligotrophen Talsperre Neunzehnhain II – Dynamik und Struktur vor dem Abstau und nach der Neuflutung 300

STICH, H. B.: Diaphanosoma im Bodensee: Ist das neuerliche Vorkommen ein Effekt der Oligotrophierung des Sees? 306

SCHRÖDER, TH.: Diapause in Monogonont Rotifers from Permanent and Temporary Habitats – A Comparison of Different Subpopulations 309

PRAST, M., BERGFELD, T., SCHÖL, A., MÜLLER, D. & H. ARNDT: Dynamics of heterotrophic nanoflagellates in two large rivers (Rhine and Mosel) 315

MAKROZOOBENTHOS **319**

BRENDELBERGER, H., WEICHBRODT, S. & B. LÖSKEN: Omnivorie bei Asellus aquaticus und Gammarus pulex 320

EGGERS, T. O.: Verbreitungsmuster neozoischer Malacostraca in norddeutschen Schifffahrtsstraßen 323

FINK, P. & E. VON ELERT: Chemosensorische Futterwahl limnischer Gastropoden 329

WACKER, A. & E. VON ELERT: Einfluss der Futterqualität auf die Investition von Dreissena polymorpha in die Qualität der Eizellen 334

HAAS, G.: The importance of invasive predatory amphipod Dikerogammarus villosus for the macroinvertebrate community in the Rhine river 337

HAESLOOP, UWE: Das Grabensystem des NSG „Westliches Hollerland“, Bremen – Lebensraum einer außergewöhnlich bemerkenswerten Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos) 342

HAIDEKKER, A.: Untersuchungen zum anthropogen beeinflussten Temperaturhaushalt eines Fließgewässers im Mittelgebirge am Beispiel der Lenne 348

HÜBNER, G. & U. BRAUKMANN: Makrozoobenthos der unteren Werra und ihrer Hauptzuflüsse – Eine erste Analyse des naturräumlichen Wiederbesiedlungspotenzials 354

JÄSCHKE, K., WINKELMANN, C., PÖTSCHKE, G. & J. H. E. KOOP: Der Einfluss von Nahrungsmangel auf den Reservestoffhaushalt von Rhithrogena semicolorata (Ephemeroptera) 358

KIEL, E.: Untersuchungen zum Vorkommen von Leptophlebia vespertina (L., 1767) (Ephemeroptera, Leptophlebiidae) in Hochmoorregenerationsflächen 362

KRAMM, S., FELD, C. K. & D. HERING: Vergleichende Untersuchung der Besiedlung von Hartsubstraten durch Makroinvertebraten in Sandbächen 367

MEYER, A., GERLACH, P., ILLIES, E. & E. I. MEYER: Karstquellen und quellnahe Karstbäche der Paderborner Hochfläche – eine hydrologisch-faunistische Charakterisierung eines regionalen Bachtyps 373

PAULS, S., LUMBSCH, TH. & P. HAASE: Genetische Isolation von Drusus discolor RAMBUR 1842 (Trichoptera: Limnephilidae) in montanen Mittelgebirgen Mitteleuropas – Erste Ergebnisse 378

WINKELMANN, C., HELLMANN, C. & J. H. E. KOOP: Beeinflusst der Ernährungszustand das Driftverhalten von Makrozoobenthosorganismen? 381

BLANKE, D. & H. SCHULZ: Situation des Edelkrebses (Astacus astacus L.) sowie weiterer Flusskrebsarten in Niedersachsen 385

GIMPEL, K.: Populationsökologische Untersuchungen an isolierten Edelkrebsbeständen (Astacus astacus L.) in Fließgewässern. 390

SCHULZ, H., **PRZEMYSŁAW Ś.**, WENDT, H. & R. SCHULZ: GIS-gestützte Bestandsanalyse von Flusskrebsen in Nordostbrandenburg und Nordwestpolen als Basis für die Ableitung von angepassten Schutzstrategien 396

GUMPINGER, C. & S. SILIGATO: Das Artenschutzprojekt Flussperlmuschel in Österreich 402

VOGT, C. & A. SCHÄFER: Der Einfluss der Populationsdynamik von Makrozoobenthos auf die biologische Gewässerbewertung am Beispiel des Ruwer Einzugsgebietes 407

MARTIN, P. & R. BRINKMANN: Zur Eignung der Wassermilben als Bioindikatoren in Fließgewässern – vorläufige Befunde aus Baden-Württemberg 413

FISCHE **419**

BRINKER, A. & R. RÖSCH: Eine schnelle, hochauflösende Methode zur Bestimmung der Größe von suspendierten Partikeln in Fischzuchten 420

WICHOWSKI, F.-J. & E. PFAHLS: Biberhabitate im Hessischen Spessart: Ichthyofaunistische Erhebungen vor dem Hintergrund der FFH- und EU-Wasserrahmenrichtlinie 426

ZAHN, S.: „Lachse in Brandenburg“ - bisherige Ergebnisse und Ausblick 432

BAND 2

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN, BAND 2 X

ELBEFORSCHUNG **438**

TEFS, C. & H. ZIMMERMANN-TIMM: Algen der Elbe in ungeahnten Tiefen. - Vergleichende Untersuchungen zur Verteilung der Algen im Längsverlauf und im Sediment der Elbe 439

KRÖWER, S. & H. ZIMMERMANN-TIMM: Räumliche Verteilung der Ciliaten im Benthal der mittleren Elbe - ein Frühjahrsaspekt 443

RISSE, U. & H. ZIMMERMANN-TIMM: Turbulenz und Stauung – Einfluss von Querverbauungen auf die Ciliatenverteilung im Rhithral der Elbe 449

PLANK, A., ZIMMERMANN-TIMM, H. & L. FÜREDER: Was zuckt in der Elbe? - Verteilung der Chironomidae unter besonderer Berücksichtigung der Schwebstoffdynamik 455

SCHWARTZ, R. & H.-P. KOZERSKI: Die Bedeutung von Buhnenfeldern für die Retentionsleistung der Elbe 460

KLEINWÄCHTER, M., EGGERS, T. O. & A. ANLAUF: Makrozoobenthos und Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für verschiedene Buhnentypen der mittleren Elbe 466

INTERSTITIAL/GRUNDWASSER **472**

IBISCH, R. B., INGENDAHL, D. & D. BORCHARDT: Dynamik von Stoffumsatzprozessen im hyporheischen Interstitial eines anthropogen belasteten Mittelgebirgsflusses 473

HAHN, H. J.: Untersuchungen zur zeit-räumlichen Verteilung von Grundwassertieren – Erste Ergebnisse 479

MATZKE,D. & H. J. HAHN: Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasser-leitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken 485

ABGRABUNGSGEWÄSSER **491**

HOFMANN, H., HEMM, M., GASSERT, E. & D. LEßMANN: Beispiel für eine GPS-Echolot-Kopplung zur Erstellung einer bathymetrischen Karte und Bestimmung morphometrischer Parameter (Tagebausee Mortka, Ostsachsen) 492

BORNSCHEIN, S., WOLLMANN, K. & D. LEßMANN: Die Makrozoobenthosbesiedlung von Tagebauseen der Lausitz 498

HÜNKEN, A. & M. MUTZ: Neureclipsis bimaculata (Trichoptera: Polycentropodidae) in Tagebaugewässern mit extremen Umweltfaktoren 503

WOLLMANN, K., DENEKE, R. & K. STÖBEL: Die räumliche Verteilung der Corixiden in einem sauren Tagebausee (RL 117) und ihre Rolle im Nahrungsnetz 508

JANDER, J. & B. NIXDORF: Nachweis von Auto-, Mixo- und Heterotrophie des Planktons in sauren Tagebauseen mit der Mikroautoradiographie (MARG) 513

SCHULTZE, M. & T. RUSCHE: Flutung zweier meromiktischer Tagebauseen – Entwicklung des Wasserchemismus 519

SPINDLER, J. & N. DREHER: Zooplankton auf dem Weg von sauer nach neutral - Entwicklung der Zooplanktongemeinschaft während der Flutung des Tagebaus Goitsche 524

CARMIENKE, I.: Erholungsnutzung an Gewässern in der Bergbaufolgelandschaft – Fragen und Probleme aus limnologischer Sicht 529

ECKARTZ-NOLDEN, G. & M. NOLDEN: Untersuchung von stehenden Gewässern im Rahmen der Gewässergüteüberwachung NRW am Beispiel der Ville-Seen 534

MAIBAUM, J., BLÖCHL, A. & W. WEIDEMANN: Hydrobiologische Untersuchungen mit Mesokosmen in einem hypertrophen Kiesabbaugewässer in der Weseraue 538

ROTTERMUND, U.: Fischereiliche Bewirtschaftung und nachhaltige Entwicklung von Abgrabungsgewässern auf Grundlage praxisnaher und nutzergeführter Erfassungen 543

ÜBERGANGSGEWÄSSER **549**

KRECH, M., BIELE, S., SCHLUNGBAUM, G., FREUDENBERG, K. & B. VOIGT: Leitbildorientiertes Entwicklungskonzept für die Sanierung und Restaurierung von Übergangsgewässern am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette Ein Beitrag zur fachlichen Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern 550

Seite

MINNING, M., LEIPE, T. & G. SCHERNEWSKI: Auswirkungen der regelmäßigen Kanal-Ausbaggerungen auf die Trophie des Stettiner (Oder) Haffs 554

RÖDIGER, S., SCHERNEWSKI, G. & M. ZETTLER: Die Makrozoobenthosbesiedelung des Oderhaffs vor dem Hintergrund der EU- Wasserrahmenrichtlinie 560

BIERSCHENK, A., BIERSCHENK, B. & M. SCHIRMER: Sukzession eines neu angelegten, tidebeeinflussten Seitengewässers in der Brackwasserzone der Unterweser 565

VERSALZUNG **569**

LANGE, A., ZIMMERMANN-TIMM, H. & C.-J. SCHULZ: Die Versalzung der Thüringer Gewässer gestern und heute – am Beispiel der Datensammlung der AG Limnologie in Jena 570

POHLON, E., SCHUBOTZ, D., ZIMMERMANN-TIMM, H. & C.-J. SCHULZ: Auswirkungen der Versalzung auf die Nitrifikation in Nordthüringer Fließgewässern 574

ÖKOTOXIKOLOGIE **580**

BERENZEN, N., HÜMMER, S., LIESS, M. & R. SCHULZ: Ökotoxikologische Beurteilung von Pflanzenschutzmittel-Peak-Belastungen aus Kläranlagen im Vergleich zu Einträgen über Runoff 581

PROBST, M., BERENZEN, N., LENTZEN-GODDING, A., LIESS, M. & RALF SCHULZ: Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft Systemaufbau und Anwendungsmöglichkeiten 585

BERENZEN, N., LENTZEN-GODDING, A., PROBST, M., SCHULZ, H., LIESS, M. & R. SCHULZ: Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 1. Simulation und Messung 590

BERENZEN, N., LENTZEN-GODDING, A., PROBST, M., SCHULZ, H., LIESS, M. & R. SCHULZ: Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 2. Bewertung 596

DEMBINSKI, M., JAHN, W., HOMMEN, U., SCHÄFERS, CH. & J. F. GONZALEZ-VALERO: Untersuchung von aquatischen Makrozoen in Gräben des Obst-Anbau-Gebietes "Altes Land" zur Risikoabschätzung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln. 602

POHL, B., HAMMERS-WIRTZ, M. & H. T. RATTE: Bewertung von anthropogen stark belasteten kleinen Fließgewässern mit Hilfe ausgewählter ökotoxikologischer Testsysteme am Beispiel der Nette (NRW) 608

JERGENTZ, S., MUGNI, H., BONETTO, C. & R. SCHULZ: Aquatische Ökotoxikologie von Pestiziden in der argentinischen Pampa 612

RADAU, T. S., STURM, A., HAHN, T. & R. SCHULZ: Acetylcholinesterase als Biomarker für den Einfluß von Organophosphat-Insektiziden auf die Regenbogenforelle (Oncorhynchus mykiss) in einem südafrikanischen Fluß 616

SCHMITT-JANSEN, M., KÜSTER, A. & R. ALTENBURGER: Untersuchung schadstofftoleranter Aufwuchsgemeinschaften als ein Instrument zur Bewertung von Schadstoffen in Gewässern 621

MOSER, H. & U. VEIT: Ökotoxikologische Testverfahren mit Makrophyten 627

SCHWARZE-SCHARFENBERG, B., FILIPOV, E. & S. KUNST: Austrag von Estrogenen aus Kläranlagen I: Abbau- und Adsorptionsverhalten im Belebungsbecken 633

PAKERT, M., FILIPOV, E. & S. KUNST: Austrag von Estrogenen aus Kläranlagen II: Abbau- und Adsorptionsverhalten beim Faulprozess 639

TALSPERRENBEWIRTSCHAFTUNG **645**

MAAßEN, S., RÖSKE, I. & D. UHLMANN: Der Einfluss der Metallzusammensetzung auf die P-Freisetzung von Talsperrensedimenten 646

PETERS, R., SIEMENS, K. & TH. PETZOLDT: Neuronale Netze als Hilfsmittel zur Prognose der Gewässergüte in Talsperren bei veränderter Bewirtschaftung 652

PETZOLDT, T. & K. SIEMENS: Computer oder Limnologe? Anwendungsmöglichkeiten eines ökologischen Seenmodells 658

ROLINSKI, S. & T. PETZOLDT: Simulation des Einflusses der thermischen Struktur auf die Dynamik der Frühjahrsmassenentwicklung mit dem Gewässergütemodell SALMO 664

SIEMENS, K. & TH. PETZOLDT: Simulation der Gewässergüte der Talsperre Bautzen in Abhängigkeit von hydrologischem Regime und Bewirtschaftungsdruck 669

WAGNER, A., BOLLENBACH, M., HÜLSMANN, S. & J. BENNDORF: Räuber oder Beute? Die Rolle der invertebraten Räuber in der top-down gesteuerten Talsperre Bautzen 675

NIESEL, V., CHORUS, I., SUDBRACK, R., WILLMITZER, H. & E. HOEHN: Das Auftreten von problematischen Phytoplanktonarten in Talsperren 681

GEWÄSSERSANIERUNG **687**

KUSSEROW, R., MÄHLMANN, J., BOBSIN, U., RÖSKE, I., DUMKE, R., ARNOLD, R. & H. FUCHS: Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (Dreissena polymorpha) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor I. Einschätzung der Kondition in verschiedenen Untersuchungsgewässern 688

MÄHLMANN, J., ARNOLD, R. & H. FUCHS: Technische Textilien für den Einsatz in der angewandten Limnologie 693

LAUNHARDT, A. & M. MUTZ: Totholz statt Steine, eine Alternative für Sohlgleiten in abflussschwachen Sandbächen 699

SANIERUNG VON STILLGEWÄSSERN **703**

BRÜDERN, U., LINKE, A., ZACHER, K., WEIDEMANN, W. & S. KUNST: Eignung und Bedeutung von Makrophyten für abwasserbelastete Gewässer 704

BUCHBERGER, C., BRÜDERN, U. & W. WEIDEMANN: Bedeutung von Lemnaceae für die Biologie abwasserbelasteter Stillgewässer 708

BRUNS, S.: Tiefenwasserbelüftung Runstedter See 711

EHLERS, K. & S. BRUNS: Externe Phosphor-Elimination mit dem Bodenfiltersystem Neptun 717

GONSIORCZYK, TH., WAUER, G., CASPER, P. & R. KOSCHEL: Restaurierung des Tiefwarensee (Mecklenburg-Vorpommern), Erste Ergebnisse einer hypolimnischen Al- und CaCO3-Fällung 723

WAUER, G., GONSIORCZYK, T., HILLBRECHT, B., CASPER, P. & R. KOSCHEL: Depotstoffe – Erhöhung der Phosphor-Retention durch Sedimentbehandlung 729

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN *Seite*

LEWANDOWSKI, J., SCHAUSER, I. & M. HUPFER: Untersuchungsprogramme im Vorfeld von Seenrestaurierungen 735

LÜDERITZ, V. & U. LANGHEINRICH: Entwicklung von Auenaltwässern – Möglichkeiten, Konzepte, Erfolge 741

MATTHES, M.: Wie entstehen Tiefenchlorophyllmaxima in eutrophen Gewässern? Ein Fallbeispiel 747

TROPISCHE ÖKOSYSTEME **750**

GEHLHAR, M., BOLLMOHR, S., HAHN, T. & R. SCHULZ: Einfluss von Organophosphaten auf non-target Organismen in einem südafrikanischen Ästuar 751

GOLDSCHMIDT, T. & R. GERECKE: Zur Kenntnis der Wassermilbenfauna (Acari, Hydrachnidia) in Fließgewässern und Quellen auf Madagaskar. 755

REINTJES, N. & K. E. LINSENMAIR: Das aquatische System einer westafrikanischen Savanne aus der Sicht der auch- und Schwimmkäfer (Coleoptera: Noteridae, Dytiscidae) Bedeutung temporärer und permanenter Gewässer 761

SCHWAHN, J.: Zur Fischfauna des Pendjari-Nationalparks in Benin (Westafrika) 766

FREIE THEMEN **772**

BÖTTCHER, G., GRÜTZMACHER, G. & I. CHORUS: Microcystinabbau unter anoxischen Bedingungen am Beispiel der Uferfiltration 773

DIENEMANN, C., DIENEMANN, H., DUDEL, G.E., BRACKHAGE, C. & L. STOLZ: Selektive Akkumulation von Radionukliden und Arsen in natürlichen Feuchtgebieten und künstlichen Fließstrecken 779

EFFENBERGER, M., SIGL, G. & C. MATTHAEI: Die Bedeutung der kleinräumigen Sohlstabilität und lokaler Habitats-Parameter für die Besiedlung wirbelloser Tiere in einem Wildbach 785

HOFMANN, R.: Mehrjährige Untersuchungen an zwei Kleinbadeteichen in Sachsen 791

KUSBER, W.-H., JAHN, R. & U. GEISSLER: Datensammlung für eine Rote Liste und Florenliste der Zieralgen und Diatomeen Berlins 796

SIGL, G., MATTHAEI, C. & C. TOWNSEND: Die Bedeutung der kleinräumigen Sohlstabilität für benthische Algen, Primärproduktion und benthische Bakterien im Fließgewässer 801

VIEHBERG, F. A. & G. HOFFMANN: Neueste Bestandsaufnahme der holozänen Süßwasser-Ostrakoden in Vorpommern. Eine Versuch zur Paläomilieuanalyse. 807

WILDERER, C., BOGUSCH, S. & B. KAPPUS: Funktion neu geschaffener Auebiotope an der Jagst als Planungsgrundlage für fließgewässernahe Renaturierungsmaßnahmen 812

UHLMANN, D., ESCHENHAGEN, M., LANGE, K.-P., KRANICH, J., CARMIENKE, I. & C. SCHEERER: Negativer Einfluss von Feinsedimenten auf die Wasserbeschaffenheit in Tieflandflüssen am Beispiel der Weißen Elster in Leipzig 817

DGL-NACHWUCHSPREIS

WEITERE, M.: Das Zooplankton des Rheins dominiert von heterotrophen Flagellaten: Einfluss der bentho-pelagischen Kopplung in Abhängigkeit von der Wasserführung

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Das Zooplankton des Rheins dominiert von heterotrophen Flagellaten: Einfluss der bentho-pelagischen Kopplung in Abhängigkeit von der Wasserführung

Markus Weitere

Universität zu Köln, Zoologisches Institut, Abteilung für allgemeine Ökologie und Limnologie, D-50923 Köln
Aktuelle Adresse: School of Biotechnology & Biomolecular Sciences, Centre for Marine Biofouling & Bio-Innovation, The University of New South Wales, Sydney 2052, Australien, E-mail: mweitere@zedat.fu-berlin.de

Keywords: Fließgewässer, Potamoplankton, Protozoen, HNF, benthische Steuerung, Biofilme

1. Einleitung

Das vielzellige Zooplankton kommt in Fließgewässer oft in wesentlich geringeren Dichten vor als in Stillgewässern. Die Bedeutung von Zooplanktern im Stoffumsatzgeschehen von Fließgewässern wird entsprechend meist als gering erachtet. Zwei neue Aspekte in der aktuellen Literatur deuten jedoch darauf hin, dass Zooplankton im Stoffumsatzgeschehen von Flüssen wichtiger sein könnten als bisher angenommen: Zum einen scheinen die bisher wenig beachteten Protozoen einen bedeutenden Anteil am Zooplankton auszumachen. Zum anderen gewinnt die Wichtigkeit einer trophischen Verbindung zwischen dem Plankton und dem Benthos zunehmend Beachtung. Während früher meist von einem zu vernachlässigenden Grazingeinfluß des Benthos auf das Plankton ausgegangen wurde, zeigen neue Arbeiten, dass es starke Verluste des (vielzelligen) Zooplanktons an das Benthos in Fließgewässern geben kann (z.B. Welker und Walz 1998). Besonders die umsatzstarken Protozoen könnten ein wichtiges Bindeglied zwischen planktischen Bakterien und Algen und dem benthischen Nahrungsgewebe sein. Deren Stellung im Nahrungsnetz großer Fließgewässer ist jedoch bis heute ungeklärt. Im Rahmen des Vortrags wurde die Zooplanktonstruktur des Rheins unter besonderer Berücksichtigung der bisher wenig beachteten heterotrophen Flagellaten (HF) analysiert. Daneben wurden Indizien für eine benthische Steuerung des Planktons sowie daraus resultierende Konsequenzen für das planktische Nahrungsgewebe aufgezeigt.

2. Methoden

Die vorgestellten Ergebnisse sind Teil meiner Dissertation an der Universität zu Köln über die planktischen heterotrophen Flagellaten (HF) im Rhein. Ausführliche Darstellungen der Ergebnisse finden sich bei Weitere (2001), sowie bei Weitere und Arndt (2002a, b). Drei weitere Manuskripte,

eines über die taxonomische Struktur der HF-Gemeinschaft, eines über die Rolle von biofilmassoziierten Organismen in der Steuerung von Potamoplankton und eines über die Struktur des planktischen Nahrungsgewebes im Rhein, sind in Vorbereitung bzw. zur Publikation eingereicht. Die eigenen Untersuchungen fanden in enger Zusammenarbeit mit den Untersuchungen von Schwerwass (2001) über die planktischen Ciliaten des Rheins und Sieben (2002) über das vielzellige Zooplankton des Rheins statt.

Zu den Methoden in Kürze: Kern der Untersuchungen war eine 21monatige Beprobung der HF im Rhein bei Köln (Rheinlabor der Universität zu Köln, Rhein-km 685). Die HF wurden dabei mit Hilfe der Lebendzählung in Verbindung mit Videomikroskopie unmittelbar nach der Beprobung quantifiziert. Die Analyse lebender HF erlaubt im Gegensatz zu der Bearbeitung fixierter Proben einen zuverlässige Bestimmung des Biovolumens sowie eine Einordnung der HF nach deren taxonomischer Stellung nach deren Ernährungstypen. Begleitet wurden die Beprobungen mit Fraktionierungsexperimenten zur Quantifizierung der HF-Wachstumsraten und deren Verluste an planktische Prädatoren. Parallel zu den Experimenten wurden fließwasserkonforme Beprobungen durchgeführt, indem in Köln beprobte Wasserpakete erneut am unteren Niederrhein in Kalkar-Grieth (Rhein-km 845) beprobt wurden. Durch die Kombination aus Fraktionierungsexperimenten und fließwasserkonformen Beprobungen ließ sich die Bruttowachstumsrate der HF, deren Verluste entlang der Fließstrecke und der Anteil der planktischen Prädatoren an den Verlusten quantifizieren. Daneben wurden Laborexperimente zur Charakterisierung des Einflusses biofilmassoziierter Organismen auf das Potamoplankton des Rheins durchgeführt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Zusammensetzung des Zooplanktons

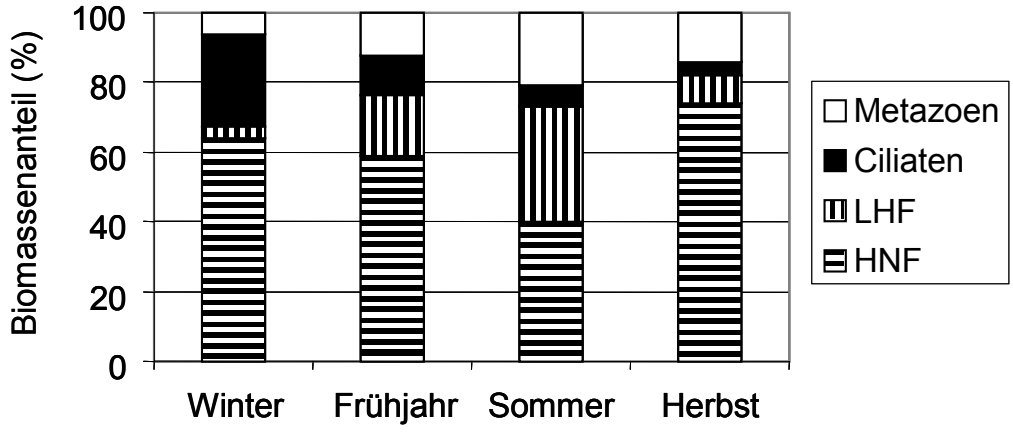


Abb. 1: Mittlere Anteile der planktischen Gruppen an der Gesamtbiomasse des Zooplanktons im Rhein bei Köln. HNF: „heterotrophic nanoflagellates“ (<20µm); LHF: „large heterotrophic flagellates“ (>20µm). Quellen: Metazoen nach Sieben (2002), Ciliaten nach Scherwass 2001, HNF und LHF nach Weitere (2001).

Während des 21monatigen Untersuchungszeitraums wurden HF-Abundanzen von 7 bis 4890 ind. ml^{-1} im Rhein bei Köln nachgewiesen. Dabei war die HF-Abundanz weniger von der Abundanz im Herkunftsreservoir, dem Bodensee, abhängig, als viel mehr von dem Wasserabfluss (s. Abschnitt 3.3). Im Mittel lagen die HF-Abundanzen mit etwa 1100 ind. ml^{-1} in der gleichen Größenordnung wie in schwach eutrophen Seen (vgl. Auer und Arndt 2001). Die HF waren die dominante Gruppe im Zooplankton des Rheins mit mittleren Anteilen an der Zooplanktonbiomasse von 68% (Winter) bis 82% (Herbst) (Abb. 1). Dabei traten nicht nur heterotrophe Nanoflagellaten (HNF, <20µm), sondern auch große heterotrophe Flagellaten („large heterotrophic flagellaes“, LHF, >20µm) auf. Letztere erreichten im Frühjahr und Sommer höhere Biomassen als die Ciliaten und Metazoen. Die meisten LHF, aber auch einige Vertreter der HNF (z.B. *Kathablepharis* spp. und *Paraphsomonas* spp.) ernähren sich nicht primär von Bakterien, sondern von Organismen im Nanobereich (2-20µm) und somit von Algen und anderen Protozoen. Nach eigenen Kalkulationen leisten die planktischen HF im Rhein einen höheren Umsatz an Phytoplankton als die planktischen Ciliaten und Metazoen.

3.2. Wachstum und Verluste

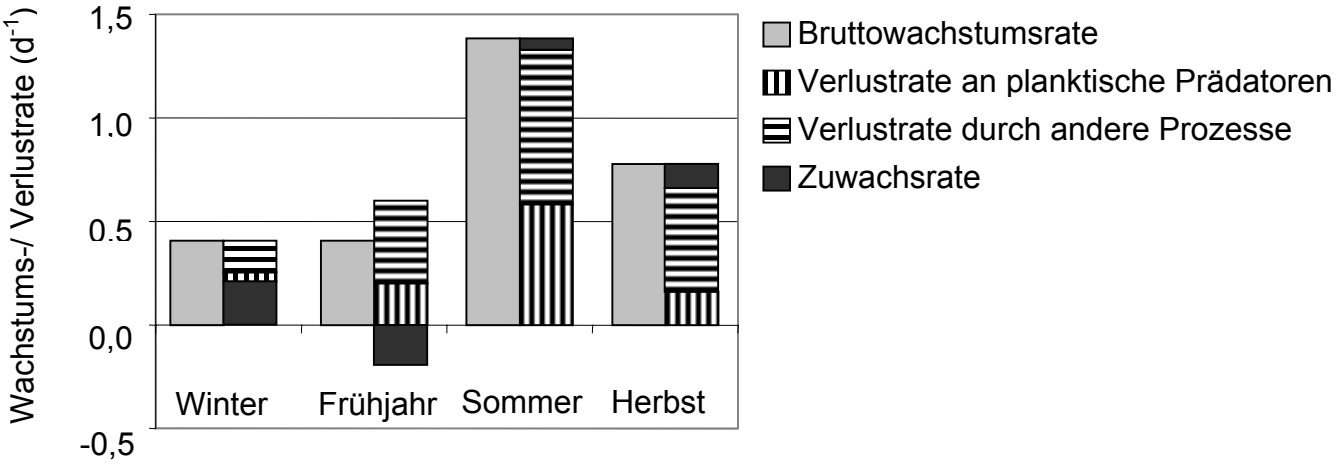


Abb. 2: Mittlere Wachstums- und Verlustraten der HF im Niederrhein. Die Werte wurden aus einer Kombination aus Fraktionierungsexperimenten und fließwasserkonformen Beprobungen ermittelt. Die Mittelwerte wurden nach Weitere und Arndt (2002a) errechnet.

Unter Ausschluss von Prädatoren zeigten die HF hohe Bruttowachstumsraten zwischen 0,2 d^{-1} im Winter und 2.0 d^{-1} im Sommer. In Abbildung 2 sind die mittleren Wachstumsraten sowie die mittleren Verlustraten für die vier Jahreszeiten 1999 dargestellt. Es traten große Verluste der HF-Produktion auf; nur ein Teil von weniger als 40% dieser Verluste ließ sich im Mittel durch planktische Prädatoren erklären. Dieser relativ geringe Einfluss der planktischen Prädatoren erklärt sich durch die niedrigen Abundanzen der planktischen Ciliaten und Metazoen (vgl. Abb. 1). Ein größerer Teil der HF-Verluste wurde durch andere Prozesse als planktischen Fraß verursacht. Ein

Indiz, dass dies größtenteils auf benthische Prädatoren zurückzuführen ist, liegt in der Saisonalität dieser Verluste: Im Winter waren die Verluste gering, während sie im Sommer hoch waren. Dies korrelierte mit dem Auftreten und der Grazingaktivität potentieller benthischer Prädatoren.

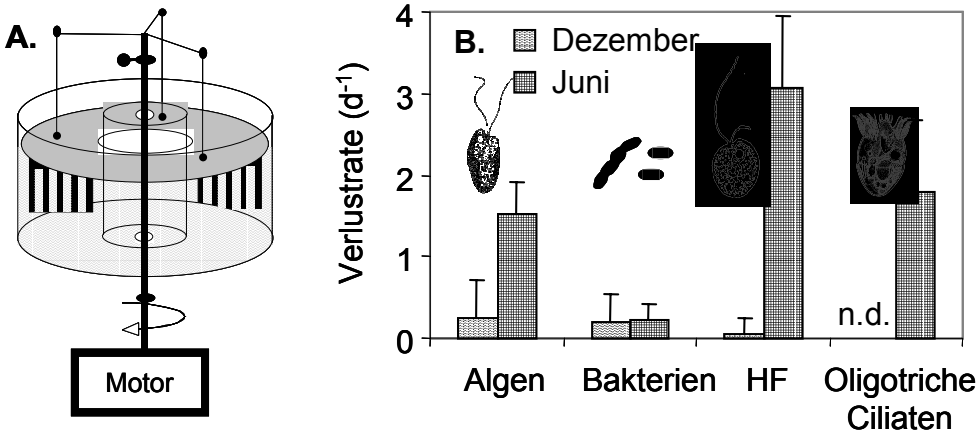


Abb. 3: Grazingversuche mit Biofilmen, die sich nach 14tägiger Exposition im Rhein auf der Innenseite von motorbetriebenen Rundbecken (A) gebildet hatten. Die Becken wurden mit Rheinwasser mit der natürlichen Potamoplanktongemeinschaft befüllt. In der Grafik (B) sind die Verlustraten an die Organismen auf den Biofilme gegenüber Kontrollen ohne Biofilme für die verschiedenen planktischen Gruppen dargestellt (aus Arndt et al. im Druck).

Während diese Daten indirekt einen starken Einfluss von benthischen Organismen auf das Plankton nahe legen, finden sich in der Literatur unterschiedliche Angaben über direkte Kalkulationen des Grazingeinflusses des Makrozoobenthos. Nach Berechnungen von Ietswaart et al. (1999) könnten etwa die Hälfte der hier gemessenen HF-Verluste auf den Fraß der drei Makrozoobenthosvertreter *Corbicula* spp., *Dreissena polymorpha* und *Corphium curvispinum* zurückzuführen sein. Dagegen deuten die Berechnungen von Schöl et al. (2002) für *Dreissena polymorpha* auf einen geringeren Einfluss der Benthos. Es bleibt jedoch kritisch anzumerken, dass sich solche Kalkulationen sowohl für den Rhein als auch für Fließgewässer weltweit, meist auf wenige Vertreter benthischer Filtrierer (in der Regel Muscheln), beschränken. Der Einfluss anderer Arten, wie etwa der der im Rhein massenhaft auftretenden Zuckmückengattung *Rheotanytarsus*, bleibt unberücksichtigt. Eigene Untersuchungen am Rhein haben zudem gezeigt, dass nicht nur Vertreter der Makrofauna, sondern auch biofilmassoziirte Ciliaten und Rotatorien in hohen Abundanzen auf dem dominanten Hartsubstrat im Rhein vorkommen (Schmidt-Denter 1999, Weitere 2001, Arndt et al. 2002). Nach ersten Kalkulationen könnten diese Gruppen bis zu 50% der gesamten planktischen HF-Produktion konsumieren. Eigene Grazingversuche mit natürlichen Biofilmen haben gezeigt, dass biofilmassoziierte Ciliaten und Rotatorien einen starken Einfluss auf das Pico-, Nano- und Microplankton haben können (Abb. 3). Die Verluste sind jedoch für die verschiedenen planktischen Gruppen unterschiedlich. Besonders starke Verluste traten für die HF auf. Interessant ist, dass im

Rahmen von fließwasserkonformen Beprobungen im Rhein auch solche gruppenspezifisch unterschiedliche Verluste auftraten (Scherwass 2001, Weitere 2001). Ob dies ursächlich auf einen starken und selektiven Einfluss des Benthos zurückzuführen ist, bedarf weiterer Untersuchungen.

3.3. Rolle des Wasserabflusses

Fließgewässer wie der Rhein zeigen eine hohe Dynamik im Abfluss. In Köln kann der Pegel zwischen knapp 2,5m und 10m schwanken, ohne dass der Fluss die Ufer übertritt. Mit solch starken Pegelschwankungen ändert sich auch die Kontaktwahrscheinlichkeit zwischen Planktern und deren potentiellen benthischen Prädatoren. Entsprechend sollten die relativen Verluste an das Benthos bei hohen Wasserständen (geringe Kontaktwahrscheinlichkeit) niedriger sein, als bei niedrigen Wasserständen (hohe Kontaktwahrscheinlichkeit). Im Rhein ist die HF-Abundanz im starken Maße vom Abfluss abhängig (Abb. 4). Innerhalb weniger Tage wurden mit Eintreten eines Hochwassers Zunahmen der HF-Abundanz um das bis zu 30fache nachgewiesen. Der Zusammenhang war im Spätsommer und Herbst stark, während er bei niedrigen Temperaturen im Winter nur schwach war, d.h. auch hier korrelierten die Effekte mit dem Auftreten und der Grazingaktivität potentieller benthischer Prädatoren (vgl. Weitere und Arndt 2002a).

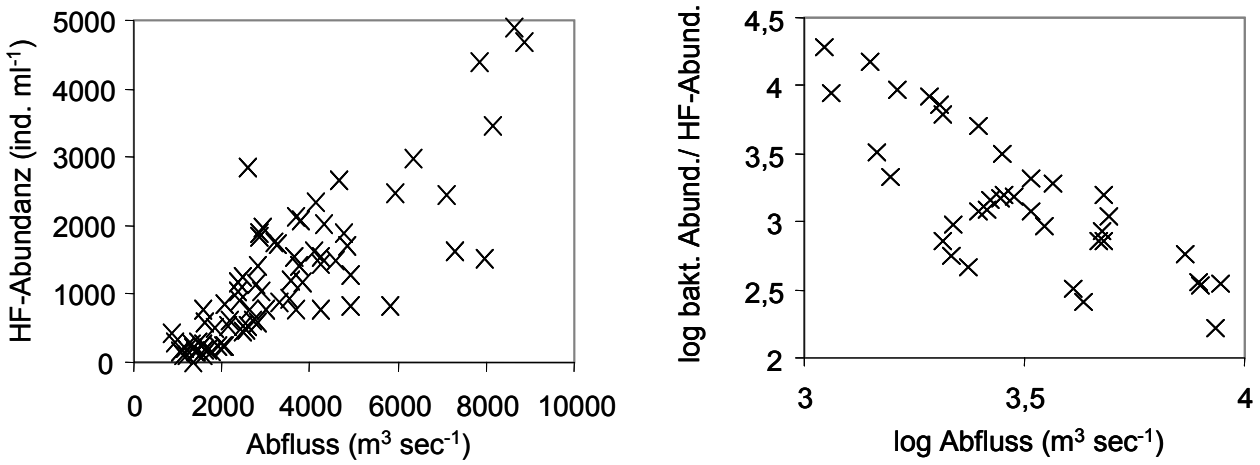


Abb. 4: Abhängigkeit der HF-Abundanz vom Abfluss (linke Grafik nach Weitere und Arndt 2002a), sowie die Abhängigkeit des Verhältnisses der bakteriellen Abundanz zur HF-Abundanz vom Abfluss (rechte Grafik, nach Weitere und Arndt 2002b) im Rhein bei Köln.

Diese starke Abhängigkeit vom Abfluss hat wiederum Konsequenzen für das Verhältnis der HF zu ihrer Hauptbeute, den Bakterien. Mit steigendem Abfluss sinkt das Verhältnis der bakteriellen Abundanz zu der HF-Abundanz von bis zu 19.000 bei niedrigem Abfluss auf bis zu 170 bei hohem Abfluss (Abb. 4). Kalkulationen ergeben, dass die planktischen HF bei Hochwasser einen großen Teil (bis über 100%) der bakteriellen Produktion konsumieren können, während deren Grazingeinfluss bei niedrigem Wasserstand gering ist. Da auch planktische Bakterien von

verschiedenen benthischen Gruppen konsumiert werden können, findet vermutlich eine Verschiebung des Bakterienkonsums mit abnehmender Bedeutung des Benthos und zunehmender Bedeutung des Planktons bei steigendem Wasserstand statt. Die Ergebnisse zeigen, dass bei einer starken bentho-pelagischen Kopplung Änderungen im Abflussregime starke Konsequenzen für den planktischen Stofffluss in Fließgewässern haben können.

4. Danksagung

Die Arbeit wurde durch ein Stipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördert und von Hartmut Arndt betreut. Daneben sei meinen Kölner Kollegen, insbesondere Anja Scherwass, Kerstin Schmidt-Denter und Karl-Theo Sieben sowie Tanja Bergfeld (BfG) für die gute Zusammenarbeit gedankt. Besten Dank auch an Josef Weitere für die kritische Durchsicht des Manuskripts.

5. Literatur

Arndt H., Schmidt-Denter K., Auer B. und Weitere M. (im Druck): Biofilms and protozoans. In: Krumbein W.E., Paterson D.M. und Zavarzin G.A. (eds.): Fossil and recent biofilms, mats and networks, Kluwer Academic Publishers. **Auer B., Arndt H.** (2001): Taxonomic composition and biomass of heterotrophic flagellates in relation to lake trophy and season. Freshw. Biol. 46, 959-972. **Ietswaart T., Breebaart L., van Zanten B., Bijerk R.** (1999): Plankton dynamics in the river Rhine during downstream transport as influenced by biotic interactions and hydrological conditions. Hydrobiologia 410, 1-10. **Scherwass A.** (2001): Seasonal dynamics and mechanisms of control of ciliated potamoplankton in the River Rhine. Dissertation, Universität zu Köln. **Schöl A., Kirchesch V., Bergfeld T., Schöll F., Borcherding 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 the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. Internat. Revue ges. Hydrobiol. 87, 295-317. **Sieben K.T.** (2002): Das Zooplankton des Rheins unter Berücksichtigung der Drift benthischer Neozoenlarven. Diplomarbeit, Universität zu Köln. **Weitere M.** (2001): The heterotrophic nanoflagellates in the water column of the River Rhine: seasonal and spatial dynamics and their position in the food web. Dissertation, Universität zu Köln. **Weitere M., Arndt H.** (2002a): Top-down effects on pelagic heterotrophic nanoflagellates (HNF) in a large river (River Rhine): Do losses to the benthos play a role? Fresh. Biol. 47, 1437-1450. **Weitere M., Arndt H.** (2002b): Water discharge-regulated bacteria/ heterotrophic nanoflagellates (HNF) interactions in the water column of the River Rhine. Microb. Ecol. 44, 19-29. **Welker M., Walz N.** (1998): Can mussels control the plankton in rivers? – a planktological approach applying a Lagrangian sampling strategy. Limnol. Oceanogr. 43, 753-762.

GEWÄSSERBEWERTUNG/EU-WRRL

HAASE, P., BÖHMER, J. & D. HERING: Verbundprojekte zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland (Qualitätskomponente: Makrozoobenthos)

LEßMANN, D., HASELHUHN, I., NIXDORF, B. & M. HEMM: Aspekte der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie an Tagebauseen

FELD, C. K. & B. BIS: Was ist der „sehr gute ökologische Zustand“ nach EU-WRRL für mittel-große Sandflüsse des Tieflands?

SCHAUMBURG, J. & U. SCHMEDTJE: Erarbeitung eines leitbildbezogenen Bewertungsverfahrens mit Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Verbundprojekte zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland (Qualitätskomponente: Makrozoobenthos)

Haase, Peter [1], Jürgen Böhmer [2], Daniel Hering [3]

[1] Forschungsinstitut Senckenberg, Forschungsstation für Mittelgebirge, Lochmühle 2, 63599 Biebergemünd, e-mail: Peter.Haase@senckenberg.de

[2] Institut für Zoologie der Universität Hohenheim, Garbenstraße 30, 70593 Stuttgart, e-mail: boehmer@uni-hohenheim.de

[3] Universität Essen, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen, e-mail: daniel.hering@uni-essen.de

Keywords: EU-Wasserrahmenrichtlinie, Makrozoobenthos, Bewertung, Deutschland

Einleitung

Mit dem Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Dezember 2000 wurde ein neues Kapitel in der biologischen Gewässerbewertung aufgeschlagen. Erstmals erfolgt eine gesamtökologische Klassifikation von Gewässern anhand biologischer Parameter. Die Umsetzung der neuen Richtlinie ist allerdings mit einem erheblichen Forschungs- und Entwicklungsbedarf verbunden. Hierzu wurden in den vergangenen Jahren bereits verschiedene Forschungsprojekte durchgeführt. Hierauf aufbauend sind vor kurzem eine Reihe weiterer Projekte angelaufen. Fünf dieser Projekte werden in enger Kooperation der Universitäten Essen und Hohenheim, der Landesanstalt für Umweltschutz (Karlsruhe), der BFG (Koblenz) sowie dem Forschungsinstitut Senckenberg durchgeführt. Ziel ist die Entwicklung eines geeigneten Verfahrens zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos in Deutschland sowie die Interkalibrierung mit anderen europäischen Ländern. Im Folgenden werden die Schwerpunkte der aktuellen Verbundprojekte kurz dargestellt.

Verbundprojekte

LAWA-Projekt 1:

Validation der Fließgewässer-Typologie Deutschlands, Ergänzung des Datenbestandes und Harmonisierung der Bewertungsansätze der verschiedenen Forschungsprojekte zur Umsetzung der EU-WRRL (Modul Makrozoobenthos)

Die empirisch abgeleitete Fließgewässertypologie Deutschlands von Schmedtje et al. (2001) soll mit Hilfe umfangreicher Datensätze zum Makrozoobenthos überprüft und validiert werden. Da zu einzelnen Typen Datensätze fehlen, werden gezielte Nacherhebungen durchgeführt.
Darüber hinaus werden in diesem Projekt nicht nur die Daten zu den Referenzbedingungen zusammengestellt, sondern auch zu den Degradationsstufen aller Typen. Sämtliche Daten werden in die Datenbank der Uni Hohenheim eingespeist.

LAWA-Projekt 2:
Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethodik von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern

Im Rahmen dieses Projektes wird eine standardisierte Methodik zur Entnahme von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern für die Zwecke der EU-WRRL entwickelt. Hierzu werden verschiedene Techniken getestet. Ebenfalls standardisiert wird die Aufbereitung und Bestimmung der Proben. Hierzu wird u.a. eine Taxaliste erstellt, die ein Mindestbestimmungsniveau verbindlich festlegt.

LAWA-Projekt 3:
Aufbau und Betrieb einer zentralen Datenhaltung und Auswertung von biologischen Daten zur ökologischen Fließgewässerbewertung in Deutschland

Eine einheitliche Gewässerbewertung setzt die Verwendung derselben Grundlagen voraus, wie beispielsweise Listen für Indikator- und Autökologieeinstufungen oder typspezifische Referenzwerte. Der Hauptzweck der Datenbank besteht einerseits darin, diese Listen für Anwender vorzuhalten, andererseits sollen auch abiotische und biologische Gewässerdaten verwaltet und bis zur Einordnung des ökologischen Zustands nach den in den vernetzten Projekten entwickelten Verfahren ausgewertet werden können.

UBA-Projekt:
Weiterentwicklung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos

Das zukünftige nationale Bewertungssystem mit dem Makrozoobenthos wird in diesem Projekt zum Abschluss gebracht. Es ist Gewässertyp-spezifisch aufgebaut, wobei die 20 Typen nach Schmedtje et al. (2001) die Grundlage bilden. Für jeden Gewässertyp verläuft die Bewertung nach dem gleichen Schema:

- Aus einer Artenliste wird ein leitbildbezogener Saprobienindex errechnet ("Modul Saprobie", bereits weitgehend abgeschlossen)
- Mit der selben Artenliste werden weitere Berechnungen durchgeführt, die die allgemeine Degradation der Fauna widerspiegeln ("Modul allgemeine Degradation").Die Bewertung wird mit einer Berechnungssoftware durchgeführt, deren Plattform in dem EU-Vorhaben AQEM entwickelt wurde; sie liegt mittlerweile in einer deutschsprachigen Version vor (www.aqem.de) und wird in dem Projekt um die neu entwickelten Berechnungsverfahren erweitert.

EU-Projekt STAR :
Standardisation of river classification: Framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive

STAR (www.eu-star.at) ist ein Folgeprojekt des abgeschlossenen Vorhabens AQEM und hat zum Ziel, Bewertungsmethoden für Fließgewässer in verschiedenen Ländern vergleichbar zu machen und Standardisierungen vorzubereiten. Darüber hinaus wird das existierende Bewertungsverfahren AQEM um zusätzliche Gewässertypen erweitert und mit einem "Fehler-Modul" versehen. Basierend auf existierenden Daten und neu erhobenen Datensätzen zu allen biologischen Gruppen, die für die Bewertung relevant sind, wird eine "Interkalibrierung" im Sinne von Umrechnungsformeln für die Ergebnisse verschiedener Verfahren durchgeführt. Vorschläge, welche biologische Gruppe unter welchen Bedingungen in Monitoring-Programmen zum Einsatz kommen sollte, runden das Projekt ab.

Ziele der Verbundprojekte

- Zusammenstellung aller vorhandenen, qualitativ hochwertigen Daten zum Makrozoobenthos deutscher Fließgewässer (die von der Universität Hohenheim gewartete Datenbank umfasst derzeit bereits mehrere Tausend Datensätze)
- Vervollständigung bereits vorhandener Datensätze durch Informationen zum Einzugsgebiet und zur Gewässerstruktur
- Definition und Vereinfachung einer einheitlichen, deutschlandweit anwendbaren Aufsammlungsmethode, die auf dem “multi-habitat sampling” beruhtNacherhebung von Daten zu Gewässertypen, zu denen bislang kaum vergleichbare Daten vorliegen
- Validation der vorläufigen deutschen Gewässertypologie mit Daten zum Makrozoobenthos

- Entwicklung eines Moduls zur zeitgemäßen Bewertung der Saprobie in den deutschen Gewässertypen (bereits weitgehend abgeschlossen)
- Entwicklung eines Moduls zur Bewertung der "allgemeinen Degradation" des Makrozoobenthos deutscher Fließgewässertypen

Projektförderung

Förderkennzeichen: LAWA-Projekt 1: O 3.02; LAWA-Projekt 2: O 4.02; LAWA-Projekt 3: O 2.02

UBA-Projekt: Förderkennzeichen UFOPlan: 202 24 223

EU-Projekt: contract number: EVK1-CT 2001-00089

Literatur

Schmedtje, U., M. Sommerhäuser, U. Braukmann, E. Briem, P. Haase & D. Hering (2001): „Top down – bottom up" – Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. DGL-Tagungsbericht 2000: 147-151, Tutzing.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Aspekte der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie an Tagebauseen

Dieter Leßmann, Ingo Haselhuhn, Brigitte Nixdorf & Mike Hemm

Lehrstuhl Gewässerschutz, Brandenburgische Technische Universität Cottbus,
Postfach 101344, 03013 Cottbus; E-Mail: lessmann@tu-cottbus.de

Keywords: Wasserrecht, künstliche Oberflächengewässer, Referenzgewässer, Morphometrie, Hydrochemie.

Einleitung

Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist die Erhaltung bzw. Herstellung eines guten ökologischen Zustandes aller Gewässer auf dem Gebiet der EU. Als Bezugsmaßstab soll der gewässertypische natürliche Zustand dienen (EU 2000). Tagebauseen weisen eine Reihe spezifischer Charakteristika auf, die sie von natürlichen Seen stark unterscheidet und Fragen bei der der Umsetzung der WRRL aufwirft. Im vorliegenden Beitrag sollen daher einige rechtliche Aspekte erörtert, die mengen- und flächenmäßige Bedeutung von Tagebauseen in den einzelnen Bundesländern aufgezeigt und die Frage nach geeigneten Referenzgewässern in morphometrisch-trophischer und hydrochemischer Hinsicht am Beispiel von Tagebauseen der Lausitz diskutiert werden.

Rechtliche Aspekte

Grundlagen

Die EU-WRRL trat am 22.12. 2000 in Kraft. Sie wurde durch die Änderung des WHG am 25.06. 2002 auf Bundesebene nahezu identisch umgesetzt. Da der Bund gem. Art. 75 I Nr. 4. GG nur Rahmenvorschriften in Bezug auf den Wasserhaushalt erlassen darf, müssen die Länder die WRRL in die Landesgesetze bis zum 22.12.2003 übernehmen.

Allgemeine Aufgaben

Der erste Arbeitsschritt ist die Erfassung und Ausweisung aller künstlichen Oberflächengewässer (Art. 4 I a) iii); III; Anhang II 1.3 WRRL), die größer als 0,5 km^2 sind (Anhang II 1.2.2. WRRL). Daran schließt sich die Auswahl von Referenzgewässern an (Anhang II 1.3. WRRL). Des weiteren sind Überwachungsprogramme zur Dokumentation des Gewässerzustands (Art. 8 WRRL) und Sanierungskonzepte zur Herstellung eines guten ökologischen und chemischen Zustandes zu entwickeln (Art. 2 Nr. 18, 22, 24 WRRL).

Künstliche Oberflächengewässer

Tagebauseen werden zu den künstlichen Oberflächengewässern gezählt (Art. 2 Nr. 8 WRRL, § 25 b IV Nr. 1 WHG). Als Referenzgewässer sind für sie die natürlichen Gewässer auszuwählen, die ihnen am ähnlichsten sind. Da für künstliche Gewässer jedoch kein natürlicher Zustand definiert werden kann, wird als Referenzzustand das höchste ökologische Potential gefordert. Dies ist der Zustand, der nach Durchführung aller Sanierungsmaßnahmen zu der bestmöglichen Gewässerbe-

schaffenheit führt. Der Referenzzustand künstlicher Gewässer orientiert sich somit nicht am Natürlichkeitsgrad, sondern am Sanierungspotential.

Die WRRL fordert für künstliche Gewässer die gleichen physikalischen und chemischen Qualitätsstandards wie für natürliche Gewässer. Die physikalischen und chemischen Kenngrößen haben „vollständig oder nahezu vollständig" den Referenzbedingungen zu entsprechen (Art. 2 Nr. 24 i.V.m. Anhang V 1.1.5. WRRL). Hinsichtlich der biologischen Merkmale wird dagegen nur gefordert, daß diese „soweit wie möglich" dem Referenzzustand entsprechen sollten (Art. 2 Nr. 23 i.V.m. Anhang V 1.1.5. WRRL), was verständlich ist, da die biologische Besiedlung wesentlich schwieriger zu steuern ist.

Kritische Anmerkungen

Durch unbestimmte Rechtsbegriffe und die Verbindung der technischen Sanierungsmöglichkeiten mit ökonomischen Belangen (Art. 4 IV WRRL) sind unterschiedliche Sanierungsziele und Strategien der einzelnen EU–Mitgliedsstaaten mehr als nur wahrscheinlich. Für das geforderte gute ökologische Potential gibt es keine EU-einheitlichen Mindestkriterien (Schmalholz 2001). Die Forderung Deutschlands, eine Verpflichtung zur Nutzung der besten verfügbaren Technologie, wurde in den Beratungen zur WRRL von einigen Staaten zurückgewiesen (Lell & Rechenberg 2001). Als Kompromiß wurde eine Kosten-Nutzen-Abwägung aufgenommen.

Die festgelegte Fristenregelung besagt, daß die Ziele der WRRL innerhalb von 15 Jahren erreicht werden müssen (Art. 4 I b ii), wobei die Frist zweimal um sechs Jahre verlängert werden kann. Es gelten für diese Fristverlängerungen kumulative Einschränkungen. Das Verschlechterungsverbot untersagt eine weitere Beeinträchtigung der Wasserkörper (Art. 4 IV S. 1) in Verbindung mit der fehlenden technischen Möglichkeit, die Verbesserung fristgerecht herbeizuführen, unverhältnismäßig hohe Kosten durch die Fristeinhaltung und/oder natürliche Gegebenheiten, die eine Fristeinhaltung unmöglich machen.

Selbst das zwingende Verschlechterungsverbot kann eingeschränkt werden, soweit die Verschlechterung durch höhere Gewalt oder natürliche Ursachen bedingt und nur vorübergehend ist (Art. 4 VI WRRL), die Folge von Änderungen der physischen Eigenschaften des Gewässers (Art. 4 VII 1. Alt. WRRL) oder eine Folge anthropogener Entwicklungstätigkeit ist (Art. 4 VII 2. Alt. WRRL). Selbst die Gefährdung anderer Wasserkörper schließt eine Fristverlängerung nicht zwingend aus (Art. 4 VIII WRRL). Nicht das Ergebnis ist der Maßstab, die Bemühungen reichen aus.

Rechtliches Fazit

Die Ausnahmeregelungen der WRRL wurden identisch in §§ 25 a – d WHG übernommen und werden so auch in das Landesrecht eingehen. In § 25 d WHG sind für die künstlichen Wasserkörper konkretisierte Ausnahmen in den Bewirtschaftungsvorschriften aufgenommen worden. Unter § 25 d I Nr. 1 WHG werden die Landesbehörden ermächtigt, von den Zielen abzuweichen, wenn sie ökonomisch nicht zu vertreten sind, oder per se unerreichbar sind. Diese Einschränkung kann nicht nur zu unterschiedlichen Sanierungsanstrengungen innerhalb des Bundes führen, sondern übertragen auf die EU, können sich durch die unterschiedlichen ökonomischen Verhältnisse erheblich voneinander abweichende Standards herausbilden. Auch ermöglichen die unbestimmten Rechtsbe-

griffe „guter Zustand“, „nicht möglich“, „unverhältnismäßig kostspielig“ genügend Freiräume in der Gesetzesauslegung. Fristen können zum Teil beliebig oft verlängert werden.

Zahlenmäßige Bedeutung von Tagebauseen

Tagebauseen sind in acht deutschen Bundesländern zu finden. Einen hohen Anteil an allen Seen haben sie in Sachsen-Anhalt, Thüringen, Sachsen und Nordrhein-Westfalen. Große Tagebauseen mit einer Fläche über 0,5 km², die unter die Bestimmungen der EU-WRRL fallen, kommen in größerer Anzahl aber nur in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg sowie in schon deutlich geringerer Zahl in Nordrhein-Westfalen vor (Tab. 1). Ihr Anteil an allen großen Seen ist besonders hoch in Sachsen-Anhalt und Sachsen. Schwerpunkte des Vorkommens bilden der Raum um Leipzig und die Niederlausitz. Im Lausitzer Braunkohlenrevier gibt es 259 Tagebauseen, 212 davon liegen in Brandenburg (Nixdorf et al. 2001).

Tab. 1: Anzahl der unter die WRRL fallenden Standgewässer insgesamt und der Tagebauseen in den einzelnen Bundesländern (Seeflächen ≥ 0,5 km²).

Bundesland	BB	BY	MV	SH	SC	NW	SA	NI	HE	TH	BW	BE	RP	HH	SL	BR
Standgewässer	235	187	187	92	70	67	37	30	20	21	18	7	5	3	2	1
Tagebauseen	21	5	-	-	41	7	23	1	4	1	-	-	-	-	-	-

Merkmale von Tagebauseen und Leitbilder für deren Entwicklung

Morphometrische und trophische Referenzbedingungen

Tagebauseen zeichnen sich fast immer durch eine Reihe von Merkmalen aus, die sie von natürlichen Seen stark unterscheidet. Sie weisen sehr vielfältige morphologische Ausprägungen der Beckenformen auf, die natürlicherweise nicht vorkommen. Bei einer insgesamt sehr großen morphometrischen Vielfalt, die durch die Abbautechnologie bestimmt wird, besitzen insbesondere die Lausitzer Tagebauseen häufig schmale und bis zu über 60 m Tiefe erreichende Randschläuche. Das Litoral ist meist nur schwach ausgebildet. Große Tiefenunterschiede bereits auf kleinen Flächen sind ebenfalls ein wesentliches morphometrisches Charakteristikum der meisten Seen.

Die Berechnung der Referenzsichttiefe aus den morphometrischen Daten nach LAWA (1998) kann unter Berücksichtigung der Tatsache, daß die Richtlinie zur Seenbewertung für die untersuchten Tagebauseen nur unter starken Einschränkungen angewendet werden kann, dennoch eine geeignete Methode sein, aus der sich der Trophiegrad der Seen im pH-neutralen Zustand ableiten läßt, der nicht überschritten werden sollte. Danach sollten alle unter die WRRL fallenden Brandenburger Tagebauseen nach Abschluß der Flutung keinen höheren Trophiegrad als Oligotrophie oder Mesotrophie aufweisen (Tab. 2).

Tab. 2: Wichtige morphometrische Kennwerte Brandenburger Tagebauseen und aus der Referenzsichttiefe abzuleitender natürlicher Trophiegrad nach LAWA (1998) nach Flutungsabschluß.

Tagebausee	Fläche [Mio m²]	Volumen [Mio m³]	mittlere Tiefe [m]	max. Tiefe [m]	Tiefengradient (F)	Referenzsichttiefe [m]	
Sedlitzer See	13,30	205	15,4	43	2,7	5,6 →	m
Senftenberger See	12,16	160	13,2	23	4,7	5,9 →	o-m
Greifenhainer See	10,16	330	32,5	70	7,9	12,4 →	o
Ilsesee	7,71	153	19,8	36	6,7	8,5 →	o
Schlabendorfer See	6,15	48	7,8	32	4,1	4,2 →	m
Gräbendorfer See	4,25	95	22,4	46	6,3	9,0 →	o
Klinger See	3,94	102	25,9	67	9,0	11,1 →	o
Lichtenauer See	2,33	25	10,7	31	4,4	5,1 →	m
Grünewalder Lauch	0,95	6,7	7,1	14	2,3	3,3 →	m
Stöbritzer See	0,30	0,9	3,0	10	2,1	2,1 →	e1
Koyne RL 113	0,16	0,1	0,8	3	0,5	0,5 →	p1

Hydrogeochemische Referenzbedingungen

Für die Ökosystementwicklung noch wichtiger als die Morphometrie der Seebecken sind die in den Seen ablaufenden hydrogeochemischen Prozesse (s.a. LUA BB 2001). Die Lausitzer Tagebauseen sind durch eine hohe Mineralisation aufgrund hoher Konzentrationen vor allem an Calcium, Sulfat und Eisen gekennzeichnet. Bei zahlreichen Seen ist dies verbunden mit einer starken Versauerungsbelastung aufgrund der Oxidation der Eisensulfide in den die Kohlevorkommen ehemals bedeckenden tertiären Sande. Dadurch können Seen mit pH-Werten zwischen 2 und 4 und Basekapazitäten bis 40 mmol/l entstehen. Die Phosphor-Konzentrationen sind aufgrund der Mitfällung von Phosphor im Zuge der Eisen- und Aluminiumhydrolyse sehr niedrig. Das mit dem Grundwasserzufluß eingetragene Ammonium wird erst bei pH-Werten über 6,5 nitrifiziert, so daß Ammonium für die Organismen die wichtigste Stickstoff-Quelle in den Seen darstellt. Die Phytoplanktonentwicklung wird im Epilimnion der Sommerstagnation durch den Mangel an anorganischem Kohlenstoff limitiert. Aufgrund der niedrigen Phosphor-Konzentrationen und des zeitweisen Mangels an anorganischem Kohlenstoff in den sauren Seen ergibt sich zumindest bisher in fast keinem der Lausitzer Tagebauseen ein Eutrophierungsproblem. Die Seen sind überwiegend oligotroph, einige wenige mesotroph.

Hydrochemisch rücken saure Tagebauseen damit eher in die Nähe von Vulkankraterseen als in die von bekannten natürlichen Seen. Sie sollten jedoch als ein eigenständiger Seentyp angesehen werden, der sich ggf. zu neutralen Hartwasserseen entwickeln läßt, womit natürliche Hartwasserseen geeignete Referenzgewässer sein könnten (Abb. 1) (Leßmann & Nixdorf 2002, Nixdorf et al. 2003). Die Neutralisation stellt schon heute das primäre Sanierungsziel dar, vor allem um die in den Sanierungsrahmenplänen vorgegebenen Nutzungsziele (meist Badegewässer und Fischgewässer) erreichen und die hydrochemischen Einleitbedingungen in die Fließgewässer einhalten zu können.

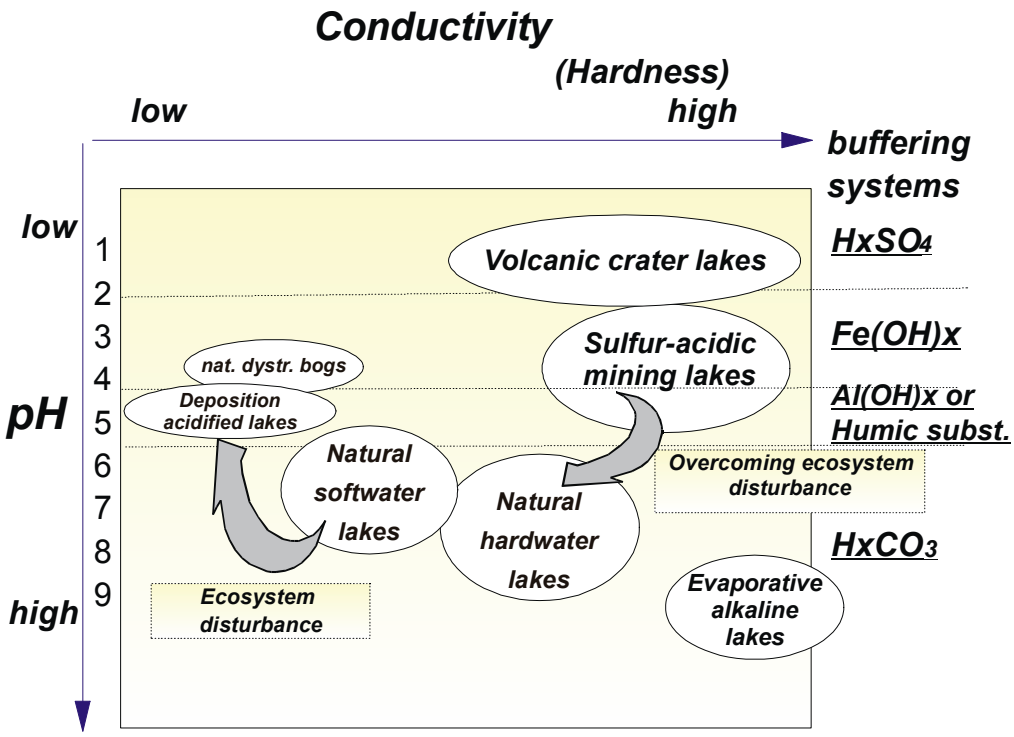


Abb. 1: Hydrogeochemische Gewässertypen und mögliche Entwicklungsrichtungen einzelner Seen (aus Nixdorf et al. 2003).

Schlußfolgerungen

- Hauptziel der WRRL ist es, einen zumindest „guten Zustand" aller Gewässer innerhalb der EU zu erreichen. Durch eine Vielzahl von Ausnahmeregelungen, sowohl bei der Fristensetzung als auch aufgrund ökonomischer Abwägungen, könnte eine konsequente Umsetzung jedoch in Frage gestellt sein.

- Tagebauseen zählen zu den künstlichen Wasserkörpern, bei denen nach Durchführung aller technisch und ökonomisch sinnvollen Sanierungsmaßnahmen der bestmögliche ökologische Zustand erreicht werden soll („höchstes ökologisches Potential").

- Als Referenzgewässer für den Soll-Ist-Abgleich ist das Gewässer zu wählen, das Tagebauseen am nächsten kommt.

- Tagebauseen sind sowohl von ihren morphometrischen als auch hydrochemischen Eigenschaften aquatische Ökosysteme, für die es keine oder nur wenige äquivalente Beispiele in der Natur gibt. Hauptproblem vieler Tagebauseen ist ihre starke Versauerung.

- Referenzgewässer sind anhand morphometrischer und biozönotischer Kriterien festzulegen.

- Leitbilder können sein
  - der isolierte, saure Hartwassersee als eigenständiger Seetyp,
  - der neutrale von der Seebeckenmorphometrie her definierte oligo- bis eutrophe See,
  - der oligo- bis mesotrophe, schwach saure Hartwassersee.

Literaturverzeichnis

EU, Europäische Union (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1 vom 22.12.2000.

LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. – Eigenverlag.

Lell, O. & J. Rechenberg (2001):Überfordertes Gesetzgebungsverfahren? Eine Innenansicht aus den Beratungen zur Wasserrahmenrichtlinie. – Zeitschrift für Umweltrecht, Sonderheft 2001: 120-123.

Leßmann, D. & B. Nixdorf (2002): Probleme der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie bei Tagebauseen. – BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/02: 147-159.

LUA BB, Landesumweltamt Brandenburg (Hg.) (2001): Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütewirtschaftliche Sanierung – Konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen. – Studien und Tagungsberichte 35.

Nixdorf, B., M. Hemm, A. Schlundt, M. Kapfer & H. Krumbeck (2001): Tagebauseen in Deutschland - ein Überblick. – Forschungsbericht 298 22 240, UBA-FB 000146, UBA Texte 35/01.

Nixdorf, B., D. Lessmann & C. E. W. Steinberg (2003): The importance of chemical buffering for pelagic and benthic colonization in acidic waters. – Water, Air, and Soil Pollution (im Druck).

Schmalholz, M. (2001): Die EU-Wasserrahmenrichtlinie – Der „Schweizer Käse“ im europäischen Gewässerschutz? – Zeitschrift für Wasserrecht 2/2001: 69-102.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Was ist der „sehr gute ökologische Zustand“ nach EU-WRRL für mittelgroße Sandflüsse des Tieflands?

Christian K. Feld[1] und Barbara Bis[2]

[1] Universität Essen, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen, Tel.: 02 01 / 183-4390, Fax: 02 01 / 183-4442, email: christian.feld@uni-essen.de
[2] University of **Łódź**, Dpt. of Hydroecology, Banacha 12/16, 90-237 **Łódź**, Tel.: 0048 42 / 635-4438, Fax: 0048 42 / 679-0621, email: barbis@biol.uni.lodz.pl

Keywords: Ökologischer Zustand, Tiefland, Sandflüsse, Morphologie, Referenz, Multimetrischer Index, Wasser-Rahmenrichtlinie

Einleitung

Die zukünftige Fließgewässerbewertung nach EU-Wasser-Rahmenrichtlinie erfolgt über den Vergleich mit dem jeweiligen Gewässertyp-spezifischen, naturnahen Referenzzustand, dem sogenannten „sehr guten ökologischen Zustand“ (European Union 2000). Im Anhang der Richtlinie werden Begriffsbestimmungen gegeben, wie der „sehr gute“-, „gute“- und „mäßige ökologische Zustand“ näher zu fassen sind. Dabei werden typspezifische Bedingungen (physikalisch-chemische Parameter, (Hydro-)Morphologie) genauso berücksichtigt wie die typspezifischen Gemeinschaften (Fische, benthische Wirbellose, etc.).

Wie kann man aber nun den „sehr guten ökologischen Zustand“ bewertungstauglich beschreiben? Zur Beantwortung dieser Frage für die mittelgroßen sandgeprägten Tieflandgewässer wurden im Rahmen zweier Projekte umfangreiche Wirbellosen-Aufsammlungen durchgeführt. Im EU-Projekt „AQEM“ (AQEM consortium 2002) erfolgte die Beprobung sowohl naturnaher Referenzabschnitte als auch unterschiedlich stark degradierter Abschnitte. Auf Grundlage der biozönotischen Daten sowie umfangreicher, im Gelände erhobener morphologischer Daten, wurden typspezifische Bewertungssysteme für fünf ausgewählte Fließgewässertypen in Deutschland entwickelt (Feld et al. 2002, Pauls et al. 2002).
Zusätzliche Aufsammlungen erfolgten im Projekt „DEMARECO“ (DEfinition of MAcroinvertebrate REference COenosis) an acht besonders naturnahen Gewässerabschnitten in Zentral- und Westpolen. Ziel des Projektes war es, biozönotische Referenzbedingungen für sandgeprägte Tieflandflüsse zu definieren. Auch hier erfolgten zunächst umfangreiche Erhebungen hydromorphologischer Parameter im Gelände.

Material und Methoden

Die Wirbellosenproben wurden in allen Fällen nach der AQEM-Methode entnommen, einem abgewandelten „Multi-Habitat-Sampling“, bei dem 20 Teilhabitate auf einer Gewässersohlenfläche von

insgesamt 1,25 m² beprobt werden (AQEM consortium 2002). Ergänzend wurden 130 hydromorphologische Parameter im Gelände erhoben. Die konservierten Wirbellosen-Proben wurden anschließend im Labor komplett aussortiert; die Bestimmung der Individuen erfolgte auf Artniveau (Ausnahme: Oligochaeta, Chironomidae).

In beiden Projekten wurden 18 Sandflüsse an insgesamt 25 Abschnitten beprobt, wobei hiervon 15 Abschnitte als „besonders naturnah" gemäß den Kriterien für Referenzbedingungen (AQEM consortium 2002) zu klassifizieren sind.
Für den Vergleich der Referenzstrecken mit degradierten Abschnitten (Zustandsklasse „gute ökologische Qualität" und schlechter) standen insgesamt Daten von 27 bzw. 35 Aufsammlungen zur Verfügung.

Die Bedingungen für den „sehr guten ökologischen Zustand" wurden zunächst auf Grundlage der hydromorphologischen Feldprotokollparameter ausgewertet. Die dadurch gewonnenen Ergebnisse dienten schließlich als Eichbasis zur Charakterisierung der biozönotischen Referenzbedingungen.

Ergebnisse und Diskussion

Hydromorphologische Charakterisierung

Die Auswertung der Feldprotokolldaten erfolgte auf den drei Ebenen „Gewässersohle/Sohlenstruktur", „Morphometrie" und „Gewässerumfeld/Aue". In Abb. 1 a-d sind die Ergebnisse zu ausgewählten Kenngrößen als Box plots dargestellt.
Demnach lassen sich „sehr gute" Gewässerabschnitte u. a. durch die Anzahl der darin natürlicherweise vorkommenden Substrate kennzeichnen. Sie lag in Referenzabschnitten mit durchschnittlich etwa fünf Substraten deutlich höher als in degradierten Abschnitten. Als besonders geeignet zur Charakterisierung morphologischer Referenzabschnitte erwies sich die Anzahl der auf der Sohle befindlichen Totholzelemente mit einem Durchmesser > 10 cm (Abb. 1 b). Aber auch morphometrische oder Gewässerumfeldparameter, wie beispielsweise die durch den Ufergehölzsaum bedingte Beschattung der Gewässersohle, erwiesen sich als geeignet zur Kennzeichnung des „sehr guten ökologischen Zustands" (Abb. 1 c und d).

Insgesamt wurden etwa 40 hydromorphologische Parameter als geeignet identifiziert.
Neben der Einzelauswertung der hydromorphologischen Parameter erfolgte eine Verrechnung zu einem Summenindex, dem Strukturindex. Dieser Strukturindex indiziert die strukturelle Qualität einer Probennahmestelle und orientiert sich insbesondere an den biozönotisch relevanten Kenngrößen (Substrate, Strömung, etc.) (Feld et al. 2002, Pauls et al. 2002).

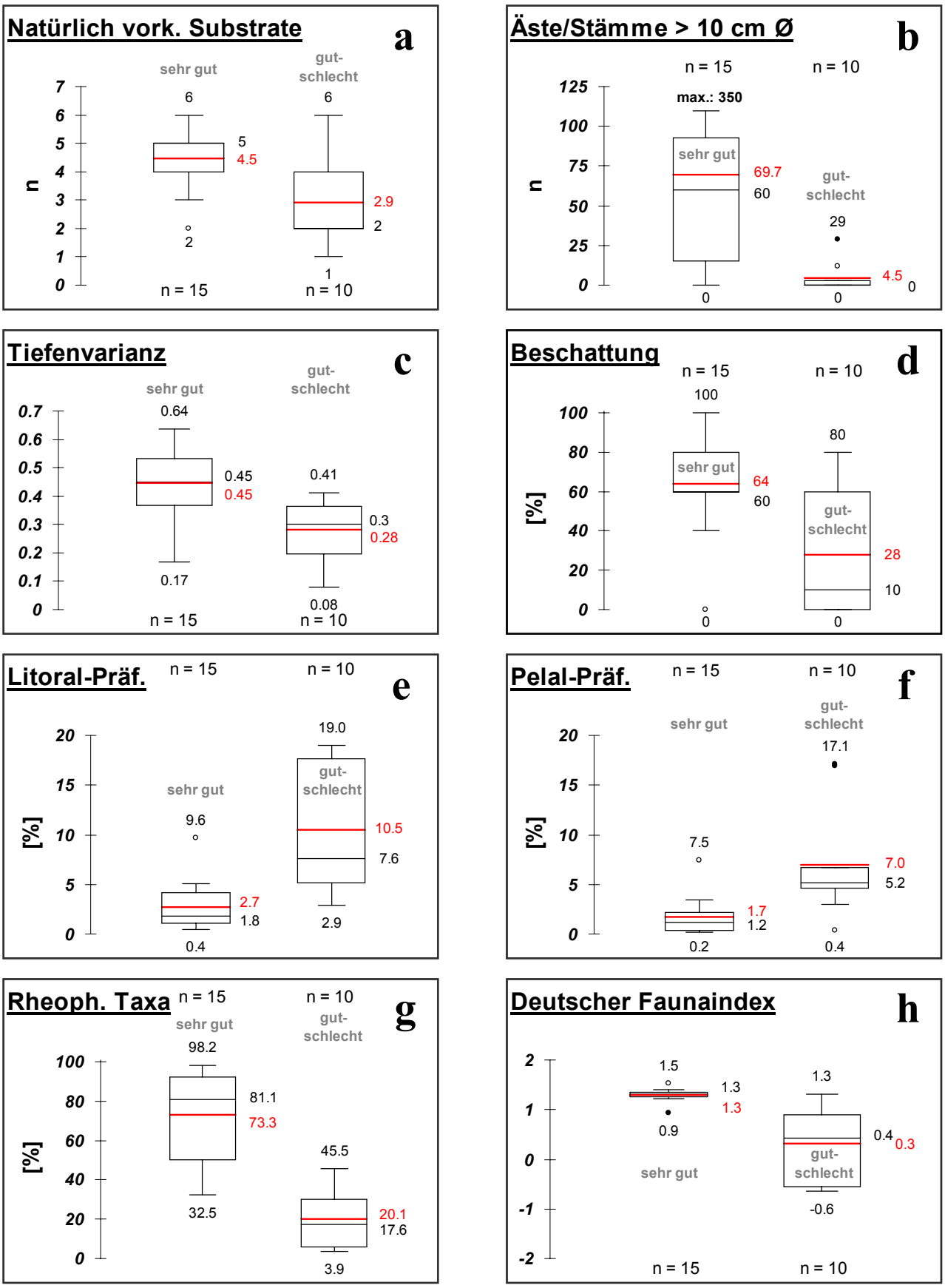


Abb. 1: Gegenüberstellung der Ausprägung ausgewählter hydromorphologischer (a-d) und biozönotischer Parameter (e-h) für Referenzabschnitte („sehr gut“, linke Box) und degradierte Abschnitte („gut-schlecht“, rechte Box). Erklärung der Parameter im Text. Zahlen ober- und unterhalb der Boxen entsprechen dem jeweiligen Maximal- und Minimalwert; Zahlen rechts der Boxen entsprechen jeweils dem Mittelwert (hellgrau) und Median (n = Anzahl der berücksichtigten Aufsammlungen)

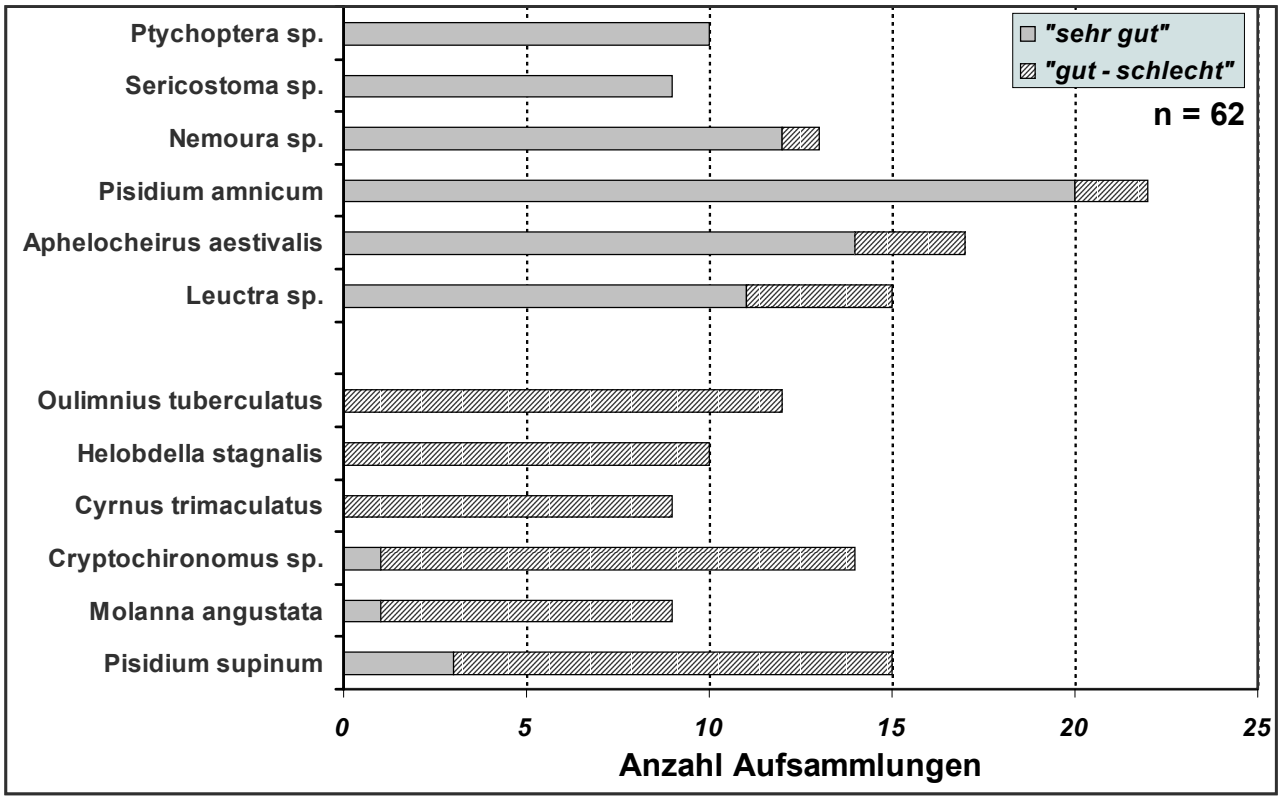


Abb. 2: Auswahl „positiver" Indikatortaxa (oben) und Störungszeiger (unten) nach ihrer Konstanz in den untersuchten Gewässerabschnitten (n = Anzahl der ausgewerteten Abschnitte)

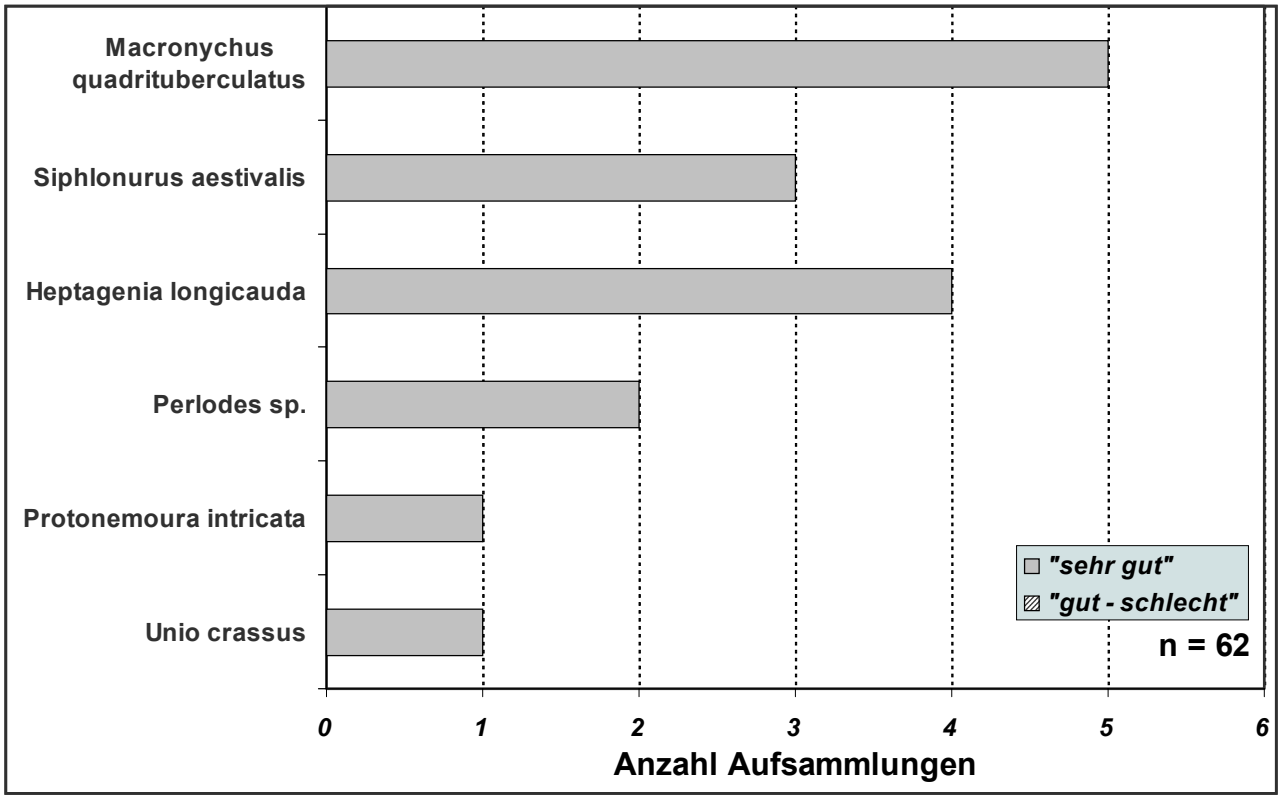


Abb. 3: Konstanz seltener und gefährdeter („besonderer") Taxa in den untersuchten Gewässerabschnitten (n = Anzahl der ausgewerteten Abschnitte)

Biozönotische Charakterisierung

Die Analyse der Wirbellosen-Aufsammlungen erfolgte ebenfalls auf unterschiedlichen Ebenen. Zunächst wurden auf Art- bzw. Gattungsniveau Taxa ermittelt, die sich aufgrund der Kenngrößen „Stetigkeit", „Konstanz" und „Abundanz" als Indikatortaxa für Referenzabschnitte eigneten (Abb. 2). Zusätzlich wurde auch das Vorkommen seltener und gefährdeter Arten und höherer Taxa analysiert (Abb. 3). Dadurch finden auch diejenigen Taxa Berücksichtigung, denen aufgrund ihrer Konstanz alleine keine Indikatorfunktion zukäme.

Am Beispiel der beiden Arten *Macronychus quadrituberculatus* (Coleoptera) und *Siphlonurus aestivalis* (Ephemeroptera) lässt sich demonstrieren, dass weniger abundante bzw. konstante Taxa sich aufgrund ihrer ökologischen Ansprüche durchaus als Indikatoren für „sehr gute" Abschnitte eignen. Das Vorkommen von *Macronychus quadrituberculatus* ist beispielsweise eng mit dem größerer Totholzansammlungen, das von *Siphlonurus aestivalis* u. a. mit dem Vorkommen von Stillgewässern (Auentümpeln?) verbunden (Schmedtje & Colling 1996); beides Eigenschaften von Referenzabschnitten.

In einer weiteren Auswertungsebene wurden Präferenzen bestimmter funktionaler Gruppen bzw. Gilden für Referenzabschnitte berücksichtigt. Hier erwiesen sich insbesondere die biozönotischen Kenngrößen „Litoralbesiedler" „Pelalbesiedler" und „rheophile Taxa" als geeignet (Abb. 1 e-g).

Der „Deutsche Faunaindex" (Abb. 1 h) ist ein Beispiel für eine weitere Kenngröße mit Berücksichtigung der jeweils vorgefundenen Artengemeinschaft (AQEM consortium 2002). Er wird aus Taxa-spezifischen Indikatorwerten (-2, -1 für Störungszeiger; +1, +2 für „positive" Indikatortaxa) ermittelt und ist im Wert umso größer, je näher ein Abschnitt am Referenzzustand ist (Feld et al. 2002, Pauls et al. 2002). Die Zuweisung der Indikatorwerte zu den einzelnen Taxa erfolgt dabei Gewässertyp-spezifisch.

Der „Deutsche Faunaindex" erwies sich hervorragend geeignet zur Identifikation von Referenzbedingungen, was deutlich wird in der sehr geringen Spannweite in Abb. 1 h, linke box). Wegen seiner relativ hohen Spannweite für die degradierten Abschnitte erwies er sich darüber hinaus als Schlüsselkenngröße zur Bewertung unterschiedlicher Degradationsklassen (guter-, mäßiger-, unbefriedigender- und schlechter ökologischer Zustand).

Mit der Auswertung von über 160 biozönotischen Kenngrößen („metrics") wurden schließlich diejenigen „metrics" ermittelt, mit denen sich eine Charakterisierung des „sehr guten ökolgischen Zustands" bestmöglich erreichen lässt. In Verbindung mit dem „Deutschen Faunaindex" werden sie zu einem Gesamtindex, dem „Multimetrischen Index" verrechnet (Pauls et al. 2002). Die Auswahl der geeigneten „metrics" zur Kennzeichnung des „sehr guten ökologischen Zustands" für die mittelgroßen, sandgeprägten Flüsse des Tieflandes ist in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: „Metrics“ zur Kennzeichnung des „sehr guten ökologischen Zustands“ für mittelgroße, sandgeprägte Flüsse des Tieflands“ mit Angaben zum jeweiligen Referenz-Schwellenwert

„Metric“	*Minimal-/Maximalwert für den „sehr guten ökologischen Zustand“*
„Deutsche Faunaindex“	> 1,2
% Trichoptera	**≥** 11,5
% Rheophil-Präferenz	**≥** 82,0
% Detritusfresser	< 15,0
% Litoral-Präferenz	< 2,2
% Pelal-Präferenz	< 2,5

Der „Multimetrische Index“ kennzeichnet neben Referenzabschnitten auch unterschiedliche Degradationsklassen und eignet sich daraufhin zur biozönotischen Bewertung nach den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie.

Danksagungen

Den zahlreichen helfenden Händen in der AG Hydrobiologie, Uni Essen, sei für die unermüdliche Hilfe während der Geländearbeit und später während der Probenaufbereitung im Labor gedankt. Besonderer Dank gilt Marta Wenikajtys für die hervorragende Unterstützung im polnischen und deutschen Tiefland sowie im Labor und am Binokular. Den Kolleginnen an der Uni **Łódź** gilt besonderer Dank für die liebenswürdige Hilfe bei den Geländearbeiten und die Bearbeitung eines Teils der Proben im Projekt „DEMARECO“.

Das Projekt „AQEM“ wurde gefördert von der EU, contract no. EVK1-CT1999-00027; www.aqem.de. Das Projekt “DEMARECO” wurde gefördert durch den Stifterverband für die Deutsche Wissenschaft, Aktenzeichen: H150 5506 9999 10605.

Literatur

AQEM CONSORTIUM (2002): Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive: 22-27. Version 1.0, February 2002, downloadable as pdf-version at www.aqem.de.

EUROPEAN UNION (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy (EU Water Framework Directive). Official Journal of the European Communities L327. Luxembourg.

FELD, C. K., S. PAULS, M. SOMMERHÄUSER & D. HERING (2002): Biozönotische Bewertung der ökologischen Qualität am Beispiel norddeutscher Tieflandfließgewässer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002: 75-80.

PAULS S., C. K. FELD, M. SOMMERHÄUSER & D. HERING (2002): Neue Konzepte zur Bewertung von Tieflandbächen und -flüssen nach Vorgaben der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie. Wasser & Boden 7/8: 70-77.

SCHMEDTJE, U. & M. COLLING (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96.

SOMMERHÄUSER, M. & D. HERING (2001): The development and testing of an integrated assessment system for the ecological quality of streams and rivers throughout Europe using benthic macroinvertebrates (AQEM). Tagungsbericht der DGL-Jahrestagung 2000 in Magdeburg: 159-163.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Erarbeitung eines leitbildbezogenen Bewertungsverfahrens mit Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

Gesamtkonzept des Vorhabens

Jochen Schaumburg [1] & Ursula Schmedtje [2]

[1] Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstraße 67, 80636 München
[2] Internationale Kommission zum Schutz der Donau, Vienna International Centre, D0412, P.O.Box 500, A-1400 Wien

Einleitung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (Europäische Union 2000) sieht eine leitbildbezogene ökologische Bewertung von Fließgewässern und Seen vor. Diese soll durch die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten & Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fische erfolgen. Als Hilfskriterien dienen chemisch-physikalische und morphologische Gewässerbedingungen. Für die Leitbilddefinition sind Gewässertypen zu beschreiben. Die Bewertung ist Bestandteil des neuen Flußgebietsmanagements, das auf der Basis von Flußgebietseinheiten stattfindet und als ein Hauptziel die Erreichung des guten ökologischen Zustands bis zum Jahr 2015 vorsieht. Das hier mit insgesamt fünf Vorträgen vorgestellte Projekt hat die Erarbeitung eines bundesweit anwendbaren Bewertungsverfahrens für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten & Phytobenthos in Fließgewässern und Seen zum Ziel (siehe auch die Beiträge von Meilinger et al., Stelzer et al., Gutowski & Foerster, Hofmann et al. sowie Schaumburg et al. in diesem Band). Es hat zusammen mit den Vorläuferprojekten eine Laufzeit von 4 Jahren und endet im Sommer 2003.

Durchführung

Das Projekt wird am Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft durchgeführt. Die Organismengruppe Makrophyten und Phytobenthos wurde aus fachlichen Gründen in drei Untergruppen aufgeteilt, die von entsprechenden Spezialisten bearbeitet werden:

- Makrophyten: TU-München, Limnologische Station Iffeldorf, Frau Dr. Schneider mit Petra Meilinger und Doris Stelzer
- Phytobenthos (ohne Diatomeen): Frau Dr. Antje Gutowski mit Julia Foerster (Uni Bremen)
- Benthische Diatomeen: Frau Dr. Gabriele Hofmann

Eine Projektarbeitsgruppe begleitet das Projekt und trifft sämtliche Festlegungen, um die Synchronität der Arbeit und die Kompatibilität der Ergebnisse zu gewährleisten.

Vorarbeiten

- Als erstes wurde eine umfangreiche Literaturstudie durchgeführt. Diese beinhaltete auch die Zusammenstellung vorhandener Daten sowie die Prüfung auf deren Verwendbarkeit für das Projekt. Die Ergebnisse dieser Vorstudie, die bis zur Aufstellung eines für die Projektzielerreichung notwendigen Untersuchungsprogramms reichen, sind in einer Publikation zusammengefasst (Schmedtje et al. 2001).
- Als nächstes wurde ein Workshop mit Spezialisten und Interessenten durchgeführt. Auf diesem wurden einerseits die Ergebnisse der Vorstudie vorgestellt, andererseits wurden in Arbeitsgruppen Schlussfolgerungen aus dieser Studie, notwendige Kriterien für ein Bewertungsverfahren

für Makrophyten und Phytobenthos sowie die Möglichkeiten und Grenzen eines solchen Verfahrens bzw. der Aussagekraft der Organismengruppe diskutiert.

- Um die erforderlichen Untersuchungsstellen auswählen zu können, war eine Vorabtypisierung der Fließgewässer und Seen notwendig. Diese wurde nach geomorphologischen und hydrologischen Kriterien vorgenommen. Inzwischen existieren bundesweit abgestimmte a priori-Typisierungen, die kompatibel zu den in diesem Projekt vorgenommen Typisierungen sind und stark durch dieses Projekt mitgestaltet wurden (Mathes et al. 2002, Mathes et al. 2003 in Vorb., Schmedtje et al. 2001)
- Die Auswahl der Probestellen erfolgte auf der Basis der Vorstudie, der Vorabtypisierungen, auf Grund statistischer Erwägungen sowie sonstiger Überlegungen wie z.B. der Verfügbarkeit von Monitoringdaten der Bundesländer. Sie erfolgte außerdem in enger Abstimmung mit den Ländern, um größtmögliche Unterstützung durch die Länder und deren Interesse am Gelingen des Projekts sicherzustellen. Für eine Untersuchung wurden 213 Fließgewässer und 98 Seen ausgewählt. Diese repräsentieren so gut wie möglich Referenzstellen als auch solche der vier Degradationsstufen.

Untersuchungsphase

- Die biologische Untersuchung wurde nach den genannten Organismengruppen getrennt vorgenommen. Anzahl der Probestellen und Zeitpunkte der Probenahmen wurden entsprechend der speziellen Phänologie der Teilorganismengruppen gewählt und sind in der folgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 1: Anzahl der Probestellen und Probenahmen der Teilorganismengruppen

	Probestellen an Fließgewässern	**Probestellen an Seen**	**Anzahl Probenahmen**
Makrophyten	262	275	einmal (Sommer)
Phytobenthos	152	0	zweimal (Sommer & Winter, nur Fließgewässer)
Diatomeen	210	115	dreimal (Frühjahr, Sommer, Herbst)

- Die Kartierung von Struktur und Morphologie wurde an den Fließgewässern nach dem LAWA-Vorort-Verfahren durchgeführt, an den Seen wurden strukturelle Merkmale nach selbst festgelegten Kriterien erfaßt.
- Chemisch-physikalische Daten wurden durch begleitende Monitoringprogramme der Bundesländer erhoben und dem Projekt zur Verfügung gestellt.

- Sämtliche Projektdaten wurden in einer zentralen Datenbank am Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft erfaßt. Diese ist die Grundlage sämtlicher Auswertungen und stellt gleichzeitig ein wichtiges Produkt des Projektes für künftige weitergehende Fragestellungen dar.

Auswertungen der drei Teilorganismengruppen

Für die Auswertung der Daten und Entwicklung einer leitbildbezogenen Bewertung wurde zunächst in der Projektgruppe eine Arbeitsanleitung für die gleichartige Vorgehensweise für die Teilorganismengruppen entwickelt. Für statistische Fragen wurde ein Experte hinzugezogen. Folgende Schritte werden bearbeitet:

- Ermittlung der gemeinsamen Referenzstellen für alle Teilorganismengruppen

Nach den Vorgaben der EU-CIS-Arbeitsgruppe „REFCOND“ ist als Referenz der möglichst unbeeinflußte (naturnahe) Zustand je Gewässertyp definiert. Das ist der Zustand, bei dem die betrachtete Biozönose die typische Artenzusammensetzung und Ausprägung aufweist. Diesem Zustand wird die Qualitätsklasse 1 zugewiesen. QS 1 ist auch dann noch gegeben, wenn zwar geringfügige Beeinträchtigungen nachweisbar sind, diese aber nicht zu einer deutlichen Änderung der Biozönose führen, also die Referenzbiozönose noch vorhanden ist.

Im Projekt wurden alle Stellen auf stoffliche und strukturelle Beeinflussung überprüft. Dann wurden die Biozönosen untersucht und beschrieben. Als Ergebnis wurden die Referenzstellen definiert. Zur Entwicklung des Bewertungsverfahrens wird zunächst noch zwischen Referenz und Zustand 1 unterschieden. Später wird gemäß den Vorgaben nur noch Zustand 1 und die Abweichung davon in den Degradationsstufen beschrieben.

- Ermittlung der relevanten biozönotischen Typen für jede Teilorganismengruppe

Die biozönotischen Typen werden mit Hilfe statistischer Verfahren aus dem biologischen Datensatz der Referenzstellen definiert und beschrieben. Ein Abgleich mit den auf abiotischer Grundlage ermittelten a priori-Typologien führt zu Zusammenfassungen oder weiteren Aufsplittungen der dort beschriebenen Typen. Für Makrophyten und für das Phytobenthos ist eher mit Zusammenfassungen zu rechnen.

- Ableitung der Degradationsstufen für jede Teilorganismengruppe

Nach Beschreibung der Typen je Teilorganismengruppe werden die vier Degradationsstufen je Typ auf Grund der Änderung der Biozönosen und deren Abweichung von der Referenz definiert und beschrieben. Chemisch-physikalische und morphologische Daten können als Hilfkriterien herangezogen werden.

- Erstellung einer Bewertung für jede Teilorganismengruppe

Für jede der drei Teilorganismengruppen wird eine Bewertungsmethode entwickelt. Diese wird beschrieben und in einer Handlungsanweisung für die Praxis dargestellt.

Zusammenführen der Einzelkomponenten zu einem Bewertungsverfahren

Die Ergebnisse der Teilorganismengruppen werden anschließend zu einer Gesamtbewertung der Qualitätskomponente „Makrophyten & Phytobenthos“ zusammengeführt. Dafür sind die folgenden Schritte notwendig:

- Ermittlung der relevanten biozönotischen Typen

Die beschriebenen Typen für die Teilorganismengruppen müssen zu sinnvollen Gesamttypen zusammengeführt werden. Ein nochmaliger Abgleich mit den geomorphologischen a priori-Typologien muß die endgültige Definition der biozönotischen Typen ergeben.

- Definition der Degradationsstufen

Die Degradationsstufen für die ermittelten Typen sind zu definieren und zu beschreiben.

- Bewertungsverfahren

Das Bewertungsverfahren für die Gesamtkomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ ist aufzustellen und zu beschreiben. Eine Handlungsanweisung für die Praxis ist zu erstellen.

Abschlußbericht und Homepage

Das gesamte Projekt wird in einem Abschlußbericht beschrieben. Dieser soll auch veröffentlicht werden. Eine Projektbeschreibung, wesentliche Zwischenergebnisse sowie neues aus dem Projekt wie z.B. eine Kartieranleitung sind auf der Projekthomepage des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft www.Bayern.LfW.de/Projekte zu finden.

Literatur

EUROPÄISCHE UNION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.- Amtsblatt der Europäischen Union, L 327/1, 22.12.2000.

GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (2003 dieser Band): Bewertung von Fließgewässern mit Phytobenthos (ohne Diatomeen) zur Umsetzung der EU – Wasserrahmenrichtlinie. - In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Tutzing.

HOFMANN, G., SCHRANZ, C., KÖPF, B. (2003 dieser Band): Bewertung von Seen mit Diatomeen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Tutzing.

MATHES, J., PLAMBECK, G., SCHAUMBURG, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. - In: R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.); Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002. 15-23.

MATHES, J., PLAMBECK, G., SCHAUMBURG, J. (2003 dieser Band): Der Entwurf zur Seentypisierung in Deutschland im Hinblick auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU. - In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Tutzing.

MEILINGER, P., SCHNEIDER, S, MELZER, A. (2003 dieser Band): Makrophyten zur Ökologischen Bewertung von Fließgewässern – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. - In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Tutzing.

SCHAUMBURG, J., KÖPF; B., SCHRANZ, C., HOFMANN, G., SCHNEIDER, S. (2003 dieser Band): Gewässertypbezogene Trophieklassifizierung als Metric für ökologische Seenbewertungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie - Vorschlag aus dem Projekt zur Entwicklung des bundesweiten Bewertungsverfahrens für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos. - In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Tutzing.

SCHMEDTJE, U., KÖPF, B., C., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., Mollenhauer, D. (2001): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos: Durchführung einer Literaturstudie und Erarbeitung eines Untersuchungsprogramms für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-1.5 „Leitzönosen“. GFA-Verlag, Hennef, 281 S.

SCHMEDTJE, U., SOMMERHÄUSER, M., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., HAASE, P., HERING, D. (2001): „Top-down“-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. - In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001, S. 147-151.

STELZER, D., SCHNEIDER, S., MELZER, A. (2003 dieser Band): Makrophyten zur ökologischen Bewertung von Seen – Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Tutzing.

SEENBEWERTUNG

BAIER, B. & J. BÖHMER: Die ökologische Bewertung von Stehgewässern anhand der Makrozoobenthosfauna

STELZER, D., SCHNEIDER, S. & A. MELZER: Makrophyten zur ökologischen Bewertung von Seen - Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie

TÄUSCHER, L.: Langzeitmonitoring oligo- und mesotropher Seen im Land Brandenburg

SCHAUMBURG, J., KÖPF, B., SCHRANZ, C., HOFMANN, G. & S. SCHNEIDER: Gewässertypbezogene Trophieklassifizierung als Metric für ökologische Seenbewertungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

MATHES, J., PLAMBECK, G. & J. SCHAUMBURG: Der Entwurf zur Seentypisierung in Deutschland im Hinblick auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU

KORCZYNSKI, I, MÜLLER, J. & J. MATHES: Monitoring der Kleinseen in Mecklenburg-Vorpommern: Untersuchungsprogramm und Ergebnisse

HOFFMANN, A., MISCHKE, U. & J. RÜCKER: Pigmente in Sedimenten ungeschichteter Flachseen Brandenburgs -ein paläolimnologischer Ansatz

HOFFMANN, A., RÜCKER, J. & U. MISCHKE: Pigmente in Sedimenten ungeschichteter Flachseen Brandenburgs - ein paläolimnologischer Ansatz zur Leitbildermittlung

KÖRNER, S.: Rekonstruktion der submersen Flora in Brandenburger Flachseen mithilfe makrofossiler Reste

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Die ökologische Bewertung von Stehgewässern anhand der Makrozoobenthosfauna

Beate Baier & Jürgen Böhmer
Institut für Zoologie, Universität Hohenheim, Garbenstr. 30, 70593 Stuttgart, bbaier@uni-hohenheim.de

Keywords: ökologische Gewässerbewertung, Makrozoobenthos, Stehgewässer, metrics.

1 Einleitung

Die von der Europäischen Union im Januar 2000 verabschiedete Wasserrahmen-Richtlinie (EUROPEAN UNION, 2000) beinhaltet den "guten ökologischen Zustand von Oberflächengewässern" als Zielvorgabe. Die ökologische Bewertung von Oberflächengewässern muss dabei anhand physikalisch-chemischer, biologischer und morphologischer Parameter erfolgen, wobei die Biologie der Gewässer bei der Bewertung im Zentrum zu stehen hat. Das Makrozoobenthos stellt dabei eine der biologischen Komponenten dar, die zur Seenbewertung in Deutschland allerdings bisher nur selten herangezogen wurde. Lediglich einzelne Gruppen des Seebenthos – wie z.B. Oligochaeten und Chironomiden - wurden bisher intensiver untersucht.

Ziel des vorgestellten Forschungsprojektes, das im Auftrag der LAWA durchgeführt wird, ist die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Stehgewässer in Deutschland > 50 ha anhand der Makrozoobenthosfauna.

2 Ergebnisse

Im ersten Schritt wurden Daten aus früheren Benthos-Untersuchungen sowie aus Neuerhebungen in einer Access-Datenbank gesammelt und hierarchisch strukturiert. Fehlende Stammdaten, wie z.B. Seefläche und –volumen, Größe und Nutzung des Einzugsgebietes, Schichtungsverhalten oder Uferstruktur wurden nacherhoben. Derzeit sind Daten zu 127 deutschen Seen mit insgesamt 470 Untersuchungspunkten und 631 Probenahmen in die Datenbank integriert, wobei lediglich 57 Seen eine Fläche über 50 ha haben.

Zunächst wurden die Stehgewässer aufgrund der abiotischen Daten den Gewässertypen entsprechend dem LAWA-Teilprojekt „Seentypisierung in Deutschland“ zugeordnet. Als Typologie-Kriterien gelten dort die Ökoregion, die Calcium-Konzentration als Maß für die geochemischen Verhältnisse im Einzugsgebiet, das Verhältnis Einzugsgebietsgröße zu Seevolumen, um den Einfluss des Einzugsgebietes auf den Stoffhaushalt des Sees abzuschätzen sowie die

Schichtungseigenschaften des Sees. 94% der Seen, die bisher in die Datenbank integriert sind, liegen in der Ökoregion „Tiefland“. Diese 118 Seen sind alle als kalkreich einzustufen, 71 % davon weisen ein großes Einzugsgebiet im Verhältnis zum Seevolumen auf. Anhand der biologischen Daten soll nun überprüft werden, ob sich die typologische Klassifizierung in der Makrozoobenthosfauna widerspiegelt.

Die Datensätze stammen aus unterschiedlich beeinträchtigten Stehgewässern. Mit Hilfe vorhandener Stammdaten, Kartenmaterial und Kontakt mit Fachleuten vor Ort wurde daher eine Belastungseinschätzung vorgenommen. Anhand des Anteils der landwirtschaftlich genutzten und der besiedelten Fläche erfolgt die Einstufung der Seen in fünf Degradationsstufen von 1 (unbelastet) bis 5 (sehr stark belastet). Die Nutzung eines Sees z.B. als Fischereisee oder als stark frequentiertes Naherholungsgebiet mit Campingplätzen und Bootsbetrieb führt ebenso zur Abwertung wie Kläranlagen am Seezufluss oder eine gestörte Uferstruktur. In Abb. 1 wird deutlich, dass nur sehr wenige der 127 Seen als unbelastete Referenzseen (Klasse 1) anzusehen sind. Mehr als die Hälfte der Seen sind dagegen als stark bis sehr stark belastet (Klasse 4 und 5) zu bezeichnen.

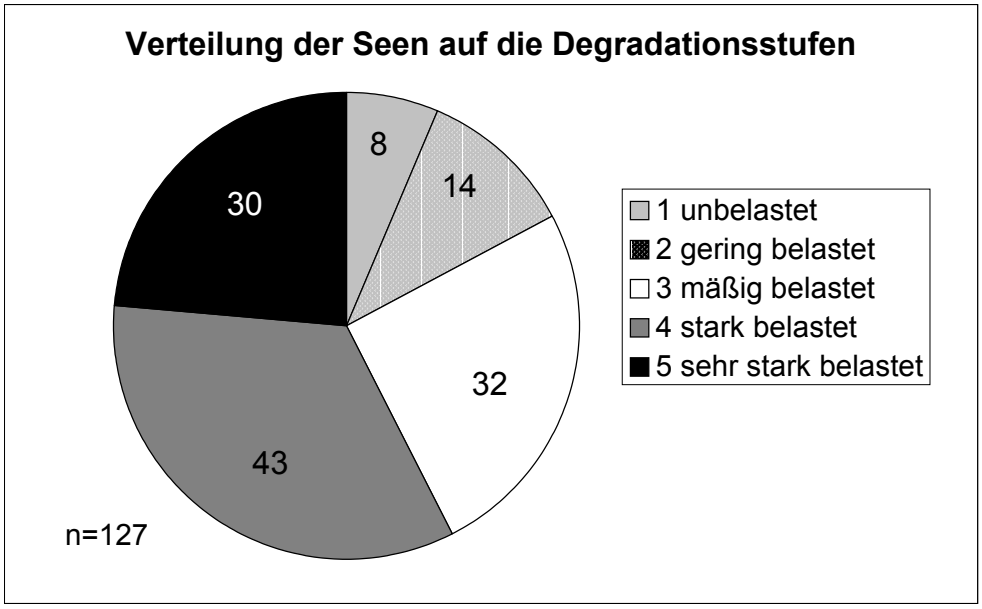
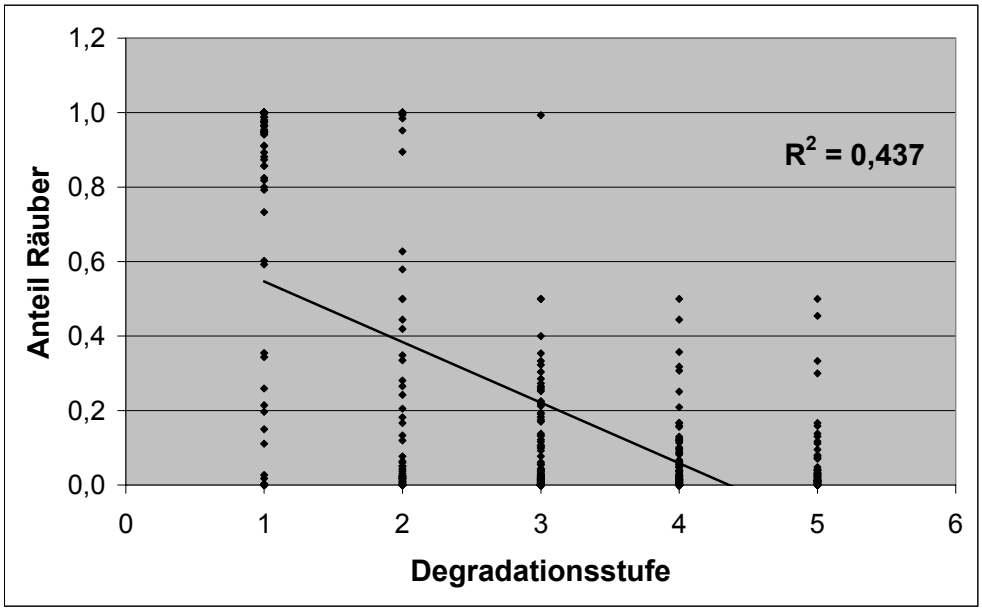


Abb. 1: Verteilung der bisher in die Datenbank integrierten Seen auf Degradationsstufen, die anhand abiotischer Daten definiert wurden.

In der Wasserrahmen-Richtlinie werden als Kriterien zur ökologischen Gewässerbewertung die Vielfalt und Zusammensetzung der Benthosfauna sowie das Verhältnis störungsempfindlicher zu robusten Taxa genannt (EUROPEAN UNION, 2000). Zur Bewertung sind also biologische Kenngrößen notwendig, die ökologische Funktionen innerhalb der Lebensgemeinschaften darstellen. Diese Kenngrößen müssen außerdem den Grad einer anthropogenen Belastung eines Gewässers widerspiegeln können. Zur ersten Auswahl solcher biologischen Maßzahlen wurden mit den in der Datenbank vorhandenen Testdatensätzen Korrelationen zwischen verschiedensten

Kenngrößen und den Degradationsstufen berechnet. Als mögliche Einzelindices zur Bewertung des ökologischen Zustands eines Sees zeigten sich dabei beispielsweise der Anteil der Räuber und der Anteil der strömungsindifferenten Arten (Abb.2). Hier zeigen sich signifikante Abweichungen zwischen Referenz und belasteten Seen, beziehungsweise signifikante Unterschiede zwischen einzelnen Degradationsstufen (r = 0,66 bzw. 0,56). Die noch relativ ungleichmäßige Verteilung und große Streubreite beruht darauf, dass in diesen ersten Berechnungen ein Punkt noch eine Probe darstellt.



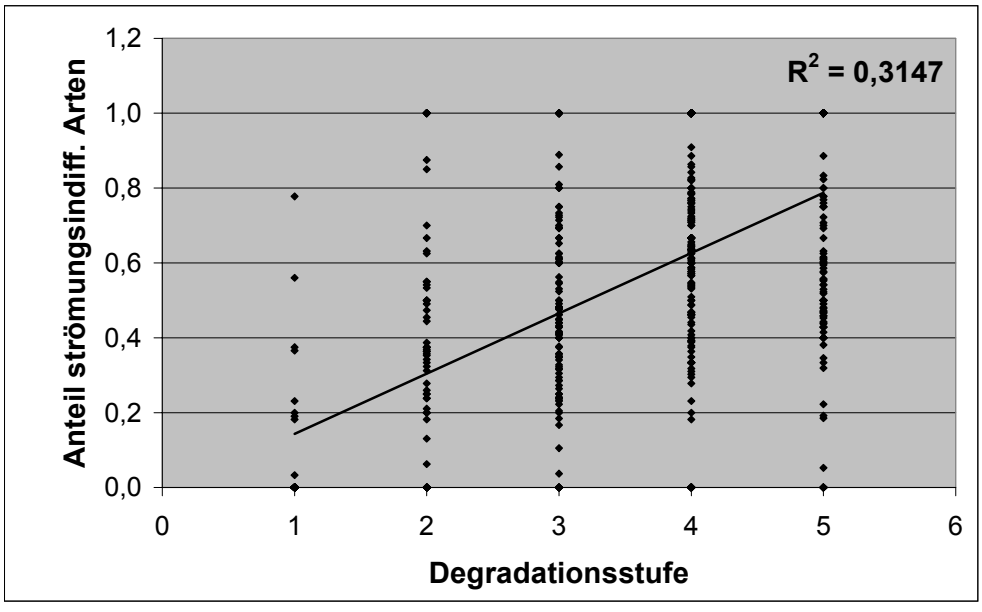


Abb. 2: Korrelation zwischen den Degradationsstufen und den biologischen Kenngrößen „Anteil der Räuber“ und „Anteil strömungsindifferenter Arten“.

In weiteren Auswertungen sollen nun die Proben nach Beprobungsterminen und Seen zusammengefasst werden. Außerdem soll eine Differenzierung nach Seetypen und Probenahmemethodik durchgeführt werden. Taugliche Einzelindices, die einen

Belastungsgradienten verlässlich anzeigen, sollen schließlich zu einem multimetrischen Index kombiniert werden, der dann mit neu erhobenen Datensätzen validiert wird.

Eine wichtige Grundlage der Gewässerbewertung ist die Probenahme. Bisher gibt es keine einheitlichen Vorgaben für die Probenahme von Makrozoobenthos in Stehgewässern. Bei der Auswertung der Daten hat sich gezeigt, dass diese sehr inhomogen sind bezüglich Auswahl und Anzahl der Probestellen, verwendeter Geräte, Maschenweite, beprobter Tiefenzone etc. Als Folge davon sind die erhobenen Daten häufig kaum miteinander vergleichbar. Zur ökologischen Bewertung von Stehgewässern nach der Wasserrahmenrichtlinie ist daher die Entwicklung einer standardisierten Probenahmevorschrift auch für Seen notwendig geworden. Basierend auf Methoden aus England (WILLIAMS et al., 1996) und den Vereinigten Staaten (GERRITSEN et al, 1998; FDEP, 1996) sowie den Anforderungen des geplanten Bewertungsverfahrens wurde ein erster Vorschlag erarbeitet, der im Laufe des Jahres auch schon in einigen Bundesländern erprobt wurde. Die Erfahrungen der Bearbeiter vor Ort sowie eigene Versuche zur Probenahmemethodik werden nun bei der Überarbeitung der Vorschrift mit einbezogen. Besonders berücksichtigt werden hierbei die Punkte Maschenweite, Anzahl der Proben pro See sowie die Auswertung als Mischprobe oder Einzelprobe.

3 Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Makrozoobenthos eignet sich zur ökologischen Bewertung von Stehgewässern gemäß WRRL. Als mögliches Bewertungsverfahren zeichnet sich ein multimetrischer Index ab, in dem verschiedene ökologische Aspekte einer benthischen Lebensgemeinschaft integriert sind. Zur Entwicklung dieses multimetrischen Index ist eine Erweiterung der Datenbank notwendig, wobei vor allem auch die Ökoregion „Alpen und Alpenvorland“ berücksichtigt wird und nach Möglichkeit Datensätze von unbelasteten Seen integriert werden sollen.

4 Literatur

EUROPEAN UNION (2000): Directive 2000/EC of the European Parliament and the Council establishing a framework for community action in the field of water policy: PE-CONS 3639/00. Brüssel, 30. Juni 2000.

FDEP (1996): Standard operating procedures for biological assessment. Florida Department of Environmental Protection, Biology Section, Tallahassee, FL.

GERRITSEN, J., CARLSON, R.E., DONALD, L.D., FAULKNER, C., GIBSON, G.R., HARCUM, J. & MARKOWITZ, S.A. (1998): Lake and reservoir bioassessment and biocriteria. Technical guidance document. United States Environmental Protection Agency, EPA 841-B-98-007, Revised November 2, 1999, Washington, http://www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html.

WILLIAMS, P.; BIGGS, J.; WITHFIELD, M.; CORFIELD, A.; FOX, G. & ADARE, K. (1996): Biological techniques of still water quality assessment. Phase 2 Method development. Environment Agency R & D Technical Report E 56, Environment Agency, Bristol, 158 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Makrophyten zur ökologischen Bewertung von Seen - Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Doris Stelzer, Susanne Schneider & Arnulf Melzer

Limnologische Station der Technischen Universität München; Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf
http://www.limno.biologie.tu-muenchen.de

Keywords: Makrophyten, Bewertung, Wasserrahmenrichtlinie, Seen, Typologie, Index

Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (WRRL, EU 2000) fordert eine umfassende ökologische Bewertung der Gewässer Europas und strebt langfristig einen mindestens „guten Zustand“ von Küstengewässern, stehenden und fließenden Oberflächengewässern sowie des Grundwassers an. Makrophytische Wasserpflanzen, die seit langem eine wichtige Rolle in der biologischen Gewässerbewertung spielen (MELZER & SCHNEIDER 2001), sind eine der in der WRRL vorgegebenen Qualitätskomponenten für die Zustandserfassung und spätere Überwachung.

Im Rahmen des vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (LfW, München) koordinierten BMBF-Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos“ (ATV-DVWK 2001; SCHAUMBURG 2002) werden derzeit Methoden erarbeitet, die eine flächendeckende Beurteilung von Fließgewässern und Seen auf dem gesamten Gebiet der Bundesrepublik Deutschland ermöglichen. Für den Teilbereich Makrophyten in Seen, der an der Limnologischen Station der TU-München in Iffeldorf bearbeitet wird, werden erste Ergebnisse vorgestellt.

Kartierungsmethodik

Die Kartierung der Makrophytenvegetation in Seen erfolgte nach der in STELZER &SCHNEIDER (2001) beschriebenen Methodik. Vor Ort wurden 20 – 30 m breite homogene Transekte aus zuvor festgelegten Gewässern untersucht. Die Vegetation wurde in vier Tiefenstufen mit Sichtkasten, Rechen, Bodengreifer von einem Boot aus erfasst. Die Pflanzenmengen wurden nach KOHLER (1978) abgeschätzt. Zusätzlich wurden Angaben zur Struktur der Stelle (Uferbewuchs, Nutzung, Morphologie, Substrat) notiert.

Die Untersuchung beinhaltete 171 Stellen an 71 Seen aus der gesamten Bundesrepublik. Zusammen mit Ergebnissen aus vorausgegangenen Untersuchungen, standen insgesamt Daten von 275 Stellen an 95 Seen zur Auswertung zur Verfügung.

Typologie

Um ein Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren im Sinne der WRRL zu erarbeiten, wurde im ersten Auswertungsschritt eine auf der Makrophytenvegetation basierende Typologie erstellt. Hierbei wurden ausschließlich möglichst naturnahe Stellen (Referenzstellen) verschiedenen statistischen Ähnlichkeitsanalysen unterzogen.

Auf dieser Basis ließen sich zwei Gruppen deutlich abtrennen: Stellen silikatischer Mittelgebirgsseen und Stellen von Alpenseen, die sich durch Steilheit und festes Substrat auszeichnen. Die Gruppe der übrigen süddeutschen Stellen grenzt an die der Stellen der Norddeutschen Tiefebene an, da diese beiden Gruppen einander in Artenzusammensetzung und Abundanz ähneln. Eine Zusammenfassung dieser Gruppen ist jedoch nicht sinnvoll, da von einem abweichenden Degradationsverlauf ausgegangen werden muss. Abhängig von geographischer und klimatischer Lage variiert das soziologische und trophische Verhalten der submersen Makrophyten, so dass einzelne Arten unterschiedlich auf Degradierungseinflüsse reagieren.

Da anthropogener Nährstoffeintrag eine wichtige Degradationsursache in Seen darstellt ist die Berücksichtigung der natürlichen Trophieverhältnisse für die Definition der Degradationsstufen notwendig (vgl. Schaumburg et al. 2002). Wegen der geringen Zahl der Referenzstellen an natürlich eutrophen norddeutschen Seen wurde diese Auftrennung nicht in den statistischen Analysen sichtbar, eine künstliche Trennung z.B. anhand des Schichtungsverhaltens (POTT & REMY 2000) entsprechend der Seentypologie der LAWA nach MATHES et al. (2002) erscheint jedoch sinnvoll. Dieser vorerst theoretische Typ wird derzeit anhand von historischen Daten aus der Literatur überprüft.

Derzeit werden also folgende vorläufige Typen unterschieden:

- Silikatische Stellen der Mittelgebirge
- Extrem steile Stellen der Alpenseen
- Restliche süddeutsche Stellen
- Stellen aus natürlich oligo-/mesotrophen Norddeutschen Seen
- Theoretischer Typ: Stellen natürlich eutropher Norddeutscher Seen

Bewertung

Die Bewertung der Stellen erfolgt getrennt nach den oben genannten Typen und entspricht weitgehend der für Fließgewässer verwendeten Vorgehensweise (MEILINGER 2002). Beispielhaft ist die Erstellung des Bewertungssystems am Typ der restlichen Stellen Süddeutscher Seen beschrieben.

Grundlage für die Beschreibung des typspezifischen Degradationsverlaufes bildet eine Vegetationstabelle aller submersen Makrophyten. Die aufgenommenen, ordinal skalierten Pflanzenmengen (P) wurden in metrische Quantitäten (Q) nach MELZER (1988) umgerechnet ($Q=P^3$) und für jede Stelle über die Tiefenstufen aufsummiert.

Innerhalb der Tabelle erfolgt die Anordnung der Arten nach rechts, die der Probestellen nach unten (Abbildung 1). Die in der Tabelle oben stehenden Referenzstellen, bilden den Bezugspunkt, an dem die übrigen Stellen gemessen werden. Die an den Referenzstellen dominierenden Arten, also die typspezifischen Taxa werden links angeordnet. Die übrigen Probestellen werden nach unten mit zunehmender Abweichung ihrer Artenzusammensetzung und Abundanz von der „Referenzbiozönose“ angeordnet, wodurch sich die Probestellen nach zunehmender Degradation gruppieren. Dabei ordnen

sich auch die Arten von links nach rechts entsprechend ihres gemeinsamen Vorkommens mit Taxa der Referenzbiozönose. Arten, die erst bei sehr starkem Rückgang oder Ausfall der Referenzbiozönose zur Dominanz gelangen, stehen damit in der Tabelle rechts.

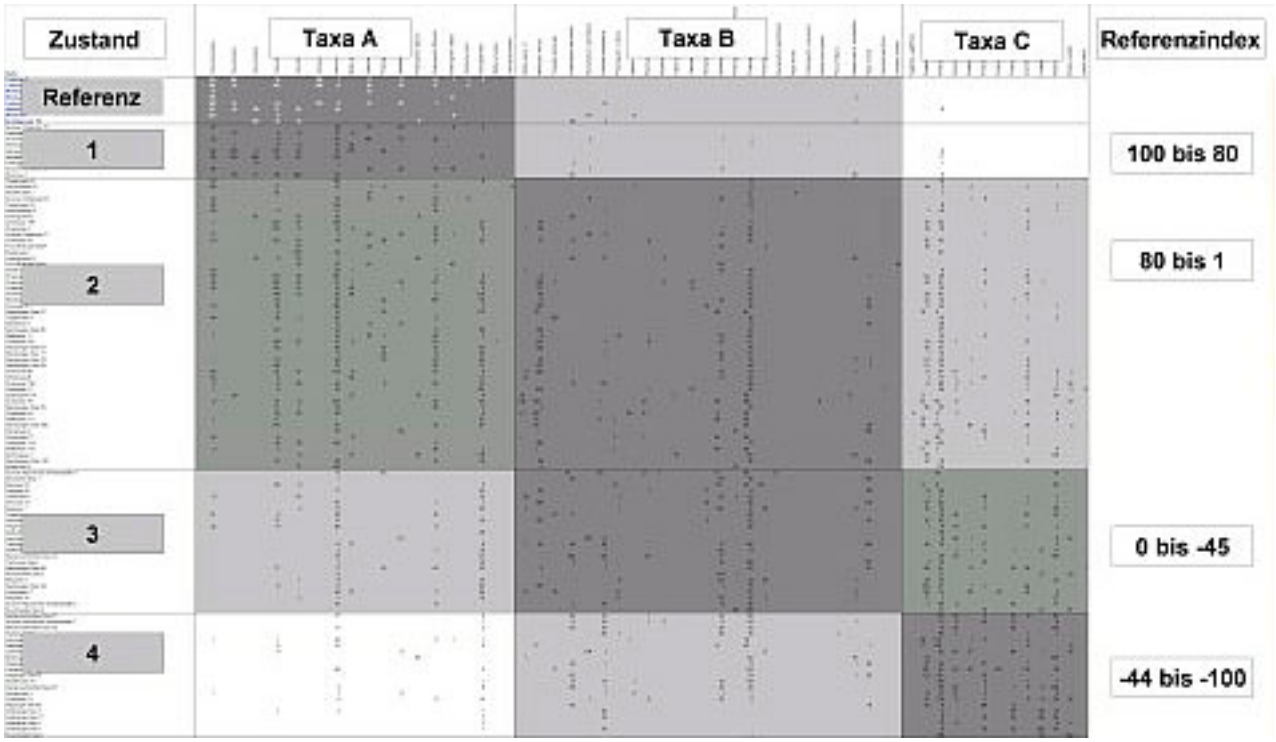


Abbildung 1: Beispielhafte vegetationsökologische Tabelle zur Erstellung des Bewertungsverfahrens

Aus dieser Tabelle lassen sich drei ökologische Artengruppen ableiten, die mit ihren Verbreitungsschwerpunkten unterschiedliche Belastungszustände widerspiegeln:

- **Artengruppe A:** Arten, die an Referenzstellen dominieren und somit als typspezifisch bezeichnet werden können. Ausgeschlossen wurden dabei Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt im Bereich belasteter Gewässer liegt.

- **Artengruppe B**: Taxa mit weiter ökologischer Amplitude sowie solche mit Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich. Je nach Belastung der Stellen kommen diese neutralen Arten gemeinsam mit unterschiedlich hohen Anteilen der anderen Gruppen vor.

- **Artengruppe C:** Störzeiger, die einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt an degradierten Standorten zeigen und höchstens in geringen Mengen an den Referenzstellen auftreten.

Diese Artengruppen wurden anschließend anhand geeigneter - also dem Typ entsprechender - Literaturbelege (vgl. SCHAUMBURG et al., i.V.) und eigenem Expertenwissen überprüft und gegebenenfalls korrigiert.

Indexberechnung

Zur Quantifizierung der Degradation als Abweichung von der Referenzbiozönose wird ein sog. „Referenzindex“ berechnet. Hierfür gehen die prozentualen Anteile der Artengruppen A, B und C an der Gesamtquantität aller Taxa in folgende Formel ein:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI = Referenzindex

Q_{Ai} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe A

Q_{Ci} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe C

Q_{gi} = Quantität des i-ten Taxons aller Gruppen

n_A = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A

n_C = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C

n_g = Gesamtzahl der Taxa aller Gruppen

Dieser Index vergleicht Artenzusammensetzung und Abundanzen einer Stelle mit dem Arteninventar der Referenzstellen. Er eignet sich damit zur Quantifizierung der Degradation als Abweichung vom Referenzzustand, wie in Anhang V der WRRL (EU 2000) gefordert. Das Bewertungssystem beruht also nicht auf einer Reihung von Arten nach bestimmten Degradationsfaktoren (z.B. Trophie), sondern ergibt sich aus der realen Spannweite der im jeweiligen Typ auftretenden ökologischen Zustände. Der Referenzindex ermöglicht also eine ökologische Gesamtbewertung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie.

Die berechneten Indexwerte reichen von -100 bis 100. Entsprechend der natürlichen Varianz der Referenzstellen erfolg die Ableitung der ökologischen Zustandsklassen aus den Indexgrenzen (Abbildung 1) typabhängig. Die Festlegung der Indexbereiche beruht auf den in der WRRL (EU 2000, Anhang V) beschriebenen Kriterien.

Ausblick

Derzeit findet die Abgrenzung des bislang theoretischen Typs der natürlich eutrophen Seen Norddeutschlands statt. Weitere Arbeiten umfassen die Erweiterung des Bewertungssystems auf die übrigen Typen. Zusätzlich wird geprüft, inwieweit eine Berücksichtigung der emersen Vegetation sinnvoll ist. Die Ergebnisse werden anschließend im Abschlußbericht des PYLIB-Projektes veröffentlicht (Schaumburg et al., i.V.).

Literatur

ATV-DVWK (Hrsg.; 2001): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos: Durchführung einer Literaturstudie und Erarbeitung eines Untersuchungsprogramms für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-1.5 „Leitzönosen“. GFA-Verlag, Hennef, 281 S.

EUROPÄISCHE UNION (EU, 2000): Richtlinie 2000/60/EC des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Union, L 327/1,22.12.2000

KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft und Stadt. 10/2: 73-85.

MATHES, J.; Plambeck, G.; Schaumburg, J. (2002):Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.); Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002. 15-23.

MEILINGER, P. (2002): Makrophyten zur Ökologischen Bewertung von Fließgewässern – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Tutzing 2001.

MELZER, A. & SCHNEIDER, S. (2001): Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung in Seen. In: STEINBERG, CALMANO, KLAPPER & WILKEN (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie. Verlag Ecomed. Kap. VIII-1.2.1: 1-13.

POTT &REMY (2000): Gewässer des Binnenlandes Eugen Ulmer. Stuttgart.

SCHAUMBURG, J. (2002): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie – Gesamtkonzept des Vorhabens. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Tutzing 2001.

SCHAUMBURG, J., KÖPF, B.; SCHRANZ, CH.; HOFMANN, G.; SCHNEIDER, S. (2002): Gewässertypbezogene Trophieklassifizierung als Metric für ökologische Seenbewertungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie - Vorschlag aus dem Projekt zur Entwicklung des bundesweiten Bewertungsverfahrens für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Tutzing 2001.

SCHAUMBURG, J.; SCHRANZ, CH.; SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., FÖRSTER, J. (I.V): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos. Abschlußbericht..

STELZER, D. & SCHNEIDER, S. (2001): Ökologische Bewertung mit Makrophyten - Kartierungsmethoden für Seen. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001. S. 91-95

Langzeitmonitoring oligo- und mesotropher Seen im Land Brandenburg

LOTHAR TÄUSCHER

Institut für angewandte Gewässerökolgie GmbH, Schlunkendorfer Straße 2e, D-14554 Seddiner See,
Tel.: 033205 / 71022, Fax: 033205 / 62161, E-Mail: gewaesseroekologie-taeuscher@gmx.de

Keywords: Nordostdeutschland, Klarwasserseen, Monitoring, Großschutzgebiete, Phytoplankton

1 Einleitung

Die nährstoffarmen Klarwasserseen Brandenburgs standen schon seit den sechziger bis achtziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts im Mittelpunkt limnologischer Untersuchungen, wobei vor allem vegetationskundliche Aspekte eine große Rolle spielten (vgl. TÄUSCHER & KURT 2002 und zit. Lit.). Einige dieser Seen sind auch in der TGL der DDR (1982) als besonders schützenswerte Gewässer aufgelistet. Seit 1992 wurden umfangreiche Erfassungen und Bewertungen dieser Gewässer vor allem im Rahmen des Seenkatasters Brandenburg, bei der Erstellung von Pflege- und Entwicklungsplänen und in Graduierungsarbeiten durchgeführt und in Berichten, Dissertationen und/oder Veröffentlichungen dokumentiert (s. Literaturzusammenstellung in TÄUSCHER & KURT 2002).

2 Material / Methoden / Untersuchungsgewässer

Es wurden folgende Trophie-Indikatoren, die für Monitoring-Programme von Seen geeignet und zwingend erforderlich sind (vgl. LAWA 1998, MAUERSBERGER 1999, MIETZ 1996a+b), ausgewertet: **Sichttiefe** [Sommermittelwerte (Mai bis September) ST: oligotroph ST > 6 m; mesotroph ST > 3 - < 6 m; eutroph ST > 1,5 - < 3 m], **Gesamtphosphor** [epilimnische Sommermittelwerte (Mai bis September) TP: oligotroph TP < 15 µg/l; mesotroph TP 15-25 µg/l; eutroph TP 25-100 µg/l] und **Chlorophyll-a** [epilimnische Sommermittelwerte (Mai bis September) Chl-a: oligotroph Chl-a < 3 µg/l; mesotroph Chl-a > 3 - < 10 µg/l; eutroph Chl-a > 10 - < 20 µg/l].
Außerdem wurde die Sauerstoffkonzentration bzw. die Sauerstoffsättigung am Ende der Sommerstagnation im Hypolimnion (**hypolimnische Sauerstoffzehrung**) berücksichtigt. Dabei liegt die Sauerstoffkonzentration des Tiefenwassers am Ende der Stagnationsperiode in oligotrophen Gewässern über 4 mg/l O_2, und in mesotrophen Gewässern kann im Hypolimnion Sauerstoffmangel auftreten (LAWA 1998).
In einigen Seen konnte die qualitative und quantitative Charakteristik des **Phytoplanktons** zur **Bioindikation** (vgl. TÄUSCHER 1998, 2001, TGL 1982) genutzt werden.
Die Namen der Untersuchungsgewässer und die Lage in Großschutz-, Naturschutz- und FFH-Gebieten sind in Tabelle 1 zusammengestellt (vgl. LAGS 1999).

Tabelle 1: Untersuchungsgewässer (alphabetisch) und die Lage in Großschutz-, Naturschutz- und FFH-Gebieten
(BR = Biosphärenreservat; LSG = Landschaftsschutzgebiet; NP = Naturpark; NSG = Naturschutzgebiet)

Seename	Großschutz-, Naturschutz-, FFH-Gebiet
Fauler See nw Küstrinchen	NP „Uckermärkische Seen"; NSG „Tiefer und Fauler See"; FFH
Giesenschlagsee, mittlerer	NP „Stechlin – Ruppiner Land"; FFH
Giesenschlagsee, oberer	NP „Stechlin – Ruppiner Land"; FFH
Großer Glietzensee, Ost	NP „Stechlin – Ruppiner Land"; NSG i.V. „Stechlin"; FFH
Großer Gollinsee	BR „Schorfheide – Chorin"; NSG „Bollwinwiesen/Großer Gollinsee"; FFH
Großer Karbuschsee	NP „Dahme – Heideseen"; FFH
Großer Kastavensee, Nord	NP „Uckermärkische Seen"; FFH
Großer Kastavensee, Süd	NP „Uckermärkische Seen"; FFH
Großer Kronsee	NP „Uckermärkische Seen"; FFH
Kleiner Kronsee	NP „Uckermärkische Seen"; NSG „Kleiner Kronsee"; FFH
Großer Krukowsee	NP „Stechlin – Ruppiner Land"; NSG i.V. „Stechlin"; Totalreservat; FFH
Kleiner Krukowsee	NP „Stechlin – Ruppiner Land"; NSG i.V. „Stechlin"; FFH
Parsteiner See	BR „Schorfheide – Chorin"; LSG; FFH
Schermützelsee	NP „Märkische Schweiz"; NSG geplant; FFH
Stoitzsee nw Warthe	NP „Uckermärkische Seen"; NSG „Stoitzsee"; FFH
Tiefer See nw Küstrinchen	NP „Uckermärkische Seen"; NSG „Tiefer und Fauler See"; FFH
Tiefer See se Bölkendorf	BR „Schorfheide – Chorin"; NSG „Tiefer See"; FFH
Großer Twernsee	NP „Stechlin – Ruppiner Land"; NSG „Wumm-See und Twern-See"; FFH
Großer Wummsee	NP „Stechlin – Ruppiner Land"; NSG „Wumm-See und Twern-See"; FFH

3 Ergebnisse und Diskussion

Eine ausführliche Einzelbeschreibung für jeden See ist in dem Bericht von TÄUSCHER & KURT (2002) enthalten.
Zur Trophie-Entwicklung in den untersuchten Seen in den letzten zehn Jahren ist folgendes festzustellen (Tabelle 2).
Beim Giesenschlagsee, beim Großen Glietzensee, beim Großen Gollinsee, beim Großen Karbuschsee, beim Großen Kastavensee (Süd), beim Großen und Kleinen Kronsee, beim Großen und Kleinen Krukowsee, beim Parsteiner See (Nord), beim Stoitzsee, beim Twernsee und beim Hauptbecken des Großen Wummsees ist eine gleich bleibende gute Wasserqualität zu verzeichnen. Die Entwicklungen im Faulen See nw Küstrinchen, im Großen Kastavensee (Nord), im Parsteiner See (Süd), im Schermützelsee, im Tiefen See nw Küstrinchen, im Tiefen See se Bölkendorf und im Westbecken des Großen Wummsees zeigen eine Oligotrophierung bei den Parametern Gesamtphosphor, Chlorophyll-a und Sichttiefe an, die durch die Extensivierung der Nutzungen in den Einzugsgebieten und durch Tiefenwasserableitung (im Schermützelsee) erreicht wurde (TÄUSCHER & KURT 2002 und zit. Lit.).

Die hypolimnischen Sauerstoffverhältnisse am Ende der Sommerstagnation sind aber gleichbleibend Indikator für mesotrophe Verhältnisse.
Diese Ergebnisse und der Vergleich mit früheren Untersuchungen (s. TÄUSCHER & KURT 2002 und zit. Lit.) zeigen eine hohe Stabilität der Trophie-Verhältnisse in den untersuchten Seen an.

Tabelle 2: Trophie-Entwicklung in den Untersuchungsgewässern
(TP = Gesamtphosphor; Chl-a = Chlorophyll-a; ST = Sichttiefe; O_2-Gehalt = Sauerstoffgehalt im Hypolimnio am Ende der Sommerstagnation; = keine Veränderungen; ← Oligotrophierung)

Seename	aktuelle Trophie nach TP, Chl-a, ST	aktuelle Trophie nach O_2-Gehalt	Entwicklung
Fauler See nw Küstrinchen	oligotroph	mesotroph	← / =
Giesenschlagsee, mittlerer	mesotroph	mesotroph	=
Giesenschlagsee, oberer	mesotroph	mesotroph	=
Großer Glietzensee, Ost	mesotroph	mesotroph	=
Großer Gollinsee	mesotroph	mesotroph	=
Großer Karbuschsee	mesotroph (-eutroph)	mesotroph (-eutroph)	=
Großer Kastavensee, Nord	mesotroph	mesotroph	←
Großer Kastavensee, Süd	mesotroph	mesotroph	=
Großer Kronsee	mesotroph	mesotroph	=
Kleiner Kronsee	mesotroph	mesotroph	=
Großer Krukowsee	mesotroph	mesotroph	=
Kleiner Krukowsee	mesotroph	mesotroph	=
Parsteiner See, Nord	eutroph	(eutroph)	=
Parsteiner See, Süd	mesotroph/oligotroph	mesotroph	← / =
Schermützelsee	mesotroph	mesotroph	←
Stoitzsee nw Warthe	mesotroph	mesotroph	=
Tiefer See nw Küstrinchen	oligotroph	mesotroph	← / =
Tiefer See se Bölkendorf	oligotroph/mesotroph	mesotroph	← / =
Großer Twernsee	mesotroph	mesotroph	=
Großer Wummsee, Hauptbecken	oligotroph	mesotroph	=
Großer Wummsee, Westbecken	mesotroph	mesotroph	← / =

Typische Mikroalgen im Phytoplankton der nährstoffärmeren Gewässer sind die kokkalen Grünalgen (Chlorophyta) *Desmodesmus costato-granulatus* (SKUJA) HEGEWALD (= *Scenedesmus costato-granulatus* SKUJA), *Quadrigula pfitzeri* (SCHRÖDER) G.M. SMITH und *Willea vilhelmii* (FOTT) KOMAREK, die Goldalge (Chrysophyceae) *Bitrichia chodatii* (REVERDIN) CHODAT und der Panzergeißler (Dinophyceae) *Gymnodinium helveticum* PENARD. Die Phytoplankton-Biovolumina lagen im Großen Kastavensee (Nord und Süd), im Parsteiner See (Süd), im Schermützelsee [April 2001: stärkere Entwicklung von *Tabellaria fenestrata* (LYNGBYE) KÜTZING – 2,1 mm^3/l] und im Großen Wummsee (Haupt- und Westbecken) im Jahr 2001 meist unter 1 mm^3/l. In diesen Seen kommen viele Arten vor, die zu den Charakterarten der planktischen Mikroalgengesellschaften Fragilario crotonensis – Asterionelletum formosae (MESSIKOMMER 1927) B. MÖLLER 1977 und Peridinio – Dinobryonetum TÄUSCHER 1995 gehören, die mesotrophe Verhältnisse indizieren (TÄUSCHER 1998). Nur in dem stärker eutrophierten Nordteil des Parsteiner Sees, was auch durch ein verstärktes Auftreten von kokkalen Chlorophyceen und Euglenophyceen angezeigt wird, treten höhere Phytoplankton-Biovolumina auf [April 2001: *Fragilaria ulna* (NITZSCH) LANGE-BERTALOT

var. *acus* (KÜTZING) LANGE-BERTALOT dominiertes Phytoplankton – 9,5 mm^3/l; August 2001: Wasserblüte von *Microcystis aeruginosa* (KÜTZING) KÜTZING – 10,9 mm^3/l].

4 Literatur

LAGS (LANDESANSTALT FÜR GROßSCHUTZGEBIETE BRANDENBURG) (ed.) (1999): Die Großschutzgebiete in Brandenburg. – Potsdam, 32 S.

LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1998): Gewässerbewertung stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. – Berlin, 1999.

MAUERSBERGER, R. (1999): Ökosystemare Umweltbeobachtung für das Biosphärenreservat „Schorfheide-Chorin“: Ökosystemtyp „See“. – Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. **33**: 83-90.

MIETZ, O. (1996a): Allgemeiner hydrographisch-limnologischer Überblick über die Seen Brandenburgs und die Entwicklung eines Klassifikationsmodells für die glazialen Seen des Norddeutschen Tieflandes. – Studien und Arbeitsberichte (Potsdam) **2**: 1-336.

MIETZ, O. (1996b): Die Entwicklung eines Klassifizierungssystems für die glazial entstandenen Seen Deutschlands zur Quantifizierung der Trophie im Istzustand. – Beitr. angew. Gewässerökolgie Norddeutschl. **2**: 62-82.

TÄUSCHER, L. (1998): Mikroalgengesellschaften der Gewässer Nordostdeutschlands und ihre Nutzung zur Bioindikation. – Feddes Repertorium **109**: 617-638.

TÄUSCHER, L. (2001): Phytoplanktonuntersuchungen von Brandenburger Klarwasserseen. – Bericht Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH im Auftrag Brandenburgische Technische Universität, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seddin, 9 S. + Anhang.

TÄUSCHER, L. & S. KURT (2002): Langzeitmonitoring oligo- und mesotropher Seen in Brandenburg. – Bericht Gewässerkataster und angewandte Gewässerökolgie e.V., Seddin, 13 S. + Anhang.

TGL (TECHNISCHE GÜTE- UND LEISTUNGSNORM) 27885/01 (1982): Nutzung und Schutz der Gewässer, Stehende Binnengewässer, Klassifizierung, - Berlin, 16 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Gewässertypbezogene Trophieklassifizierung als Metric für ökologische Seenbewertungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

Vorschlag aus dem Projekt zur Entwicklung des bundesweiten Bewertungsverfahrens für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos

Jochen Schaumburg[1], Bärbel Köpf[l], Christine Schranz[1], Gabriele Hofmann[2], Susanne Schneider[3]

[1] Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstr. 67, 80636 München,
mail: jochen.schaumburg@lfw.bayern.de; christine.schranz@lfw.bayern.de
[2] Hirtenstraße 19, 61479 Glashütten-Schloßborn, mail: gmhofmann@t-online.de
[3]Limnologische Station der Technischen Universität München, Hofmark 3, 82393 Iffeldorf
mail: susi.schneider@wzw.tum.de

Einleitung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (Europäische Union 2000) sieht eine leitbildbezogene ökologische Bewertung von Fließgewässern und Seen vor. Diese soll auf der Grundlage von Artenzusammensetzung und Abundanz durch die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten & Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fische erfolgen. Als Hilfskriterien dienen chemisch-physikalische und morphologische Gewässerbedingungen. Für die Leitbilddefinition sind Gewässertypen zu beschreiben. Die Bewertung ist Bestandteil des neuen Flußgebietsmanagements, das auf der Basis von Flußgebietseinheiten stattfindet und als ein Hauptziel die Erreichung des guten ökologischen Zustands bis zum Jahr 2015 vorsieht.

Beim Phytoplankton ist auch die Biomasse als trophieanzeigendes Kriterium mit zu bewerten. Die Eutrophierung ist in Deutschland als Hauptbelastungsfaktor der Seen zu betrachten. In Bewertungsverfahren, die auf Primärproduzenten basieren (Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos) wird die Trophiebewertung eine wesentliche Komponente (Metric) der Gesamtbewertung darstellen. Auf der Grundlage der Seentypologie der LAWA (Mathes et al. 2002, Mathes et al. 2003 dieser Band) kann nun eine typbezogene Trophieklassifizierung erstellt werden. Seentypen in Deutschland unterscheiden sich im Hinblick auf Klima, geografische Lage, Geologie, Hydrologie und Morphologie. Es ist anzunehmen, dass auch die Ausnutzung des Nährstoffangebots und dessen Manifestierung in Biozönosen und Primärproduktion unter den unterschiedlichen Randbedingungen variiert. Somit ist für eine ökologische Bewertung von Seen die Bewertungskomponente (Metric) Trophie für die typspezifischen Referenzzustände zu definieren. In Folge dessen kann die in den einzelnen Degradationsstufen der Typen zu erwartende Trophie vorläufig festgestellt werden.

Limnologische Hypothesen

Die trophierelevante Hauptunterscheidung der Typen natürlicher Seen und Talsperren der LAWA-Typologie basiert auf

- der Größe und dem Einfluß des Einzugsgebietes (Volumenquotient, auch Geologie und Geografie)
- der Ausprägung des Seewasserkörpers (Tiefe, Schichtungseigenschaften, Durchmischungseigenschaften)
- sowie z.T. der Hydrologie (Erneuerungszeit)

Daraus lassen sich folgende Hypothesen für unterschiedliche Trophietypen in den Referenzzuständen formulieren:

- für geschichtete Seen ist grundsätzlich ein nährstoffarmer (oligo oder schwach mesotropher) Referenzstatus anzunehmen; dies gilt für alle Ökoregionen.
  - bei kleinem Einzugsgebietseinfluß ist Oligotrophie wahrscheinlich,
  - bei großem könnte Oligotrophie oder auch Mesotrophie angemessen sein, eventuell abhängig vom Grundwassereinfluß.
  - Beim Alpensee (Typ 4) ist unabhängig von der Größe des Einzugsgebietes, dessen trophischer Einfluß im Referenzzustand in der Regel gering anzusetzen ist, Oligotrophie anzunehmen. Dieser Typ unterscheidet sich auch morphologisch deutlich von allen anderen.
- für ungeschichtete Seen kann grundsätzlich eine höhere Trophie in der Referenz angenommen werden (stark mesotroph oder eutroph); dies gilt für alle 3 Ökoregionen.
  - bei kleinem Einzugsgebietseinfluß ist Mesotrophie wahrscheinlich
  - bei großem Einzugsgebietseinfluß wirken die für eine Trophieminderung ungünstigen Begleiterscheinungen stärker; hier kann Mesotrophie oder Eutrophie angenommen werden
  - beim Flusssee (Typ 12) mit sehr geringer Wassererneuerungszeit sind zusätzlich die hydrologischen Verhältnisse ungünstig. Hier kann Eutrophie angenommen werden.

Vergleich der Theorie mit limnologischen Fakten

Die Hypothesen zur Referenz der Seentypen und deren möglicher Trophie wurden mit limnologischen Fakten verglichen und erste Expertenmeinungen abgefragt. Die Fakten beruhen auf ersten Ergebnissen aus dem „Makrophyten und Phytobenthos“ zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sowie aus sedimentstratigraphischen Untersuchungen einiger süddeutscher Seen. Bei beiden Datenquellen handelt es sich um die Trophiebewertung über indikative Kieselalgengesellschaften. Diese Ergebnisse lassen vor allem für Flachseen den Schluß zu, das diese z.T. im Referenzzustand nährstoffärmer eingeschätzt werden müssen als nach den theoretischen Überlegungen angenommen. Wenn ein See im Istzustand auf Grund der aktuellen Untersuchungen eine geringere Trophie aufweist, als die mit einem theoretischen Verfahren ermittelte Referenz, so ist anzunehmen, dass die Referenz mindestens dem Istzustand entspricht. Die erarbeitete **vorläufige** typbezogene Trophietabelle (Tab. 1) ist das Resultat aus den theoretischen Überlegungen, korrigiert durch limnologische Fakten und Expertenmeinungen.

Tab. 1: Typbezogene Trophieklassifikation für eine ökologische Seenbewertung nach WRRL

Öko-region	Nr.	Typ Calcium (mg/l) / VolumenQuotient / Schichtung	Qualitätsstufe Referenz	zu erwartende Trophie			
			1	2	3	4	5
Alpen Voralpen	1	Ca>=15 / VQ>1,5 / ungesch.	m	m - e1	e1 - e2	e2	p1 - h
	2	Ca>=15 / VQ>1,5 / gesch.	o	m	e1	e2	p1 - h
	3	Ca>=15 / VQ<=1,5 / gesch.	o	o - m	m - e1	e1	e2 - h
	4	Ca>=15 / VQ> oder <=1,5 / gesch.	o	o - m	m	e1	e2 - h
Mittelgebirge	5	CA>=15 / VQ>1,5 / gesch.	o	m - e1	e1 - e2	p1	p2 - h
	6	CA>=15 / VQ>1,5 / ungesch.	m	m - e1	e1 - e2	p1 - p2	h
	7	CA>=15 / VQ<=1,5 / gesch.	o	o - m	m - e1	e1	e2 - h
	8	CA<15 / VQ>1,5 / gesch.	o - m	m - e1	e1 - e2	p1	p2 - h
	9	CA<15 / VQ<=1,5 / gesch.	o	o - m	m - e1	e1	e2 - h
Tiefland	10	VQ>1,5 / gesch.	o - m	e1	e2	p1	p2 - h
	11	VQ>1,5 / ungesch. / >30d	m	e1	e2	p1 - p2	h
	12	VQ>1,5 / ungesch. / 3-30d	e1	e2	e2 - p1	p2	h
	13	VQ<=1,5 / gesch.	o	m	e1	e2	p1 - h
	14	VQ<=1,5 / ungesch.	m	e1	e2	p1 - p2	h

Trophieklassen LAWA 1999
o = oligotroph
m = mesotroph
e1 = schwach eutroph
e2 = stark eutroph
p1 = polytroph
p2 = stark polytroph
h = hypertroph

Diskussion und Ausblick

Für diesen Vorschlag wurden nach LAWA (1999) sieben Trophiestufen verwendet. Die Trophieklassen in den biologischen Indikationssystemen Diatomeenindex und Makrophytenindex sind damit nicht identisch, was bei einem Vergleich der Aussagen beachtet werden muß. Hier sind noch Überlegungen notwendig, wie diese Aussagen auf eine vergleichbare Basis gebracht werden können. Die Trophieaussagen einzelner Klassifikationsverfahren und Indikationssysteme können durchaus variieren, was folgende Gründe haben kann:

- 14 bundesweite Seentypen sind eine sehr grobe Einteilung was bei einzelnen Typen zu variablen Aussagen zur Referenztrophie z.B. nach LAWA (1999) führen kann
- Betrachtung unterschiedlicher Teillebensräume (Pelagial, Litoral)
- Langzeitindikatoren indizieren anders als Kurzzeitindikatoren

Die Ergebnisse aus den laufenden Projekten zur Bewertung mit Wasserpflanzen und Algen können eine Änderung der vorläufigen Einstufung erfordern.

Literatur

LAWA (1999): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuch Verlag, Berlin: 74 S.

MATHES, J., PLAMBECK, G., SCHAUMBURG, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. - In: R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.); Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002. 15-23.

MATHES, J., PLAMBECK, G., SCHAUMBURG, J. (2003 dieser Band): Der Entwurf zur Seentypisierung in Deutschland im Hinblick auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU. - In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Tutzing.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Der Entwurf zur Seentypisierung in Deutschland im Hinblick auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU

Jürgen Mathes[1], Gudrun Plambeck[2] & Jochen Schaumburg[3]

[1]Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Seenreferat M-V, Pampower Str. 66-68, 19061 Schwerin, E-Mail: Juergen.Mathes@um.mv-regierung.de,

[2]Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek, E-Mail: GPlambec@lanu.landsh.de

[3]Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstr. 67, 80636 München, E-Mail: Jochen.Schaumburg@lfw.bayern.de

Keywords: Wasserrahmenrichtlinie der EU, LAWA, Seentypen, Ökoregionen, biozönotische Validierung

Einleitung

Eine Bewertung der Gewässer im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie der EU (WRRL) - also eine Bewertung nach vorwiegend biologischen Kriterien - erfordert die Ableitung von Gewässertypen, von denen angenommen wird, dass sie im anthropogen unbelasteten Zustand jeweils eine charakteristische Lebensgemeinschaft besitzen. Da die für eine biozönotische Typisierung der Standgewässer umfassende Datengrundlage bisher nicht vorliegt, wurde durch den LAWA – Unterausschuss „Bewertung der biologischen Qualität stehender Gewässer“ entschieden, zunächst den umgekehrten Weg zu gehen, also ein auf abiotischen Kriterien basierendes Seentypensystem anzubieten, das im Anschluss für die biologischen Komponenten (Phytoplankton, Makrozoobenthos, Makrophyten, Fische) validiert werden muss. Weil für jeden der zu kreierenden Typen neben den Referenzzuständen auch die entsprechenden Degradationszustände aller relevanten Organismengruppen definiert werden müssen, ist es unter praktikablen Gesichtspunkten sicher sinnvoll, die Anzahl der Typen möglichst gering zu halten. Vor dem Hintergrund, dass eigentlich jeder See ein Typ für sich ist, musste somit vereinfacht und generalisiert werden. Ausgehend von den Erfahrungen mit der LAWA - Richtlinie „Gewässerbewertung - stehende Gewässer“ - die ja auch eine typspezifische Bewertung der Seen darstellt - und relativ guten Datenlage werden für die Typisierung Kriterien heran gezogen, die speziell die Verhältnisse im Phytoplankton und die chemisch-physikalischen Verhältnisse betreffen. Für weitere trophische Komponenten (Makrophyten, Phytobenthos) sowie für Makrozoobenthos und Fische sind bisher nicht genügend Messreihen vorhanden bzw. fehlen noch die Leitbilder.
Die vorliegende Klassifizierung der Seen nach Typen wurde auf der Datengrundlage von insgesamt 377 Gewässern (natürliche Seen und Talsperren ab 50 ha) des gesamten Bundesgebietes erarbeitet.

Typisierungskriterien

Die Seentypisierung folgt den Vorgaben der WRRL in Anlehnung an System A, ergänzt durch weitere Kriterien nach System B. Konkret werden folgende Auswahlkriterien zur Typisierung berücksichtigt:

Seegröße

Zunächst werden lediglich die Seen ab 50 ha Wasserfläche berücksichtigt.

Ökoregion

Gemäß WRRL werden in Deutschland Seen der Alpen und Voralpen, der Mittelgebirge und des Tieflandes unterschieden, wobei die von ILLIES (1978) aufgestellte, auf Höhenabgrenzung basierende Einteilung der Ökoregionen für die Fließgewässerfauna für Seen wahrscheinlich wenig relevant ist. Nähere Erläuterungen zur Problematik geben MATHES et al. (2002) bzw. sind im

Arbeitspapier des LAWA – Unterausschusses „Bewertung der biologischen Qualität stehender Gewässer“ (LAWA, 2002) enthalten, das den Ländern sowie den mit der Methodenentwicklung beauftragten Arbeitsgruppen zur Verfügung gestellt wurde.

Geologie

Die geochemischen Verhältnisse des Einzugsgebietes werden durch die Calcium-Konzentration charakterisiert, indem Kalkreichtum und Kalkarmut bei Werten < oder ≥ 15 mg/l unterschieden werden. Der gleiche Grenzwert dient nach LAWA (1999) auch zur Differenzierung von Zuflüssen aus kalkarmen bzw. kalkreichen Böden in die zu beurteilenden Seen. An Talsperren wurde festgestellt, dass die pH - Werte bei einer Calcium-Konzentration < 15 mg/l in den sauren Bereich wechseln, bei Werten > 15 mg/l Ca jedoch stabil bei bzw. über pH 7 bleiben. Eine weitere Differenzierung der Calcium-Konzentration erscheint bisher nicht sinnvoll, da das vorhandene Datenmaterial nur wenige kalkarme Seen der Mittelgebirgsregion enthält.
Bei fehlenden Calcium-Werten kann die Leitfähigkeit alternativ zur Charakterisierung der geochemischen Verhältnisse des Einzugsgebietes genutzt werden. Anhand des vorliegenden Datenmaterials ergibt sich für kalkarme Standgewässer ein Maximum von 180 μS_{25}/cm (Ausnahme: extrem saure Seen).

Einzugsgebiet

Als Maß für den Einfluss des Einzugsgebietes auf den Wasser- und Stoffhaushalt des Sees wird das Verhältnis der Fläche des oberirdischen Einzugsgebietes (mit Seefläche) zum Seevolumen, also der Volumenquotient (VQ in $km^2/10^6\ m^3$) genutzt. In der Regel gilt: je größer das Einzugsgebiet, desto größer die Wahrscheinlichkeit, dass der See nährstoffreich ist; regionale Unterschiede sind möglich (z.B. in den Alpen). Für die Nährstoffausnutzung spielt hingegen die Seebeckenmorphologie eine bedeutende Rolle. Ein flacher See ist bei gleicher Nährstoffkonzentration produktiver als ein tiefer See. Daher ist der VQ ein relativ gutes Maß für die Wirkung des Einzugsgebietes auf den Stoffhaushalt des Sees. Das vorhandene Datenmaterial ergibt, dass die Mehrzahl der natürlichen Seen mit einem VQ bis zu 1,5 im Istzustand eine geringe Trophie aufweisen.
Die Verwendung des Flächenquotienten (FQ in km^2/km^2), definiert als das Verhältnis der Fläche des Einzugsgebietes zur Seefläche, wurde zwar auch getestet, war aber nicht zielführend, da dieser Faktor je nach Ökoregion variiert (s. auch LAWA, 2002).
Als eine weitere Kenngröße des Einzugsgebietes mit Einfluss auf die Biozönose von Standgewässern wurde die Wassererneuerungszeit heran gezogen. Mit Ausnahme einiger weniger stark durchflossenen Mittelgebirgstalsperren liegen die mittleren Verweilzeiten der Gewässer in der Alpen- und Mittelgebirgsregion in der Regel über 30 Tagen und lassen damit einen biozönotisch wirksamen Durchspüleffekt in den Hintergrund treten. Nur im Tiefland lässt sich der Typ eines Flusssees mit Wassererneuerungszeiten von über 3 Tagen (hier: definiert als Abgrenzung zum typischen Fließgewässer), aber unter 30 Tagen charakterisieren. Diese Gewässer werden über sehr große Einzugsgebiete versorgt, haben verhältnismäßig geringe Volumina, sind flach und demzufolge polymiktisch.

Schichtungsverhalten

Das Schichtungsverhalten dient zur Charakterisierung der Morphometrie und des internen Stoffhaushaltes eines Sees. Im Gegensatz zu den geschichteten Seen stehen in ungeschichteten Gewässern die für die Primärproduktion benötigten Nährstoffe unmittelbar zur Verfügung. Es ist folglich wahrscheinlich, dass sich die Biozönosen von geschichteten und ungeschichteten Seen unterscheiden. Es wird empfohlen, einen See als geschichtet einzuordnen, wenn die thermische Schichtung an der tiefsten Stelle des Sees über mindestens 3 Monate stabil bleibt. Sofern nicht genügend Messdaten zum Schichtungsverhalten des Sees vorliegen, kann als Hilfsgröße der Tiefengradient (MIETZ, 1991) verwendet werden.

Typisierungssystem

Mit Hilfe der oben genannten Kriterien ergeben sich für Deutschlands Seen ab 50 ha insgesamt 14 Typen, wobei die Typen der Mittelgebirgsregion fast ausschließlich Talsperren enthalten (Abb. 1).

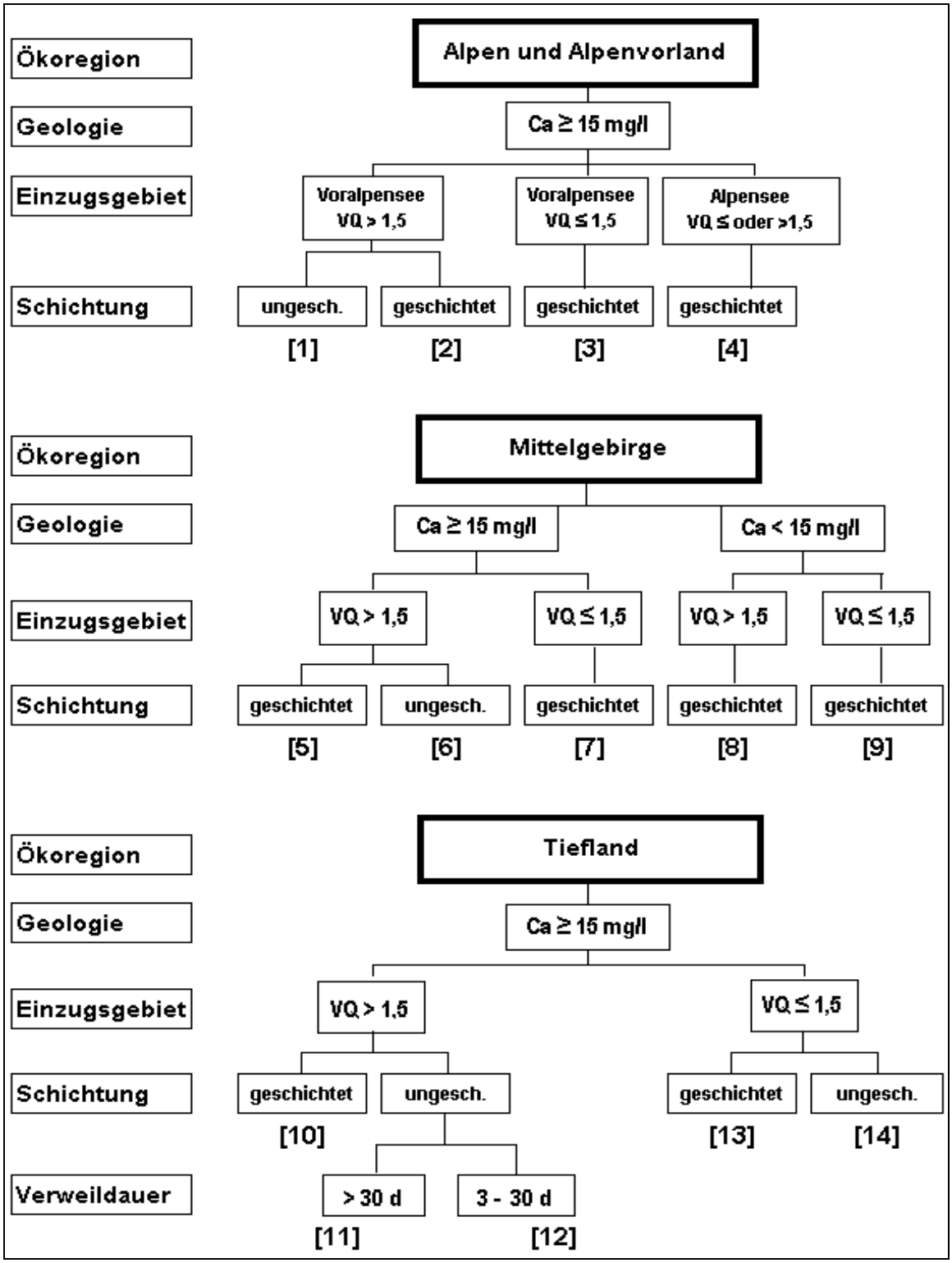


Abb. 1: Das Typisierungssystem für die Seen und Talsperren Deutschlands mit Wasserflächen ab 50 ha (aus MATHES et al., 2002).

Weitere Gewässertypen (z.B. Abgrabungsseen, Teiche, huminstoffgeprägte Seen, elektrolytreiche Seen) lassen sich mit dem vorliegenden Typisierungssystem zunächst nicht erfassen und werden vorerst unter der Rubrik Sondertypen geführt. Das Vorkommen der Sondertypen ist nicht in jedem Fall an die Ökoregion gebunden. Einige Seetypen können kombiniert auftreten (z.B. saure und elektrolytreiche Tagebaurestseen, huminstoffgeprägte Talsperren).

Darstellung der Seetypen

Für die Darstellung der Seentypen kommen die Nummerierung, Farben, Buchstabenkombinationen oder Symbole in Frage. Für erstere ist der Aufwand für Erläuterungen relativ hoch. Im Fall der Nummerierung bzw. einer typgebundenen Farbgebung würde eine im derzeitigen, vorläufigen Stadium noch nicht angebrachte Festlegung der Typen erfolgen. Der Gebrauch von Symbolen ist verhältnismäßig übersichtlich und anschaulich. Deshalb wird die Verschlüsselung der Seetypen nach folgendem Schema vorgesehen:

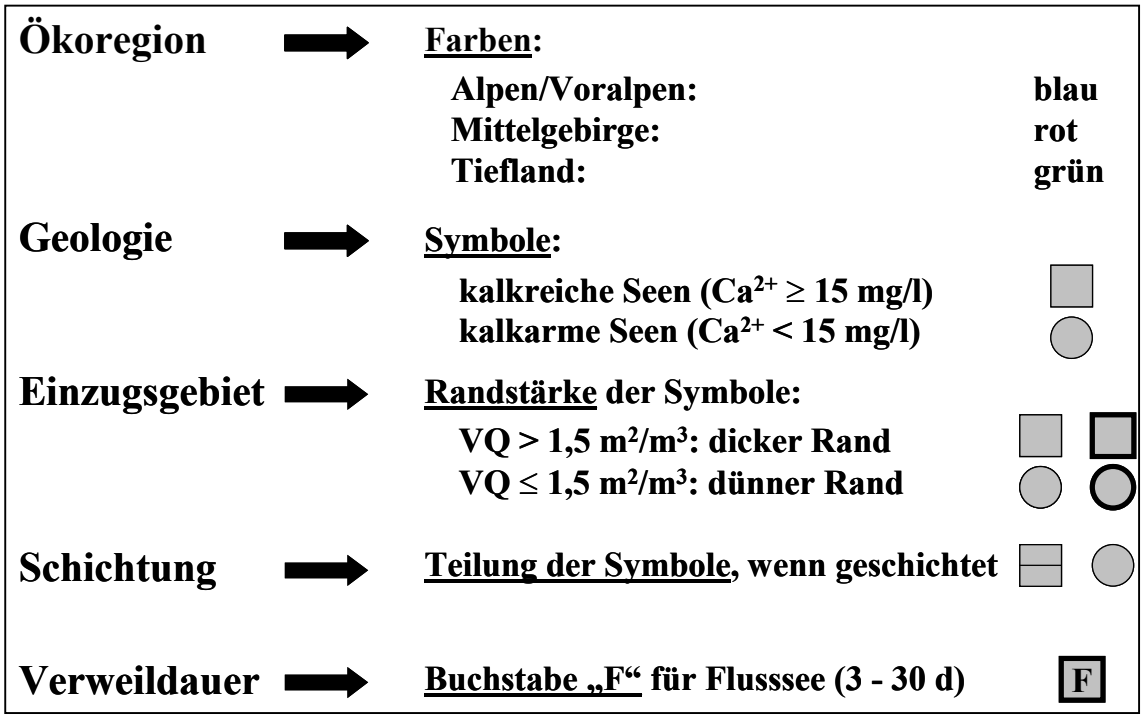


Abb. 2: Verschlüsselung der Seetypen zur kartografischen Darstellung

Die Unterscheidung der Ökoregion nach Farben stellt ausdrücklich keine Bewertung dar. Ohne Farben wäre jedoch jeweils ein zweites Symbol bzw. ein zusätzliches Kürzel notwendig. Die Farbgebung kann entfallen, wenn die für die Seen definierten Ökoregionen schon in der Karte selbst farblich differenziert werden.
Da Alpenseen (Abb. 1: Seetyp 4) große oder kleine Volumenquotienten aufweisen können, werden die Symbole der konkret gekennzeichneten Seen entweder dicke oder dünne Ränder aufweisen.
Die Sondertypen können nach gleichem Prinzip (Calcium, VQ, Schichtung) beispielsweise durch ein Dreieck symbolisiert werden, in das ähnlich dem Flusssee ein Buchstabenkürzel (z.B. K = Kiessee, H = huminstoffbeeinflußt usw.) eingesetzt wird, bzw. mehrere Kürzel verwendet werden, wenn noch weitere Merkmale zutreffen.
In dieser Form ist das System auch auf andere im Laufe der Vervollständigung auftretende Seentypen übertragbar (z.B. bei der Erweiterung um die Seen unter 50 ha Wasserfläche). In Abbildung 3 sind die Typen der Seen ab 50 ha in Deutschland zusammenfassend mit den jeweiligen Symbolen dargestellt.

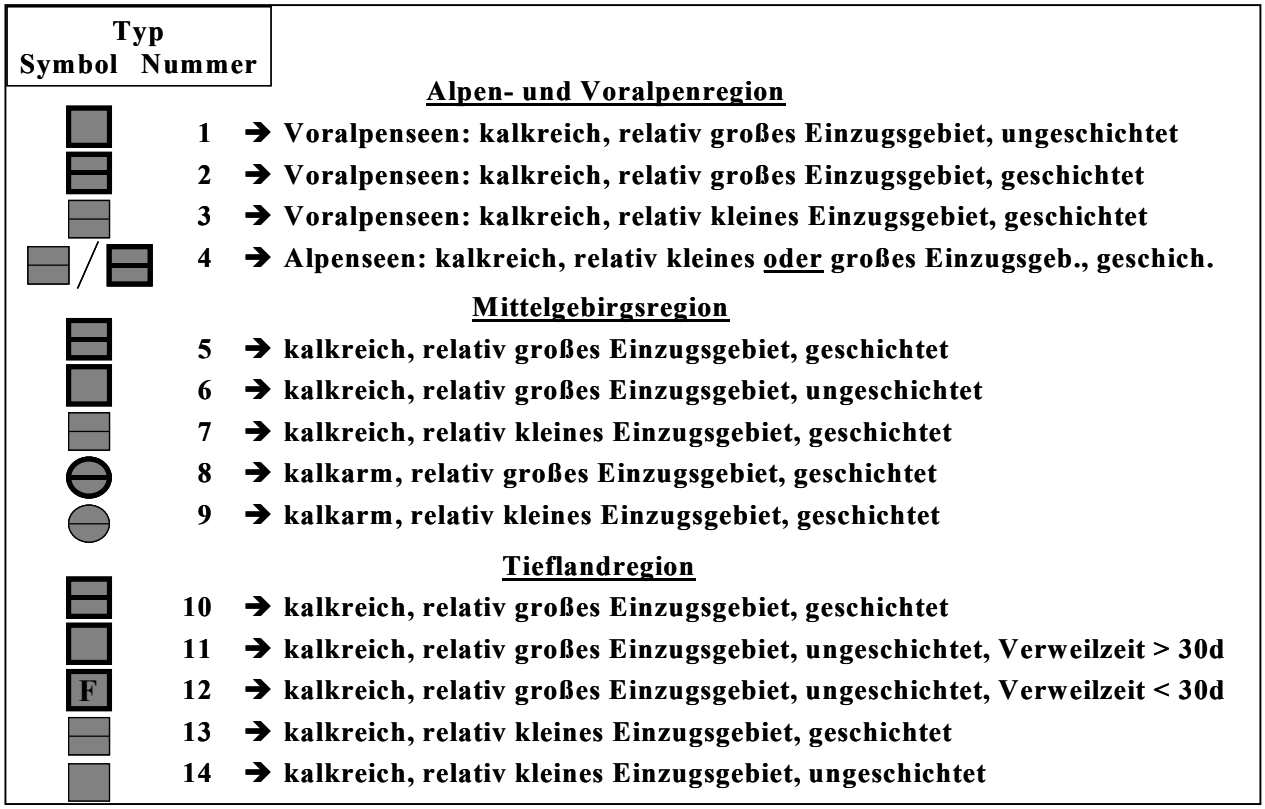


Abb. 3: Beschreibung und Verschlüsselung der Seetypen in Deutschland

Erstes Fazit

Das vorliegende Typisierungssystem der Seen Deutschlands ist zunächst hinreichend genau und noch praktikabel. Bei Berücksichtigung der Seen < 50 ha Wasserfläche werden mehr Typen zu beachten sein. Auch die Zahl der Sondertypen wird noch ansteigen, weil es nicht sinnvoll ist, Typen wegen einzelner Seen zu kreieren. Die Zuordnung der Seen zu den Ökoregionen ist insbesondere in den Grenzbereichen nicht unproblematisch. Eine Abgrenzung des Flusssees ist nur möglich, wenn fundierte Kenntnisse zu den Durchflüssen bzw. zur Verweildauer vorliegen.
Im nun einsetzenden zweiten Schritt - der biologischen Validierung - wird sich herausstellen, ob das System übernommen, geändert oder eventuell sogar noch vereinfacht werden muss.

Literatur

EU (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).

ILLIES, J. (1978): Limnofauna Europaea. 2. Aufl., G. Fischer-Verlag, Stuttgart.

LAWA (1999): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Kulturbuch-Verlag, Berlin: 74 S.

LAWA (2002): Typisierungssystem für stehende Gewässer Deutschlands mit Seeflächen = 0,5 km^2. Arbeitspapier des LAWA – Unterausschusses „Bewertung der biologischen Qualität stehender Gewässer“

MATHES, J.; PLAMBECK, G. & SCHAUMBURG, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km^2 zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: DENEKE, R. & NIXDORF, B. (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite, BTUC-AR 5/2002: 15 – 24.

MIETZ, O. (1991): Allgemeine limnologische Charakteristik von 12 Potsdamer Landseen unter der besonderen Berücksichtigung des Einflusses von topographischen und morphometrischen Parametern auf den Chlorophyll-Gehalt. Dissertation A, Humboldt-Universität Berlin: 129 S.

Monitoring der Kleinseen in Mecklenburg-Vorpommern: Untersuchungsprogramm und Ergebnisse

Korczynski, Ilona; Müller, Jörg & Mathes, Jürgen

Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern
Seenreferat M-V
Pampower Str. 66-68
19061 Schwerin
Tel. & Fax: 0385 6433 655
E-Mail: Ilona.Korczynski@um.mv-regierung.de

Key words: Kleinseen, Mecklenburg-Vorpommern, Trophiesituation, Tiefenkarten, Monitoring

Einleitung

Nachdem in Mecklenburg-Vorpommern die Trophiesituation für den Großteil der Seen mit einer Mindestwasserfläche von 10 ha ermittelt und klassifiziert wurde (MATHES et al., 1999) sowie moderne Tiefenkarten vorliegen, werden seit 1998 schwerpunktmäßig die Kleinseen - hier definiert als Standgewässer mit Seeflächen von 1 ha bis 10 ha - untersucht und vermessen (s. Abb. 1). Die Anzahl dieser Gewässer beläuft sich auf ca. 1500 - das sind mehr als 70 % aller Seen in Mecklenburg-Vorpommern.

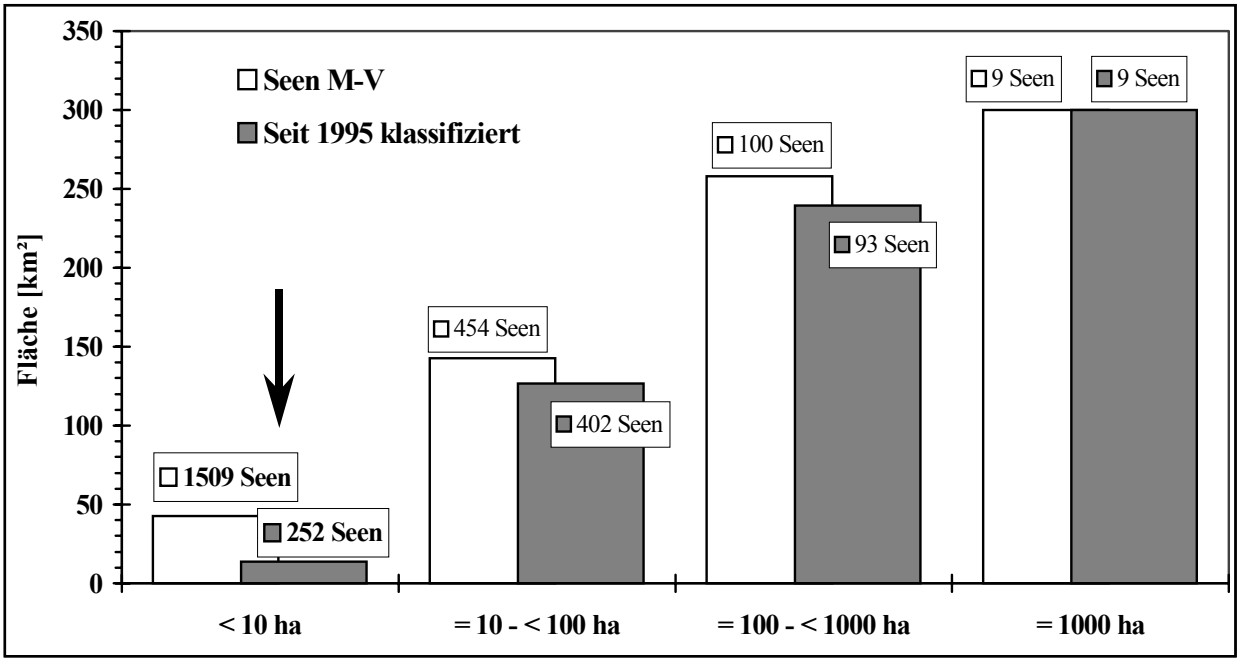


Abb. 1: Anzahl und Fläche der seit 1995 klassifizierten Seen in Mecklenburg-Vorpommern

Obwohl der Flächenanteil an der Gesamtseefläche nur bei knapp 6 % liegt, sind es gerade die Kleinseen, die die Landschaft des nordöstlichsten Bundeslandes prägen, zumal sie nicht nur im Bereich der Mecklenburger Seenplatte konzentriert sind, wie die meisten größeren Gewässer, sondern nahezu auf der gesamten Landesfläche verteilt liegen.

Im Vergleich zu den größeren Seen ist der Anteil künstlicher Gewässer bei den Kleinseen wesentlich höher, was sowohl die Anzahl als auch die Seefläche betrifft (s. Tab. 1).

Tab. 1: Anteil künstlicher Gewässer bezogen auf Gesamtseezahl und Gesamtseefläche

	Anzahl	**Fläche [ha]**
Seen = 10 ha - davon künstlich:	563 60 (= 10,7 %)	70.040 1.491 (= 2,1 %)
Seen < 10 ha **- davon künstlich:**	1.509 472 (= 31,3 %)	4.269 1.204 (= 28,2 %)
davon Staugewässer: **Fischteiche** **Mühlenstaue** **Flachspeicher**	 39 7 1	 149 12,4 1,6
davon Abgrabungsseen: **Kiesseen** **Lehm-/Tongruben** **Kreidebrüche** **Torfstiche**	 10 44 9 362	 44,92 95,1 22 877,38

Monitoring

Das Monitoring der Kleinseen hat eine Ersteinschätzung der Trophiesituation gemäß LAWA (1999) zum Ziel und entspricht dem Programm der bisher durchgeführten Untersuchungen an den größeren Standgewässern. Neben Tiefenprofilen der Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit wird an mindestens 4 Bereisungsterminen an der jeweils tiefsten Stelle jedes Seebeckens die Sichttiefe ermittelt. Weiterhin werden Proben zur Analyse der Nährstoff-Komponenten (TP, o-PO_4-P, TN, anorg. N), ausgewählter mineralischer Kriterien (z.B. Chlorid, Alkalinität, Ca^+, Mg^+) und biologischer Parameter (Chlorophyll a - Konzentration, Phytoplankton, Zooplankton) entnommen. Parallel dazu werden die Seen mit Hilfe von GPS-Technik vermessen, digitale Tiefenkarten angefertigt und daraus die für die Charakterisierung der Seen wichtigen topographischen und morphometrischen Kenndaten wie Fläche, Volumen und Tiefenverhältnisse abgeleitet.

Ergebnisse

Bis einschließlich 2001 lagen von etwa 300 der im Untersuchungsprogramm berücksichtigten Kleinseen Trophieeinschätzungen zu insgesamt 252 Gewässern vor. Fast ebenso viele Seen dieser Flächenkategorie wurden vermessen.
Wegen der relativ geringen Wassertiefen ist ein Großteil der Kleinseen polymiktisch (vgl. Abb. 2).

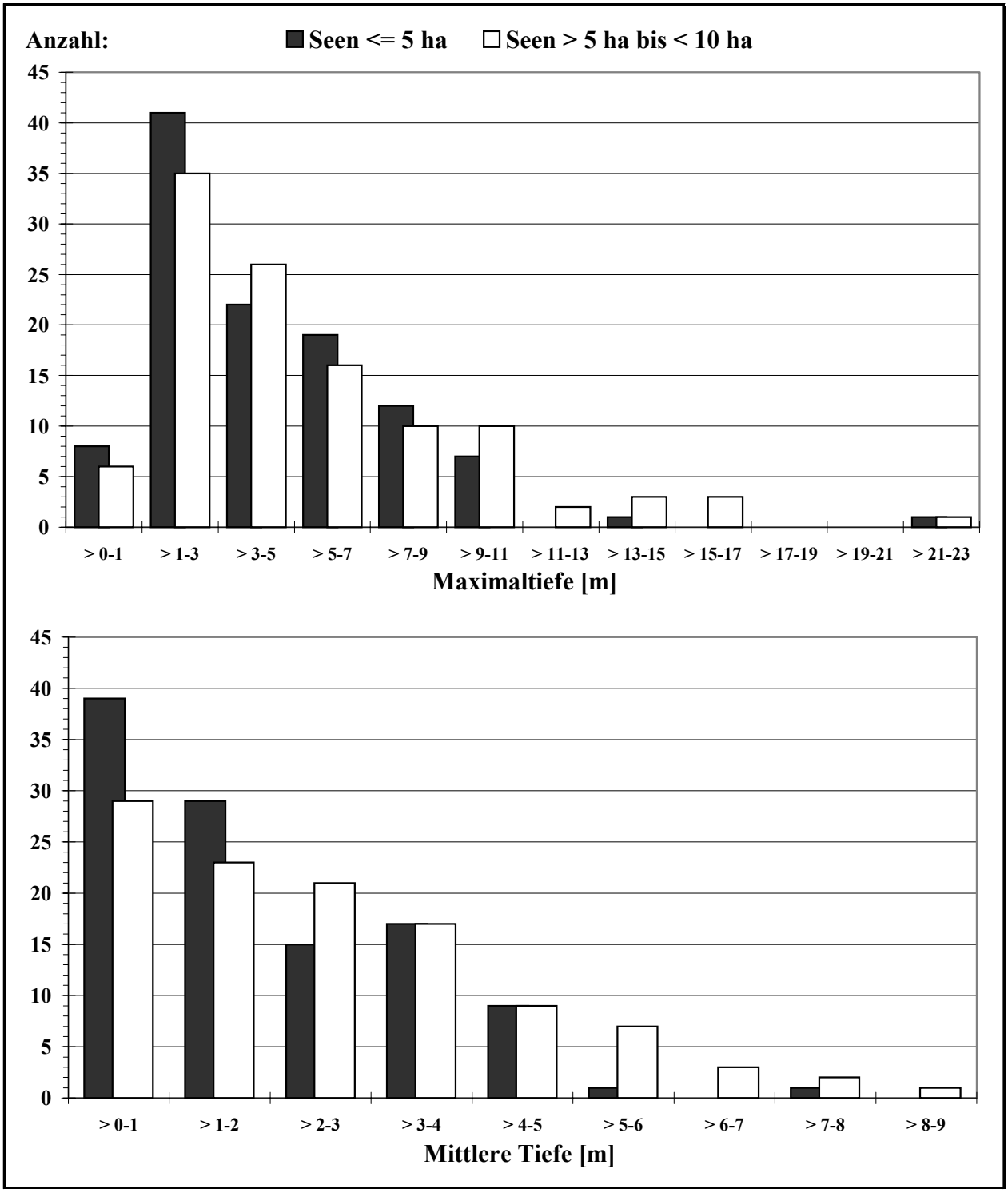


Abb. 2: Tiefenverteilung der Kleinseen in Mecklenburg-Vorpommern

Dadurch bedingt weisen die meisten Seen im potenziell natürlichen Zustand eine relativ hohe Trophielage auf, was auch im Istzustand zum Ausdruck kommt (s. Abb. 3).
Wie bei den größeren Standgewässern steigt die Trophie, je kleiner die Seefläche ist (Abb. 4).
Im Gegensatz dazu wurden aber auch stabil geschichtete Kleinseen mit verhältnismäßig großen Wassertiefen ermittelt, die unter natürlichen Bedingungen mesotroph wären, es in einigen Fällen auch noch sind.

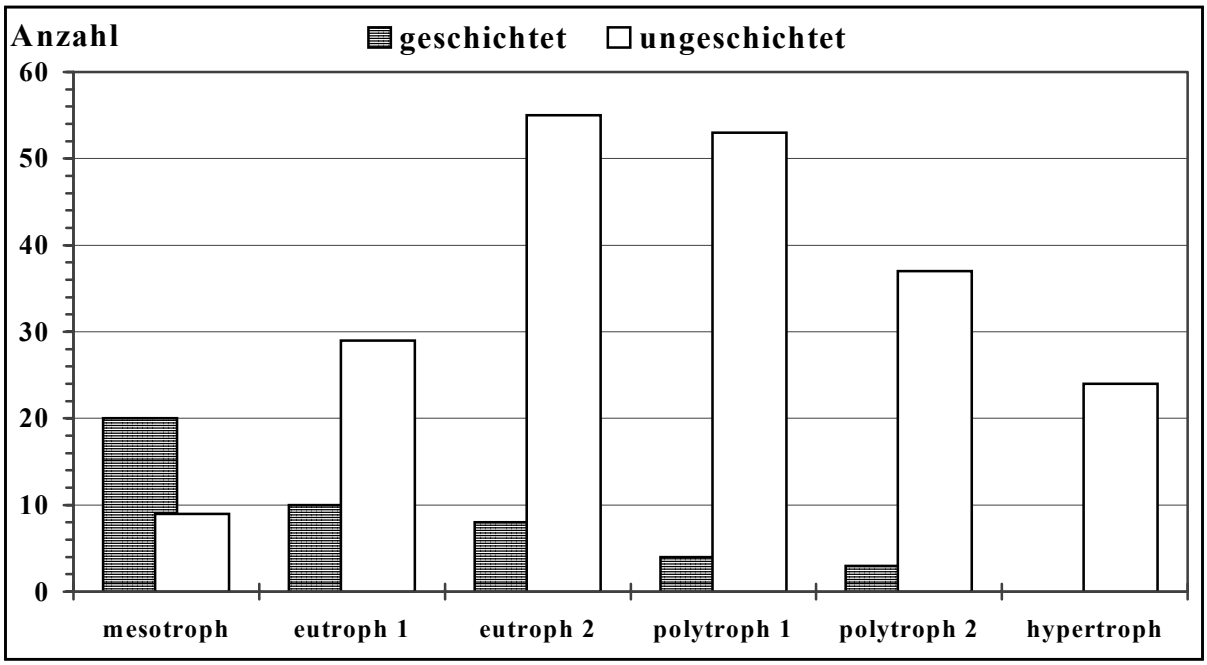


Abb. 3: Trophieverteilung der im Zeitraum 1995 – 2001 klassifizierten Seen < 10 ha in Abhängigkeit vom Schichtungsverhalten

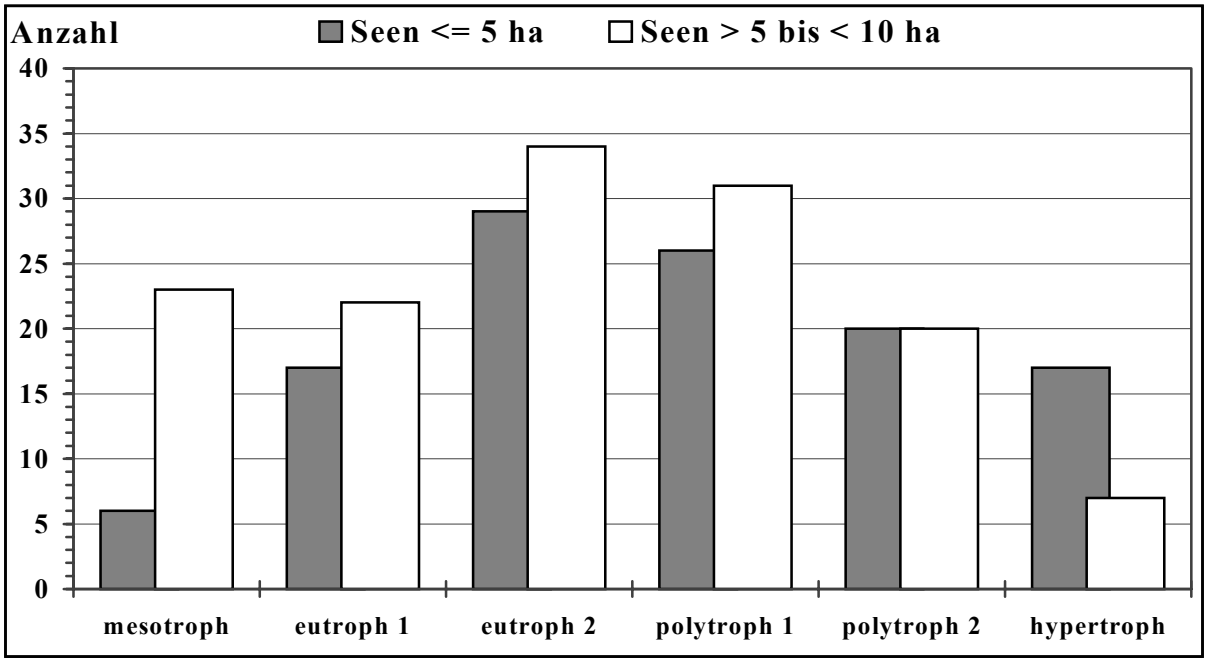


Abb. 4: Trophieverteilung der im Zeitraum 1995 – 2001 klassifizierten Seen < 10 ha in Abhängigkeit von der Seefläche

Anhand von 3 Beispielen lässt sich die Vielfalt unterschiedlicher Typen bei den Seen unter 10 ha Wasserfläche aufzeigen. Es handelt sich zunächst um den Wendorfer See, der in einer geomorphologisch sehr bewegten Zone liegend, bei einer Seefläche von 4,8 ha eine maximale Wassertiefe von immerhin 21,5 m aufweist (Abb. 5).
Ein Vertreter der relativ häufigen polymiktischen Flachseen natürlicher Entstehung ist der Hinterteich bei Verchen (maximale Wassertiefe: 3,9 m – s. Abb. 6), der 2001 auf Grund andauernder Belastungen aus seinem landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebiet als hypertroph klassifiziert werden musste.

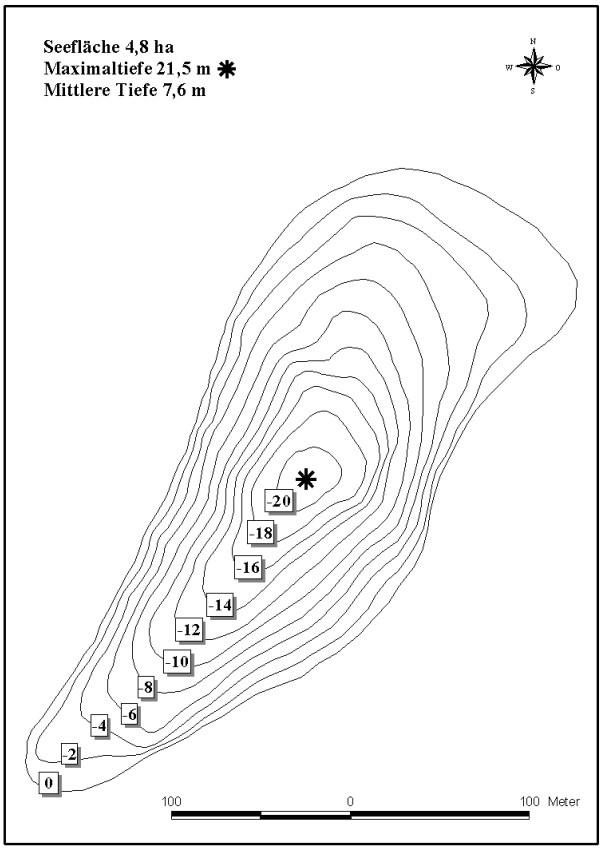


Abb. 5: Wendorfer See – Tiefenkarte

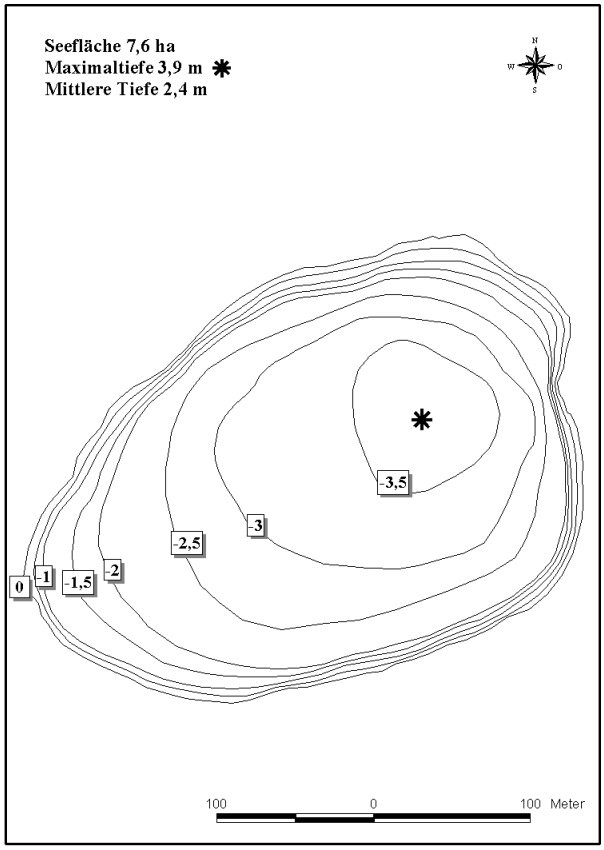


Abb. 6: Hinterteich bei Verchen – Tiefenkarte

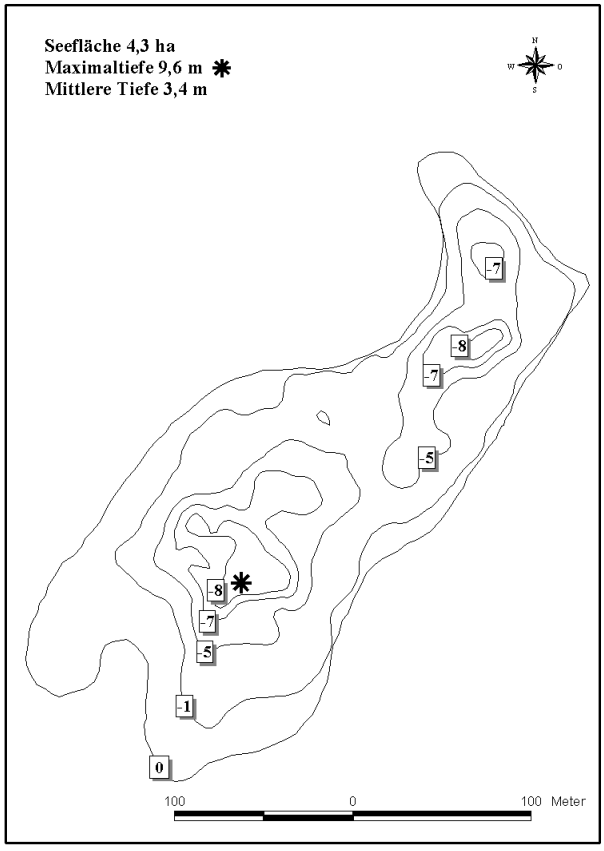


Abb. 7: Kiessee bei Sauzin – Tiefenkarte

Tab. 2: Trophieklassifizierung 2001 – ausgewählte Seen

Wendorfer See		
Chlorophyll a	[mg/m³]	16,8
Sichttiefe	[m]	1,4
Ges.-Phosphor, Frühjahrszirkulation	[mg/m³]	93
Ges.-Phosphor, Sommerstagnation	[mg/m³]	52
Gesamtindex (Trophiezustand)		3,1 (eutroph 2)
Hinterteich bei Verchen		
Chlorophyll a	[mg/m³]	212,3
Sichttiefe	[m]	0,2
Ges.-Phosphor, Frühjahrszirkulation	[mg/m³]	132
Ges.-Phosphor, Sommerstagnation	[mg/m³]	288
Gesamtindex (Trophiezustand)		4,7 (hypertroph)
Kiessee bei Sauzin		
Chlorophyll a	[mg/m³]	4,9
Sichttiefe	[m]	4,3
Ges.-Phosphor, Frühjahrszirkulation	[mg/m³]	13
Ges.-Phosphor, Sommerstagnation	[mg/m³]	19
Gesamtindex (Trophiezustand)		2,1 (mesotroph) (unter Vorbehalt)

Der durch Kiesabbau künstlich angelegte See bei Sauzin weist das für diesen Seentyp charakteristische heterogene Tiefenrelief auf und wurde in Anlehnung an LAWA (1999) mesotroph eingeschätzt (Abb. 7). Die Klassifizierungsergebnisse von 2001 der ausgewählten Seen wurden in der Tabelle 2 zusammengefasst.

Ausblick

Der größte Teil der Seen bis 10 ha Wasserfläche in Mecklenburg-Vorpommern ist unter limnologischen Gesichtspunkten noch nicht erfasst worden. Deshalb wird das Kleinseenprogramm auch in Zukunft Bestand haben. Schon weil sich ein nicht unerheblicher Teil gerade dieser Gewässer auf dem Wege der Verlandung befindet, ist nach bisherigen Erfahrungen auch künftig mit einer großen Typenvielfalt zu rechnen, was sowohl unter morphologischen Aspekten als auch in limnologischer Hinsicht der Fall sein wird.

Literatur

LAWA, 1999: „Gewässerbewertung - stehende Gewässer“ Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Kulturbuch-Verlag, Berlin. 74 S.

MATHES, J.; VENEBRÜGGE, G. & KORCZYNSKI, I. (1999): Die Trophiesituation der Seen in Mecklenburg-Vorpommern. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht Klagenfurt 1998: 482 - 486.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Pigmente in Sedimenten ungeschichteter Flachseen Brandenburgs -ein paläolimnologischer Ansatz

Hoffmann, Anja[1], U. Mischke[2] & Rücker, Jacqueline[3]
[1,3]Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, Tel.: 033631-8943, Fax.: 033631-5200,
E-Mail: anjahoffmann_de@yahoo.de, j.ruecker@t-online.de
[2]Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310,
12587 Berlin, E-Mail: mischke@igb-berlin.de

Keywords: EU-WRRL, Paläolimnologie, Pigmente, Flachseesedimente

Einleitung

Die im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie vorgesehene Bewertung von Gewässerzuständen setzt das Vorhandensein von Referenzzuständen für die einzelnen Gewässerkategorien voraus. Bei dem im Bundesland Brandenburg dominierenden Gewässertyp „flache, ungeschichtete, kalkreiche Tieflandseen“ handelt es sich in der Mehrzahl um stark anthropogen überformte Gewässer mit hohem Trophiegrad (Mietz et al. 1996) bei meist ausgeprägter Cyanobakteriendominanz, so dass sich aufgrund der starken Degradationserscheinungen kein weitgehend natürlicher Zustand in der Region Brandenburg zuordnen lässt. Der Einsatz von paläolimnologischen Methoden im Rahmen des Projektes „Leitbildbiozönosen brandenburgischer Seen“, das durch die BTU Cottbus im Auftrag des MLUR bearbeitet wird, dient dazu, ein historisches Leitbild für diesen Gewässertyp zu entwickeln. Neben dem Pigmentnachweis werden die Identifizierung und die Interpretation von fossilen Chironomiden, Diatomeen, Makrophyten und Pollen in zeitlich differenten Sedimentschichten (bis ca. 2000 Jahre BP), begleitet von ICP-MS (geochemische Analyse durch Massenspektroskopie) zur Leitbildentwicklung herangezogen. Eine besondere Rolle spielen in diesem Gewässertyp die submersen Makrophyten, da sie durch eine Reihe von Mechanismen u.a. das Wachstum des Phytoplanktons hemmen. Durch diese Mechanismen kommt es in Flachseen zu einem Makrophyten-dominierten Klarwasserzustand, der auch bei steigenden Nährstoffkonzentrationen relativ lange erhalten bleiben kann. Kommt es durch Überschreitung eines Schwellenwertes oder durch andere Prozesse (z.B. Stürme, Herbivorie) zum totalen Verlust der Unterwasservegetation, schlägt das System in den trüben, Phytoplankton-dominierten Zustand um. In einem mittleren Bereich an Nährstoffkonzentrationen können beide Zustände alternativ stabil vorkommen (Scheffer et al. 1997). Die Dominanz von filamentösen Cyanobakterien gegenüber anderen Algenklassen kann ebenfalls als alternativer stabiler Zustand der Algengemeinschaft in Flachseen angesehen und mit einem Hysterese-Modell beschrieben werden. Im Bereich mittlerer Nährstoffkonzentrationen sind nach Scheffer (1998) sowohl der Cyanobakterien-dominierte als auch der durch andere Algen dominierte Zustand möglich (je nach Lage der Ausgangstrübung über oder unter einem kritischen Schwellenwert). Für Flachseen ergeben sich damit als drei mögliche alternative Gleichgewichtszustände die Dominanz von Makrophyten, diversem Phytoplankton und filamentösen Cyanobakterien.
Die hier vorgestellte HPLC-gestützte Pigmentanalytik in Sedimenten von ausgewählten Flachseen soll helfen, die Fragen nach dem früheren Makrophytenvorkommen (vor allem

auch über fossile Makrophytenreste, s. Beitrag S. Körner) versus Algen- bzw. Cyanobakteriendominanz (über Leitpigmente) zu beantworten. Von grundlegender Bedeutung ist also, in welchem Maße Cyanobakterien im Plankton dieser Seentypen in der Vergangenheit vorkamen und inwieweit sie bei der Gewässerbewertung zu tolerieren sind.
Zum Nachweis der ehemaligen phytoplanktischen und -benthischen Besiedlung werden insbesondere Leitpigmente wie Lutein (Chlorophyceen und höhere Pflanzen), Canthaxanthin, Echinenon und Zeaxanthin (v.a. Cyanobakterien) oder auch Alloxanthin (Cryptophyceen) berücksichtigt. Am Beispiel des Langen Sees werden erste Ergebnisse vorgestellt.

Methode und Schwierigkeiten

Die ca. 2,7 m langen Gefrierkerne wurden für die Pigmentanalysen alle 10 cm in 1 cm dicke Scheiben geschnitten. Zur Vorbereitung der Pigmentanalytik wird das tiefgefrorene Material zunächst lyophilisiert, da hierbei ein möglicher Pigmentabbau während des sonstigen Auftauprozesses verhindert wird und die Zellen weitgehend erhalten bleiben. In Anlehnung an Lenhard (1995) erfolgt eine Gradientenextraktion, d.h. im 1.Extraktionsschritt wird 70 % iges Aceton (dabei Wiederherstellung des ursprünglichen Wassergehaltes durch Zugabe einer definierten Menge A. bidest), bei den weiteren drei Schritten 100 % iges Aceton verwendet. Die eigentliche Extraktion erfolgt im Ultraschallbad (5 Min. bei 55 ^{o}C). Die Temperaturerhöhung bewirkt eine Inaktivierung des Enzyms Chlorophyllase und schien in Vorversuchen zumindest keinen negativen Einfluss auf die Pigmentausbeute einzelner Carotinoide zu haben. Nach jeder Extraktion werden die Proben zentrifugiert und die Überstände vereinigt. Aliquots werden durch 0,2 µm Membranfilter in braune 1,5 ml-Fläschchen filtriert und bis zur Durchführung der rp-HPLC bei - 20 ^{o}C aufbewahrt (max. eine Woche). Direkt vor der HPLC–Analyse werden die Proben mit 0,5 molarer Ammoniumacetatlösung (1:10) versetzt, um die Trennung polarer Substanzen zu verbessern.
Für die rp-HPLC-gestützte Pigmentauftrennung steht ein BioTek-Kontron-System, ausgestattet mit einem Vakuumentgaser, ternärer Pumpe, kühlbarem Autosampler, thermostatisierter Säuleneinheit, Diode-Array-Detektor (200 bis 900 nm) und einem PC mit der Auswertesoftware KromaSystem 2000, zur Verfügung. Für die Trennung wird eine Supersphere-100 rp18-Säule (non endcapped, 4 µm-Partikeldurchmesser, 250 mm Länge, 4,6 mm Innendurchmesser) mit integrierter Vorsäule verwendet. Während des modifizierten Gradientenprogramms (ursprünglich Woitke *et al*. 1994) werden 3 verschieden polare Laufmittel in unterschiedlichen Mengen miteinander vermischt.
Laufmittel A: 11 % Ionenpaarreagenz-Lösung/ 19 % MeOH/ 70 % Acetonitril (v/v/v)
Laufmittel B: 90 % Acetonitril/ 10 % Aceton (v/v)
Laufmittel C: 80 % Aceton/ 20 % Acetonitril (v/v)
Mit Hilfe des Diodenarrays werden die Absorptionsspektren im Bereich zwischen 380 nm und 700 nm aufgenommen. Die Quantifizierung der Carotinoide erfolgt bei 475 nm, um eine Coabsorption von Chlorophyllen zu vermeiden, diejenige von Chlorophyll a bei 665 nm, die von Chlorophyll b bei 647 nm. Die Peaks werden durch Spektrenvergleich (Spektrenbibliothek) sowie durch Vergleich der absoluten und relativen Retentionszeiten mit denen von Pigmentstandards identifiziert. Die Quantifizierung erfolgt nach vorhergehender Kalibrierung des Gerätes mit externen Pigmentstandards.

<u>Schwierigkeiten bei der Analytik und für die Interpretation der Ergebnisse:</u>
- unterschiedliche Abbauresistenzen der Pigmente
- wenige Pigmente eignen sich als gruppenspezifische Leitpigmente

- beim Pigmentabbau Umwandlung einzelner Pigmente ineinander
- Peaktrennung z.T. nicht bis zur Basislinie, hierdurch Überschätzung der Pigment-konzentrationen
- zahlreiche Abbauprodukte mit sehr ähnlichen Spektren und ähnlichen Retentions-zeiten lassen sich mit dieser Methode nicht identifizieren
- leichte Verschiebung der Retentionszeiten zwischen verschiedenen HPLC-Läufen

Ergebnisse

Die Konzentrationen der ausgewählten Pigmente zeigen deutliche Oszillationen in den Sedimenttiefen des Langen Sees, die auf unterschiedlich produktive Phasen in Abhängigkeit von anthropogenem Einfluss hindeuten. So ergab sich für die Sedimenttiefe 161 cm, ab der ein beträchtlicher Anstieg aller hier dargestellten Pigmente sichtbar wird, nach pollenanalytischer Datierung (Brande & Schindler 2001) das Hochmittelalter zwischen 1150 und 1250 n. Chr. als Periode der großflächigen Rodungen und des planmäßigen Landesausbaus in Verbindung mit der Anlage zahlreicher Wassermühlen. Eine noch größere Konzentrationszunahme der Pigmente lässt sich in den Tiefen 5 cm - 21 cm nachweisen, die bei einer angenommenen Sedimentationsrate von > 2 mm/a (Brande & Schindler 2001) dem industriellen Zeitraum inklusive der Intensivierung von Landwirtschaft, Abwassereinleitungen etc. (ca. von 1975 - 1900 n. Chr.) entsprechen (s. Abb. 1-2). Als ein Zeichen für eine relativ gute Pigmentstabilität kann die Pigmentzunahme (sogar von Chlorophyll a) auch in größeren Tiefen interpretiert werden. Zugleich kann diese auch auf gute Konservierungsbedingungen (z.B. größere Seetiefe) hinweisen. Auffallend, wenngleich schwer interpretierbar, sind die hohen Konzentrationen von beta-Carotin und Zeaxanthin auch in den größten Sedimenttiefen.

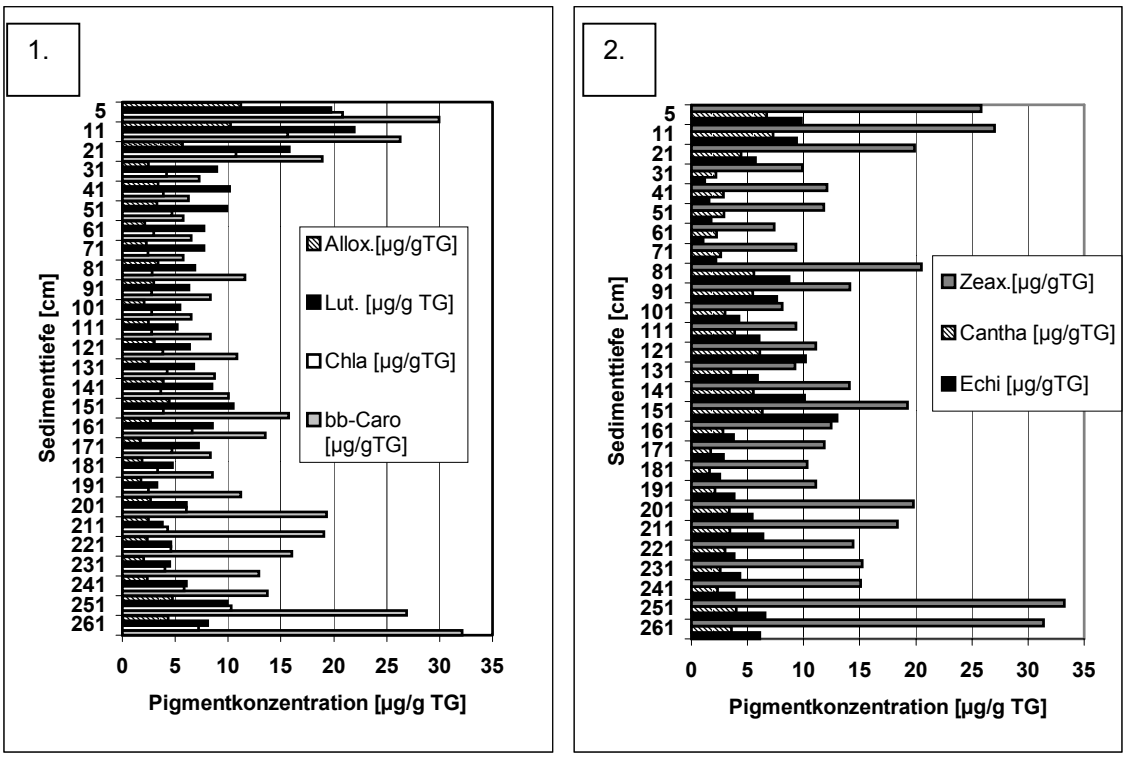


Abb. 1 - 2: Konzentrationen ausgewählter Pigmente (Alloxanthin, Lutein, Chlorophyll a, beta-Carotin in Abb.1 sowie Zeaxanthin, Canthaxanthin und Echinenon in Abb.2) in den unterschiedlichen Sedimenttiefen des Langen Sees. Die in Abb.2 dargestellten Pigmente kommen in höheren Konzentrationen vorwiegend in Cyanobakterien vor.

Das in dieser Studie als Leitpigment für Cyanobakterien herangezogene Echinenon ist in allen Tiefen nachweisbar und noch in 261 cm Sedimenttiefe in einer Konzentration von 6,1 µg/g TG vorhanden. Das Cyanobakterienvorkommen scheint also, gemessen am Leitpigment Echinenon, in geringen bis mittleren Konzentrationen für den Langen See charakteristisch zu sein. Auffallend ist auch bei diesem Pigment ein Anstieg nach dem Hochmittelalter zwischen 151cm und 81cm, der demjenigen im letzten Jahrhundert (5 - 21 cm) gleicht und einen Eutrophierungsschub vermuten lässt. Die Echinenon-Konzentrationsmaxima von 13,0 µg/g TG bzw. 9,8 µg/g TG wurden dabei in einer Sedimenttiefe von 151 cm bzw. 5 cm gemessen.
Die Dynamik der Pigmentverteilung insbesondere von Canthaxanthin, Echinenon bzw. Zeaxanthin und beta-Carotin ist sehr ähnlich. Das nicht in Cyanobakterien vorkommende Lutein verhält sich dagegen zeitweilig anders (s. Abb.3). Aus dem gegenläufigen Vorkommen von Echinenon als Leitpigment für Cyanobakterien und Lutein als Leitpigment für Makrophyten ergeben sich erste Hinweise auf mögliche alternative stabile Zustände der Cyanobakterien- bzw. Makrophytendominanz im Sinne von Scheffer (1998).

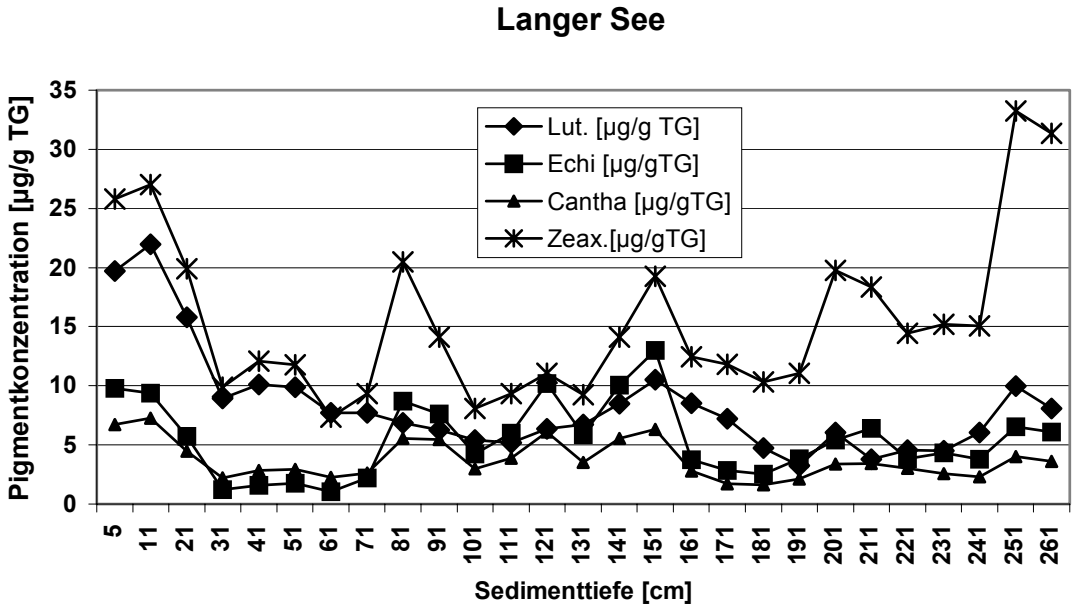


Abb.3: Konzentrationen von Pigmenten, die vor allem in Cyanobakterien (Echinenon, Canthaxanthin, Zeaxanthin) bzw. Makrophyten (Lutein) vorkommen in den unterschiedlichen Sedimenttiefen des Langen Sees.

Schlussfolgerungen

Die Festlegung eines historischen Leitbilds für den in dieser Studie untersuchten Gewässertyp wird über den Vergleich mit 7 weiteren Gefrierkernen aus anderen Flachgewässern unter Berücksichtigung aller projektrelevanten Untersuchungsparameter erfolgen. Die Ergebnisse der Pigmentanalytik geben deutliche Hinweise auf unterschiedlich ausgeprägte Phasen des pflanzlichen Vorkommens im Langen See. Sedimentabschnitte, in denen ein starker anthropogener Einfluss wahrscheinlich ist, stimmen gut mit Phasen offensichtlich höheren Vorkommens an Primärproduzenten überein. Cyanobakterien waren gemessen an den Echinenon-Konzentrationen in allen Sedimenttiefen des Langen Sees in wechselndem Ausmaß vorhanden. Zur Festlegung von Grenzwerten des Cyanobakterienvorkommens ist z.B. eine Orientierung an mittleren

Echinenon-Konzentrationen in einer Phase geringen anthropogenen Einflusses vorstellbar. Gesicherte Aussagen zu dem ehemaligen Makrophytenvorkommen sind nur in Kombination mit dem Nachweis fossiler Makrophyten möglich. Das Lutein/Echinenon-Verhältnis soll als potentieller Indikator für den Makrophytennachweis und die Testung auf alternative stabile Zustände (Makrophyten- bzw. Cyanobakteriendominanz) herangezogen werden.

Literatur

Brande, A. & C. Schindler, 2001. Erster Bericht der pollenanalytischen Untersuchungen. In B. Nixdorf & U. Mischke (Hrsg.): Untersuchungen zu Leitbildbiozönosen in Gewässern des Landes Brandenburg, im Auftrag des MLUR Brandenburg.
Lenhard, A., 1995. HPLC-Analytik zur Rekonstruktion von Phytoplanktonentwicklungen. Konstanzer Dissertationen 467, Hartung-Gorre Verlag, Konstanz, 191 S.
Mietz, O., Riemer, A. & I. Gabrysch, 1996. Die limnologischen Verhältnisse der Seen im Jungmoränenland Brandenburgs. In Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): Die Seen im Brandenburgischen Jungmoränenland.
Scheffer, M., 1998. Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall, London.
Scheffer, M., S. Rinaldi, A. Gragnani, L. R. Mur und E. H. van Nes, 1997. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. Ecology 78: 272-282.
Woitke, P., C.-D.Martin, S. Nicklisch & J.-G. Kohl, 1994. HPLC determination of lipophilic photosynthetic pigments in algal cultures and lake water samples using endcapped C18-RP-column. Fresenius J. Anal. Chem. 348: 762-768

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Pigmente in Sedimenten ungeschichteter Flachseen Brandenburgs - ein paläolimnologischer Ansatz zur Leitbildermittlung

Anja Hoffmann[1], Jacqueline Rücker[2] & Ute Mischke[3]

[1,2]Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, Tel.: 033631/ 8943, e-mail: anjahoffmann_de@yahoo.de
[3]Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin

Keywords: EU-WRRL, Paläolimnologie, Pigmente, Flachseesedimente, Referenzzustände, Cyanobakteriendominanz

Einleitung

Die Bewertung des Zustandes von Gewässern entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie setzt die Bestimmung von Referenzzuständen für die einzelnen Gewässertypen voraus. Im Bundesland Brandenburg wird eine Vielzahl der Seen als „flache, ungeschichtete, kalkreiche Tieflandseen“ klassifiziert. Sie sind durch einen hohen Grad der Trophie bei meist ausgeprägter Dominanz von Cyanobakterien geprägt (Mietz et al. 1996). Auf Grund dieser starken Degradationserscheinungen lässt sich kein weitgehend natürlicher Zustand zuordnen. Daher wird Rahmen des Projektes „Leitbildbiozönosen brandenburgischer Seen“, das durch die BTU Cottbus im Auftrag des MLUR bearbeitet wird, der Einsatz von paläolimnologischen Methoden zur Entwicklung eines historischen Leitbildes für diesen Gewässertyp untersucht. Neben den Pigmenten werden fossile Überreste von Chironomiden, Diatomeen und Makrophyten sowie Pollen, begleitet von ICP-MS (geochemische Analyse durch Massenspektroskopie), in bis ca. 2000 Jahre alten Sedimenten analysiert (vgl. Jeppesen et al. 2001, Hoffmann et al. 2002).

Eine besondere Rolle spielen in Flachseen die submersen Makrophyten, da sie durch eine Reihe von Mechanismen u.a. das Wachstum des Phytoplanktons hemmen können. Der Makrophyten-dominierte Klarwasserzustand kann auch bei steigenden Nährstoffkonzentrationen relativ lange erhalten bleiben. Kommt es jedoch durch Überschreitung eines Schwellenwertes oder durch andere Prozesse (z.B. Stürme, Herbivorie) zum Verlust der Unterwasservegetation, schlägt das System in den trüben, Phytoplankton-dominierten Zustand um. In einem mittleren Nährstoffkonzentrationsbereich können beide Zustände alternativ stabil vorkommen (Scheffer et al. 1997). Nach Scheffer (1998) kann der Planktontrübe Zustand (je nach Höhe der Ausgangstrübung) entweder durch Cyanobakterien oder durch andere, eukaryontische, Algen dominiert sein. Für Flachseen ergeben sich damit als drei mögliche alternative Gleichgewichtszustände die Dominanz von Makrophyten, diversem Phytoplankton oder filamentösen Cyanobakterien.

Bei Pigmentuntersuchungen in Sedimenten muss berrücksichtigt werden, dass einzelne Pigmente unterschiedliche Abbauresistenzen aufweisen (z.B. Leavitt 1993). Die Abbauwege und die Zwischenprodukte sind weitgehend unbekannt. Neben Chlorophyllen gelten Xanthophylle mit einer 5,6-Epoxidgruppe (z.B. Peridinin, Dinoxanthin und Fucoxanthin) als besonders labil. Die Pigmente Alloxanthin, Lutein und Zeaxanthin nehmen eine mittlere Stellung ein. Als ausgesprochen stabil gelten nach Ansicht vieler Autoren ββ-Carotin und Echinenon (z.B. Steenbergen et al. 1994). Diese Autoren sehen ββ-Carotin (Vorkommen in allen Algenklassen) und Echinenon (Vorkommen vor allem in Cyanobakterien) dementsprechend auch als gute Biomassenindikatoren für das Gesamtphytoplankton bzw. Cyanobakterien an.

Die hier am Beispiel des Langen Sees vorgestellte HPLC-gestützte Pigmentanalytik soll helfen, die Fragen nach dem Auftreten der o.g. alternativ stabilen Zustände in der Vergangenheit zu beantworten. Zentrales Anliegen ist dabei, das Ausmaß möglicher Cyanobakteriendominanzen zu beurteilen. Die Pigmentanalytik ist als Methode dafür besonders geeignet, da Cyanobakterien nicht als Fossilien erhalten bleiben.

Untersuchungsgebiet

Der 1,55 km^2 große Lange See bei Dolgenbrodt bildet den Abschluss der Storkower Seenkette, die in die Dahme entwässert. Es handelt sich um einen sehr flachen (z_{mean}= 2,1 m; z_{max}= 3,8 m), polymiktischen See. Seine Trophiestufe ist gegenwärtig polytroph 2. Er weist keine Makrophytenvegetation auf und kann als Cyanobakterien-dominiert bezeichnet werden. Die sommerliche Biomassekonzentration erreicht nicht selten > 50 mg/l und wird im hohen Maße von der fädigen Art *Planktothrix agardhii* (> 85 %) bestimmt, im Frühsommer ist der Anteil an *Aphanizomenon gracile* und heterocytischen Cyanobakterien relativ hoch, und im Winter/Frühjahr gewinnt *Limnothrix redekei* regelmäßig eine größere Bedeutung. Zugleich ist er durch den höchsten Anteil an toxischen Cyanobakterien in dieser Region charakterisiert (vgl. Rücker et al. im Druck).

Material und Methoden

Die ca. 2,7 m langen Gefrierkerne wurden alle 10 cm in 1 cm dicke Scheiben geschnitten. Das tiefgefrorene Material wurde zunächst lyophilisiert. Die Bestimmung des Trockengewichtes (TG) erfolgte durch Wägung vor und nach dem Trocknen, wobei das gefriergetrocknete Material für 2 h bei 60 ^oC nachgetrocknet wurde. Der organische Gehalt wurde durch Subtraktion des Aschegewichtes nach dem Glühen (4 h bei 550 ^oC) ermittelt.

Die Pigmente wurden in Anlehnung an Lenhard (1995) durch eine Gradientenextraktion mit 70 %igem Aceton im 1. Extraktionsschritt und 100 %igem Aceton in allen weiteren Schritten aus dem Sediment gelöst. Die eigentliche Extraktion erfolgte im Ultraschallbad (5 min. bei 55 ^oC). Nach jedem Extraktionsschritt wurden die Proben zentrifugiert und die Überstände vereinigt. Aliquots wurden durch 0,2 µm Membranfilter filtriert und bis zur HPLC–Analyse bei - 20 ^oC aufbewahrt (max. eine Woche). Direkt vor der Messung wurden die Proben mit 0,5-molarer Ammoniumacetatlösung (1:10) versetzt.

Für die Pigmentauftrennung stand ein BioTek-Kontron-System zur Verfügung. Als Trennsäule wurde eine Supersphere-100 rp18-Säule (non endcapped, 4 µm Partikeldurchmesser, 250 x 4,6 mm) verwendet. Die Trennung erfolgte mit einem modifizierten ternären Gradientenprogramm (ursprünglich Woitke et al. 1994). Mit Hilfe des Diodenarray-Detektors wurden die Absorptionsspektren im Bereich zwischen 380 und 700 nm aufgenommen. Die Quantifizierung erfolgte nach vorhergehender Kalibrierung mit externen Pigmentstandards für die Carotinoide bei 475 nm, für Chlorophyll a (Chl a) bei 665 nm. Die Peaks wurden durch den Vergleich der Absoptionsspektren und Retentionszeiten mit denen von Pigmentstandards identifiziert.

Ergebnisse

In Abb. 1 sind die Konzentrationen ausgewählter, eindeutig identifizierter Pigmente dargestellt. Nach pollenanalytischer Datierung (Brande & Schindler 2001) markiert die Sedimenttiefe 160 cm den Zeitraum des Hochmittelalters zwischen 1150 und 1250 u.Z. als Periode der großflächigen Rodungen und des planmäßigen Landesausbaus in Verbindung mit der Anlage zahlreicher Wassermühlen. Oberhalb von 160 cm konnte ein beträchtlicher Anstieg aller Pigmente sowie des organischen Gehaltes gemessen werden. In Richtung der jüngeren Vergangenheit nimmt die Konzentration der meisten Pigmente unter Schwankungen wieder ab, steigt jedoch ab 30 cm noch einmal stark an. Bei einer angenommenen Sedimentationsrate von > 2 mm/a (Brande & Schindler 2001) entsprechen die Sedimentschichten ab 20 cm dem industriellen Zeitraum inklusive der Intensivierung der Landwirtschaft, Abwassereinleitungen etc. (ca. 1900 - 1975 u.Z.). Unterhalb von 160 cm ist die Pigmentkonzentration ähnlich hoch wie in den darüberliegenden Sedimentschichten. Zeaxanthin und ββ-Carotin erreichen mit über 30 µg/g TG sogar höhere Werte als in 5 cm Sedimenttiefe. Die Chl a-Konzentration steigt ebenfalls an.

Korrelationsanalysen der einzelnen Pigmente untereinander (Tab. 1) bestätigen, dass in diesem Sedimentkern zwei Phasen deutlich voneinander zu trennen sind, die Phasen vor und nach den Rodungen. Über den gesamten Zeitraum zeigt sich eine enge Korrelation zwischen ββ-Carotin und Zeaxanthin, Echinenon und Canthaxanthin sowie zwischen Chl a und Alloxanthin. Vor den Rodungen (260 bis 160 cm) sind Chl a und der organische Gehalt eng mit der Luteinkonzentration korreliert, ebenso wie Alloxanthin mit allen Biomassemarkern (Chl a, ββ-Carotin und Zeaxanthin). Nach den Rodungen (5 bis 160 cm) ist der Zusammenhang zwischen der Alloxanthinkonzentration und den o.g. Pigmenten nicht so eng. Auffällig ist für diesen Zeitraum die enge Korrelation zwischen Chl a und ββ-Carotin.

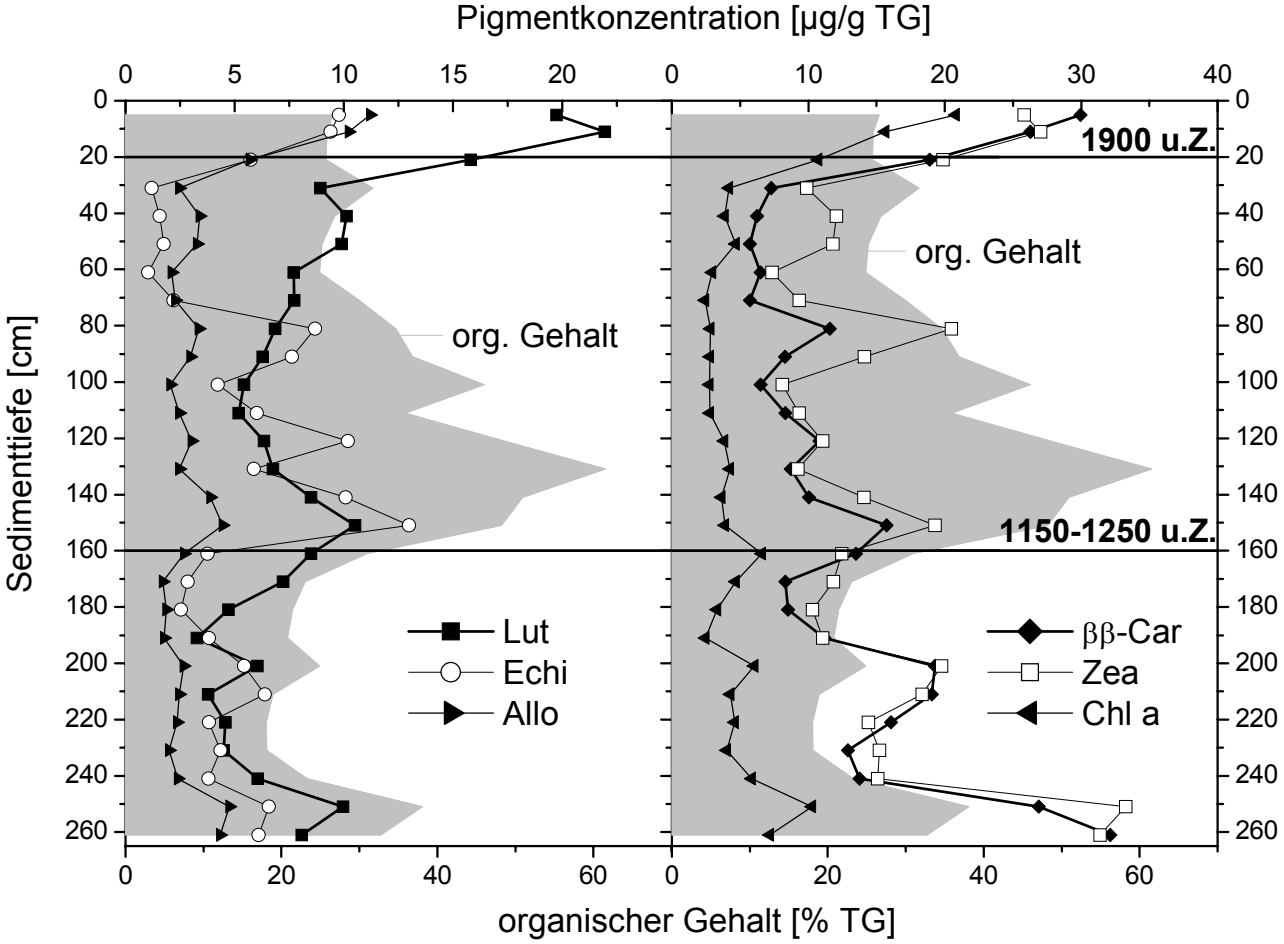


Abb. 1: Konzentrationen verschiedener Pigmente sowie des organischen Gehaltes (graue Fläche) in einem Sedimentkern des Langen Sees. Abkürzungen der Pigmentnamen siehe Tabelle 1.

Diskussion

Der Konzentrationsverlauf verschiedener Pigmente im Sedimentkern des Langen Sees spiegelt vermutlich Phasen unterschiedlicher Entwicklung des Phytoplanktons, der submersen Makrophyten und der terrestrischen Vegetation wider, wobei unbekannt bleibt wie sich die unterschiedlichen Konservierungsbedingungen im untersuchten Zeitraum von etwa 2000 Jahren auf den gemessenen Pigmentgehalt ausgewirkt haben.

Auffällig ist, dass die Leitpigmente von Diatomeen und Chrysophyceen (Fucoxanthin) sowie das Peridinin der Dinoflagellaten im Sediment nicht gefunden wurden. Rezent kommen diese Algengruppen in größeren Biomasseanteilen zwar nur im Winter und Frühjahr im Langen See vor (Wiedner et al. 1998), die wahrscheinlichere Erklärung dieses Phänomens liegt jedoch in der chemischen Struktur dieser, als besonders labil geltenden, Pigmente. Anders als in tiefen, geschichteten Seen sind die Sedimentpartikel während der Frühdiagenese in Flachseen häufig wechselnden Bedingungen ausgesetzt. Durch ihre mehrfache Resuspension ändern sich die Redoxverhältnisse (Wechsel anoxisch/oxisch)

und die Partikel mit den darin enthaltenen Pigmenten sind in der Wassersäule wiederholt Licht und hohen Temperaturen ausgesetzt.

Zwischen den Cyanobakterienleitpigmenten Echinenon und Canthaxanthin, die untereinander sehr eng miteinander korrelieren (Tab. 1) und Zeaxanthin, das in Cyanobakterien regelmäßig und in hohen Konzentrationen vorkommt, gibt es keinen Zusammenhang. Dagegen besteht eine enge Korrelation zwischen ββ-Carotin und Zeaxanthin. Das spricht dafür, dass letztgenannte Pigmente relativ stabil sind und vor allem die Gesamtbiomasse repräsentieren. Inwiefern Zeaxanthin als Umlagerungsprodukt aus anderen Pigmenten entsteht, ist unbekannt, aber durchaus möglich. Zeaxanthin ist folglich als Markerpigment für Cyanobakterien bei Sedimentuntersuchungen ungeeignet.

Tab. 1: Korrelationskoeffizienten der einzelnen Pigmentkonzentrationen sowie des organischen (org.) Gehaltes für den gesamten Sedimentkern des Langen Sees (5 bis 261 cm) sowie für die Phase vor (161 – 261 cm) bzw. nach den Rodungen 1150 – 1250 u.Z. (5 – 161 cm). Lut Lutein; Allo Alloxanthin; Echi Echinenon; Cantha Canthaxanthin; Zea Zeaxanthin; ββ-Car ββ-Carotin; Chl a Chlorophyll a.

		Lut	Allo	Echi	Cantha	Zea	ββ-Car	Chl a
5 bis 261 cm	**Allo**	**0.93**						
	Echi	0.35	0.54					
	Cantha	0.61	0.74	**0.91**				
	Zea	0.51	0.66	0.50	0.50			
	ββ-Car	0.51	0.69	0.47	0.45	**0.93**		
	Chl a	**0.85**	**0.92**	0.35	0.51	0.68	0.77	
	org. Gehalt	0.00	0.00	0.50	0.43	-0.08	-0.15	-0.16
5 bis 161 cm	**Allo**	**0.94**						
	Echi	0.27	0.49					
	Cantha	0.51	0.70	**0.93**				
	Zea	**0.83**	**0.89**	0.63	**0.80**			
	ββ-Car	**0.88**	**0.94**	0.58	0.73	**0.90**		
	Chl a	**0.92**	**0.95**	0.31	0.52	0.79	**0.93**	
	org. Gehalt	-0.47	-0.33	0.46	0.19	-0.27	-0.23	-0.39
161 bis 261 cm	**Allo**	0.74						
	Echi	0.30	0.76					
	Cantha	0.42	**0.82**	**0.93**				
	Zea	0.62	**0.96**	**0.85**	**0.84**			
	ββ-Car	0.51	**0.93**	**0.87**	**0.89**	**0.95**		
	Chl a	**0.90**	**0.90**	0.60	0.72	**0.82**	0.72	
	org. Gehalt	**0.92**	**0.86**	0.47	0.54	0.74	0.66	**0.89**

Der ähnliche Verlauf von Alloxanthin, dem Leitpigment der Cryptophyceen, und den Biomassemarkern Chl a und ββ-Carotin könnten ein Ausdruck davon sein, dass Cryptophyceen in der Vergangenheit, ebenso wie in der Gegenwart, als subdominante Begleitarten stets im Langen See präsent waren und sind. Lutein kommt sowohl in allen höheren Pflanzen, inklusive submersen Makrophyten, als auch in Grünalgen vor. Der Konzentrationsverlauf von Lutein unterscheidet sich vor allem zwischen 60 und 160 cm Sedimenttiefe deutlich von dem des Echinenons (Abb. 1). Das kann ein Hinweis darauf sein, dass im Langen See Wechsel in den Algendominanzverhältnissen aufgetreten sind. Fossile Reste von Makrophyten wurden von 5 - 121 cm gefunden (Körner, dieses Heft). Das Maximum von Chara Oosporen bei 101 cm bildet sich allerdings nicht in einem Luteinpeak ab. Lediglich die geringe Gesamtpigmentmenge bei gleichzeitig hohem organischen Gehalt könnte ein Hinweis auf einen Makrophyten-dominierten Zustand sein.

Die Anstiege der Echinenon- (Cyanobakterien), ββ-Carotin- und Zeaxanthinkonzentrationen (Gesamtbiomasse) unmittelbar oberhalb von 160, 100 bzw. 30 cm deuten auf Eutrophierungsschübe, die mit einer Erhöhung des Cyanobakterienanteils einhergingen, hin.

Sie lassen sich mit dem starken anthropogenen Einfluss als Folge großflächiger Rodungen (160 cm) und mit dem Beginn des industriellen Zeitalters erklären (30 cm). Die Datierungen sind noch nicht abgeschlossen, jedoch fällt der Anstieg der Trophie oberhalb von 100 cm zeitlich mit dem vorübergehenden Verschwinden der Chara-Population zusammen (vgl. Körner, dieses Heft). Unterhalb von 160 cm ist der hohe Pigmentgehalt, insbesondere von Chl a, bemerkenswert. Hier ist ein großer Einfluss der terrestrischen Vegetation, z.B. durch Falllaubeintrag, anzunehmen. Auch könnten die Konservierungsbedingungen anders als in späteren Zeiträumen gewesen sein. Denkbar ist, dass der Lange See vor dem massiven Eingreifen des Menschen in die Landschaft (1150 – 1250) wesentlich tiefer war.

Ausblick

Die Festlegung eines historischen Leitbildes für den in dieser Studie untersuchten Gewässertyp wird über den Vergleich mit 7 weiteren Gefrierkernen aus anderen Flachgewässern unter Berücksichtigung aller projektrelevanten Untersuchungsparameter erfolgen. Erste Ergebnisse der Pigmentanalytik geben deutliche Hinweise auf unterschiedliche Phasen der pflanzlichen Besiedlung und der Höhe ihrer Produktion. Zur Festlegung von Grenzwerten des Cyanobakterienvorkommens ist z.B. eine Orientierung an mittleren Echinenon-Konzentrationen in einer Phase geringen anthropogenen Einflusses vorstellbar. Gesicherte Aussagen zum ehemaligen Makrophytenvorkommen sind jedoch nur in Kombination mit dem Nachweis fossiler Makrophyten möglich.

Literatur

Brande, A. & C. Schindler, 2001: Erster Bericht der pollenanalytischen Untersuchungen. In: B. Nixdorf & U. Mischke (Hrsg.): Untersuchungen zu Leitbildbiozönosen in Gewässern des Landes Brandenburg, im Auftrag des MLUR Brandenburg.

Hoffmann, A., S. Körner & A. Brande, 2002: Ermittlung von Referenzzuständen für Flachseen des Tieflandes mit paläolimnologischen Methoden. In: R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.): Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. *BTUC-AR* 5/2002: 109-118.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Amsinck, S.L. & Johansson, L.S., 2001: Paleoecological methods as tools in assessing the near-pristine state of lakes. *TemaNord* 563: 45 – 49.

Körner, S., dieses Heft: Rekonstruktion der submersen Flora in Brandenburger Flachseen mithilfe makrofossiler Reste.

Leavitt, P.R., 1993: A review of factors that regulate carotenoid and chlorophyll deposition and fossil pigment abundance. *Journal of Paleolimnology* 9: 109-127.

Lenhard, A., 1995: HPLC-Analytik zur Rekonstruktion von Phytoplanktonentwicklungen. Konstanzer Dissertationen 467, Hartung-Gorre Verlag, Konstanz, 191 S.

Mietz, O., Riemer, A. & Gabrysch, I., 1996: Die limnologischen Verhältnisse der Seen im Jungmoränenland Brandenburgs. In: Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): Die Seen im Brandenburgischen Jungmoränenland.

Rücker, J., Nixdorf, B., Deneke, R., Kleeberg, A. & Mischke, U., im Druck: Warum reagieren die Seen des Scharmützelseegebietes unterschiedlich auf die Reduzierung ihrer externen Belastung? *Wasser & Boden*.

Scheffer, M., 1998: Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall, London.

Scheffer, M., Rinaldi, S., Gragnani, A., Mur, L.R. & van Nes, E.H., 1997: On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology* 78: 272-282.

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.

Wiedner, C. & Nixdorf, B., 1998: Success of chrysophytes, chryptophytes and dinoflagellates over bluegreens (cyanobacteria) during an extreme winter (1995/96) in eutrophic shallow lakes. *Hydrobiologia* 369/370: 229-235.

Woitke, P., Martin, C.-D., Nicklisch, S. & Kohl, J.-G., 1994: HPLC determination of lipophilic photosynthetic pigments in algal cultures and lake water samples using endcapped C18-RP-column. *Fresenius J. Anal. Chem.* 348: 762-768.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Rekonstruktion der submersen Flora in Brandenburger Flachseen mithilfe makrofossiler Reste

Sabine Körner
Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin,
e-mail: koerner@igb-berlin.de

keywords: Paläolimnologie, Makrophyten, Referenzzustand, Flachseen, alternative stabile Zustände

Einleitung

Submerse Makrophyten spielen in Flachseen eine wichtige Rolle, da sie hier potentiell den gesamten Seeboden bedecken können und durch verschiedene Mechanismen in der Lage sind, auch bei steigenden Nährstoffkonzentrationen einen Klarwasserzustand zu stabilisieren. Beim Verlust der submersen Flora kommt es zum Umschlag des gesamten Systems in den trüben, Phytoplankton-dominierten Zustand (SCHEFFER et al., 1993). Das alternative Vorkommen dieser zwei stabilen Zustände wird für Flachseen, dem dominierenden Seentyp in Brandenburg, für einen Nährstoffbereich zwischen 10-1000 µg TP/l vermutet (JEPPESEN et al., 1991). Durch die natürliche Eutrophierungstendenz könnten die beschriebenen Dominanzwechsel schon zu Zeiten geringer anthropogener Belastung stattgefunden haben. Eine Rekonstruktion der ursprünglichen Besiedlung mit submersen Makrophyten kann mithilfe von makrofossilen Resten aus Sedimentkernen erfolgen (z.B. ODGAARD et al., 1997, SAYER et al., 1999, BRUSH & HILGARTNER, 2000).
Im Rahmen eines Projektes zu Leitbild-Biozönosen in ungeschichteten Seen des Landes Brandenburg wird für verschiedene Flachseen Brandenburgs versucht, die Entwicklung der Unterwasserflora während der letzten 2000 Jahre zu rekonstruieren. Dieser Abschnitt umfasst u.a. die Völkerwanderungszeit mit geringem anthropogenen Einfluss und terrestrischer Klimaxvegetation des Holozäns (Kiefer-Eichen-Buchenmischwälder) sowie Phasen unterschiedlichen anthropogenen Einflusses im Hoch- und Spätmittelalter, der frühen und mittleren Neuzeit sowie der neuzeitlichen vorindustriellen Periode. Erste Ergebnisse und Probleme werden im Zusammenhang mit der Bestimmung des sogenannten Referenzzustandes für die Klassifikation dieser Seen innerhalb der EU-Wasserrahmenrichtlinie diskutiert.

Material und Methoden

Aus dem Langen See bei Dolgenbrodt (LS) und dem Großen Kossenblatter See (KS) wurden am 20.9.01 bzw. 21.9.01 jeweils 280 cm bzw. 240 cm lange Gefrierkerne entnommen, die in 10 cm Teilstücke getrennt wurden. Für die Analyse der makrofossilen Reste wurde jeweils ein Teilstück von etwa 40-100 cm³ (7-10 cm, 13-19 cm, 23-29 cm etc.) entnommen und tiefgekühlt aufbewahrt. Aus dem Großen Kossenblatter See wurden zusätzlich 4 Sedimentkerne von ca. 50 cm Länge aus ufernahen, windgeschützten Bereichen mithilfe eines Sedimentstechers und Plexiglasröhren entnommen, die am selben Tag in 5 cm Stücke geteilt und bei 4°C gelagert wurden. Für die Analyse (Gefrierkerne: jedes 2. Teilstück, Kurzkerne: alle Teilstücke) wurde nach Auftauen das Volumen des Sediments durch Wasserverdrängung in einem Messzylinder bestimmt und das Material durch 3 Siebe von 400 µm, 200 µm und 150 µm gesiebt. Das gesiebte Material wurde im Kühlschrank bei 4°C bis zur Bestimmung gelagert. Für die Bestimmung der makrofossilen Reste wurde die 400 µm-Fraktion vollständig unter einem Binokular mit 10-40facher Vergrößerung durchsucht und alle makrofossilen Reste submerser und emerser Pflanzen gezählt, heraussortiert und getrennt in Mikrotiter-Platten mit Glycerin aufbewahrt (BIRKS et al., 2001; BRUSH & HILGARTNER, 2001).

Zusätzlich wurden Reste einiger Tiere, die als Indikator für das Vorhandensein von Pflanzen herangezogen werden können (Chironomiden, Moostierchen, Fischegel(*Piscicola*)-Ei-Kokons), heraussortiert (z.B. BRODERSEN et al., 2001; ODGAARD & RASMUSSEN, 2001). Die im jeweiligen Volumen enthaltene Menge an Makrofossilien wurde auf 100 cm³ umgerechnet. Die Bestimmung der Familien, Gattungen und Arten makrofossiler Reste erfolgte nach BEIJERINCK (1947), BIRKS (1980), HAAS (1994), JACOMET et al. (1989), JESSEN (1955), MARTIN (1951) und SCHOCH et al. (1988). Die im folgenden dargestellten Ergebnisse enthalten nur die Daten der am häufigsten gefundenen makrofossilen Reste submerser Makrophyten: Oosporen von Armleuchteralgen (*Chara*), Samen von Laichkräutern (*Potamogeton*) und Reste von Teich- und Seerosen (*Nympheaceae*). Die Datierung der Horizonte erfolgte durch Pollenuntersuchungen (A. Brande, C. Schindler, TU Berlin).

Ergebnisse und Diskussion

Der 270 cm lange Gefrierkern des Langen Sees bei Dolgenbrodt (LS) überdeckt etwa einen Zeitraum von etwa 1500 Jahren. Makrophytenreste finden sich erst ab 130 cm Tiefe (Abb. 1). Auffallend ist der *Chara*-Oosporen-Peak mit über 100 Oosporen/100 ml bei 110 cm Tiefe, der als Hinweis auf ein Vorkommen von Armleuchteralgen-Unterwasserwiesen in diesem Zeithorizont (Mittelalter) gewertet werden kann. Weitere Vorkommen von *Chara*-Oosporen finden sich auch in den jüngeren Schichten (10, 30, 50 cm), jedoch in deutlich geringeren Mengen. Möglicherweise kamen also Characeen auch noch relativ rezent im LS vor. Das Vorhandensein von *Potamogeton*-Samen in einer Tiefe von 110 cm sowie von 30 cm weist darauf hin, dass Laichkräuter neben Characeen seit längerer Zeit im LS siedeln. Teich- und Seerosen-Reste finden sich in 70 cm Tiefe, in einer Schicht, die weder *Chara*- noch *Potamogeton*-Reste aufweist. Dies könnte ein Hinweis für eine Veränderung der Struktur der Wasserpflanzen-Flora in diesem Zeitraum (ca. 1700 n.Chr.) sein. Möglicherweise gab es durch verschlechterte Lichtbedingungen im Wasser eine zeitweise Dominanz von Schwimmblattpflanzen mit starkem Rückgang der Unterwasserflora. Ob die Abwesenheit von makrofossilen Resten submerser Makrophyten in Schichten unterhalb von 130 cm ein Hinweis auf fehlende Unterwasserpflanzen in diesem Zeitraum sind, oder ob sich nur im entnommenen Gefrierkern keine Reste finden, kann nur in gemeinsamer Auswertung der Daten der Untersuchungen zu Diatomeen und Pigmenten und/oder eine zusätzliche Probennahme von Langkernen an ufernahen Stellen im LS geklärt werden.
Der Große Kossenblatter See (KS) wies offenbar eine deutlich geringere Sedimentationsrate als der LS auf, da der 240 cm lange Gefrierkern einen Zeitraum von wahrscheinlich über 3000 Jahren repräsentiert. Es konnten nur sehr geringe Mengen an makrofossilen Resten submerser Makropyten gefunden werden. Diese traten jedoch bis in 210 cm Sedimenttiefe auf (Abb. 1). Die Characeen-Peaks in 200 cm und 130 cm Tiefe treffen zusammen mit dem Übergang der Bronzezeit in die Eisenzeit um 800 BC bzw. mit dem stark zunehmenden anthropogenen Einfluss während des Hochmittelalters um 1200. Zwischendurch gibt es lange Zeiträume ohne makrofossile Reste submerser Makrophyten. Nach dem Beginn der Industrialisierung finden sich ein kleiner *Chara*-Oosporen-Peak sowie einige *Potamogeton*-Samen.
Die Analyse der Kurzkerne aus den windgeschützten Litoralbereichen des KS lassen vermuten, dass der Langkern an einer Stelle entnommen wurde, die nicht repräsentativ für das Vorkommen submerser Makrophyten in diesem See ist (Abb. 2). Insbesondere in den Kurzkernen 2 und 3 vom Südostufer konnten makrofossile Reste von sowohl Characeen als auch von Laichkräutern und Teichrosen in großen Abundanzen gefunden werden (Abb. 2). Die Unterschiede zwischen den Kernen verdeutlichen die Variabilität bei der Ablagerung von makrofossilen Resten submerser Makrophyten innerhalb eines Sees. Unterschiedliche Mengen an abgelagertem Material können entweder als Hinweis auf unterschiedliche Abundanzen der Vorkommen submerser Makrophyten oder aber unterschiedliche Sedimentationsbedingungen interpretiert werden. Im KS war offenbar insbesondere das windgeschützte Südostufer stark mit submersen Makrophyten bewachsen. Für den untersuchten Zeitraum von etwa 250 Jahren zeigt sich in allen Kernen eine deutliche Abfolge:

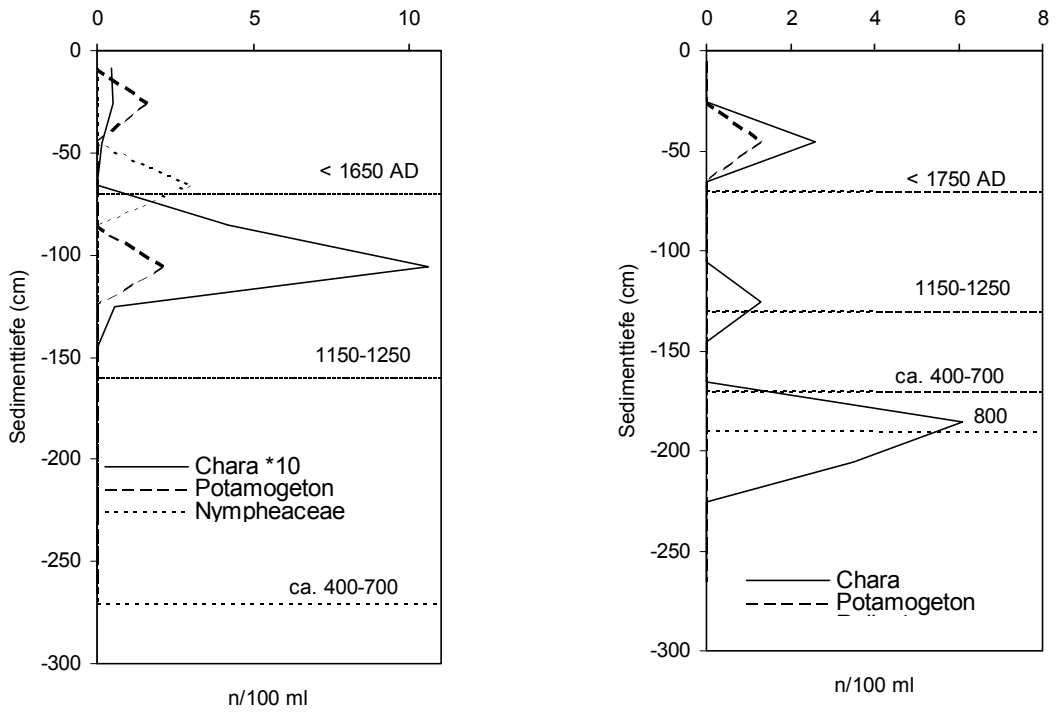


Abb. 1: *Chara*-Oosporen, *Potamogeton*-Samen und *Nympheaceae*-Makroreste im Sediment des Langen Sees bei Dolgenbrodt (links) und des Großen Kossenblatter Sees (rechts)

Characeen dominierten vor ca. 200 Jahren, gefolgt von *Potamogeton*-Arten vor ca. 150 Jahren und Nympheaceae vor ca. 100 Jahren. Alle Peaks überlappen sich, so dass offenbar auch Arten aller Gruppen zugleich vorkamen. Auffallend sind die sehr geringen Abundanzen submerser Makrophyten sowohl in den letzten ca. 50 Jahren, ein Zeitraum, für den der durch Eutrophierung hervorgerufene Verlust der Unterwasserflora bekannt ist (KÖRNER, 2001, 2002), als auch für den Zeitraum vor 250 Jahren. Dies ist ein Hinweis auf Dominanzwechsel zwischen submersen Makrophyten und Phytoplankton auch während der neuzeitlichen vorindustriellen Periode.

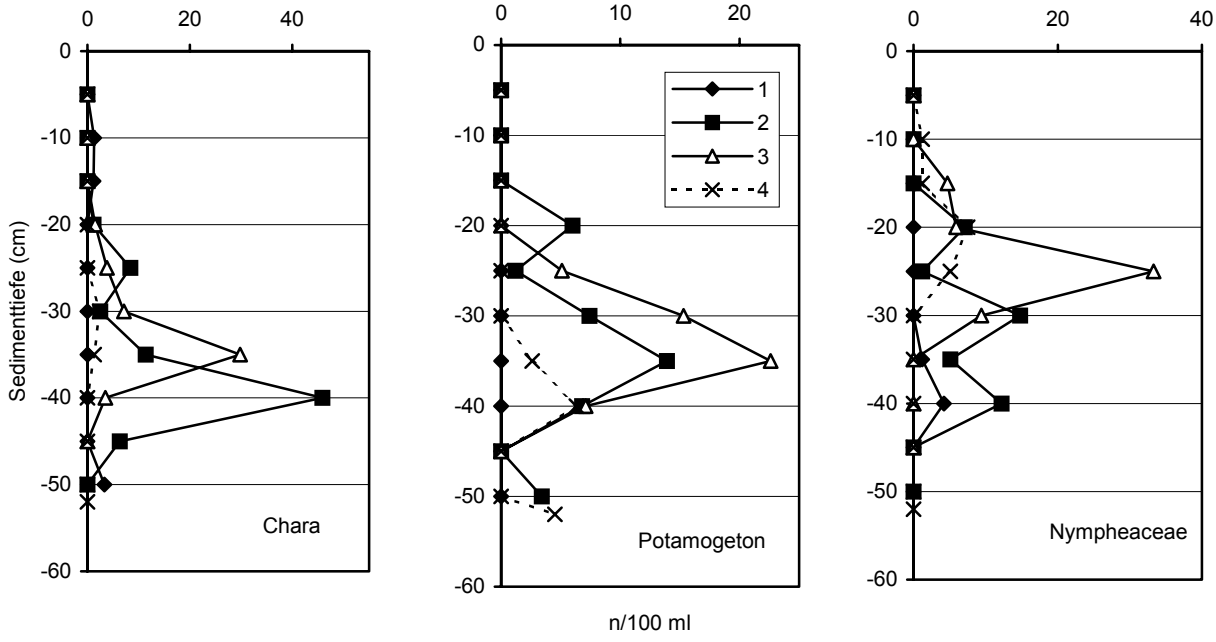


Abb. 2: *Chara*-Oosporen, *Potamogeton*-Samen und *Nympheaceae*-Makroreste im Sediment aus 4 verschiedenen ufernahen Bereichen (1-4) des Großen Kossenblatter Sees

Die von ODGAARD & RASMUSSEN (2001) in dänischen Flachseen gefundene Beziehung zwischen *Piscicola geometra* (Fischegel)-Ei-Kokons und makrofossilen Resten submerser Makrophyten war unabhängig von der Art submerser Makrophyten. Bei einer Abundanz von mehr als 5 Kokons je 100 ml Sediment (Abundanzklasse: rare) wiesen 90 % der Proben auch Reste submerser Makrophyten auf. Die Proben aus den Kurzkernen des KS enthielten weit weniger Kokons, wodurch die Einteilung der Abundanzklassen andere Grenzwerte aufwies. Es konnte ebenfalls ein positiver Zusammenhang gefunden werden, jedoch nur für *Chara*- und *Potamogeton*-Reste (nicht für Nympheaceae). Auch hier konnten bei mehr als 5 Kokons je 100 ml Sediment (Abundanzklasse: abundant) in 80 % der Proben makrofossile Reste gefunden werden (Abb. 3). Möglicherweise lässt sich diese Beziehung unter Einbeziehung weiterer Daten für die Rekonstruktion der Entwicklung der Unterwasserflora auch für Zeiträume nutzen, in denen es nicht zu einer Ablagerung makrofossiler Reste submerser Makrophyten kam (z.B. bei vegetativer Vermehrung und damit fehlender Samenbildung).

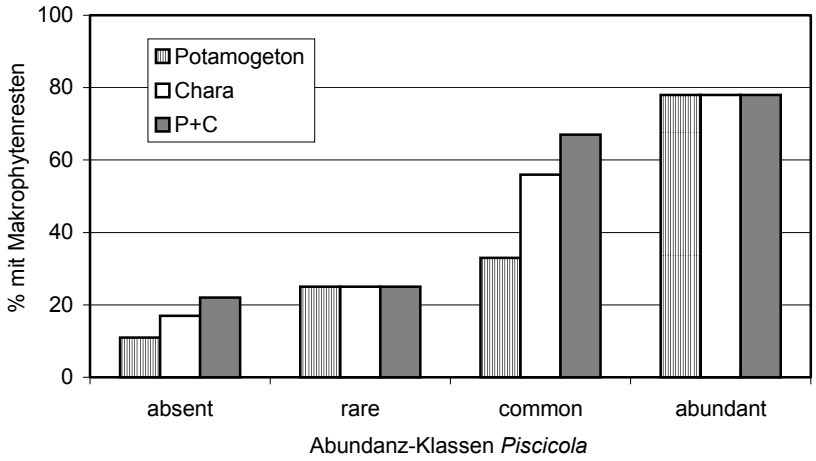


Abb. 3: Zusammenhang zwischen Anzahl an *Potamogeton*-und *Chara*-Resten und *Piscicola*-Ei-Kokons im Großen Kossenblatter See (Abundanzklassen nach ODGAARD & RASMUSSEN (2001))

Fehlende submerse Makrophyten können jedoch auch ein Hinweis auf Phytoplankton-Dominanz sein, wofür es erste Hinweise aus den parallel durchgeführten Untersuchungen der fossilen Pigmente gibt (Daten von Anja Hoffmann, BTU Cottbus). Im Langen See traten bereits seit dem Mittelalter sehr hohe Echinenon-Konzentrationen (Markerpigment für Cyanobakterien) auf, die als Hinweis für eine Cyanobakterien-Dominanz und damit eine Erklärung für die fehlenden submersen Makrophyten sein könnten (Abb. 4). In einer Tiefe von etwa 100 cm treffen geringe Konzentrationen an Echinenon und ein Peak von Characeen und *Potamogeton* zusammen, was als Hinweis für eine Makrophyten-Dominanz zu diesem Zeitpunkt gelten kann. Danach steigen die Echinenon-Konzentrationen wieder an und die submersen Makrophyten verschwinden, möglicherweise fand also wieder ein Wechsel zwischen beiden Zuständen statt. Auch im Kossenblatter See fallen Zeiten mit hoher Echinenon-Konzentration zusammen mit Perioden ohne submerse Makrophyten (Abb. 4).
Wechsel zwischen Makrophyten- und Phytoplankton-Dominanz fanden offenbar in Brandenburger Flachseen schon seit über 1000 Jahren statt. Damit wird es schwierig, einen bestimmten, vergleichsweise kurzen Zeitraum als Referenzzustand für derartige Gewässer zu definieren.

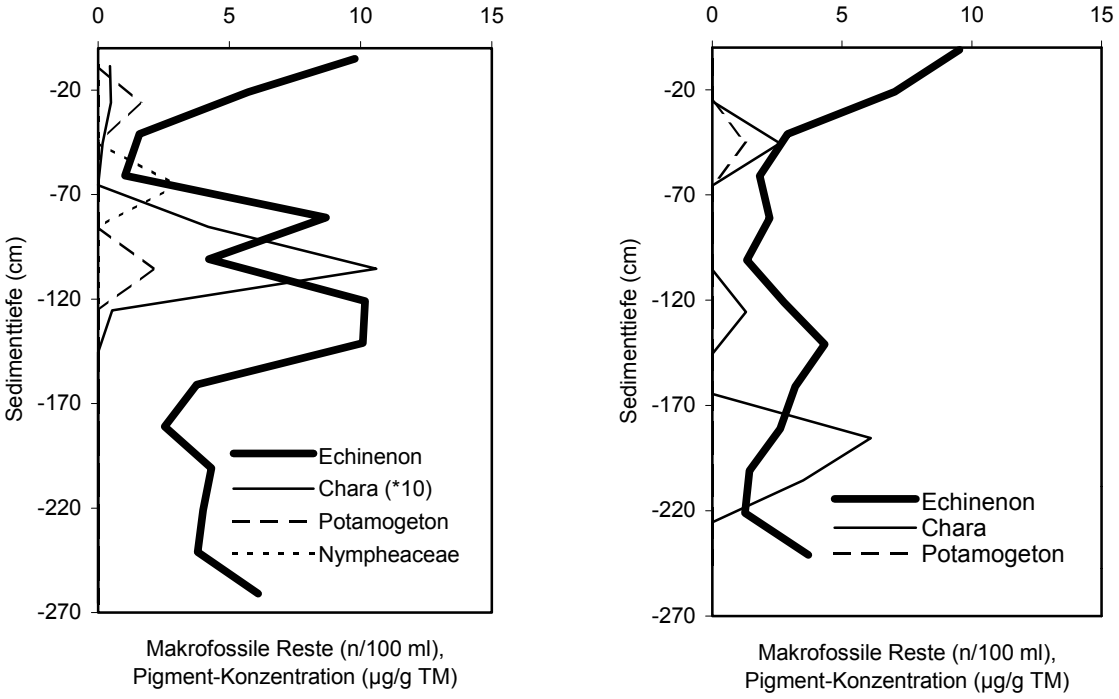


Abb. 4: Makrofossile Reste submerser Makrophyten und Konzentration des Pigments Echinenon im Sediment des Langen Sees bei Dolgenbrodt (links) und des Großen Kossenblatter Sees (rechts) (Pigment-Daten von A. Hoffmann, BTU Cottbus)

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Analyse der makrofossilen Reste in Sedimenten von Flachseen wertvolle Informationen zur Rekonstruktion der früheren Besiedlung mit submersen Makrophyten liefert. Die Lage der Probenahmestelle kann entscheidenden Einfluss auf die Ergebnisse haben. Da das Fehlen von makrofossilen Resten nicht notwendigerweise auf ein Fehlen von submersen Makrophyten hinweist, sollte man immer auch andere Indikatoren nutzen. Einer davon sind Ei-Kokons des Fischegels *Piscicola geometra*, für die wie in dänischen Seen auch in Brandenburger Flachseen ein guter Zusammenhang zur submersen Flora gefunden werden konnte.
Aus unseren Untersuchungen gibt es Hinweise darauf, dass der (natürliche und anthropogene) Nährstoffeintrag in Brandenburger Flachseen schon seit mehr als 1000 Jahren zu Wechseln zwischen Makrophyten- und Phytoplankton-Dominanz geführt hat. Dies macht es schwierig, ein Leitbild der Besiedlung anhand von wenigen Proben aus bestimmten Zeitabschnitten zu entwickeln, wie es ursprünglich vorgesehen war.
Unbestritten ist, dass ein Gewässer mit einer artenreichen Unterwasserflora aus gewässerökologischer Sicht den anstrebenswerten Zustand darstellt. Ein bei Verbesserung der Wasserqualität auftretender Rückumschlag von Flachseen vom Phytoplankton- in den Makrophyten-dominierten Zustand wird jedoch oft zu einem Konflikt mit der in vielen Fällen vorhandenen Erholungsnutzung führen, da sich oft zunächst überwiegend Arten ansiedeln, die die Wassersäule füllen (Laichkräuter, Wasserpest, Tausendblatt). Entfernt man zuviel dieser Pflanzen, z.B. durch Krautung, dann „kippt“ das gesamte System schnell wieder in den Phytoplankton-dominierten Zustand. Stellen sich dagegen niedrigwüchsige Characeen ein, treffen die Interessen der Gewässerökologen und Erholungsnutzenden zusammen, man hat klares Wasser und die Makrophyten bedecken den Gewässergrund (VAN NES et al., 2002). Möglicherweise sollte man diesen Umstand bei der Entwicklung von Leitbildern berücksichtigen und Characeen-Grundrasen als vorherrschende Unterwasservegetation anstreben. Für Flachseen gibt es neben der Untersuchung des Auftretens alternativer stabiler Zustände während der zurückliegenden Jahrtausende Forschungsbedarf hinsichtlich der Menge an submersen Makrophyten, die für die Stabilisierung des Klarwasserzustandes nötig sind und Möglichkeiten zur Ansiedlung von Characeen.

Danksagung

Herzlicher Dank geht an Ute Mischke (IGB Berlin) für die Koordination des Projektes und alle Projektmitarbeiter.

Literatur

BEIJERINCK, W. (1947): Zadenatlas der Nederlandsche Flora. Wageningen, Veenman & Zonen.

BIRKS, H. H. (1980): Plant macrofossils in Quaternary lake sediments. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol. 15, 1-60.

BIRKS, H. H., PEGLAR, S. M., BOOMER, I., FLOWER, R. J. & RAMDANI, M. (2001): Palaeolimnologcal responses of nine North African lakes in the CASSARINA Project to recent environmental changes and human impact detected by plant macrofossil, pollen and faunal analysis. Marine Biology 133, 519-525.

BRODERSEN, K. P., ODGAARD, B., VESTERGAARD, O. & ANDERSON, N. J. (2001): Chironomid stratigraphy in the shallow and eutrophic Lake Sobygaard, Denmark: chironomid-macrophyte co-occurrence. Freshwater Biology 46, 253-267.

BRUSH, G. S. & HILGARTNER, W. B. (2001): Paleoecology of submerged macrophytes in the Upper Chesapeake Bay. Ecological Monographs 70, 645-667.

HAAS J. N. (1994): First identification key for charophyte oospores from central Europe. Eur. J. Phycol. 29, 227-235.

JACOMET, S., BROMBACHER, C. & DICK, M. (1989): Archäobotanik am Zürichsee. Zürich, Orell Füssli Verlag.

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. In: GIUSSANI, G., VAN LIERE, L. und MOSS, B. (Hrsg.), Ecosystems Research in Freshwater Environment Recovery. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 48, 127-148.

JESSEN, K. (1955): Key to subfossil Potamogeton. Botanisk Tidsskrift 52, 1-5.

KÖRNER, S. (2001): Development of submerged macrophytes in shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany) before and after its switch to the phytoplankton-dominated state. Arch. Hydrobiol. 152, 395-409.

KÖRNER, S. (2002): Loss of Submerged Macrophytes in Shallow Lakes in North-Eastern Germany. Internat. Rev. Hydrobiol. 87, 377-386.

MARTIN, A. C. (1951): Identifying pondweed seeds eaten by ducks. The Journal of Wildlife Management, 253-258.

ODGAARD, B., RASMUSSEN, P. & ANDERSON, N.J. (1997): The macrofossil record of the 20th century submerged vegetation dynamics in shallow Danish lakes. Würzburger Geographische Abh. 41, 153-154.

ODGAARD, B. & RASMUSSEN, P. (2001): The occurrence of egg-cocoons of the leech *Piscicola geomatra* (L.) in recent lake sediments and their relationship with remains of submerged macrophytes. Arch. Hydrobiol. 152, 671-686.

SAYER, C.D., ROBERTS, N., SADLER, J., DAVID, C. & WADE, P.M. (1999): Biodiversity changes in a shallow lake ecosystem: a multi-proxy palaeolimnological analysis. Journal of Biogeography 26, 97-114.

SCHEFFER, M., HOSPER, S.H., MEIJER, M.-L., MOSS, B. & JEPPESEN, E. (1993): Alternative Equilibria in Shallow Lakes. TREE 8, 275-279.

SCHOCH, W. H., PAWLIK, B. & SCHWEINGRUBER, F. H. (1988): Botanische Makroreste. Verlag Paul Haupt, Bern & Stuttgart.

VAN NES, E.H., SCHEFFER, M., VAN DEN BERG, M. & COOPS, H. (2002): Aquatic macrophytes: restore, eradicate or is there a compromise? Aquat. Bot. 72, 387-403.

ÖKOLOGISCHE FLIEßGEWÄSSERBEWERTUNG

GIELES, K.: Ökologische Auswirkungen der Wasserableitung aus gefassten Quellen zur Trinkwasserversorgung durch den Zweckverband zur Wasserversorgung der Aschafftalgemeinden

GUTOWSKI, A. & J. FOERSTER: Bewertung von Fließgewässern mit Phytobenthos (ohne Diatomeen) zur Umsetzung der WRRL

MISCHKE, U., BEHRENDT, H. & B. NIXDORF: Was kann Phytoplankton für die Bewertung von Fließgewässern nach der WRRL leisten?

JANZEN, L. & A. LORENZ: Chironomidae (Zuckmücken) in unterschiedlichen Fließgewässertypen und deren morphologische Degradationsstufen

LORENZ, A., KIRCHNER, L. & C. K. FELD: Wie viel ist genug? Untersuchungen zur Mindestindividuenzahl für die Fließgewässerbewertung mit der AQEM–Methode

ROLAUFFS, P.: Ökologische Bewertung von Fließgewässern: Integrierende Einflüsse des Einzugsgebietes oder lokale Gewässermorphologie? Was ist entscheidend für die Biozönose? Eine Frage der Skalierung.

WENIKAJTYS, M., FELD, C. K. & B. BIS: Die Bewertung mit der AQEM - Methode in Abhängigkeit von der Sortiermethode und Stich-probengröße

BIRK, S.: Überblick über die Methoden zur Fließgewässerbewertung in Europa

RAWER-JOST, C. & J. BÖHMER: Die Auswahl und Evaluierung von Indizes zur Entwicklung eines multimetrischen Verfahrens oder Der Teufel steckt im Detail

STAHLBERG-MEINHARDT, S.. Qualitätskomponente Fische – Leitbilder für die Wabe mit methodischen Anmerkungen oder EU WRRL nach dem ´bottom-up´-Prinzip

SILIGATO S. & C. GUMPINGER: Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit von Fließgewässern: Planung, Umsetzung und Perspektiven

MEILINGER, P., SCHNEIDER, S. & A. MELZER: Makrophyten zur Ökologischen Bewertung von Fließgewässern – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

ORENDT, C.: Sensible Indikation gewässerökologischer Zustandveränderungen anhand von Chironomiden auf Kunstsubstraten

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Ökologische Auswirkungen der Wasserableitung aus gefassten Quellen zur Trinkwasserversorgung durch den Zweckverband zur Wasserversorgung der Aschafftalgemeinden

Klemens Gieles, Umweltpraxis, Stockstadter Str. 55-57, 63814 Mainaschaff, Tel. 06021/76820, Fax 06021/770163, e-mail: gieles@web.de

Keywords: Quellwassernutzung, Auswirkungen, Bewertungsverfahren

1 Einleitung

Kurzfassung einer ökologischen Erfassung und Bewertung von Quellen des Spessarts, die zur Wasserversorgung ausgebaut wurden, um festzustellen, welche Auswirkungen die Versorgung der Bevölkerung mit Wasser auf die Gewässer und auf den Wasser- und Feuchtehaushalt quellwasserbeeinflusster Flächen in den Einzugsgebieten hat. Untersuchungsgegenstände waren die zur Wasserversorgung genutzten Quellen des Zweckverbandes zur Wasserversorgung der Aschafftalgemeinden sowie einige im Einzugsgebiet der Aschaff liegende naturnahe Quellbereiche.

2 Ausgangssituation und Zielsetzung

Die Wasserversorgung in Deutschland wird zu einem wesentlichen Teil durch Grundwasserbrunnen sichergestellt. In den durchlässigen und daher „ertragsarmen“ Untergründen des Buntsandsteinspessarts aber wird das Groß der Bevölkerung über Quellwasserfassungen versorgt.

Da die dortigen Quellschüttungen fast im gesamten Jahr abgeleitet und im Verhältnis zu anderen Mittelgebirgen naturgemäß als gering eingestuft werden müssen, besteht ein Zielkonflikt zwischen Wasserversorgung auf der einen und der Sicherung eines für Tier- und Pflanzenwelt ausreichenden Wasserablaufs bzw. einer ausreichenden Durchfeuchtung der Abflussgebiete auf der anderen Seite.

Folgende wesentlichen Fragestellungen werden behandelt:

1. Welche Auswirkungen hat die Ableitung von Grundwasser aus den Quellen auf die Gewässer?
2. Was bedeutet „wesentliche Minderung“ der Wasserführung und welche Auswirkungen folgen daraus?
3. Wie könnte ein Verfahren aussehen, mit dem die Auswirkungen ermittelt werden können?

Methodik

Zur Durchführung der Erfassung und Bewertung wurde ein empirische Vorgehensweise und eine Auswertung der vorhandenen Literatur bzw. vorhandener Daten parallel geschaltet. Die empirische Erfassung beinhaltete:

- eine Identifikation möglicher relevanter landschafts- und ökologischer Parameter, die für die Quellerfassung und Bewertung geeignet sind,
- die Aufnahme und Bewertung der ökologischen Situation im Einflussbereich der Wasserversorgungsanlagen anhand der ausgewählten landschaftsökologischen Parameter und
- die Erfassung und Bewertung naturnaher Quellbereiche im Einzugsgebiet der Aschaff zur Ermittlung möglicher Leitparameter bzw. Referenzquellen.

Die Auswertung der Literatur beinhaltete:

- die Sichtung wissenschaftlicher Veröffentlichungen im deutschsprachigen Raum,
- die Antragsunterlagen des Wasserversorgers,
- Versauerungserhebungen, durchgeführt vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft und vom Wasserwirtschaftsamt Aschaffenburg (benthische Organismen) im Spessart sowie, die gültigen gesetzlichen Regelungen und
- die EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Die Bewertung erfolgte anhand einer integrierenden Diskussion der empirisch ermittelten Daten mit den Literaturergebnissen. Abschließend erfolgte die Entwicklung von Verfahren zur Ermittlung und Bewertung der Quellzustände sowie Empfehlungen zur Verbesserungen der Feuchtsituation in den Quellbereichen.

Ökologischer Status quo im Bereich der Quellen

Die für naturnahe Quellen vorgestellten Ergebnisse wurden im wesentlichen an einer Referenzquelle gewonnen, die aus einer nur kleinen Zahl naturnaher Quellbereiche ausgewählt wurde. Für das Untersuchungsgebiet lassen sich aus den ausgewählten Parametern folgende grundlegenden Ergebnisse ableiten.

Naturnahe Quellen (Referenzquelle) im Untersuchungsgebiet

- Sie sind in Abhängigkeit von der Geländeneigung mehr oder weniger als flächige Sickerquellbereiche ausgebildet;
- Größere Sickerquellbereiche sind durch ein „Schaufelrelief“ gekennzeichnet;
- Die Substrate in den Sickerquellbereichen sind aufgrund der hydraulischen Kräfte sortiert und entsprechend besiedelt;
- Die Sickerquellbereiche sind durch unterschiedliche Feuchte- und Strömungsgrade zoniert;
- Ihre Schüttung ist im Vergleich zu anderen Mittelgebirgsregionen gering;
- Höher gelegene Quellgebiete sind, bezogen auf den gleichen Flächenanteil, weniger ergiebig als niedrig gelegene, aber auch saurer;
- In Abhängigkeit von der geringen bis mäßigen Schüttungsvarianz treten die Quellen im hydrologischen Sommerhalbjahr als Sickerquellbereiche mit geringer Strömung, im hydrologischen Winterhalbjahr als Sickerquellbereiche mit punktförmigen Grundwasseraustritten und erhöhter Strömung in Erscheinung;
- Die Besiedelung durch tierische Organismen folgt der Qualität und Quantität der Quellzonierung in Art, Artenzahl und Individuendichte;
- Die geogene schwache Pufferkapazität und geringe Mineraliengehalte werden von anthropogenen Versauerungsursachen überlagert. Sie prägen die Biozönosen, die als arten- und individuenarm eingestuft werden müssen;
- Größere, permanent durchnässte Quellbereiche sind gehölzfrei;
- Die Ausdehnung des Quellbachs in tiefer gelegene Fließgewässerabschnitte erfolgt in Abhängigkeit von den Abflussspenden (Grundwasser, Zwischenabfluss und Oberflächenwasser) im Einzugsgebiet;

Schlussfolgerungen: Die Interpretation der ökologischen Standortfaktoren lässt den Schluss zu, dass fehlendes Wasser nicht der einzige wesentliche Faktor ist, der die Artenzahlen und -häufigkeiten in den Quellgebieten reduziert. Wassermangel und Austrocknung werden von den Auswirkungen der schwachen bis mäßigen Versauerung, der strukturellen Veränderungen, der hydraulischen Bedingungen und des reduzierten Nahrungsangebotes (fehlende aufschließbare Nahrungsquellen) überlagert.

Ausgebaute Quellen des ZWA

- Die Schüttungsvarianzen (Grundwasserzulauf) im Jahresverlauf sind an den meisten Quellen gering, selten mäßig. Sie weisen i.d.R. nicht auf karstähnliche Verhältnisse hin.
- Durch Ausbau (Verlegung von Sickersträngen, Schachtbau), erhöhten Lichteinfall und Flächenpflege werden die natürlichen Sickerflächen verkleinert bzw. zu punktförmigen, nicht mehr durchgängigen Überwasserabflüssen umgewandelt.
- Bei teilweiser Fassungsumläufigkeit und vorhandenem Zwischenabfluss dominieren Wechselfeuchtezeiger und Torfmoose in den Wasserschutzzonen und angrenzenden Feuchtflächen.
- Die ausgebauten Quellen zeigen in Abhängigkeit von der Nutzung starke Schüttungsvarianzen am Überlauf in kurzen Zeiträumen, z.B. im Tagesverlauf, die mit entsprechenden Strömungsbedingungen im Überlaufquellbach einhergehen. Im Falle einer abgehenden Überlaufschüttung mit anschließendem Trockenfallen sind sie mit temporären Sturz-/Fließquellen vergleichbar.
- Ausbaumaßnahmen und Wasserableitungen haben den Verlust (strukturell und funktionell) des direkten Quellbachs zur Folge.
- Die ausgebauten Quellen werden überwiegend als polyhemerob eingestuft.
- Die veränderten hydraulischen Bedingungen in den Quellgebieten wirken sich nachteilig auf die Besiedlungsmöglichkeit durch quelltypische bzw. standortypische Organismen aus.
- Je nach Entfernung und Feuchtesituation und damit der Artenausstattung der Quellgebiete ist die Wiederbesiedelungsfähigkeit durch Organismen mehr oder weniger bzw. vollständig erloschen.
- Erscheinungsbild und Ästhetik: Im Vergleich zur naturnahen Referenzquelle erscheinen die ausgebauten Quellen erwartungsgemäß naturfremd.

2.1 Auswirkungen durch Ableitung von Grundwasser aus den Quellen der Quellgebiete auf die Gewässer

Allgemein lassen sich für unterhalb der Quellbäche liegende Fließgewässerabschnitte Änderungen folgender Parameter postulieren, wenn die Quellbäche nicht gänzlich trocken fallen:

- Das Wasservolumen in der Funktion als Lebensraum wird vermindert;
- Es treten veränderte Feuchtegradation und Feuchtflächenausdehnungen auf;
- Die Wasserstände und -führung im Fließgewässer bis zur Rückführung des gefassten Wassers (gebrauchtes Wasser) sind verringert;
- Die Strömung wird vermindert;
- Es erfolgt Absenkung des Grundwasserspiegels im Zentimeter-Bereich (ist besonders für die Moosvegetation kritisch);
- Die Gewässerdynamik wird eingeschränkt;
- Sohle und Interstitial werden verdichtet (Ablagerungen und physikalisch-chemische Veränderungen);
- Temperaturerhöhungen bei überwiegender Entnahme erfolgen nicht nur im Restwasser sondern auch in den Substraten (auch Erhöhung der Temperaturamplituden);
- Veränderung des Grundwasser-Säurestatus' bei Passage des Bauwerks (z.B. Drainsystem, Staumauer, Schachtanlage) durch Baumaterialien und die geänderten chemisch-physikalischen Vorgänge);
- Zeitlicher Verlauf und Extremisierung der Wasserführung fallen nicht mit den Entwicklungsphasen der Organismen zusammen (Tages-, Wetterlagen-, Jahresrhythmus);
- Die Länge der Mittelläufe der Quellbäche mit überwiegend sommerkalten Bedingungen nimmt ab (durch fehlendes quellkaltes Wasser);

2.2 Wesentliche Minderung der Wasserführung

Wesentlich ist die Minderung der Wasserführung dann, wenn sie die Merkmale und Bindungsmechanismen des Biotoptyps Quelle so verändert, dass die ursprüngliche Floren- und Faunenausstattung der Quellbereiche durch andere Arten ersetzt wird oder quelltypische Arten verschwinden. Das Ziel der Erhaltung einer natürlichen, reproduktionsfähigen und standorttypischen Artengesellschaft bezogen auf den ursprünglichen Zustand kann nicht mehr erreicht werden.

Im Gegensatz dazu sind Abflussminderungen dann unwesentlich und ohne verändernde Auswirkungen auf die Quellbiozönosen, wenn sie die für die standorttypischen Quellarten tolerierbaren Schwankungen der Bindungsfaktoren, insbesondere bei den Parametern Schüttung/Strömung, Wasserfilm, Feuchtigkeitsgehalt des Bodens und Temperatur (inklusive Frostsicherheit) nicht überschreiten.

Gegenüber dem Voreingriffszustand, d.h. vor der lange zurückliegenden Fassung der Quellen, besteht eine wesentliche Minderung der Wasserführung, weil oft die gesamte Schüttung über einen langen Zeitraum in das Versorgungsnetz abgeleitet wird.

Weil aber das Ausbauereignis der meisten Quellen Jahrzehnte zurück liegt, ist dort heute eine Lebensgemeinschaft entstanden, die an die hydrologischen Bedingungen angepasst ist. Im Extremfall, wie bei der Mittletalquelle oder an besonders trocken Quellbereichen, besteht diese Lebensgemeinschaft aus sehr wenigen Arten und Individuen.

2.3 Verfahren zur Ermittlung von Auswirkungen

Das Verfahren zur Quellerfassung und Bewertung muss folgende Bedingungen erfüllen:

- Es berücksichtigt die spezifischen ökologischen Funktionen und Eigenheiten von Quellen, die nicht in der EU-WRRL nicht genannt sind z.B. Schüttungsvarianzen in Abhängigkeit von Niederschlag, Ausbildung des Grundwasserleiters und dessen Wasserführung, Zonierungsausprägung in den Quellbereichen, quelltypische Besiedelung;
- Die EU-WRRL verlangt, dass anhand von Indikatorgruppen (Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fische) die Abweichungen vom potenziell natürlichen Zustand eines Gewässers erfasst werden, wobei die unterschiedlichen Störfaktoren einbezogen sein sollen. Das Verfahren muss quelltypische Organismen als Indikatoren als Bewertungsmaßstab verwenden.

„Leitbildorientierte, integrierende Quellbewertung“ – Verfahrensentwurf

Prinzip des leitbildorientierten Verfahrens ist, die Auswirkungen menschlicher Einwirkungen als biologische Kenngrößen auszudrücken und diese einer Referenzbiozönose bzw. Referenzfaktoren vergleichend gegenüber zu stellen. Beispiele für solche Kenngrößen sind die quelltypischen Arten und Strukturen, ihre Verbreitung und Bindungsfaktoren.

Phase 1 – Quelltypisierung: Möglichst weitgehende Erfassung aller Arten und Faktoren durch eine Quellkartierung (in einem Referenzgebiet), um zumindest die relevanten und sicher indizierenden Arten und Faktoren zu erfassen. Reduzierung auf aussagefähige Faktoren, insbesondere funktionale und belastungsanzeigende. Zur Reduktion des Erfassungsaufwandes werden soweit möglich Indices aus den aussagefähigen Faktoren gebildet. Die Typisierung der Quellen ist eingebettet in die Gliederung der Ökoregionen Deutschlands und die Untergliederung in die Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland nach BRIEM (in Vorb.).

Phase 2 – Ableitung eines Referenzzustandes inklusive einer Referenzbiozönose aus den Makroinvertebraten, den eventuell floristischen Bioindikatoren, den Quellstrukturen und -faktoren und den antrhopogenen Einwirkungen auf die Quellen.

Phase 3 – Aufgrund der Referenzarten und -faktoren erfolgt ggf. eine weitere Untergliederung der Quelltypen. Die in der EU-WRRL für Fließgewässer festgelegten obligatorischen und optionalen Parameter (System B) müssten nach aktuellem Kenntnisstand für die Quellbewertung mit hydrologischen, morphologischen, physikalischen und chemischen Indikatoren modifiziert werden.

2.4 Konzeptionelle Beschreibung des Verfahrens

Nachfolgend wird versucht, die einzelnen Phasen des Bewertungsverfahrens, soweit zum gegenwärtigen Zeitpunkt möglich, zu beschreiben. Die endgültige Vorgehensweise muss während der Erprobung des Verfahrensvorschlags im Anschluss an die Quellkartierung festgelegt werden. Dies gilt auch für die Auswahl der Erfassungsmethoden.

Quellkartierung als detaillierte Erfassung: Zunächst werden alle verfügbaren Informationen ausgewertet, die Aufschlüsse über die Typisierung von Quellen geben können. Ziel dieses Vorgangs ist, die vorhandenen Ansätze und Hinweise zu erfassen, zu bewerten und in einer Rangliste darzustellen.

Danach sollte eine Erfassungen möglichst aller Quellen in einem festgelegten Gebiet erfolgen, wobei die naturnahen Quellen im Focus stehen, die potenziell als Referenzquellen dienen könnten. Sie werden mit einer wissenschaftlichen Untersuchungstiefe erfasst, die alle biotischen und abiotischen Faktoren berücksichtigt. Um hochwertige Ergebnisse zu erzielen, kommt es entscheidend auf die Auswahl der naturnahen Quellen und auf die eingesetzte Probennahme-/Untersuchungsmethoden an. Die Quellkartierung kann auf der Basis des Kartierungsverfahrens NRW erfolgen.

Typisierung der Quellen: Die Typisierung anhand der spezifischen Lebensgemeinschaften und deren Bindungsfaktoren. Über Ähnlichkeitsindices oder Abweichungsindices werden die Typen eingeordnet. Die Methoden der Typisierung werden dabei verfeinert und angepasst.

Zuordnung Gliederung der Ökoregionen und Gewässerlandschaften Deutschlands: Die Quelltypen werden gemäß der EU-WRRL (System A) den og. Gliederungssystemen zugeordnet. Hieraus ergibt sich eine verfeinerte Typisierung der Quellen. Damit dürfte die Zahl der Quelltypen soweit steigen, dass eine regionale Unterscheidung sowie eine Unterscheidung nach abiotischen und biotischen Parametern möglich wird.

Erarbeitung der Indices: Aus den vorgefunden biotischen und abiotischen Daten, hauptsächlich von naturnahen Quellen, werden jene selektiert und überprüft, die potenziell als Indikatoren geeignet sind. Hiervon hängt wiederum die Qualität späterer Bewertungen entscheidend ab.

Erarbeitung des Referenzzustandes und der Referenzbiozönose der Quellen: Die erarbeiteten Indices bilden das Kontingent an Qualitätsmerkmalen für den Referenzzustand. Deren Verfügbarkeit gibt Auskunft über den Grad der Abweichungen von 100%. Der Referenzzustand entspricht 100% der Verfügbarkeit aller Qualitätsmerkmale. Erreicht keine Quelle 100%, d.h., es sind mehr Qualitätsmerkmale im gesamten als in einer einzelnen Quelle vorhanden, wird ein Referenzzustand konstruiert. Z.B. kann es ein Qualitätsmerkmal sein, dass aufgrund eines menschlichen Eingriffs eine periodische Quelle zu einer perennierenden Quelle umfunktioniert wurde und dort „unnatürlicherweise“ eine diversere Biozönose entstanden ist.

Erarbeitung der Abweichungen (Stufen) vom Referenzzustand und der Referenzbiozönose der Quellen: Die Abweichungen von den Referenzzuständen und -biozönosen für die degradierten Quellen werden entwickelt.

Der Grad ihrer Abweichung gibt Auskunft über die Auswirkungen durch anthropogene Einflüsse.

Verknüpfung der Daten: Die Daten für die Referenzzustände und die Daten, die den Grad der Auswirkungen beschreiben werden miteinander verknüpft.

Bewertung des Quellzustandes und Bewertung Auswirkungen durch Nutzung der Quellen: Je nach Quellsituation erfolgt nun die Bewertung der einzelnen Quellen entweder anhand der Abweichungen vom Referenzzustand (bei nicht ausgebauten Quellen) und/oder anhand dem Grad der festgestellten Auswirkungen (bei ausgebauten Quellen).

Literaturverzeichnis (Auswahl)

1.Anleitung zur Quellkartierung in Nordrhein-Westfalen, Naturschutzzentrum Nordrhein Westfalen 1993;
2.aqem-Projekt der EU, Kapitel „State of the Art“, internet, www.aqem.de, 2001;
3.BOTOSANEANU, Studies in Crenobiology, The Biology of Springs and Springbrooks, 1998;
4.BROCKSPIEPER, Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Castroper Str. 312-314, 45665 Recklinghausen, Crunoecia 5, 1996;
5.Crunoecia Jahrgänge 1 (1992) bis 6 (1999) der Gesellschaft für Quellökologie und Quellschutz, bereitgestellt in der Deutschen Bibliothek Frankfurt
6.Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsberichte 1996 - 2000;
7.GOEBEL, DVWK Schriften 112, Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen, 1996;
8.HAHN, FIEDLER-WEIDMANN; Quellen im Biosphärenreservat Pfälzerwald, Broschüre des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, des BUND Landesverband Rheinland-Pfalz e.V. und Biosphärenreservat „Naturpark Pfälzerwald“ 1996 auf der Grundlage der Quellbiotopkartierung im Buntsandsteingebiet des Pfälzerwaldes;
9.KITTEL, Die Mollusken des Naturdenkmals „Klingelbachschlucht“ bei Triefenstein, Landkreis Main-Spessart, Nachrichten des naturwissenschaftlichen Museums Aschaffenburg Band 100, 1991;
10.KRÜGER, Projektgruppe des Vereins für Natur und Umwelt „Adonishänge“ e. V., Kantstraße 25, D-15230 Frankfurt/Oder, Crunoecia 5, 1996;
11.LESER/HAAS/MOSIMANN/PAESLER, Diercke, 3. Aufl. 1987;
12.OSTHOFF, Quellen der Kalkrieser Berge, Flora, Wasserchemismus, Fauna, Diplomarbeit 1989, Fachhochschule Osnabrück;
13.SCHINDLER, Dissertation in Vorbereitung;
14.ZOLLHÖFER et al., A Typology of Springs in Switzerland by Integrating Habitat Variables and Fauna.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 121/3-4, Monograph. Stud., 349-376, 2000;
15.RÖHLING, Biogeografische Bewertung saarländischer Quellenökosysteme, Einfluss ökologisch relevanter Faktoren auf die Quell-Zönose im Saarland, Diplomarbeit, Universität des Saarlandes, Fachrichtung 6.6 Biogeografie, 1988;
16.HAHN, Untersuchungen über die Crustaceenfauna einiger Quellen in der montanen Region des Vogelsberges, Diplomarbeit, Justus-Liebig-Universität Gießen 1990;
17.ELVERICH, Quellen im nordöstlichen Solling, ihre ökologische Bedeutung und ihre mögliche Beeinflussung durch Grundwasserentnahmen, Diplomarbeit, Geografisches Institut der Georg-August-Universität Göttingen 1988;
18.SCHÜTZ, Quellen im Bereich Remscheid (Bergisches Land), Hydrochemisch-physikalische, floristisch-soziologische und Faunistische Untersuchungen, Diplomarbeit, Fachbereich Geowissenschaften an der Westfälischen-Wilhelms-Universität zu Münster, 1988;
HINTERLANG, Die Quell- und Fließwasservegetation im Bereich der oberen Ruhr und der oberen Alme, Staatsexamensarbeit aus dem botanischen Institut der Westfälischen-Wilhelms-Universität zu Münster, 1986;

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Bewertung von Fließgewässern mit Phytobenthos (ohne Diatomeen) zur Umsetzung der WRRL

Antje Gutowski[1] & Julia Foerster[2]

[1] Hohenkampsweg 25, 28355 Bremen, a.gutowski@t-online.de
[2] Universität Bremen, FB 2 (Biologie/Chemie), Meeresbotanik, Leobener Str. NW 2, 28359 Bremen, foerst@uni-bremen.de

Keywords: Algen, Phytobenthos, Fließgewässer, WRRL, Bewertungsverfahren

Einleitung

Auf der Grundlage der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Europäische Union 2000) soll in Zukunft der ökologische Zustand von Fließgewässern bewertet werden. Für eine solche Bewertung eignen sich benthische Algen als Indikatoren. Sie stellen einen Großteil der Primärproduktion und sind daher eine wichtige Komponente für das Ökosystem. Ihre Verbreitung wird durch eine Vielzahl von Faktoren bestimmt, wie Geologie, Klima, Verfügbarkeit von Ressourcen, Vorkommen von Störereignissen. Daher sind sie dazu geeignet, ein integriertes Bild über Einflüsse auf den Wasserlauf im Jahresverlauf zu vermitteln.

Allerdings ist die Datenbasis für die Zuordnung von Arten zu ökologischen Gewässerzuständen äußerst gering, denn die benthischen Algen sind wesentlich schlechter bearbeitet als das Phytoplankton. In Deutschland umfasst die bisherige Anleitung zur Indikation ökologischer Gewässerzustände, z.B. der Trophie, nur ca. 15 sog. aspektbildenden Makrophyten und auch nur wenige Aufwuchsalgen unterschiedlichen taxonomischen Niveaus. Darunter sind vor allem eutraphente Arten, aber auch Wuchsformen (Mauch et al. 1995, 1998). Nach einer Revision der Nomenklatur und Taxonomie wurden Trophiewerte für viele Arten von Fließgewässeralgen und Makrophyten erarbeitet (Schmedtje et al. 1989). Sie erlauben auch Bewertungen im oligo- und mesotrophen Bereich. Weiterhin ermöglichen die von der Arbeitsgruppe Hydrobotanik der Universität Innsbruck erarbeiteten Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern eine saprobielle und trophische Indikation (Rott et al. 1997, 1999). Die Zielsetzung dieser Arbeiten ist ebenfalls die Einstufung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern entsprechend der Wasserrahmenrichtlinie. In einer Vorstudie wurden die für Deutschland relevanten Literaturdaten zusammengefasst (Schmedtje et al. 2001a).

In eigenen Untersuchungen gilt es nun, die Gemeinschaften benthischer Algen und Indikatoren zu belegen, die die von Österreich sehr unterschiedlichen Ökoregionen mit ihren anderen Standortbedingungen charakterisieren. Zur Entwicklung einer geeigneten Routinemethode wurden unter der Koordination des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft Beprobungen an unterschiedlichen Fließgewässern Deutschlands durchgeführt. Dabei wurden Fragestellungen zu möglichen Referenzzuständen in den unterschiedlichen Fließgewässerlandschaften Deutschlands (Schmedtje et al. 2001b) und die Abgrenzungen der Zustände mit daraus folgendem Handlungsbedarf für die Wasserwirtschaft in den Mittelpunkt der Untersuchungen gerückt.

Methode

Die Probennahme an 150 Probestellen von Flüssen und Bächen der unterschiedlichen Fliessgewässerlandschaften Deutschlands erfolgte in zwei Serien (Winter und Sommer). Insgesamt liegen nun Daten aus 245 Probennahmen vor. Weitere 30 Probenahmen erfolgten durch Dr. P. Pfister (ARGE Limnologie, Innsbruck). Um eine möglichst umfassende Aufnahme der Algenvegetation zu erreichen, erfolgten die Probennahmen nach dem Prinzip des „multiple habitat sampling". Dazu wurden alle an einer Probestelle vorkommenden Substrate beprobt, wobei im Unterschied zur Vorgehensweise der AG Hydrobotanik der Universität Innsbruck auch Quetschpräparate submers vorkommender Moose, Makroalgen und Gefäßpflanzen entnommen wurden. In einem Feldprotokoll wurden die Deckungsgrade der Algenbelege festgehalten. Die Algen wurden später lichtmikroskopisch bestimmt, wobei eine Artbestimmung nicht immer erreicht werden konnte. Anschließend wurden die Abundanzen auf einer 5-stufigen Häufigkeitsskala geschätzt. Alle Ergebnisse wurden in eine access – Datenbank eingegeben, die zentral vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft geführt wird. Detaillierte Angaben zur Probennahmemethodik sowie Bestimmungsliteratur sind im Internet unter www.Bayern.LfW.de/Projekte zu finden.

Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden knapp 3000 Nachweise von 244 Taxa aus 13 Klassen in die Datenbank aufgenommen. Dabei sind hinsichtlich der Taxazahl die Nostocophyceae (68 Taxa, 652 Nachweise), Chlorophyceae (54 Taxa, 671 Nachweise) und Charophyceae (44 Taxa, 630 Nachweise) die am stärksten vertretenen Klassen. Die in der Bestimmung sehr schwierige Klasse der Nostocophyceae enthält sehr viele wichtige Indikatorarten, während bei den Chlorophyceae viele Plankter und Tychoplankter genannt werden, deren Indikationswert fraglich ist. Besonders interessant erscheint bei den Charophyceae die Gattung Closterium. Obwohl Bangiophyceae (13 Taxa, 317 Nachweise) und Ulvophyceae (12 Taxa, 187 Nachweise) wesentlich weniger Taxa in der Datenbank erreichen, sind Taxa dieser Klassen exzellente Indikatororganismen für Fließgewässer. Dies gilt ebenso für die Süßwasserbraunalgen. Probleme gibt es vor allem bei den Tribophyceae (11 Taxa, 155 Nachweise). Sie sind weit verbreitet und erreichen hohe Abundanzen. Ihre Bestimmung zur Art ist aber vom Auftreten von Fortpflanzungsorganen abhängig. Die anderen Klassen enthalten zum Teil ebenfalls viele planktische Taxa, deren Indikationswert nur sehr begrenzt für die Analyse von Fließgewässern genutzt werden kann.

Um zunächst einzelne Fließgewässertypen voneinander abgrenzen zu können, wurde ein Datensatz mit Probestellen der vermutlichen ökologischen Zustandsklassen 1 zusammengestellt. Diese Auswahl erfolgte zunächst zentral im Bayerischen LfW (Schaumburg & Schmedtje, dieser Band) und wurde dann unter Beachtung aller biologischer Daten im Vergleich mit Literaturangaben zur Autökologie der Arten noch einmal kritisch durchgesehen. Für die folgenden Analysen wurden die Phytobenthosdaten in zwei Datensets unterteilt. Das Unterscheidungskriterium hierbei war das Substrat, auf dem die Art gefunden wurde. Arten aus den Quetschpräparaten (= Weichsubstrat) wurden als Metaphyton den auf Hartsubstrat aufwachsenden Arten gegenübergestellt. Mit beiden Datensätzen wurden Korrespondenzanalysen (CAs) durchgeführt (Canoco 4.0). Im Ergebnis lassen sich mittels der in den Weichsubstraten gefundenen Arten die Ökoregionen gut voneinander abgrenzen. Diese Unterscheidung ist bei den auf Hartsubstraten aufwachsenden Arten weniger klar. Hier kommen auch Unterschiede zwischen der Sommer- und Winterprobennahme stärker zur Geltung als bei den Weichsubstraten. Dies liegt vor allem daran, daß Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes natürlicherweise nur wenig Hartsubstrate aufweisen und die vorkommenden Hartsubstrate oft anthropogener Herkunft sind. In beiden Datensets fällt insbesondere der Buntsandstein als eigener Typ auf, der sich gut von den anderen Probestellen

absetzt. Hier lassen sich als charakteristische Arten *Oscillatoria limosa, Phormidium autumnale, Audouinella hermannii, Microspora amoena* und *Closterium tumidulum* nennen. Buntsandstein zeichnet sich insbesondere durch geringe Härte und geringe Säurekapazität des Wassers aus sowie durch ein natürlicherweise relativ geringes Nährstoffangebot (Forschungsgruppe Fließgewässer, 1994). Die übrigen Probestellen des Mittelgebirges weisen eine große Variabilität im Artenvorkommen auf und stellen kein einheitliches Cluster dar. Allerdings sind hier die statistischen Analysen noch nicht abgeschlossen, so daß sich noch weitere Typabgrenzungen ergeben können. Die weitere Auswertung soll nun zusätzliche Fließgewässertypen für das Phytobenthos abgrenzen. Typbezogen sollen dann, wie für den Buntsandstein dargestellt, charakteristische Arten und Gemeinschaften benannt werden. Weiterhin gilt es die ökologischen Güteklassen 2 bis 5 zu charakterisieren. Ein wichtiges Ziel wird außerdem die Darstellung der ökologischen Toleranzen und Präferenzen im Vorkommen einiger wichtiger und vom Habitus charakteristischer Taxa (z.B. *Stigeoclonium*, *Cladophora glomerata*) sein. Auch ist anzustreben, Probenahme und Analyse für die gefundenen Typen auf Grund der bisherigen Ergebnisse zu optimieren, um die für ein Bewertungsverfahren geeigneten Arten, Gattungen oder Klassen filtern zu können.

Literatur

EUROPÄISCHE UNION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23.Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. – Amtblatt der Europäischen Union, L 327/1, 22.12.2000.

FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER(BOSTELMANN, R., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., HUMBERG, G., NADOLNY, J., NESS, A., SCHEURLEN, K., SCHMIDT, G., STEIB, K. & WEIBEL, U.) (1994): Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein-Odenwald und Oberrheinebene, Landsberg, Lech, Ecomed, 226 S.

MAUCH, E., HAMM, A., HEUSS, K., SCHAUMBURG, J., SCHMEDTJE, U. & SCHMIDT, W.D. (1995): Hinweise zur Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. – Anleitung der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung, Stand 18.09.1995, München, 1-4.

MAUCH, E., HAMM, A., HEUSS, K., SCHAUMBURG, J., SCHMEDTJE, U. & SCHMIDT, W.D. (1998): Hinweise zur Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. – Anleitung der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung, Stand 22.05.1998, München, 1-7.

ROTT, E., PFISTER, P., VAN DAM, H., PIPP, E., PALL, K., BINDER, N. & ORTLER, K. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern, Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz, taxonomische und toxikologische Anmerkungen. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 1-248.

ROTT, E., HOFMANN, G., PALL, K., PFISTER, P. & PIPP, E. (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobielle Indikation. – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 1-73.

SCHMEDTJE, U., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., LEUKART, P., MELZER, A. MOLLENHAUER, D., SCHNEIDER, S. & TREMP, H. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. – Informationsberichte der Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/98:1-501.

SCHMEDTJE, U., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A. & MOLLENHAUER, D. (2001a): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos, ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-1.5 „Leitzönosen“. GFA-Verlag, Hennef, 281S.

SCHMEDTJE, U., SOMMERHÄUSER, M., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., HAASE, P. & HEERING, D. (2001b): „Top-down“-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. – In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001, S. 147-151.

Was kann Phytoplankton für die Bewertung von Fließgewässern nach der WRRL leisten?

Mischke, Ute[1], Horst Behrendt[1] & Brigitte Nixdorf[2]

[1)]Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei; Abteilung Limnologie von Flussseen; Müggelseedamm 310; 12587 Berlin; mischke@igb-berlin.de
[2)] Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, 15526 Bad Saarow, Seestraße 45

Einführung

Das Phytoplankton kann zu einer erheblichen Sekundärverschmutzung in Fließgewässern (FG) führen, die über den Sauerstoffhaushalt und die Trübung andere biologische Gruppen beeinträchtigt oder schädigt. Eine Bewertung von FG anhand des Phytoplanktons wird von der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000) gefordert, doch sollte sie vorrangig nur für planktonreiche FG-Abschnitte einschließlich des Phytoplanktons erfolgen (Nixdorf u.a. 2001, Behrendt & Opitz 2001). Für FG-Typen, die von Makrophyten oder dem Phytobenthos dominiert oder deren physikalisch-chemischen Bedingungen ungeeignet für die Entwicklung des Phytoplanktons sind, ist eine Bewertung anhand des Phytoplanktons wenig sinnvoll. Deshalb werden Kriterien vorgestellt, welche „planktondominierte“ von „nicht planktondominierten“ FG-Typen abgrenzen. Das Gesamtbiovolumen und die Zusammensetzung des Phytoplanktons sind in planktondominierten FG-Abschnitten ähnlich wie in stehenden Gewässern grundsätzlich zur Trophiebewertung geeignet. Als nicht ortsgebundene biologische Komponente unterliegt das Phytoplankton jedoch neben den Einflüssen aus dem zu bewertenden FG-Abschnitt auch denen aus dem Einzugsgebiet.

Welche Degradation kann das Phytoplankton anzeigen?

Als primäre Degradation wird für das Phytoplankton eine Eutrophierung verstanden.

Für eine umfassende Rekonstruktion des „sehr guten ökologischen Zustandes“ ist vor allem die Kenntnis der Nährstoffkonzentrationen unter Backgroundbedingungen notwendig. Darüber hinaus muss die Wirkung der ursprünglichen Gewässermorphologie auf das Verhältnis von Gesamtphosphor zu Chlorophyll a-Konzentration berücksichtigt werden. Unter Annahme der Vorstellungen eines sandgeprägten Flusses des Tieflandes wie ihn Pottgiesser & Ehlert (2002) und Pusch u.a. (2002) geben, war das Flussbett der Gewässer deutlich flacher und die Wasseraufenthaltszeit länger. Die Gesamtwirkung beider Faktoren auf das Potential zur Biomassebildung beim Phytoplankton ist schwer einzuschätzen. Während eine längere Aufenthaltszeit die Phytoplanktonentwicklung begünstigt, können aufgrund einer geringeren Gewässertiefe sowohl höhere Produktionen durch bessere Lichtversorgung, aber auch hohe Verluste durch die Lichthemmung, durch vermehrtes Grazing durch Invertebraten (Muscheln etc.) und durch die

Retention in Makrophytenbeständen angenommen werden. Berücksichtigt man zusätzlich, dass ein großer Teil der heutigen kleineren FG insbesondere im Flachland anthropogenen Ursprungs sind und kleinere und mittlere FG bei einer Dominanz von Wäldern im Einzugsgebiet stark beschattet waren, kann man jedoch eher davon ausgehen, dass bei einem potenziell natürlichen Zustand der Gewässer eine geringere Phytoplanktonentwicklung bei gleicher TP-Konzentration realisiert wurde oder erst in größeren FG vorkam.

Weshalb ist eine Bewertung anhand des Phytoplanktons notwendig?

Um die Verbreitung von Phytoplankton in FG abzuschätzen, diente die Chlorophyll a-Konzentration als Indikator. Es wurden Vegetationsmittelwerte (April-Sept.) der Chlorophyll a-Konzentrationen von über 420 Untersuchungsjahren aus den Flusseinzugsgebieten Donau, Elbe, Oder, Main und aus baltischen Flüssen gesammelt und der Einzugsgebietsgröße gegenübergestellt (Behrendt & Opitz 2001). Für die Ökoregion „Tiefland“ kann man danach feststellen, dass Chlorophyll a – Konzentrationen größer 30µg/l in FG mit einem EZG größer 1000km^2 verbreitet (47%) und in Strömen (EZG >10 000 km^2) fast immer (78%) auftreten können. In Strömen weisen 27% aller Abschnitte mehr als 100µg/l Chl a auf. Bei diesen Werten ist die durch das Phytoplankton allein verursachte Trübung im FG so groß, dass die Entwicklung anderer biologischer Komponenten, wie Makrophyten, Mikrophytobenthos und Makrozoobenthos zumindest beeinträchtigt werden. Damit ist die Notwendigkeit zur Bewertung von Flüssen anhand des Phytoplanktons im Rahmen der EU-WRRL besonders in der Ökoregion „Tiefland“ deutlich nachgewiesen.

In welchen Gewässertypen ist eine Bewertung anhand des Phytoplanktons sinnvoll?

Ausgehend von der top-down-Typologie für FG nach Schmedtje u.a. (2001), wurde anhand der verfügbaren Daten eine Ersteinschätzung vorgenommen, in welchen FG-Typen plankton-dominierte Zustände zu erwarten sind. Hohe Abflussspenden bzw. eine hohe hydraulische Belastung von FG bewirken geringe Aufenthaltszeiten innerhalb eines Gewässerabschnittes, so dass sich die Möglichkeit zur Entwicklung einer erheblichen Phytoplanktonbiomasse (>30µg/l Chl a) auf FG-Abschnitte größerer Flussordnungen verschiebt (Behrendt & Opitz 2001). Aufgrund des Einflusses einer anthropogen unbeeinflussten und völlig anderen Gewässerstruktur ist es möglich, dass einige der hier ausgewiesenen Fließgewässertypen im Referenzzustand nicht durch Phytoplankton dominiert waren.

- Potamoplankton kann sich in Strömen und großen Flüssen in allen Ökoregionen (Typ 4b, 10b und zumeist in 15b und 20a, b) und bei kleiner Abflussspende (<5 l/(km s)) auch in „kleinen Flüssen (Typ 15a)“ bilden.
- Für Flussabschnitte mit seenreichem Einzugsgebiet wird aufgrund der großen Bedeutung des Limnoplanktons ein SONDERTYP gefordert.
- Künstlich rückgestaute Abschnitte sind in der Typisierung von Schmedtje u.a. (2001) nicht vorgesehen, aber bevorzugte Räume für eine Phytoplanktonentwicklung.

Kriterien zur Definition planktondominierter Fließgewässer

Vorgeschlagen wird hierfür eine Kombination aus Schwellenwerten für die Konzentrationen an Chlorophyll a und Gesamtphosphor, für die Einzugsgebietsgröße und für die hydraulische Belastung. In Fließgewässern sind neben den klassischen Trophieparametern die Transportbedingungen, die durch Fließgeschwindigkeit, die hydraulische Belastung oder durch die Aufenthaltszeit von Gewässerabschnitten charakterisiert werden können, ein entscheidender Begrenzungsfaktor für die Phytoplanktonentwicklung.

- Ein Fließgewässer ist planktondominiert, wenn durch die algenbürtige Trübung die Sichttiefe unter 1m vermindert wird. Dies ist in Gewässern mit geringer allochthoner Trübung bei Chlorophyll a- Konzentrationen ab 30 µg/l zu beobachten.
- Planktondominierte Fließgewässer haben in der Regel ein Einzugsgebiet größer als 1000 km^2.
- Ein Fließgewässer kann planktondominiert sein, wenn die hydraulische Last (H_l) kleiner als 80 m/a und die Aufenthaltszeit länger als 7 Tage ist.
- Eine hohe Nährstoffverfügbarkeit kann bereits bei TP Konzentrationen von mehr als 50 µg/L TP eine Biomasse von mehr als 30µg/L Chlorophyll a ermöglichen.

Die Grundtrübe, die Beschattung durch Ufervegetation und die Gewässertiefe beeinflussen zusätzlich das Potenzial für Algenmassenentwicklungen und die Zusammensetzung des Phytoplanktons und müssen gegebenenfalls als Kriterien in die Typisierung eingehen.

Phytoplankton als Kriterium zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern

Phytoplankton könnte bei einer ökologischen Bewertung folgende Abweichungen von einem „sehr guten“ und „guten Zustand“ anzeigen:

1. Hauptindikation von Trophie und Eutrophierung,
2. Indikation gestörter Nährstoffrelationen
3. Indikation gestörter Nahrungsketten (z.B. Fehlen von Filtrierern)
4. Indikation einer gestörten Ufervegetation (fehlende Beschattung, veränderte Partikelretention, usw.)
5. über Lichtbedingungen hemmende Wirkung auf die Entwicklung von Makrophyten und Mirkophytobenthos

Als biologische Kenngrößen (metrics) sollten das Gesamtbiovolumen, Chlorophyll a, das Verhältnis bestimmter Algenklassen zueinander, das Vorkommen bestimmter „Art-Gemeinschaften“ und funktioneller Gruppen (z.B. filamentöse Algen etc.) getestet werden (Nixdorf u.a. 2002).

Das Limnoplankton kann in großen Flüssen mit geringer Fließgeschwindigkeit aber insbesondere Fluss-See-Systemen oder Stauabschnitten einen großen Anteil am gesamten Biovolumen haben. Die Vermischung von Phytoplanktonarten unterschiedlichem Ursprungs macht die Identifizierung von fließgewässerspezifischen Indikatorarten zur Trophiebewertung unwahrscheinlich, wie eine Literaturstudie belegt (Nixdorf u.a. 2000).

Danksagung

Der vorliegende Beitrag entstand im Rahmen eines durch die Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung geförderten Projektes zur Entwicklung eines Konzeptes für ein Bewertungssystem zum Merkmalskomplex Phytoplankton in Berliner und Brandenburger Fließgewässern.

Literatur:

Behrendt, H. & D. Opitz (2001): Preliminary approaches for the classification of rivers according to the indicator phytoplankton, TemaNord 584:32

Nixdorf B., U. Mischke, and H. Behrendt (2002). Phytoplankton/Potamoplankton - wie geeignet ist dieser Merkmalskomplex für die ökologische Bewertung von Flüssen? Deneke, R. and Nixdorf, B. [Aktuelle Reihe 5/2002], 39-52. 2002. Cottbus, BTU Cottbus, UWV, Eigenverlag. Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite.

Nixdorf, B., Mischke, U., Hoehn, E. Riedmüller, U. (2000): Literaturstudie über vorhandene Klassifizierungs- und Bewertungsverfahren sowie Ansätze für den Merkmalskomplex Phytoplankton bei Fließgewässern und Seen einschließlich kritischer Wertung bezüglich ihrer Anwendbarkeit entsprechend der Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Teil II Klassifizierungsverfahren für Fließgewässer anhand des Phytoplanktons, Bad Saarow, 61S.

Pottgiesser, T. and T. Ehlert (2002): Eine kurvenreiche Zukunft der Flüsse? Typologie und Leitbilder für die Flüsse des Tieflandes in Nordrhein-Westfalen. Band 1, 139-144. 2002. Tutzing, Eigenverlag der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL). Tagungsbericht 2001 (Kiel). Pusch M., R. Carls, and H. Stegmann (2002): Historische und geowissenschaftliche Ansätze zur Erarbeitung des morphologischen Referenzzustandes von Flüssen. Deneke, R. and Nixdorf, B. [Aktuelle Reihe 5/2002], 129-146. 2002. Cottbus, BTU Cottbus, UWV, Eigenverlag. Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite.

Schmedtje U., Sommerhäuser M., Braukmann U., Briem E., Haase P. & D. Hering (2001): Top down –bottom up'-Konzept einer biozönotisch begründeten Fliegewässertypologie Deutschlands. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 2000 Magdeburg, Tutzing: 147-151.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Chironomidae (Zuckmücken) in unterschiedlichen Fließgewässertypen und deren morphologische Degradationsstufen

LUTZ JANZEN & ARMIN LORENZ
Universität Essen, Abt. Hydrobiologie, 45117 Essen
lutz.janzen@uni-essen.de

Keywords: Chironomidae, Mittelgebirge, Tiefland, Fließgewässertypologie, Bewertung, morphologische Degradation

1. Einleitung

Die Stenökie bestimmter Makrozoobenthosarten bezogen auf ihre Habitatpräferenz erlaubt Rückschlüsse auf den morphologischen Gewässertyp und den Grad seiner Degradation (BARBOUR et al. 1992). Die in Deutschland gebräuchlichen Bewertungssysteme beziehen sich meist auf die Bestimmung "größerer" Makroinvertebraten (Trichopteren, Plecopteren usw.) und vernachlässigen aufgrund der zeitintensiven Determination Gruppen oder Familien geringerer Körpergröße wie die Chironomiden. Die vorgestellte Studie untersucht auf Grundlage der Chironomidenfauna (Larven) Unterschiede zwischen Gewässertypen und deren morphologische Degradation.

2. Material und Methoden

Die Benthosproben wurden im Rahmen des EU Projektes AQEM (www.aqem.de) mit einer standardisierten Methode genommen. Insgesamt wurden Gewässer vier verschiedener Typen in Deutschland untersucht (Abb.1). Von jedem Gewässertyp wurden 12-20 verschiedene Gewässer im Frühjahr und im Sommer beprobt. Die Gewässer repräsentieren jeweils eine Degradationsreihe, von naturnahen bis hin zu morphologisch vollkommen degradierten Abschnitten. Die Chironomidenlarven (mit Außnahme der Tanypodinae) wurden, soweit möglich, auf Artniveau, ansonsten auf dem Niveau von Artengruppen/Gattung bestimmt.

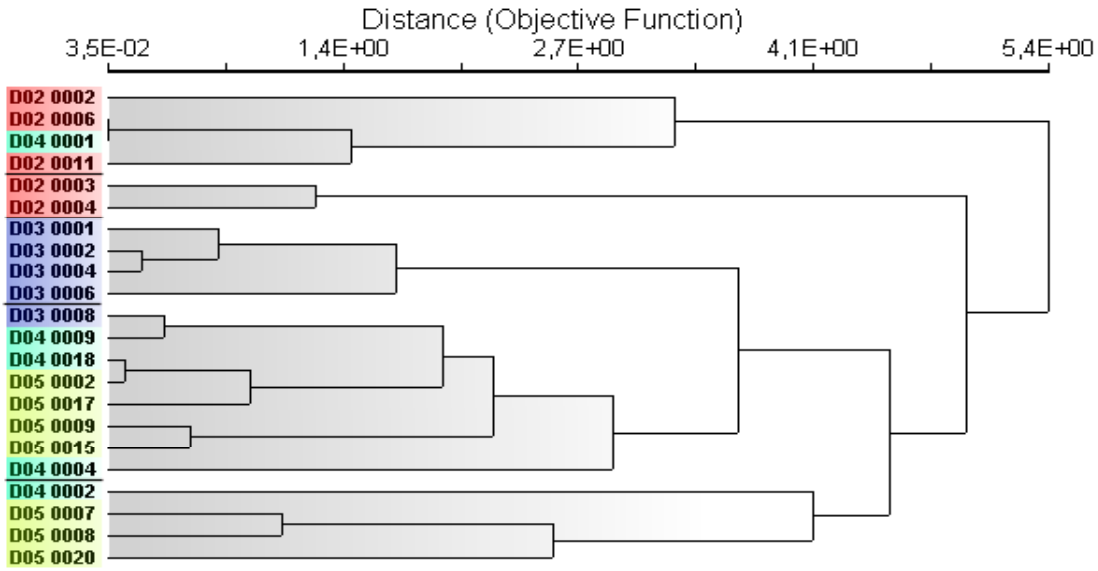


Abb.1: Die im Rahmen des AQEM- Projektes beprobten und bezüglich der Chironomidenfauna ausgewerteten Gewässertypen

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Typologie

Zur Überprüfung der Relevanz der abgegrenzten Gewässertypen für die Chironomidenfauna fanden Clusteranalysen mittels der resultierenden Taxaliste Anwendung. Abbildung 2 zeigt die Gruppierung der Gewässer bezogen auf die Abundanz der Taxa in den Frühjahrsproben der Referenzgewässer (ökologisch guter Zustand).



D02: org. Tieflandbäche **D03: mittelgr. sandige Tieflandflüsse** **D04: Mittelgebirgsbäche** **D05: Mittelgebirgsflüsse**

Abb.2: Ergebnis der Clusteranalyse von Frühjahrproben der Referenzgewässer [distance measurement: Sørensen (Bray & Curtis); linkage method: Group Average (UPGMA)].

Diese Gruppierung ergibt sich vor allem aus der Präferenz bestimmter Spezies bzw. Gattungen für die jeweiligen Gewässertypen (Abb.3).

Monodiamesa bathyphila und *Odontomesa fulva* z.B. zeigen - ihren Habitatansprüchen entsprechend (WIEDERHOLM 1983) - deutlich ein ausschließliches Vorkommen in den mittelgroßen sandigen Tieflandflüssen, was diesen Gewässertyp von den anderen unterscheidet.

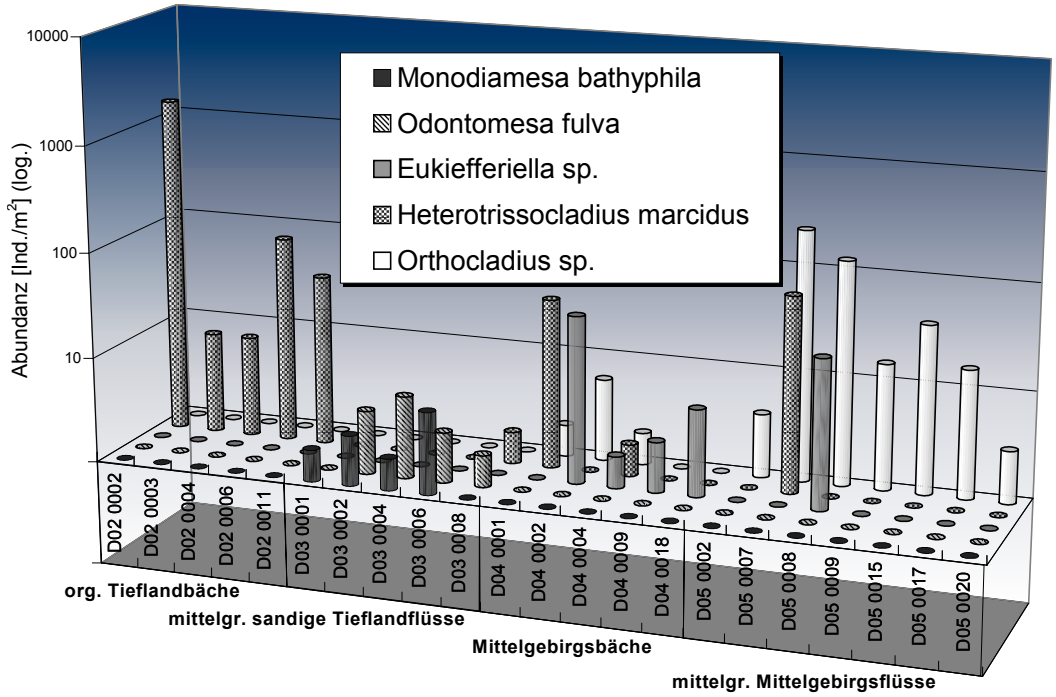


Abb.3: Vorkommen ausgewählter Zückmückenarten in Referenzgewässern unterschiedlicher Fließgewässertypen.

Die Fließgewässer der Mittelgebirge sind unter anderem durch *Eukiefferiella* sp. und *Orthocladius (Euorthocladius)* sp. geprägt. Die meisten Arten dieser Gattungen, die den Aufwuchs des steinigen Substrats beweiden, sind rheophile Besiedler des Rhithrals (JANECEK 1998). Die Ähnlichkeit der beiden Typen der Mittelgebirgsgewässer hinsichtlich des Substrats bestätigt sich auch in der undeutlichen Unterscheidung im Rahmen der Clusteranalyse.

Die Chironomidenfauna der „organischen Bäche“ zeigt die größte Unähnlichkeit gegenüber allen anderen Typen, was auf den relativ hohen Gehalt an CPOM bzw. FPOM zurückzuführen ist. Sammler wie *Heterotrissocladius marcidus* erreichen hier eine hohe Abundanz.

3.2. Degradation

Die im Rahmen des AQEM - Projekts erfolgte Klassifizierung der Untersuchungsgewässer nach morphologischer Degradation wurde mit den Clusteranalysen der entsprechenden Taxalisten verglichen. Die Chironomidenfauna spiegelt die morphologische Degradation wider, wie Abbildung 4 am Beispiel der sandigen Tieflandflüsse zeigt.

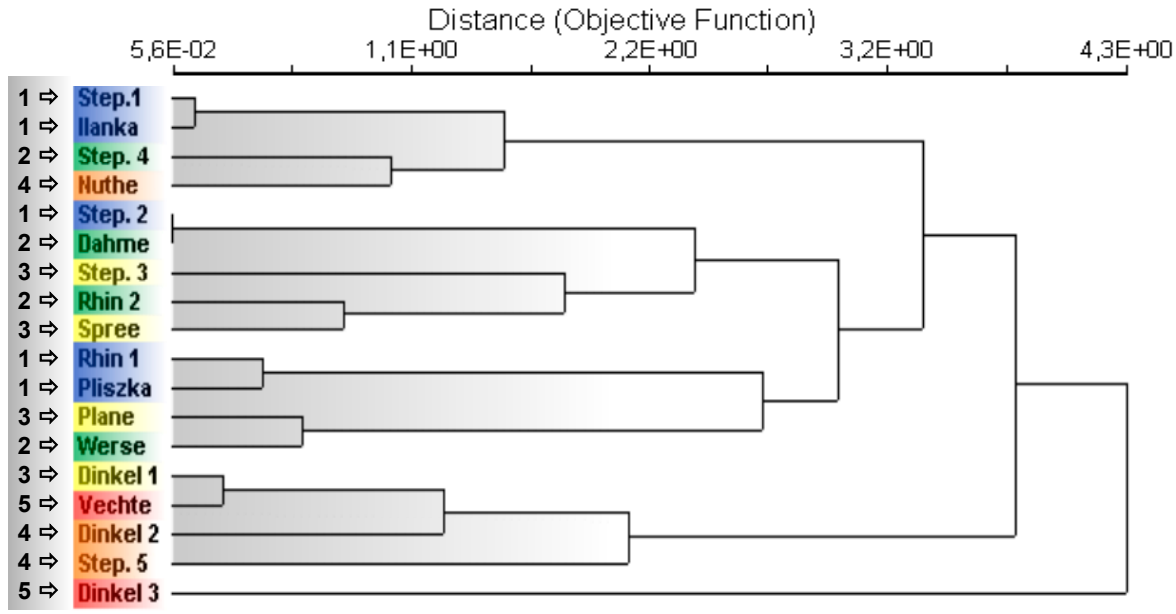


Abb.4: Ergebnis der Clusteranalyse von Sommerproben der sandigen Tieflandflüsse [distance measurement: Sørensen (Bray & Curtis); linkage method: Group Average (UPGMA)]. (Bemerkung: Step. = Stepenitz)

Eine eindeutige Einteilung von Degradationsklassen ist nicht erkennbar, jedoch die Tendenz zu einer Trennung zwischen weitgehend degradierten Flüssen bzw. Flußabschnitten und solchen in sehr gutem bis mäßigem morphologischem Zustand. Die genannte Gruppierung ergibt sich hauptsächlich aus dem Vorkommen bestimmter Taxa in den jeweiligen Degradationszuständen (Abb.5).

Die Taxa *Lipiniella araenicola*, *Glyptotendipes* sp. und *Stictochironomus* sp. beschränken sich weitgehend auf degradierte Gewässer. Zumindest *L. araenicola* besiedelt organische Sande und toleriert dabei geringe O_2 - Konzentrationen (ARMITAGE et al. 1995). Als Zeiger für sandige Tieflandflüsse in (sehr) gutem morphologischem Zustand fällt *Epoicocladius flavens* auf. Sie lebt kommensal auf *Ephemera danica* (WIEDERHOLM 1983), ihrerseits Leitart für naturnahe sandgeprägte Tieflandflüsse.

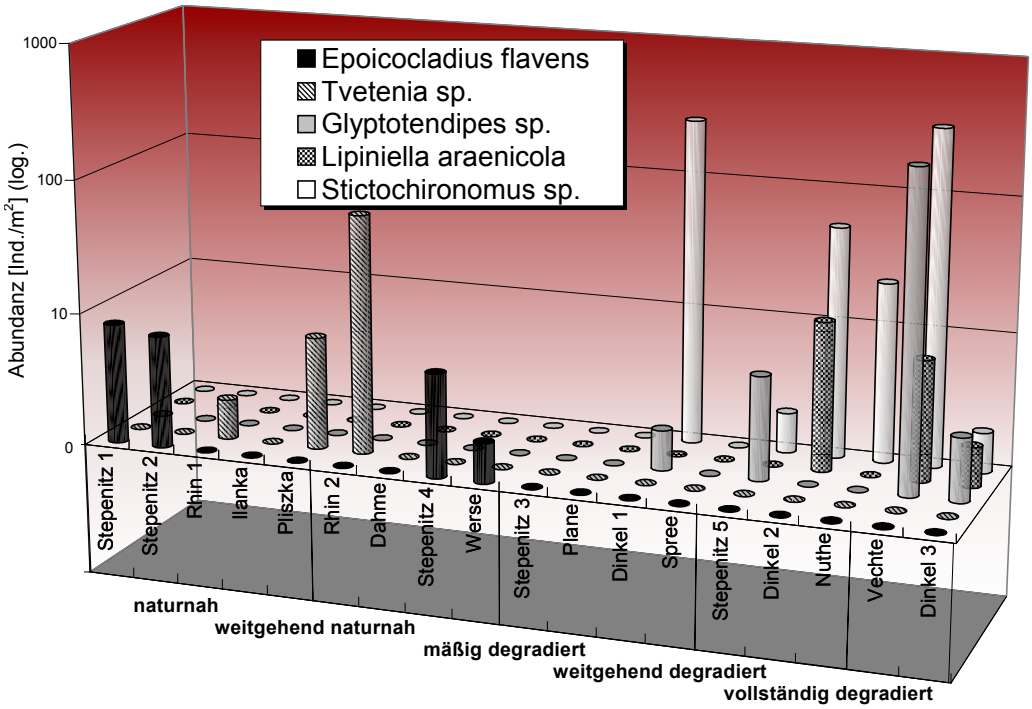


Abb.5: Vorkommen ausgewählter Zückmückenarten in unterschiedlichen Degradationsstufen der mittelgroßen sandigen Tieflandflüsse

4. Zusammenfassung

Sowohl bei der Untersuchung der Typologie als auch der Degradation finden sich Arten mit einer Präferenz für unterschiedliche Gewässertypen und Degradationsstufen. Klassifizierungen der untersuchten Fließgewässer mittels Chironomidenzönosen entsprechen nur teilweise der Auswertung anderer Makrozoobenthos-Gruppen (AQEM).

Literatur

ARMITAGE, P., P.S. Cranston & L.C.V. PINDER (1995): The chironomidae – Biology and ecology of non-biting midges. - Chapman & Hall.

BARBOUR, M. T., J. L. PLAFKIN, B. P. BRADLEY, C. G. GRAVES & R. W. WISSEMAN (1992): Evaluation of EPA´s Rapid Bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. Environmental Toxicology and Chemistry 11: 437-449.

JANECEK, B.F.R. (1998): *Fauna Aquatica Austriaca.* Kursunterlagen zu: "Taxonomie und Ökologie aquatischer wirbelloser Organismen". Teil V - Chironomidae (Zuckmücken) - Larven. Abt. Hydrobiologie, Univ. f. Bodenkultur, Bundesministerium für Land - und Forstwirtschaft, Wien: 42-47.

WIEDERHOLM, T. (ed.) (1983): Chironomidae of the Holarctic region. Keys and Diagnoses. Part 1. Larvae. Entomologica Scandinavica Supplement 19, 1-457.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Wie viel ist genug?
Untersuchungen zur Mindestindividuenzahl für die Fließgewässerbewertung mit der AQEM – Methode

Lorenz, A., L. Kirchner & C. K. Feld

Universität Essen, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen,
email: armin.lorenz@uni-essen.de

Keywords: AQEM-Methode, Mindestindividuenzahlen, Stichprobengröße, Bewertung, Unterprobennahme

1. Einleitung

Das AQEM – Projekt (AQEM Consortium, 2002) diente der Entwicklung von Bewertungssystemen für fünf verschiedene Gewässertypen in Deutschland. Dieses, von der EU geförderte Projekt, bewertet die Auswirkung der morphologischen Degradation auf das Makrozoobenthos (LORENZ et al., 2001). Die Datengrundlage wurde mit einer einheitlichen Methodik in Beziehung auf Probenahme, Aussortierung, Bestimmung und Auswertung erhoben. Zur Anwendung kam ein Multi-Habitat-Sampling, bei dem 20 Teilproben gemäß ihres Anteils an den vorhandenen Substraten mit einer Gesamtprobefläche von 1,25 m^2 besammelt wurden. Die Proben wurden vollständig aussortiert, die Bestimmung erfolgte in der Regel bis auf Artniveau (Ausnahmen: Diptera, Oligochaeta).

Diese Methode führte so zu einem qualitativ hochwertigen Datensatz mit hohen Individuen- und Artenzahlen. Somit wurde eine hohe Aussagekraft zum jeweiligen Zustand der Probestellen erreicht.

Diese detaillierte Bearbeitung im Rahmen eines Forschungsprojektes war aber gleichzeitig mit einem vergleichsweise hohen Bearbeitungsaufwand verbunden, was folglich einen hohen Kostenfaktor darstellt. Der hohe Aufwand ist für die Entwicklung von Bewertungssystemen eindeutig notwendig, für die Anwendung ist es jedoch wünschenswert, den Aufwand möglichst auf ein Mindestmaß zu reduzieren, ohne dabei einen signifikanten Informationsverlust zu riskieren.

Die detaillierte Analyse sowohl der Daten als auch der einzelnen Bearbeitungsschritte legen den Schluss nahe, dass insbesondere bei der Sortierung und Bestimmung eine Reduktion erfolgen kann. Eine reduzierte Individuenzahl der Proben (durch Unterprobenahme) darf aber nicht zu einer Auf- bzw. Abwertung im Vergleich zur vollständig aussortierten Probe führen. Die vorgestellten Untersuchungsergebnisse dienen somit der Herleitung von Mindestindividuenzahlen zur Bewertung von Wirbellosenproben, die mit der AQEM-Methode genommen wurden.

2. Material und Methoden

Es wurden zwei Verfahren angewendet, um Mindestindividuenzahlen herzuleiten:

1.) Durch eine computergestützte Unterprobennahme (Simulation) wurden aus vollständig sortierten Proben (Artenlisten) per Zufallsauswahl Stichproben mit definierten Individuenanzahlen gezogen.
2.) Durch eine praktische Unterprobennahme im Labor wurden Proben in Unterproben aufgeteilt und einzeln weiterbearbeitet.

2.1 Computergestützte Unterprobennahme (Simulation)

Die Datengrundlage und das Verlaufschema für die Simulation sind in Tabelle 1 und Abbildung 1 dargestellt.

Hierbei wurden aus den bereits bearbeiteten Proben des AQEM-Projektes am Rechner mit Hilfe eines Zufallsgenerators jeweils 100 Unterproben mit den Umfang 100, 200, 300, 500 und 700 Individuen generiert. Für jede Stichprobe wurden zahlreiche „metrics“ berechnet. Die Ergebnisse wurden danach mit den Werten verglichen, die für die jeweils vollständig aussortierte Probe (Bezugswert) errechnet wurden.

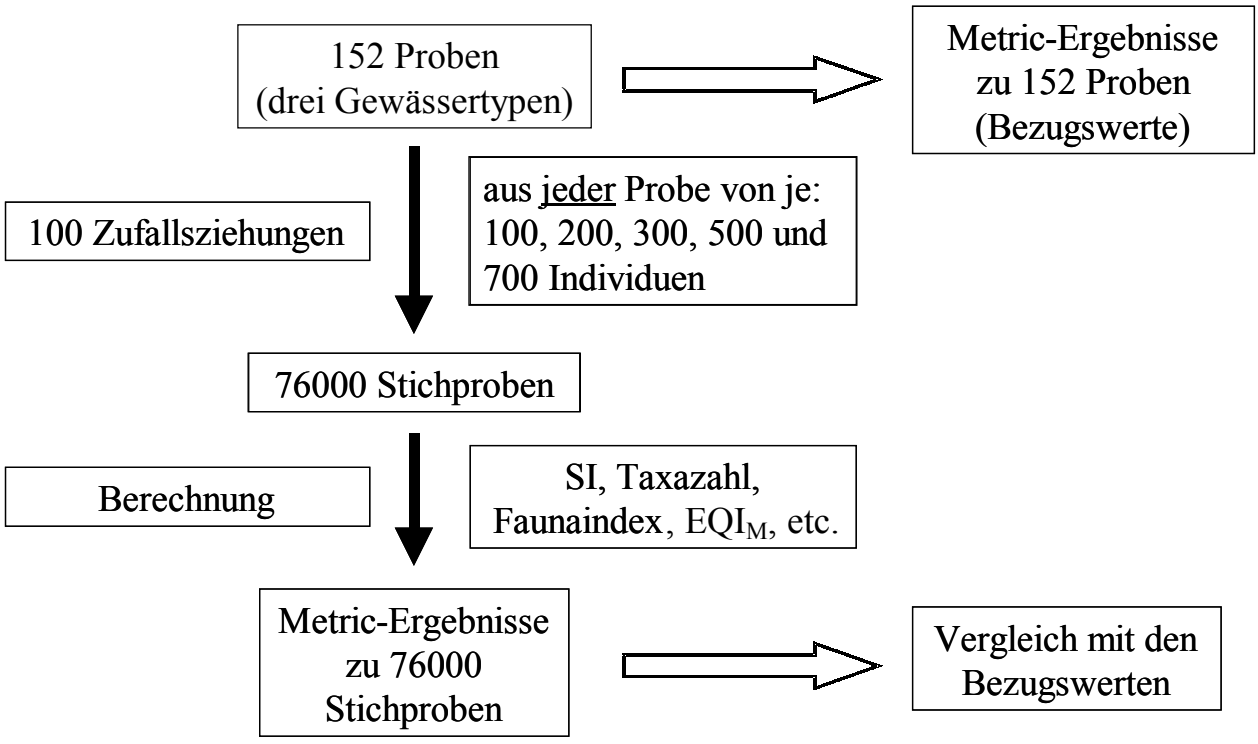


Abbildung 1: Schema der computergestützten Unterprobennahme

Es wurden ca. 100 verschiedenen „metrics“ ausgewertet, darunter der SI, die Taxazahl, der Faunaindex und der multimetrische Index zur Bewertung der ökologischen Qualität mit Hilfe der benthischen Wirbellosen (EQI_M – Ecological Quality Index using Macroinvertebrates, LORENZ et al., 2001). Der Faunaindex indiziert die Auswirkungen der morphologischen Degradation auf die Fauna über das Vorhandensein bzw. Fehlen von Güte- und Störungszeigertaxa (Skala: –2 bis +2). Der EQI_M als multimetrischer Gesamtindex bildet die ökologische Degradation über die Verrechnung von Gewässertyp-spezifischen Einzel„metrics“ ab. Die Berücksichtigung mehrerer „metrics“ (z. B. Faunaindex, Shannon-Wiener-Diversität, Habitatpräferenzen) in einem multimetrischen Ansatz führte insgesamt zu stabileren Bewertungsergebnissen, als die Berechnung einzelner Kenngrößen. Der EQI_M kann Werte zwischen 5 („sehr gute ökologische Qualität“) und 1 („schlechte ökologische Qualität“) annehmen.

Tabelle 1: Datengrundlage für die computergestützte Unterprobennahme

Typ	**Proben**	**Ø Ind.**	**Min Ind.**	**Max Ind.**	**Ø Taxa**	**Min Taxa**	**Max Taxa**
Sandflüsse im TL	54	1167	31	3452	40	20	59
Bäche im MG	58	1543	218	6275	55	25	88
Flüsse im MG	40	1524	122	5494	56	18	79

2.2 Praktische Unterprobennahme

Im Sommer 2002 wurden neun Proben mit der AQEM-Methode genommen. Die konservierten Proben wurden im Labor in einer Weissschale homogenisiert und in acht gleich große Teilproben aufgetrennt. Die Teilproben wurden jeweils vollständig aussortiert und bestimmt. Die Ergebnisse der Teilproben wurden dann mit den Ergebnissen der Gesamtprobe (Bezugswert) verglichen. In weiterführenden Berechnungen wurden einzelne Teilproben zu 2/8, 4/8 und 6/8 aufsummiert.

3.1 Ergebnisse der computergestützten Unterprobennahme

Beispielhaft sind in der Abbildung 2 die Spannweiten des Faunaindex, des SI und des EQI_M für eine beliebige Probestelle in Abhängigkeit von der Stichprobengröße aufgetragen. Für den Typ der schottergeprägten Flüsse der Mittelgebirge zeigt die Abbildung 3 die jeweiligen Abweichungen der Taxazahl, des SI, des Faunaindex und des EQI_M von den entsprechenden Bezugswerten.

Die Abnahme der Spannweite bzw. der Abweichung vom Bezugswert mit der Stichprobengröße ist augenfällig.

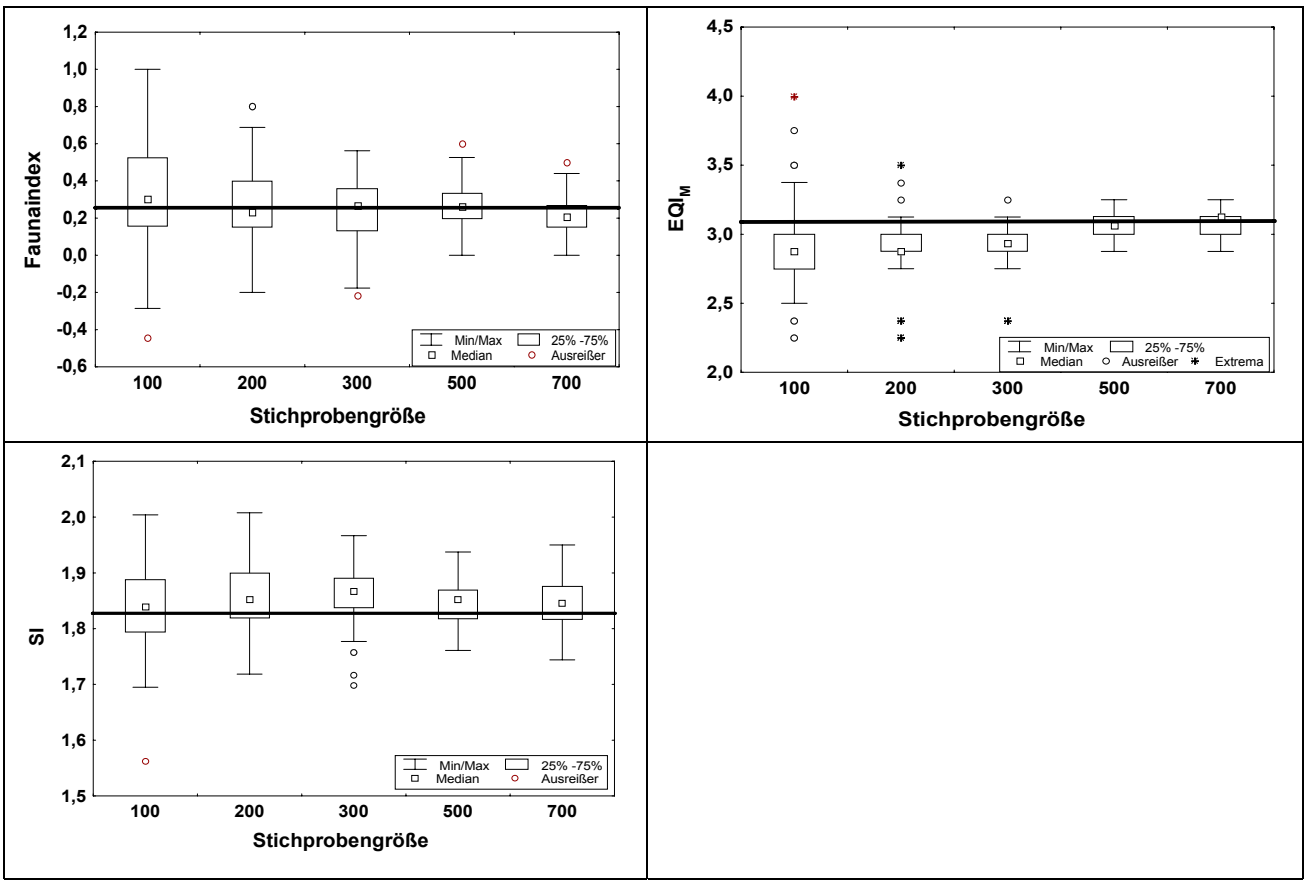


Abb. 2: Spannweiten des Faunaindex, EQI_M und SI für eine Probestelle in Abhängigkeit von der Stichprobengröße (die Linie gibt den jeweiligen Bezugswert der Probe an).

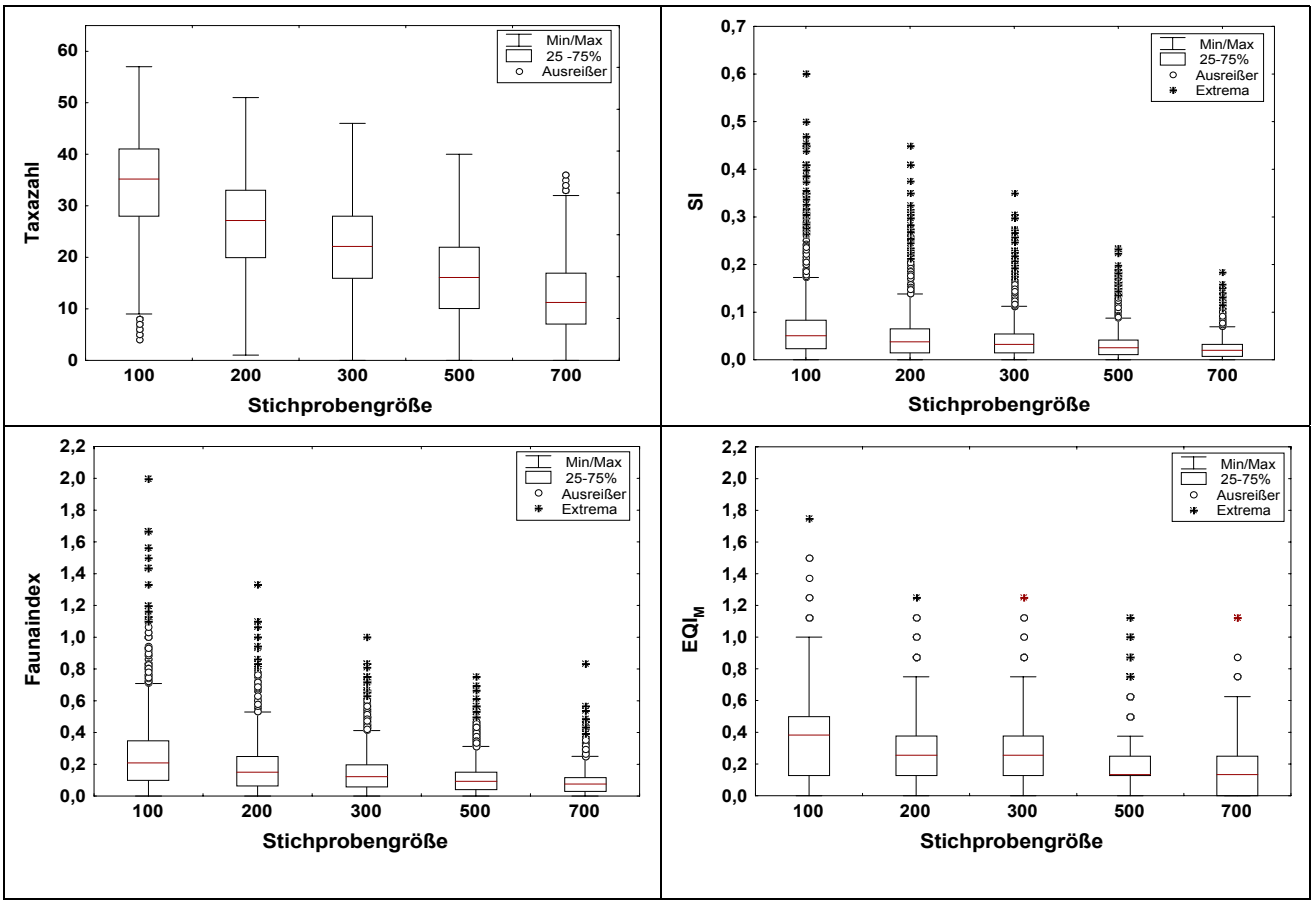


Abb. 3: Abweichungen der Taxazahl sowie des SI, Faunaindex und EQI_M von den jeweiligen Bezugswerten für den Gewässertyp „Mittelgebirgsflüsse“.

3.2 Ergebnisse des praktischen Unterprobennahme

Abbildung 4 zeigt die Ergebnisse verschiedener „metrics“ für eine der untersuchten Probestellen. Auch hier zeigte sich, dass bei geringen Stichprobenumfängen die Spannweite der „metrics“ sehr groß ist und die Ergebnisse sich mit zunehmender Individuenzahl stabilisieren. Bei Berücksichtigung von etwa der Hälfte der Probe stimmen die Zustandsklassen des Faunaindex und des EQI_M mit denen der jeweiligen Bezugswerte (1/1 der Probe) überein.

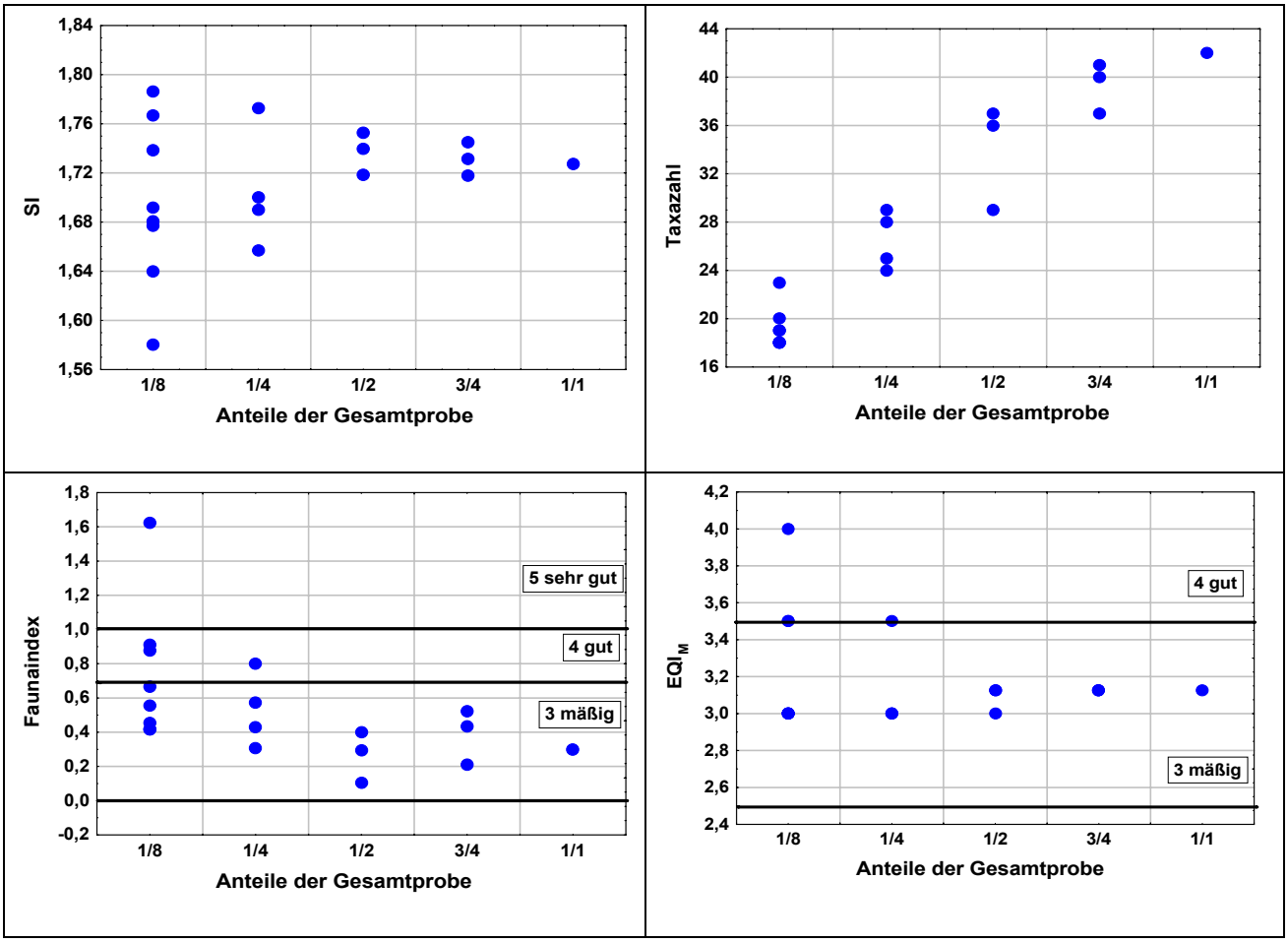


Abb.4: Veränderungen des SI, der Taxazahl, des Faunaindex und des EQI_M mit der Probengröße einer beliebigen Probe.

4. Diskussion

Die Ergebnisse der computergestützten Unterprobennahme zeigten, dass 100 oder 200 Individuen für eine sichere und glaubwürdige Einstufung der Proben im Vergleich zum Bezugswert nicht ausreichten. Aber schon mit 300 Individuen sinkt die Rate der Fehleinstufungen des EQI_M auf 18,7 % (Tabelle 2). Der Faunaindex zeigte bei gleicher Individuenzahl noch eine Fehlerrate von 30 %. Die vergleichsweise geringe Rate der Fehleinstufungen des Saprobienindex ist u. a. darauf zurückzuführen, das bei der Auswahl der Probestellen nur solche berücksichtigt wurden, die mindestens Güteklasse II hatten. Somit war die Möglichkeit einer schlechteren Einstufung sehr

gering. Auch bei der praktischen Unterprobennahme reichte schon die Hälfte der Probe aus um näherungsweise das Ergebnis des Bezugswertes zu erreichen. Um klare Aussagen zur Mindestindividuenzahl auf Grundlage dieser praktischen Erprobung zu machen war die Stichprobenzahl aber zu gering.

Tab. 2: Fehleinstufungen der Zustandsklasse (in [%]) für die Mittelgebirgsflüsse

Metric	**100 Ind.**	**200 Ind.**	**300 Ind.**	**500 Ind.**	**700 Ind.**
SI	4,3	1,8	0,8	0,7	0,1
Faunaindex	42,9	34,2	30,5	27,7	22,0
EQI_M	27,8	20,4	18,7	18,1	15,9

Tab. 3: Fehleinstufungen der Zustandsklasse (in [%]) für eine Probestelle.

	Metric	**1/8**	**2/8**	**4/8**	**6/8**
PS 9	**∅ Individuen**	321	642	1283	1874
	SI	0	0	0	0
	Faunaindex	37,5	25	1,4	0
	EQI_M	37,5	25	1,4	0

5. Zusammenfassung

Durch zwei verschiedene Ansätze (computergestützte Unterprobennahme und praktische Unterprobennahme im Labor) wurde versucht, Mindestindividuenzahlen für die Bewertung der ökologischen Qualität von Fließgewässern mit der AQEM-Methode zu berechnen. In Abhängigkeit von der Größe des Fehlers lassen sich diese Zahlen definieren. Die berechneten Indizes erwiesen sich als unterschiedlich robust gegenüber geringen Individuenzahlen. Der Saprobienindex, wie auch der EQI_M, liegen schon bei geringen Stichprobengrößen (200-300 Ind.) nahe am jeweiligen Bezugswert, der über die Auswertung der gesamten Probe ermittelt wurde. Der Faunaindex sowie die Taxazahl erreichten erst bei Berücksichtigung höherer Individuenanzahlen stabile Ergebnisse. Somit ist der notwendige Aufwand bei der Laborbearbeitung der Proben nach der AQEM-Methode in gewissen Grenzen reduzierbar.

Desweiteren zeigte sich bei weiterführenden Berechnungen, dass die Mindestindividuenzahlen abhängig vom Gewässertyp sind.

Literatur

- AQEM CONSORTIUM (2002): Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive: 22-27. Version 1.0, February 2002, downloadable as pdf-version at www.aqem.de.
- LORENZ, A., P. ROLAUFFS & D. HERING (2001): Bewertung von Bächen und Flüssen mit silikatisch geprägtem Einzugsgebiet – wirkt sich gewässermorphologische Degradation auf das Makrozoobenthos aus? – DGL Tagungsbericht 2001, 87-92.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Ökologische Bewertung von Fließgewässern: Integrierende Einflüsse des Einzugsgebietes oder lokale Gewässermorphologie? Was ist entscheidend für die Biozönose? Eine Frage der Skalierung.

Peter Rolauffs

Universität Essen, FB9 - Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen, Tel.: 0201 / 183-4390, Fax: 0201 / 183-4442, email: peter.rolauffs@uni-essen.de

Keywords: Waldbach, Einzugsgebiet, Gewässermorphologie, Makrozoobenthos, AQEM, Wasser-Rahmenrichtlinie

Einleitung

Die ökologische Bewertung von Fließgewässern befindet sich, nach Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie, im Umbruch. Zukünftig sollen Fließgewässer primär anhand von biotischen Ansätzen bewertet werden. Daraus ergibt sich die Fragestellung, wie dicht das einzurichtende Messstellennetz angelegt werden muss, um eine fundierte Bewertung eines Fließgewässersystems zu gewährleisten. Neben finanziellen Aspekten steht hierbei die wissenschaftliche Frage im Vordergrund, über welchen Bereich die Fauna eines konkreten Messpunktes integrierende Aussagen zulässt: gilt eine entsprechende faunistische Bewertung lediglich für die „singuläre“ Messstelle, für eine bestimmte Fließstrecke im Oberwasser oder gar für das gesamte Einzugsgebiet?

Im Falle eines durch anthropogene Einflüsse deutlich geschädigten Gewässerabschnittes, z. B. innerhalb von Ortschaften, ist es zumindest denkbar, dass sich unter speziellen Bedingungen (in bestimmten Rückzugsräumen oder aufgrund von naturnahen Bedingungen im Oberwasser) Reste der ursprünglich vorhandenen Biozönose halten können. Die Frage, die sich stellt, ist demnach, ob es eine Verschleppung einer nahezu intakten Biozönose hinein in einen stark überprägten Gewässerabschnitt gibt. Dieser Aspekt ist insbesondere für den Fall interessant, wenn es um die Auswahl einer geeigneten, d. h. „repräsentativen“ Probestelle geht (repräsentativ für einen längeren Abschnitt).

Untersuchungsgebiet

Der Waldbach im zentralen Sauerland wurde gezielt unter der Fragestellung der Verschleppung einer Biozönose hin untersucht, um den potentiellen Einfluss eines naturnahen Einzugsgebietes auf einen morphologisch degradierten, unterhalb gelegenen Abschnitt nachzuweisen. Der Waldbach ist ein silikatischer schottergeprägter Mittelgebirgsbach südlich von Sundern, ein Nebenbach der Röhr, die wiederum in die Ruhr mündet.

An diesem Gewässer wurden auf einer Lauflänge von 3,6 Kilometern fünf Entnahmestellen für das Makrozoobenthos eingerichtet, bei Höhenlagen zwischen 375 bis 305 Metern. Die Stellen sind entlang der Fließstrecke fortlaufend nummeriert von PS1 bis PS5. Die ersten beiden Stellen liegen im bewaldeten naturnahen Bereich, die übrigen Stellen im Ortsbereich von Endorf (Ortseingang, Zentrum, Ortsausgang). Probestelle 1 (PS1) ist charakterisiert durch weitgehend naturnahe Bedingungen, PS2 zeigt bereits eine geringere Substratdiversität aufgrund von Begradigungen entlang einer Straße. PS3 bis PS5 sind komplett besonnt, durch Uferbausteine oder Betonwände eingefasst und zeigen eine veränderte Sohlstruktur (z. b. fehlendes Totholz, aufkommende Makrophyten).

Zudem wurden Proben weiterer Gewässer in die Auswertung einbezogen, die im Rahmen des Forschungsprojektes AQEM untersucht wurden, u. a. sind dies:
Röhr und Salwey (zum Waldbach benachbarte Gewässer), Namenlose (in Siedlinghausen), Volme (oberhalb Plettenberg), Nahmer Bach und Rahmede (westliches Sauerland), Erkensruhr (südlich des Rur-Stausees, Eifel).

Methodik

Die Probenahme erfolgte nach dem Schema des Multi-Habitat-Sampling und orientiert sich an der Methodik, die im Forschungsprojekt AQEM (AQEM CONSORTIUM 2002) angewandt wurde. Es wurden alle vorhandenen Substrate entsprechend ihrem Flächenanteil beprobt, auch diejenigen mit einem Anteil von unter 5%. Als Sammelgerät diente ein Shovel-Sampler mit einer Rahmenbreite von 25 cm im Quadrat. Von jedem Substrat wurden unterschiedlich viele Teilproben genommen, entsprechend der Verschiedenheit der abiotischen Bedingungen, denen die Substrate ausgesetzt waren. Die Substrate wurden getrennt besammelt, gehältert und ausgewertet, so dass eine Individuendichte für jedes Taxon und jedes Substrat berechnet werden konnte. Über die abgeschätzten Flächenanteile der Substrate wurde die gesamte Biozönose des Abschnittes am PC berechnet. Je nach Diversität der Gewässerabschnitte wurden zwischen 7 und 11 Substrate unterschieden und zwischen 17 und 38 Teilproben genommen. Die Gesamtsumme an Teilproben an den fünf Probestellen betrug 135.
Die Probenahmen erfolgten im Frühjahr 2001 (PS1 und PS5) sowie im Frühjahr 2002 (PS2 bis PS4).
Die zusätzlich in die Auswertung einbezogenen Proben (siehe ‚**Untersuchungsgebiet'**) wurden nach AQEM-Methode genommen. d. h. Substrate mit Flächenanteilen unterhalb von 5% wurden nicht berücksichtigt, die Teilproben der unterschiedlichen Substrate wurden nicht getrennt bearbeitet. Die Probenahme erfolgte im Frühjahr 2000.

Ergebnisse

Bei der Verteilung der Arten zeigen sich bestimmte Muster, die sich aus der gegenseitigen Überlagerung verschiedener Effekte ergeben. Zu nennen sind hierbei insbesondere Einflüsse aufgrund der strukturellen Degradation im Ortsbereich, Veränderungen von Abundanzen und Artenzusammensetzung aufgrund längszonaler Aspekte sowie ein potentieller Einfluss des weitgehend naturnahen Einzugsgebietes auf die Gewässerabschnitte im Ortsbereich. Zudem spielen weitere Faktoren eine Rolle, wie z. B. die organismische Drift.
Die genannten Einflüsse sind Gegenstand der nun folgenden Ausführungen. Aussagen zu ökologischen Präferenzen einzelner Arten beziehen sich auf die Werke von SCHMEDTJE & COLLING (1996) sowie MOOG (1995).

Strukturelle Degradation. Zahlreiche Taxa wurden entweder nur im naturnahen Bereich oder nur im Ortsbereich gefunden; viele dieser Arten sind im AQEM-Bewertungssystem als Gütezeiger bzw. als Störungszeiger eingestuft. Beispiele hierfür wären *Brachyptera* spec., *Leuctra braueri* oder *Hydatophylax infumatus* bzw. *Radix* spec., *Physella acuta* oder *Hydropsyche siltalai*. Andere Arten zeigen eine abnehmende oder zunehmende Tendenz von PS1 zu PS5. *Philopotamus montanus* (Abb. 1) hat als rheophile Art besonders hohe Individuendichten in Genisten oder auf Totholz, *Perla marginata* zeigt eine ähnliche Verteilung. *Baetis rhodani* (Abb. 2) gilt zwar als euryök, weist jedoch in gestörten Abschnitten deutlich höhere Populationen auf. Weitere Taxa, die im

Ortsbereich deutlich höhere Dichten besitzen und nach AQEM als Störungszeiger für Mittelgebirgsbäche ausgewiesen werden, sind *Radix* spec., *Ephemerella mucronata* und *Rhyacophila nubila*.

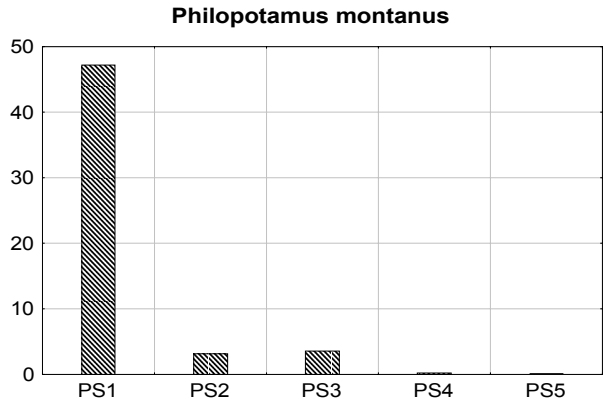


Abb. 1: **Einflussgröße ‚Strukturelle Degradation' - Gütezeiger** (Darstellung der Individuendichte in Abhängigkeit von den Probestellen)

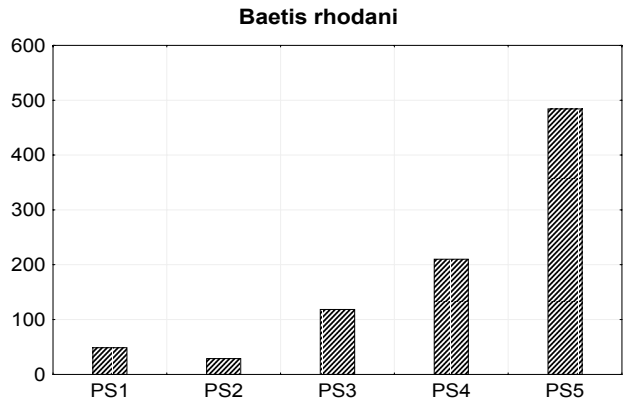


Abb. 2: **Einflussgröße ‚Strukturelle Degradation' - Störungszeiger** (Darstellung der Individuendichte in Abhängigkeit von den Probestellen)

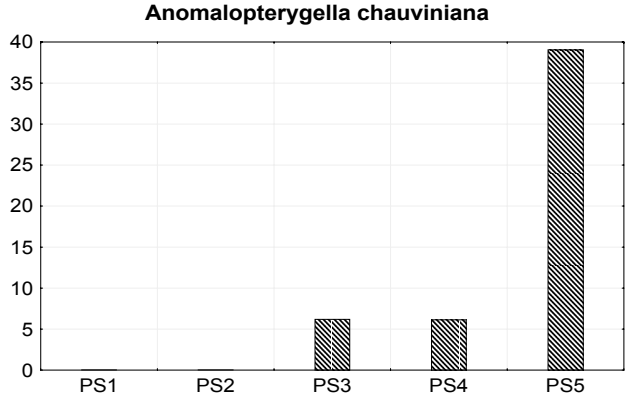


Abb. 3: **Einflussgröße ‚Längszonale Gliederung'** (Darstellung der Individuendichte in Abhängigkeit von den Probestellen)

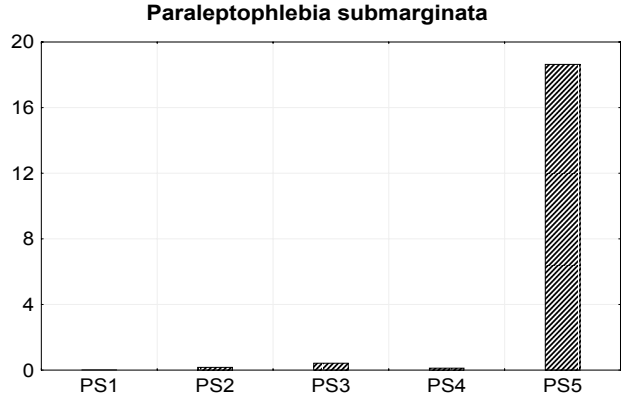


Abb. 4: **Einflussgröße , Längszonale Gliederung'** (Darstellung der Individuendichte in Abhängigkeit von den Probestellen)

Längszonale Gliederung. Aufgrund des Charakters der gesamten Biozönose sowie aufgrund von abiotischen Parametern wird davon ausgegangen, dass die betrachteten Gewässerabschnitte im Bereich des epirhithralen bis metarhithralen Bereiches liegen. An einzelnen Arten kann jedoch bereits ein Einfluss des nachfolgenden hyporhithralen Abschnittes festgemacht werden. Der Schwerpunkt von *Anomalopterygella chauviniana* (Abb. 3) liegt im Metarhithral, sie kommt jedoch auch im Hyporhithral und vereinzelt in potamalen Abschnitten vor. *Paraleptophlebia submarginata* (Abb. 4) hat dagegen ihren Schwerpunkt im Hyporhithral.

Einzugsgebiet. Die aufgestellte Hypothese ist, dass sich ein gutes Einzugsgebiet über integrierend wirkende abiotische Faktoren (z. B. Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Eintrag von CPOM) auf unterhalb gelegene und anthropogen überformte Abschnitte auswirkt und die dort sich befindliche Biozönose positiv beeinflusst. In gekürzter Form lässt sich dieses postulierte Phänomen mit dem Begriff der ‚Verschleppung' kennzeichnen. Nach den vorliegenden Daten gibt es deutliche Hinweise, dass ein solcher Einfluss wirksam ist. So treten einige Arten im Ortsbereich auf, die dort nicht unbedingt zu erwarten sind. *Rhyacophila tristis* kann als rheophile Art bezeichnet

werden, die typisch für krenale bis epirhithrale Abschnitte ist. Nach Abb. 5 ist die Restpopulation dieser Art an PS3 zwar nicht besonders groß, doch handelt es sich bei diesen Angaben um Durchschnittswerte, bezogen auf alle vorhandenen Substrate. Betrachtet man speziell die Substrate, die der Art als Rückzugsraum dienen, sind Populationsstärken von bis zu 15 Individuen/m^2 zu verzeichnen (Megalithal und Xylal).

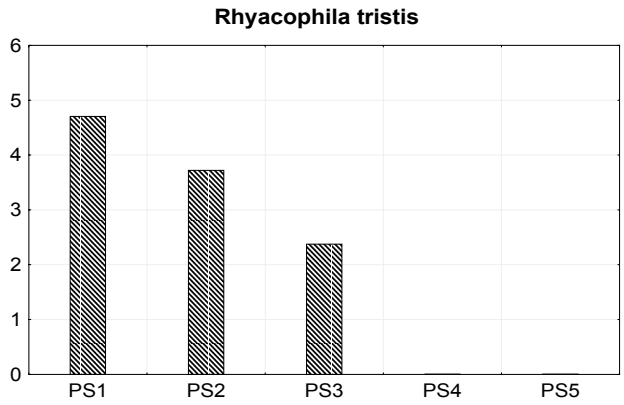


Abb. 5: **Einflussgröße ‚Einzugsgebiet'** (Darstellung der Individuendichte in Abhängigkeit von den Probestellen)

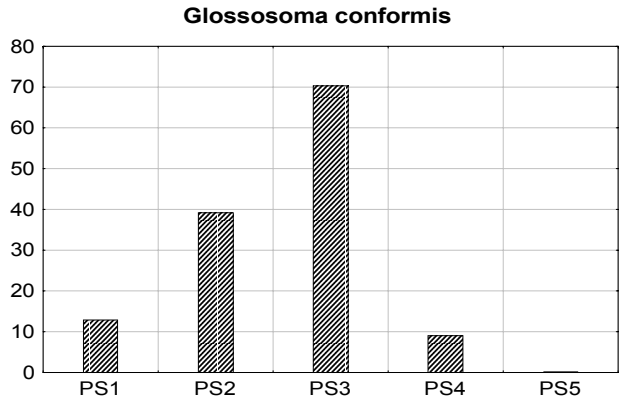


Abb. 6: **Einflussgröße ‚Einzugsgebiet'** (Darstellung der Individuendichte in Abhängigkeit von den Probestellen)

Eine ähnliche Verteilung zeigen *Baetis alpinus*, *Habroleptoides confusa* und *Oecismus monedula*. Ein Vorkommen aufgrund organismischer Drift kann natürlich nicht ausgeschlossen werden, jedoch traten zum einen in den Monaten vor den Untersuchungen keinen markanten Hochwässer auf, zum anderen sind bei normaler Wasserführung immer nur wenige Organismen von der Drift betroffen. Dies kann als Grund angeführt werden für das Auftreten von Einzelfunden, z. B. von *Philopotamus montanus* an PS4, nicht jedoch für ganze Populationen, wie es in den oben genannten Beispielen der Fall war. Ein genaueres Studium entsprechender art-bezogener Literatur ist allerdings noch erforderlich.
Andere Arten weisen an PS3 ihre größten Abundanzen auf, z. B. *Glossosoma complanata* (Abb. 6) oder *Liponeura cinerascens*. Diese Arten vermögen selbst in starker Strömung einer Verdriftung durch Saugwirkung zu entgehen. Die Drift als Ursache kann in diesen Fällen ausgeschlossen werden. Die Einflussgröße Einzugsgebiet ist somit als sehr wahrscheinlich anzunehmen. Ähnliche Beobachtungen hinsichtlich dieser beiden Arten konnten auch an anderen vergleichbaren Gewässern gemacht werden, wie z. B. an der Röhr, der Namenlose oder der Erkensruhr.

Multivariate Analyse. Zur weiteren Behandlung der Daten wurde ein multivariate Analyseform herangezogen, das sogenannte ‚Non-metric Multidimensional Scaling (NMS), welches geeignet ist, nicht normalverteilte Daten zu verwerten. Dabei wird durch iterative Verfahren versucht, Unterschiede zwischen verschiedenen und Gemeinsamkeiten von einander ähnlichen Datensätzen bestmöglich zu erklären, so dass (im vorliegenden Fall) einander ähnliche Substrate oder Probestellen nahe beieinander angeordnet sind, einander unähnliche möglichst weit voneinander entfernt.

In Abb. 7 ist das Ergebnis auf Basis der einzelnen Substrate an den fünf Probestellen des Waldbaches dargestellt. Die Substrate von PS1 und PS2 stellen sich demnach als einander ähnlich dar, wie auch die Substrate von PS3 und PS4; die Substrate der PS5 bilden einen eigenen Cluster (die Gruppen sind durch elliptische Umrahmungen hervorgehoben). Dies ergibt zunächst einen Hinweis auf voneinander verschiedene Biozönosen im bewaldeten Abschnitt und im Ortsbereich. Betrachtet man allerdings die feineren Substrate (Mesolithal, Akal und Psammal, mit umrahmt dargestellten Kürzeln), die im Ortsbereich durch eine vereinheitlichte Sohlstruktur an Bedeutung verlieren und lediglich dort als kleinräumige Restflächen erhalten bleiben, so zeigt sich eine relativ große Ähnlichkeit hinsichtlich dieser für ökologisch intakte Abschnitte bedeutsamen Substrate übergreifend von PS1 bis PS4.

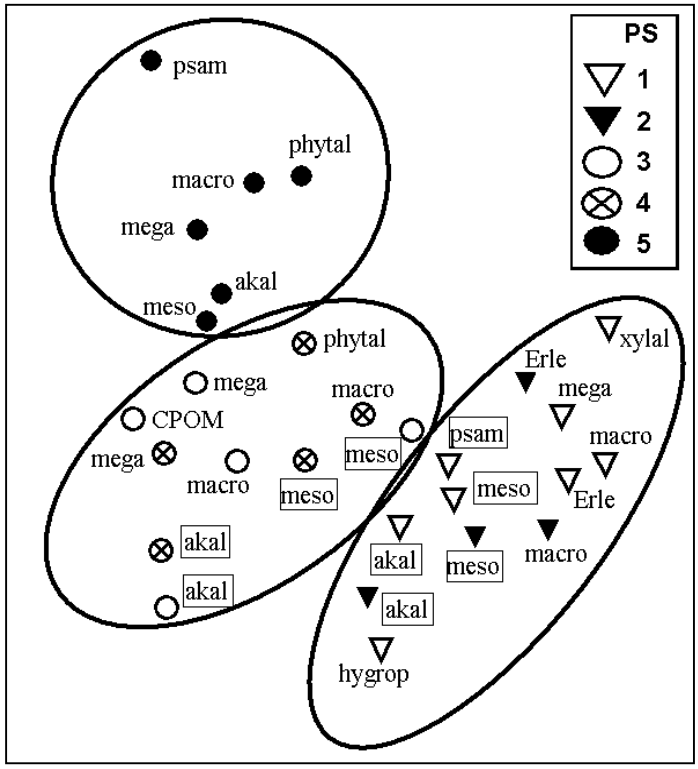


Abb. 7: **NMS der Substrate** (44 Datensätze an fünf Probestellen) – mega = Megalithal, macro = Macrolithal, Meso = Mesolithal, psam = Psammal, hygrop = hygropetrische Bereiche, Erle = Erlenwurzeln

Durch Berücksichtigung von zehn weiteren Gewässerabschnitten aus dem AQEM-Projekt und einem Vergleich der biotischen Bewertung zur strukturellen Güte lassen sich weitergehende Aussagen treffen.
Nach der Bewertung anhand der Fauna (Abb. 8, große Symbole) lassen sich drei Gruppen abgrenzen, es bildet sich ein Gütegradient heraus, der auf der linken Seite durch die guten und auf der rechten Seite durch die schlechten Gewässerabschnitte zustande kommt. Zur Vereinfachung der Darstellung wurden die oberen beiden und unteren beiden Qualitätsklassen jeweils nur durch ein Symbol dargestellt. Interessant sind nun solche Gewässerabschnitte, an denen Struktur und Fauna unterschiedliche Aussagen machen. PS2 wird trotz mäßiger Struktur aufgrund der Fauna mit gut bewertet, ähnliches gilt für die Gewässer Erkensruhr und Röhr; PS4 weist eine schlechte Struktur auf, die Fauna indiziert jedoch eine mäßige Qualität. in all diesen Fällen kommt es aufgrund der faunistischen Aussage zu einer Verschiebung entgegen dem Gradienten, die Gewässer werden also besser bewertet. Die Bedingungen an Erkensruhr und Röhr sind vergleichbar zu der am Waldbach, d. h. eine Probestelle in einem anthropogen überformten Abschnitt, aber unterhalb eines weitgehend intakten Einzugsgebietes. Die Situation an der Namenlose stellt sich noch deutlicher dar. Auch die gegenläufige Situation wird abgebildet anhand der Else, die ein eher schlechtes Einzugsgebiet aufweist, oberhalb der Probestelle durch mehrere Ortschaften fließt, und deren Qualität sich nach der Fauna als schlecht zeigt, trotz einer nur mäßig beeinträchtigten Struktur an der Probestelle selbst.

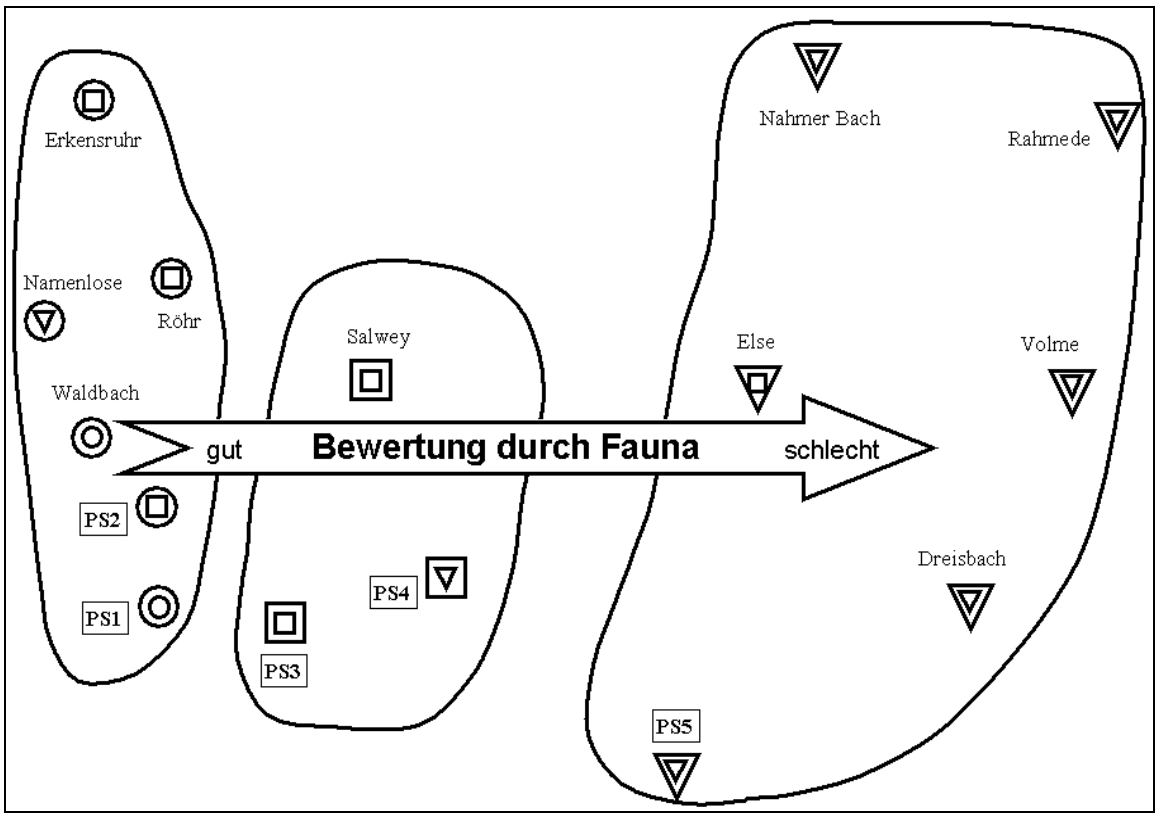


Abb. 8: **NMS der Probestellen** (Kreise = sehr guter bis guter Zustand, Quadrate = mäßiger Zustand, Dreiecke = unbefriedigender bis schlechter Zustand; kleine innere Symbole = Bewertung nach Struktur gemäß AQEM-Strukturindex, große äußere Symbole = Bewertung nach Fauna gemäß AQEM-Bewertungssystem).

Zusammenfassung

Vorbehaltlich weiterer Untersuchungen existieren deutliche Hinweise für einen Einfluss oberhalb gelegener Gewässerabschnitte auf Abschnitte im Unterwasser, sowohl in der positiven Richtung im Falle naturnaher Einzugsgebiete als auch (in Form erster Hinweise) in negativer Richtung im Falle geschädigter Einzugsgebiete. Der letztere Fall hat jedoch eine eher untergeordnete Relevanz, da die wenigen naturnah erhaltenen Gewässerabschnitte vornehmlich in Quellbereichen und entlang der Bachoberläufe liegen.

Neben der Einflüssen längszonaler Aspekte und anthropogen bedingter Degradation der Gewässermorphologie bildet die strukturelle Qualität oberhalb einer Probeentnahmestelle gelegener Abschnitte bzw. flächenhafter Bereiche die dritte Säule übergeordneter Prägungen einer Biozönose. Für das Makrozoobenthos kleiner Mittelgebirgsgewässer wurde dies im vorliegenden Fall nachgewiesen.

Literatur

AQEM CONSORTIUM (2002): Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive: 22-27. Version 1.0, February 2002, downloadable as pdf-version at www.aqem.de.

Moog, O. (Ed.) 1995. Fauna Aquatica Austriaca – a comprehensive species inventory of Austrian aquatic organisms with ecological data. First edition, Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Schmedtje, U. & M. Colling 1996. Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Die Bewertung mit der AQEM - Methode in Abhängigkeit von der Sortiermethode und Stichprobengröße

Marta Wenikajtys[1], Christian K. Feld[1] & Barbara Bis[2]

[1]Universtität Essen, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen, Tel.: 0201 / 183-4390,
Fax: 0201 / 183-4442, email: marta.wenikajtys@uni-essen.de
[2]University of Lódz, Dpt. of Hydrobiology, Banacha 12/16, 90-237 Łódź, Tel. 0048 42/ 635-4438, Fax: 0048 42/ 679-0621

Keywords: AQEM, Bewertung, Sortiermethode, Stichprobengröße, Wasser-Rahmenrichtlinie, Wirbellose

Einleitung

Im EU-Projekt AQEM[1] (AQEM consortium 2002) wurde ein Bewertungssystem für fünf Fließgewässertypen Deutschlands auf Grundlage von typspezifischen Wirbellosen-Referenzzönosen entwickelt. Für die Entwicklung des Bewertungssystems wurden umfangreiche Probennahmen durchgeführt, wobei konservierte Wirbellosenproben im Labor standardisiert und vollständig aussortiert wurden. Es stellte sich nun die Frage, ob (i) eine Lebendsortierung im Gelände effektiver, zeitsparender und somit kostengünstiger durchzuführen wäre und (ii) ob das Sortieren von kleineren Unterproben zu vergleichbaren Ergebnissen führte, wie das Aussortieren der vollständigen Proben.

Methode

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden im Rahmen des Projektes „DEMARECO“ (DEfinition of MAcroinvertebrate REference COenosis[2]) in Zusammenarbeit mit der Universität Lodz (Polen), naturnahe mittelgroße Sandflüsse des Tieflands in Polen beprobt. Mit der AQEM-Methode (multihabitat-sampling; AQEM consortium 2002) wurden jeweils zwei Wirbellosenproben an acht Flussabschnitten parallel entnommen. Die weitere Aufbereitung der Proben erfolgte mit drei unterschiedlichen Sortiermethoden:

1. „Gelände“-Proben: Lebendsortierung einer Unterprobe (sub-sample) der ersten Wirbellosenprobe direkt nach der Probennahme im Gelände. Zur Unterprobennahme wurde das gleichmäßig vermischte Probenmaterial auf dem Boden der Sortierschale in gleichgroße Planquadrate eingeteilt und diese dann per Zufallsauswahl bis zum Erreichen der Zielorganismenzahl von 600 Individuen aussortiert. Das restliche Material wurde verworfen.
2. „Labor“-Proben: Sortieren einer Unterprobe der zweiten, mit Ethanol konservierten Wirbellosenprobe, im Labor bis zum Erreichen der Zielorganismenzahl 600 Individuen.
3. „Rest“-Proben: Sortieren des verbleibenden Materials der zweiten Wirbellosenprobe im Labor.

Die unter 2. und 3. beschriebenen Proben ergeben zusammengefasst eine jeweils vollständig sortierte Wirbellosenprobe, mit der die Unterproben verglichen wurden.

[1] Das Projekt AQEM wurde von der EU gefördert; contract no. EVK1-CT1999-0027
[2] Das Projekt DEMARECO wurde durch den Stifterverband für die Deutsche Wissenschaft gefördert; Aktenzeichen H150 5506 9999 10605

Ergebnisse und Diskussion

Dominante Taxa

In der Mehrzahl der untersuchten Flüsse waren die Crustacea, insbesondere Gammaridae, sehr zahlreich vertreten. Sie waren mit bis zu 96 % aller Individuen die sowohl in den lebend als auch in den im Labor sortierten Unterproben die dominierende Wirbellosengruppe (Abb. 1). Bei den im Gelände ausgezählten Unterproben wurden jedoch 5 bis 15 % mehr Gammariden sortiert als im Labor.

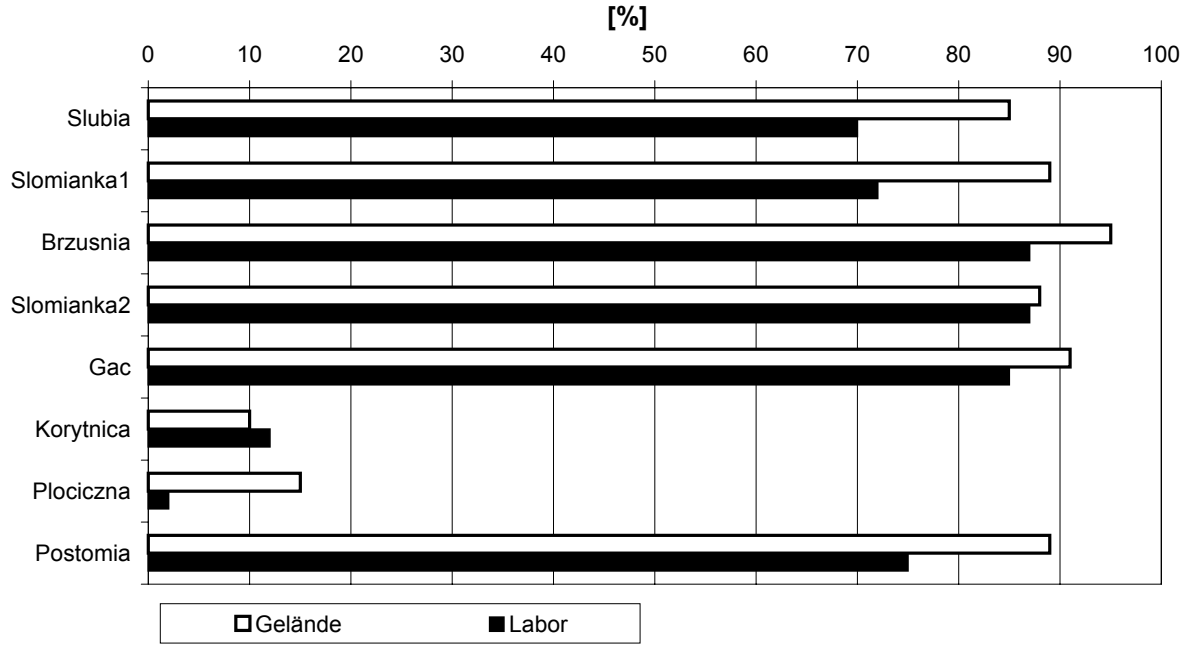


Abb. 1: Anteil der Crustacea [%] in den Gelände und im Labor ausgezählten Unterproben

Die Taxazahl in den Unterproben betrug z. T. nur 50 % der vollständig aussortierten Proben (Abb. 2). Dominante Taxa waren neben *Gammarus* spp. auch *Baetis* spp. und *Pisidium* spp. Deutlich ist zu erkennen, dass in den vollständig sortierten Wirbellosenproben mehr Taxa ermittelt wurden als in den Unterproben. Die ermittelten Taxazahlen der Unterproben sind hingegen relativ ähnlich.

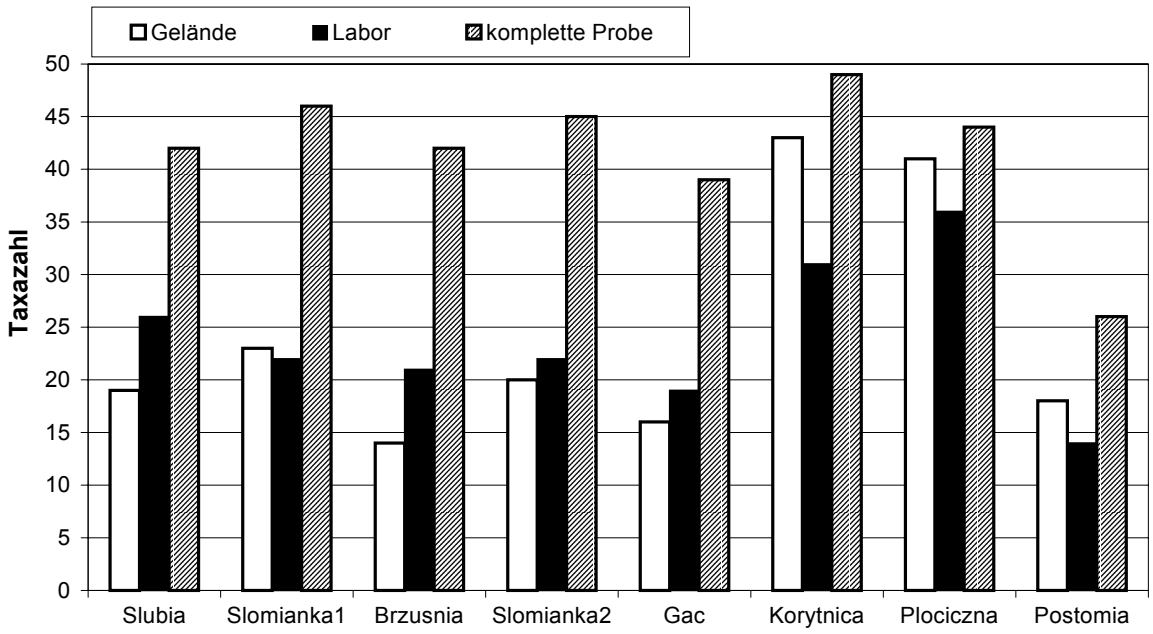


Abb. 2: Taxazahl in den im Gelände und im Labor ausgezählten Unterproben, sowie in den gesamten Proben

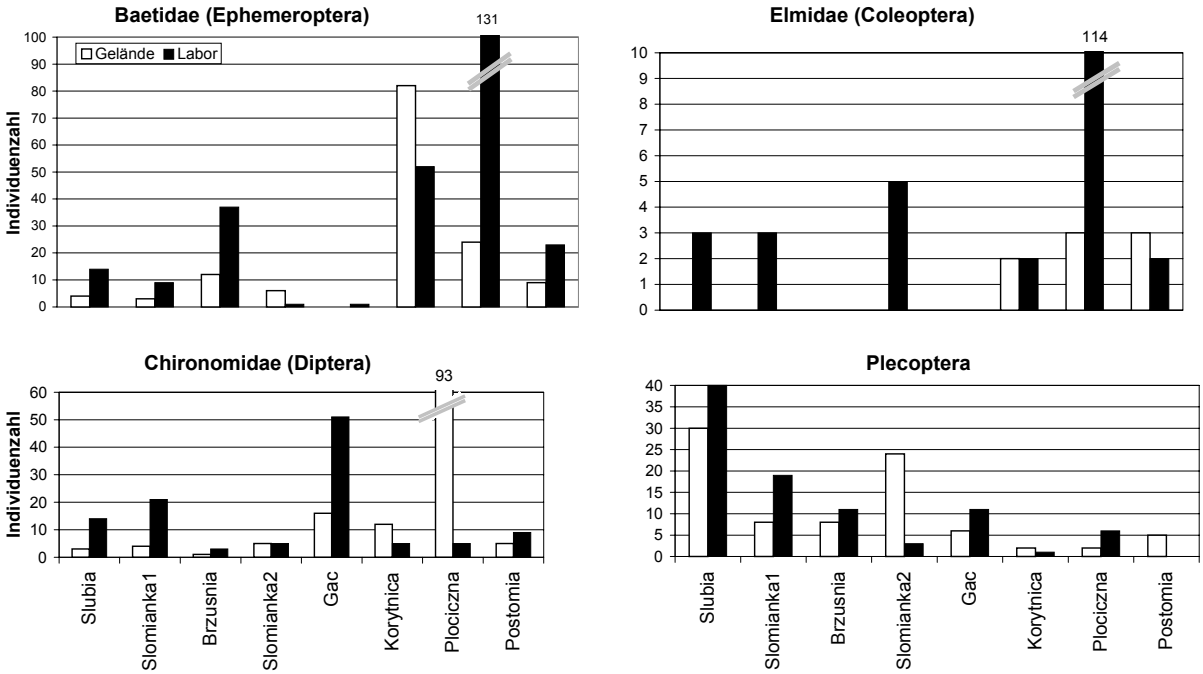


Abb. 3: Vergleich der Individuen ausgewählter Taxa der im Gelände und im Labor ausgezählten Unterproben

Kleine, „unscheinbare" Taxa

Kleinere Taxa, wie beispielsweise die Baetidae (Ephemeroptera) oder im Probennahmematerial schnell zu übersehende Taxa wie die Elmidae (Coleoptera), waren in den lebend aussortierten Unterproben unterrepräsentiert (Abb. 3). Wahrscheinlich bedingt durch die besseren Arbeitsbedingungen (z. B. Beleuchtung) wurden in den im Labor sortierten Unterproben mit einer Ausnahme deutlich mehr Individuen dieser beiden Gruppen gefunden.

Tab. 1: Bewertungsergebnisse: Ökologische Qualitätsklasse und ausgewählte „Metrics" für die Unterproben „Gelände" und „Labor" sowie für die gesamte Probe. Abweichungen von den Ergebnis „gesamte Probe" sind fett gekennzeichnet (5 = sehr gute Ökologische Qualität, 4 = gut, 3 = mäßig, 2 = unbefriedigend, 1 = schlecht)

Ökologische Qualitätsklasse	
Probestellen:	
Gelände; Labor; gesamte Probe	
Slubia:	5, 5, 5
Slomianka1:	5, 5, 5
Brzusnia:	**4,** 5, 5
Slomianka2:	**4,** 5, 5
Gac:	**4, 4,** 5
Korytnica:	5, 5, 5
Plociczna:	**4,** 5, 5
Postomia:	**4,** 5, 5

Tab. 1 (Fortsetzung): Bewertungsergebnisse: Ökologische Qualitätsklasse und ausgewählte „Metrics“ für die Unterproben „Gelände“ und „Labor“ sowie für die gesamte Probe. Abweichungen von den Ergebnis „gesamte Probe“ sind fett gekennzeichnet (5 = sehr gute Ökologische Qualität, 4 = gut, 3 = mäßig, 2 = unbefriedigend, 1 = schlecht)

Deutscher Faunaindex D03	**Zonierung - Litoral [%]**
Ernährungstyp - Sedimentfresser [%]	**Taxonomische Gruppe - Trichoptera [%]**
Probestellen:	*Probestellen:*
Gelände, Labor, gesamte Probe	*Gelände, Labor, gesamte Probe*
Slubia: 5, 5, 5	Slubia: **4,** 5, 5
Slubia: **4, 4,** 3	Slubia: **3,** 4, 4
Slomianka1: 5, 5, 5	Slomianka1: 4, **5,** 4
Slomianka1: **3, 3,** 4	Slomianka1: 1, 1, 1
Brzusnia: **4,** 5, 5	Brzusnia: 4, **5,** 4
Brzusnia: 3, 3, 3	Brzusnia: 1, 1, 1
Slomianka2: **4,** 5, 5	Slomianka2: 4, **5,** 4
Slomianka2: **3,** 4, 4	Slomianka2: 1, **3,** 1
Gac: **4, 4,** 5	Gac: **5, 5,** 4
Gac: 3, 3, 3	Gac: **2, 1,** 3
Korytnica: 5, 5, 5	Korytnica: **4,** 5, 5
Korytnica: 4, **5,** 4	Korytnica: 5, 5, 5
Plociczna: 5, 5, 5	Plociczna: 5, 5, 5
Plociczna: **2,** 4, 4	Plociczna: 5, 5, 5
Postomia: **4,** 5, 5	Postomia: **3, 4,** 5
Postomia: 4, 4, 4	Postomia: **4,** 5, 5

Typ Pelal [%]
Stömungspräferenz [%] - Typ RP (Rheophil)
Probestellen: Gelände, Labor, gesamte Probe
Slubia: 5, 5, 5
Slubia: 5, 5, 5
Slomianka1: 5, 5, 5
Slomianka1: 5, 5, 5
Brzusnia: 5, 5, 5
Brzusnia: 5, 5, 5
Slomianka2: 5, 5, 5
Slomianka2: 5, 5, 5
Gac: 5, 5, 5
Gac: 5, 5, 5
Korytnica: 4, **5,** 4
Korytnica: 4, 4, 4
Plociczna: **1,** 5, 5
Plociczna: 3, **2,** 3
Postomia: 5, 5, 5
Postomia: 5, 5, 5

Konsequenzen für das AQEM-Bewertungssystem

Das AQEM-Bewertungssystem ist ein multimetrisches Verfahren und verrechnet gewässertypspezifische Einzel„Metrics“ zu einem Gesamtindex, der Ökologischen Qualitätsklasse („sehr gut“ = 5 bis „schlecht“ = 1). In Tab. 1 sind die ökologischen Qualitätsklassen gegenübergestellt, die mit den unterschiedlich sortierten Proben errechnet wurden. Die im Labor sortierten Unterproben führten in sieben von acht Fällen zum gleichen Ergebnis wie die vollständig sortierten Proben. Hingegen kam es bei der Berechnung der lebend sortierten Unterproben in der Mehrzahl der Fälle zu einer abweichenden Bewertung (fünf von acht). Abweichungen von den Unterproben führten stets zu einer schlechteren Einstufung als über die vollständigen Proben ermittelt.
Betrachtet man die Einzel„Metrics“, so ergibt sich ein differenziertes Bild: Abweichungen gegenüber den vollständig sortierten Proben sind hier für die Unterproben „Gelände“ und „Labor“ etwa gleich häufig festzustellen. Bemerkenswert ist, dass der Deutsche Faunaindex (AQEM consortium 2002, FELD et al. 2002) die im Labor sortierten Unterproben nur in einem Fall schlechter einstuft als die vollständig sortierten Proben.

Schlussfolgerungen

Es wurde gezeigt, dass die Bewertung der unterschiedlich sortierten Wirbellosenproben zu Abweichungen gegenüber den vollständig sortierten Proben führt. Die Ökologische Qualitätsklasse der konservierten und im Labor sortierten Unterproben kommt dabei dem Ergebnis der vollständig sortierten Proben näher als die lebend im Gelände bearbeiten Proben. Das AQEM-Bewertungsverfahren reagiert aber insgesamt robust gegenüber diesen Abweichungen.
Demgegenüber stehen jedoch die Kosten, die mit den unterschiedlichen Sortiermethoden verbunden sind. Die Unterprobennahme im Labor dauerte durchschnittlich sechs Stunden (Spülen, Unterprobennahme, Sortieren), während im Freiland die Sortierarbeit nach etwa zwei Stunden beendet war.

Literatur

AQEM CONSORTIUM (2002). Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive 1.0, February 2002, downloadable as pdf-version at www.aqem.de

FELD, C. K., S. PAULS, M. SOMMERHÄUSER & D. HERING (2002): Biozönotische Bewertung der ökologischen Qualität am Beispiel norddeutscher Tieflandfließgewässer. Deutsche Gesellschaft sfür Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002: 75-80.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

ÜBERBLICK ÜBER DIE METHODEN ZUR FLIEßGEWÄSSERBEWERTUNG IN EUROPA

Water*v*iew Database – http://starwp3.eu-star.at

Sebastian Birk

Universität Essen, Abteilung Hydrobiologie, D - 45117 Essen, sebastian.birk@uni-essen.de

Keywords: Projekt STAR; EU-Wasserrahmenrichtlinie; Bewertungssysteme; Methoden-Review

EINLEITUNG

Eine große Anzahl unterschiedlicher Methoden zur Erfassung der Qualität von Fließgewässern findet zur Zeit in den verschiedenen Regionen Europas Verwendung. Zusätzlich werden in den Staaten der Europäischen Gemeinschaft neue Methoden nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie entwickelt. Obwohl diverse Übersichten gegeben worden sind (DE PAUW et al. [1992]; KNOBEN et al. [1995]; AQEM CONSORTIUM [2000]), werden diese dem breiten Spektrum existierender und in Entwicklung begriffener Methoden nicht mehr gerecht. Einem Bedarf an aktueller Information kann weniger durch gedruckte Artikel als durch dynamische Veröffentlichungen im Internet entsprochen werden.

Vor allem mit Blick auf die in der Wasserrahmenrichtlinie geforderte Europa-weite Vergleichbarkeit der Ergebnisse nationaler Fließgewässer-Bewertung sind Informationen über länderspezifische Verfahren der Qualitätserfassung eine unerlässliche Basis. Ein wichtiges Ziel des Europäischen Forschungsprojektes STAR (‚Standardisation of River Classification') ist die Unterstützung der sog. ‚Interkalibrierung', welche ein harmonisiertes System der Güteklassifizierung ermöglichen soll. Ein weiteres Ziel des Projektes ist die Empfehlung, welche Methoden sich für spezifische Zwecke des Gewässer-Monitoring eignen. Die hier vorgestellte Arbeit bildet als ‚Workpackage 3' einen Schwerpunkt der Frühphase des Projektes STAR.

METHODEN

Hauptbestandteil der Datenerhebung zu Europäischen Methoden der Bewertung von Fließgewässern war die Erstellung von zwei verschiedenen Fragebögen: einer für die ‚biologischen Qualitätskomponenten' (Makroinvertebraten, Makrophyten, Phytobenthos, Phytoplankton und Fische), einer für die ‚hydromorphologische Qualitätskomponente'. Diese wurden an Kontaktpersonen in ganz Europa versendet (Projektpartner; für das nationale Fließgewässer-Monitoring verantwortliche Institutionen; limologische Forschungseinrichtungen u.a.). Die thematischen Schwerpunkte der Fragebögen umfassten die Bereiche ‚Allgemeine Methodenbeschreibung', ‚Feld- und Laborarbeit', ‚Ergebnisberechnung, -klassierung und -darstellung' sowie ‚Monitoring' und ‚Datenbanken'.

Als zusätzliche Quellen fanden methodologische Anleitungen und Handbücher sowie veröffentlichte und ‚graue' Literaturarbeiten, Methoden-Reviews, Internet-Ressourcen und persönliche Mitteilungen Verwendung.

ERGEBNISSE

Die umfangreiche Datenerhebung ermöglicht die Beschreibung von über 100 Methoden aus 28 Ländern. Dargestellt werden diese Methoden unter Zugriff auf eine Server-gespeicherte, relationale SQL-Datenbank, deren Inhalte über eine mit Such-Funktion ausgestattete Internet-Seite zugänglich sind (http://www.eu-star.at, dann *review* oder direkt: http://starwp3.eu-star.at).

Um ein breites Nutzerspektrum zu gewährleisten, sind alle aufgenommenen Methoden in englischer Sprache beschrieben. Sie umfassen einheitlich die Themenbereiche *General Description, Sampling, Calculation, Evaluation, Presentation* sowie *Existing Databases* und *Monitoring Programs*. Neben allgemeinen Kenndaten der Methoden - zum Beispiel Region, in welcher die Methode angewandt wird, oder Art der Belastung, die mit der Methode erfasst wird – ist es durch die umfangreiche Darstellung charakteristischer Details beispielsweise auch möglich, verschiedene Strategien der Probenname, Berechnungs-Modalitäten oder Klassierung der Ergebnisse untereinander zu vergleichen.

Die Länder der Europäischen Union Großbritannien, Frankreich, Dänemark, Österreich und Italien sind mit insgesamt über 40 Prozent der Methoden am stärksten vertreten. Doch auch Staaten Osteuropas wie Russland, Slowenien, Rumänien und die Baltischen Staaten haben durch die Rücksendung des Fragebogens eine Aufnahme ihrer Methoden in die Datenbank ermöglicht.
Ein Großteil der Methoden benutzt die Qualitätskomponente ‚Makroinvertebraten' (44), in nur 6 Methoden wird die Komponente ‚Phytoplankton' verwendet (Abbildung 1). Die Mehrzahl der Methoden (49) bewertet den Grad unspezifischer Belastung, gefolgt von organischer Verschmutzung (47) und Beeinträchtigung der Gewässerstruktur (41) (Abbildung 2). Eine Gruppierung der Methoden nach Kategorien von DE PAUW et al. [1992] und KNOBEN et al. [1995] ergibt 11 verschiedene Methoden-Typen. Mit 32 Methoden bilden die auf Indikator-Spezies basierenden Indizes den größten Anteil (Abbildung 3).

DISKUSSION

Ein Vergleich der in den verschiedenen Ländern angewandten Methoden zur Bewertung der Qualität von Fließgewässern macht deutlich, dass zum einen der Stand der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtliche in den Europäischen Staaten sehr unterschiedlich ist, zum anderen die gewählten Ansätze zur Erfassung der ökologischen Qualität stark differieren.
So richten über 40 Prozent der erfassten Methoden ihre Bewertung am natürlichen Referenz-Zustand aus. Dieser wird jedoch nur beim Britischen RIVPACS (River InVertebrate Prediction and Classification System - WRIGHT, J.F.; SUTCLIFFE, D.W.; FURSE, M.T. (Hrsg.) [2000]), dem Tschechischen PERLA (KOKES, J. et al. [2001]) und dem Schwedischen 'Bottenfauna i sjöars littoral och vattendrag' (SEPA [2000]) zur Kalkulation des sog. ökologischen Qualitätsquotienten (Verhältnis zwischen Ist- und Sollzustand) verwendet.

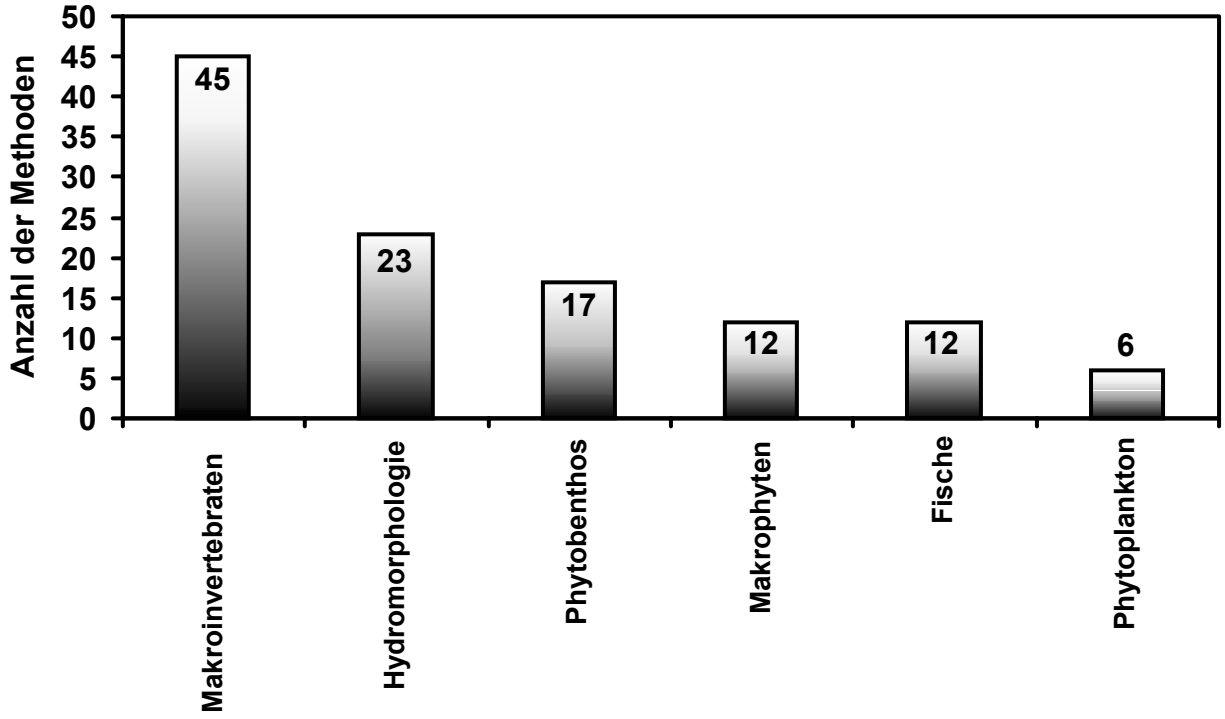


Abbildung 1: Anzahl der Methoden pro Qualitätskomponente (103 Methoden, Mehrfach-Benennungen)

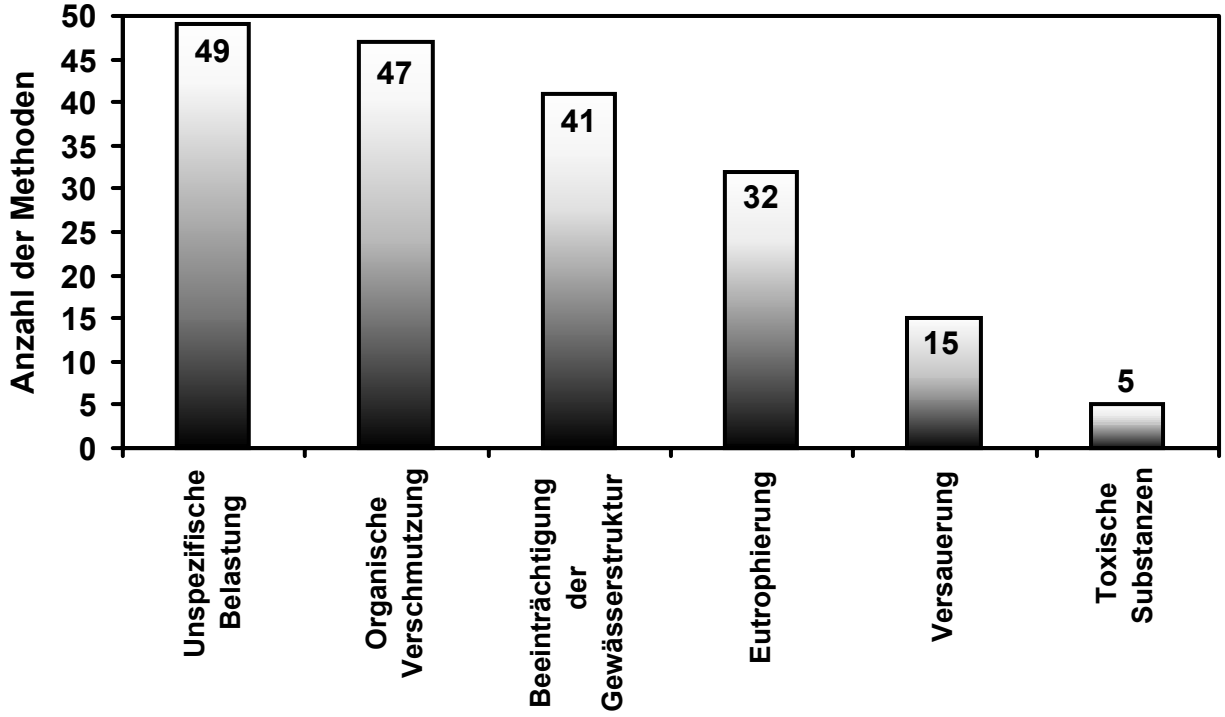


Abbildung 2: Anzahl der Methoden pro Belastungsart (103 Methoden, Mehrfach-Benennungen)

Die hauptsächlich in den USA angewandten multimetrischen Methoden ermöglichen eine integrative Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern (BARBOUR, M.T.; YODER, C.O. [2000]). In

Europa verfolgen vor allem das multinationale AQEM System (AQEM CONSORTIUM [2002]) sowie das Französische S.E.Q. ('Système d'Evaluation de la Qualité' - AGENCES DE L'EAU [2000]) diesen Ansatz. Beide klassieren verschiedene Belastungsarten von Gewässern, letzteres bedient sich dabei unterschiedlicher Qualitätskomponenten.

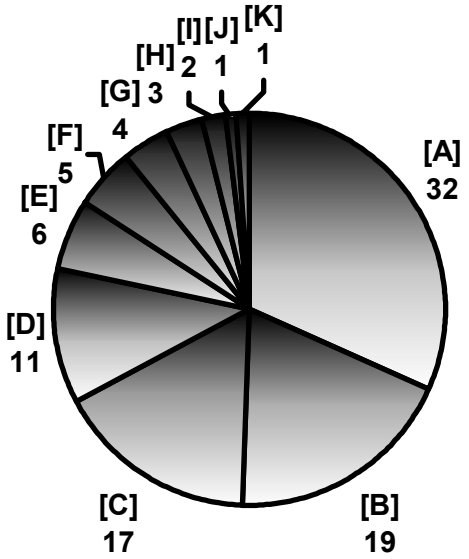


Abbildung 3: Kategorisierung der Methoden (nach DE PAUW et al. [1992] und KNOBEN et al. [1995]; ergänzt)

[A]: auf Indikator-Arten basierende Indizes

[B]: Bewertungen der Hydromorphologie/Strukturgüte

[C]: Biotische Indizes (Kombination aus Indikator-Arten und Arten-Diversität)

[D]: multimetrische Bewertungs-Methoden

[E]: auf Arten-Diversität basierende Indizes

[F]: Methoden, um Gewässertypologien zu erstellen

[G]: nicht-taxonomische, quantitative Methoden

[H]: multivariate Bewertungs-Methoden

[I]: multimetrische Methoden, die verschiedene Qualitätselemente integrieren

[J]: deskriptive Klassifizierungen

[K]: auf ökosystemar-funktionale Aspekte ausgerichtete Methoden

Für die Umsetzung der Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie bedarf es der Kooperation der Mitgliedstaaten: Vergleichbare Bewertung der Gewässerqualität setzt einen umfassenden Informationsaustausch über nationale Systeme voraus. In diesem Sinne möchte die hier vorgestellte Arbeit ihren Beitrag leisten.

LITERATUR

AGENCES DE L'EAU [2000]: System for the evaluation of the biological quality of watercourses. SEQ Bio (Version 0). General principles. Water Agencies Study No 77.

AQEM CONSORTIUM [2002]: Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0.

BARBOUR, M.T.; YODER, C.O. [2000]: A multimetric approach to bioassessment as used in the United States. In: WRIGHT, J.F.; SUTCLIFFE, D.W.; FURSE, M.T. (Hrsg.): Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and similar techniques. Ambleside (Freshwater Biological Association): 281-292.

DE PAUW, N.; GHETTI, P.F. ; MANZINI, P. ; SPAGGIARI, R. [1992]: Biological assessment methods for running water. In: NEWMAN, P.J.; PIAVAUX, M.A.; SWEETING, R.A. (eds.): River Water Quality - Ecological Assessment and Control. Commission of the European Communities. Brussels: 217-248.

KNOBEN, R.A.E.; ROOS, C.; VAN OIRSCHOT, M.C.M. [1995]: Biological assessment methods for watercourses: UN/ECE Task Force on Monitoring & Assessment. Volume 3. RIZA report no. 95.066. Lelystad.

KOKES, J. et al. [2001]: Prediction Models for River Ecosystems (Predikcní modely rícních ekosystému;). Report of the grant No. 510/7/99 of the Council of the Government of the Czech Republic for Research and Development, T.G.M. Water Research Institute Prague.

SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY [2000]: Environmental quality criteria: lakes and watercourses. Report 5050. Stockholm (SEPA).

WRIGHT, J.F.; SUTCLIFFE, D.W.; FURSE, M.T. (Hrsg.) [2000]: Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and similar techniques. Ambleside (Freshwater Biological Association).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Die Auswahl und Evaluierung von Indizes zur Entwicklung eines multimetrischen Verfahrens

oder

Der Teufel steckt im Detail

Claudia Rawer-Jost & Jürgen Böhmer
Institut für Zoologie, Universität Hohenheim, Garbenstr. 30, 70593 Stuttgart
rawer@uni-hohenheim.de

Keywords: ökologische Gewässerbewertung, Metrics, Makrozoobenthos, Fließgewässer, Datenbank

1 Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EUROPEAN UNION 2000) fordert die Bewertung aller europäischen Gewässer aufgrund biologischer Komponenten: Makrozoobenthos, Fischfauna, Plankton und Makrophyten bzw. Phytobenthos. Sie verlangt auch die Berücksichtigung bestimmter Aspekte wie die Zusammensetzung und die Vielfalt der Lebensgemeinschaft und das Verhältnis empfindlicher zu unempfindlichen Arten. Um diese Faktoren zu erfassen und auch zu bemessen, benötigt man Kenngrößen, die sich auf die ökologischen Eigenschaften der Organismen beziehen. Sogenannte Metrics, die einen Aspekt der Struktur oder Funktion der biologischen Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft widerspiegeln, werden weltweit in multimetrischen Indizes als Instrument zur ökologischen Gewässerbewertung verwendet. Die Auswahl der Metrics geschieht nach bestimmten Regeln – sie sollen berechenbar, biologisch sinnvoll und verlässlich sein, sowie den Grad der anthropogenen Schädigung eines Gewässers möglichst entlang einer „Dosis-Reaktionskurve“ darstellen. In diesem Beitrag soll insbesondere auf Fallen und Fehler bei Auswahl solcher biologischer Maßzahlen aufmerksam gemacht werden.

2 Methoden

Im Rahmen mehrerer von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, dem Umweltbundesamt sowie der Europäischen Union geförderter Projekte, wie „Ökologische Fließgewässerbewertung auf der Basis des Makrozoobenthos - Weiterentwicklung und Umsetzung gemäß den Zielsetzungen der Wasserrahmenrichtlinie der EU“ (BÖHMER et al. 1999), „Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Fließgewässer (aquatischer Bereich) in der Bundesrepublik Deutschland“, (BISS et al. 2002), und „AQEM“: The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates (SOMMERHÄUSER & HERING 2001) wurden in großem Umfang Fließgewässer- und Makrozoobenthosdaten gesammelt und ausgewertet.

3 Ergebnisse

Weltweit diskutiert werden momentan im wesentlichen zwei Ansätze zur ökologischen Fließgewässerbewertung: das Vorhersagemodell, formuliert in den Modellen RIVPACS,

AUSRIVAS und BEAST (NORRIS & HAWKINS 2000) – und der multimetrische Ansatz (KARR & CHU 1999). Vor die Aufgabe gestellt, Möglichkeiten zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos in Deutschland zu untersuchen, haben wir uns für den multimetrischen Ansatz – in modifizierter Form – entschieden. Das bedeutet, dass wir von den Karr'schen Maximen ausgingen, dass „Metrics", also biologische Kenngrößen oder Indizes

- Strukturen oder Funktionen der biologischen Lebensgemeinschaft widerspiegeln
- diese an nicht beeinträchtigten Referenzgewässern einen bestimmten Wertebereich annehmen
- an gestörten Gewässerstellen eine Abweichung davon auftreten wird.

Diese Abweichung drückt sich aus in den von Karr geforderten Dosis-Reaktionskurven. Dazu ist es notwendig, eine Voreinstufung der Belastung eines Fließgewässerabschnitts als Maßstab anzulegen, wozu wir – entsprechend der Klassifizierung der ökologischen Qualität in der WRRL – eine fünfstufige Skala wählten. Kriterien für diese Voreinstufung, die als Messlatte für die zu testenden Maßzahlen und Indizes diente, waren die Gewässergüte- sowie die Strukturgüteklasse des jeweiligen Gewässerabschnitts, chemische Messwerte sowie alle bekannten Fakten über mögliche Beeinträchtigungen wie Informationen über die Nutzung des Einzugsgebietes, mögliche punktuelle und diffuse Einträge oder Verbauungen.
Geeignete Metrics sollen einen möglichst hohen Zusammenhang mit dem Grad der Belastung aufweisen, also hoch mit der Belastungseinstufung korrelieren, wie zum Beispiel die Anzahl der Ephemeroptera-, Plecoptera- und Trichoptera-Arten an kleinen Grundgebirgsflüssen (Abb.1).

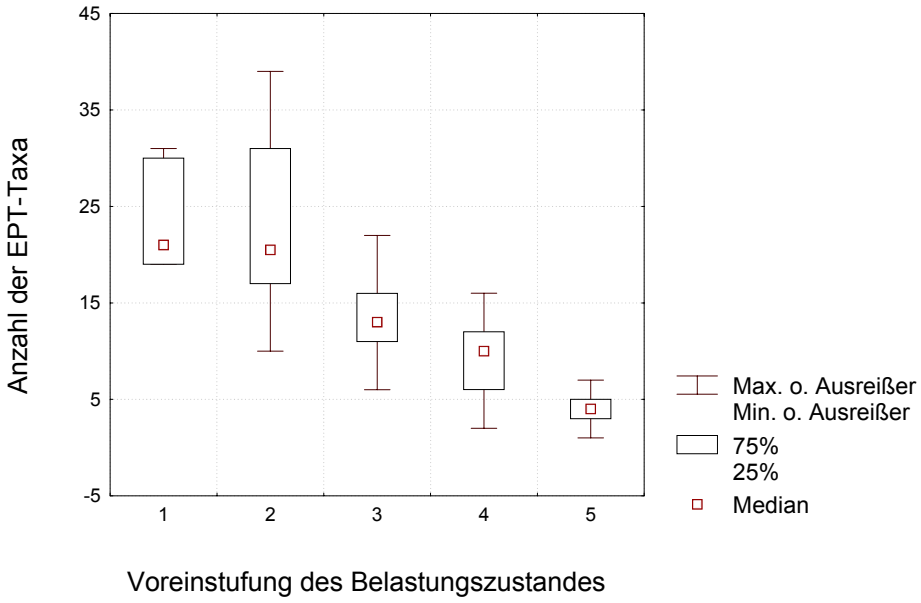


Abb. 1: *Anzahl der Ephemeroptera-, Plecoptera- und Trichoptera Taxa in Relation zur Voreinstufung des Belastungszustandes in kleinen Grundgebirgsflüssen (n=450). Korrelationskoeffizient r = 0.79.*

Die Maßzahl „EPT-Taxa" ist auch für eine ganze Reihe weiterer Fließgewässertypen geeignet. Aus solchen gut differenzierenden Metrics können multimetrische Indices wie der von uns entwickelte „Index of Benthic Integrity" IBI 12 (RAWER-JOST 2001) kombiniert werden.

Bei der Überprüfung der Metrics anhand großer Datenmengen heterogenen Ursprungs (vgl. ZENKER et al. 2002), also Nicht-Eichdaten, ergeben sich jedoch häufig Probleme, die bei der ursprünglichen Auswahl aufgrund homogener Eichdaten nicht auftraten.

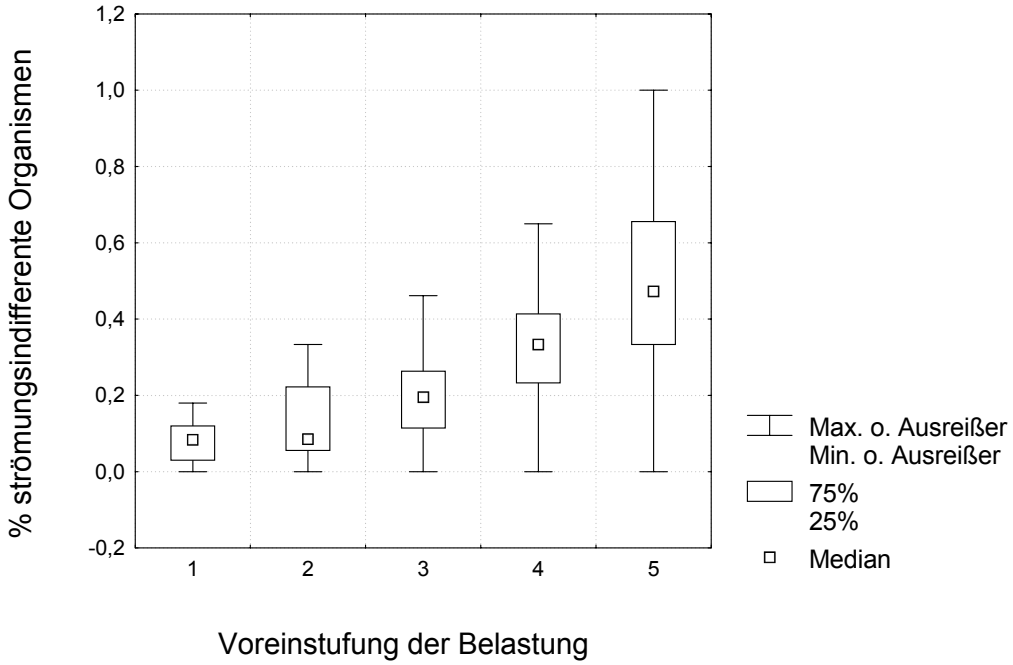


Abb. 2: *Prozentanteil der strömungsindifferenten Organismen in Relation zur Voreinstufung des Belastungszustandes an Bächen der Kalkgebiete. Korrelationskoeffizient r = 0.52.*

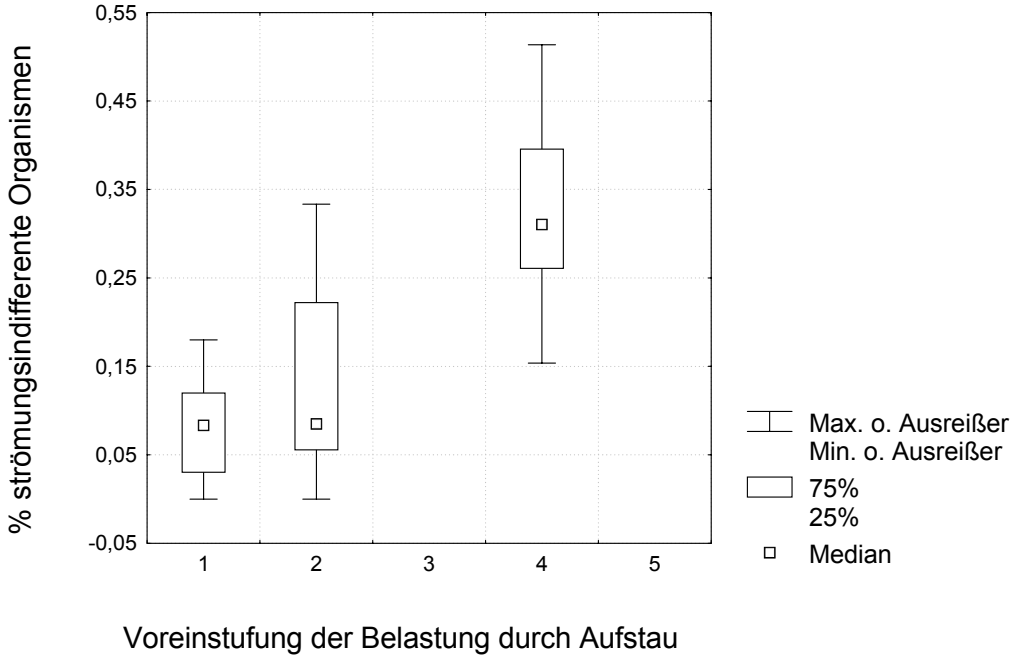


Abb. 3: *Prozentanteil der strömungsindifferenten Organismen in Relation zur Voreinstufung des Belastungszustandes durch Aufstau an Bächen der Kalkgebiete. Korrelationskoeffizient r = 0.65.*

So ist eine häufig gestellte Forderung, dass Metrics möglichst belastungsspezifisch differenzieren sollten. Diese Forderung lässt sich allerdings bislang kaum erfüllen. Sehr häufig ergeben die gleichen Metrics, die über alle Belastungsarten – wie z.B. Beeinträchtigungen durch Abwasser, Aufstau, landwirtschaftliche Einträge oder strukturelle Defizite – hinweg gute Beziehungen zur allgemeinen Belastungssituation aufweisen, auch hohe Korrelationen zu einer bestimmten Belastungsart. Diese Korrelationen liegen jedoch selten wesentlich höher als die „Grundkorrelation", falls diese bereits signifikant war (Abb. 2 und 3).
Bislang kann nur für einige wenige Metrics und Indices – darunter z. B. die schon erwähnte Anzahl der EPT-Taxa, die Prozentanteile der strömungsindifferenten und der oligosaproben Benthosorganismen und den Benthosindex (Rhithral) (BISS et al. 2002) angenommen werden, dass sie für einige Fließgewässertypen eventuell auch belastungsspezifische Reaktionen zeigen. Insbesondere die Erfassung struktureller Beeinträchtigungen stellt sich noch problematisch dar, obwohl dies eine sehr häufige Art der Belastung ist.
Eine weitere „Detailfrage" besteht zur Art der Berechnung von Metrics. Je nachdem, ob als Zahlengrundlage die Individuenzahl, der Art-Prozentanteil oder die Häufigkeitsklasse verwendet werden, können sich – müssen aber nicht – durchaus unterschiedliche Korrelationen der Metrics mit der Belastungsstufe ergeben.

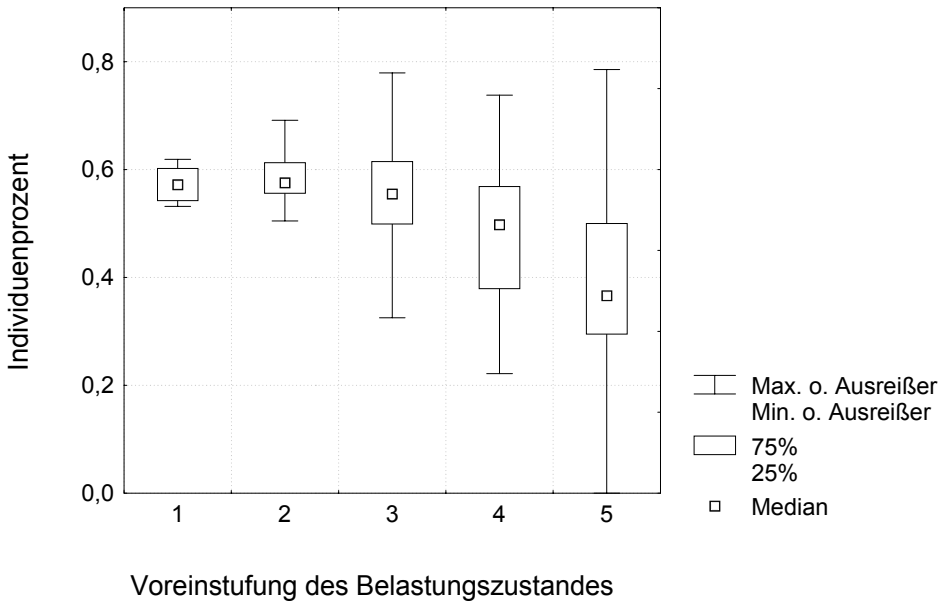


Abb. 4: *Individuen-Prozentanteil der rhithralbewohnenden Organismen in Relation zur Voreinstufung des Belastungszustandes an Bächen der Kalkgebiete. Korrelationskoeffizient r = 0.48.*

So errechnen sich beispielsweise beim Prozentanteil der Rhithralbewohner abweichende Korrelationskoeffizienten mit unterschiedlicher Streuung der Werte, je nachdem, ob Individuen-, Art oder Häufigkeitsklassen-Prozent berechnet werden (Abb. 4 und 5). Die Korrelation des Metrics „Anteil der Rhithralbewohner" für diesen Fließgewässertyp beträgt r=0.48 für die Berechnung auf Grundlage der Individuenzahl, jedoch r=0.62 bzw. 0.67 für die Berechnung auf Basis der Arten bzw. Häufigkeitsklassen.

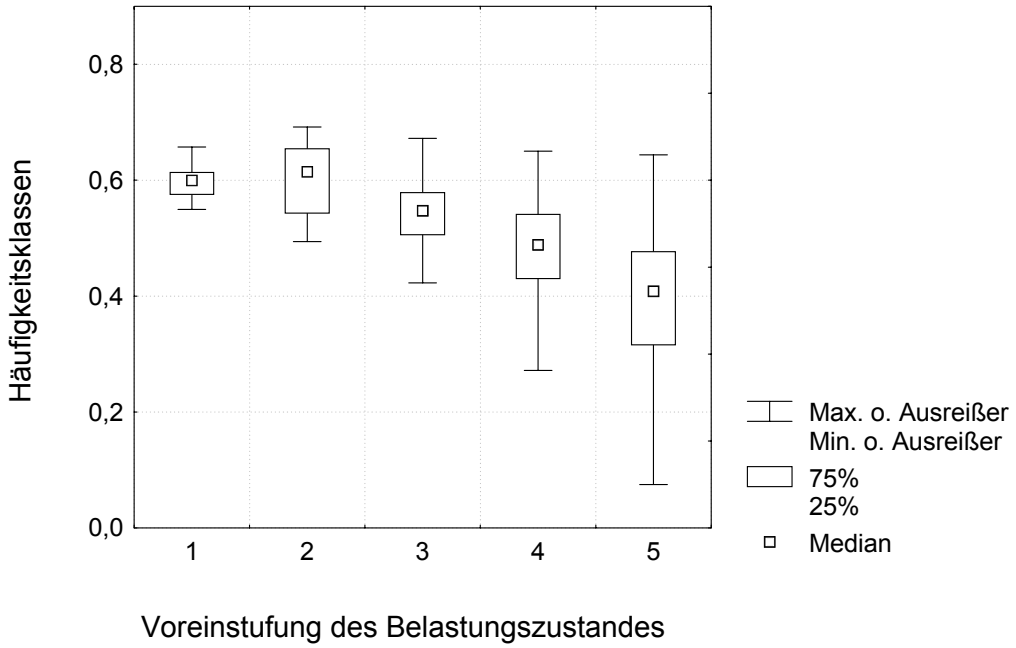


Abb. 5: *Häufigkeitsklassen-Prozentanteil der rhithralbewohnenden Organismen in Relation zur Voreinstufung des Belastungszustandes an Bächen der Kalkgebiete. Korrelationskoeffizient r = 0.67.*

Auch dieses Metric hatte sich häufig, auch in nicht rhithral geprägten Gewässerabschnitten oder –typen, als für die Feststellung einer Belastung gut geeignet gezeigt.

Als letzter Punkt sei die Jahreszeit der Probenahme als teilweise ausschlaggebender Faktor genannt. Bei kleineren Fließgewässern korrelieren in aller Regel Metrics dann am besten mit der Belastungssituation, wenn Daten aus Frühjahr oder Herbst verwendet werden. Bei größeren Gewässern ergeben sich in den meisten Fällen gute Korrelationen für die Sommerprobenahmen. Zusätzlich kann bei einer belastungsspezifischen Bewertung mitspielen, dass bestimmte Beeinträchtigungen in einer Jahreszeit stärker zum Tragen kommen als in einer anderen: so wird beispielsweise eine Restwassersituation auch an kleineren Gewässern im Sommer schwerwiegender ausgeprägt sein als im Frühjahr.

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Um einen geeigneten multimetrischen Index zur typ- und belastungsspezifischen ökologischen Gewässerbewertung zu erstellen, müssen neben dem Gewässertyp auch die Jahreszeit und die Probenahmemethodik berücksichtigt werden. Es besteht daher weiterer Auswertungsbedarf zum „richtigen“ Probenahmezeitpunkt für die einzelnen Gewässertypen, der Berechnungsgrundlage und insbesondere zur Belastungsspezifität der Metrics. Dies soll in nächster Zeit in enger Kooperation der Universitäten Hohenheim und Essen, der Landesanstalt für Umweltschutz (Karlsruhe), der BFG sowie dem Forschungsinstitut Senckenberg in Projekten zur Validation der Fließgewässertypologie, Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethodik, zentralen Datenhaltung und Auswertung von biologischen Daten sowie zur Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben erarbeitet werden.

Literatur

BISS, R., P. KÜBLER, I. PINTER & U. BRAUKMANN (2002): Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland. Ein erster Beitrag zur integrierten ökologischen Fließgewässerbewertung. Unveröffentlichter Abschlußbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. 162 S. + Anhänge.

BÖHMER, J., C. RAWER-JOST & B. KAPPUS (1999): Ökologische Fließgewässerbewertung. Biologische Grundlagen und Verfahren – Schwerpunkt Makrobenthos. Handbuch Angewandte Limnologie, VIII-7.1. 8. Erg. Lfg.12/99 und 4/00. Loseblattsammlung.

EUROPEAN UNION (2000): Directive 2000/EC of the European Parliament and the Council establishing a framework for community action in the field of water policy: PE-CONS 3639/00. Brüssel, 30. Juni 2000.

KARR, J.R. & E.W. CHU (1999): Restoring life in running waters: Better biological monitoring. Island Press, Washington D.C. 206 S.

RAWER-JOST, C. (2001): Eignung und Variabilität von Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im Mittelgebirge auf der Basis autökologischer Kenngrößen des Makrozoobenthos. Dissertation am Zoologischen Institut der Universität Hohenheim. Shaker Verlag Aachen. 147 S.

SOMMERHÄUSER, M. & D. HERING (2001): The development and testing of an integrated assessment system for the ecological quality of streams and rivers throughout Europe using benthic macroinvertebrates (AQEM). DGL, Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung Magdeburg 2000: 159-163.

ZENKER, A. J. BÖHMER & C. RAWER-JOST (2002) (im Druck): Zentrale deutsche Datenbank für Makrozoobenthos zur ökologischen Bewertung im Rahmen der WRRL – Datenhaltung und Berechnung. DGL, Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung Braunschweig 2002.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Qualitätskomponente Fische – Leitbilder für die Wabe mit methodischen Anmerkungen oder EU WRRL nach dem ´bottom-up´-Prinzip

Sabine Stahlberg-Meinhardt

Bleekenweg 25, 38162 Weddel, S.Stahlberg@t-online.de

Keywords: Fische, pnA, multimetrischer Index, Transformationsfunktionen, EU WRRL, Leitbilder

1. Anlaß

Die seit 2 Jahren geltenden Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fordert bis zum Jahre 2004 eine flächendecken Bewertung der Ichthyofauna. Ex pressis verbis sind die Fische eine von 4 Qualitätskomponenten, deren ökologischer Zustand spätestens im Jahre 2015 einen guten Zustand in unseren Fließgewässern und Seen erreicht haben soll. Um diesen zu erfassen, zu beschreiben und letztlich zu bewerten ist in der WRRL einiges vorgegeben, für anderes sind noch Methoden und Verfahren zu entwickeln. Ergänzende Vorgaben hat die LAWA gemacht. Der Abstimmungsprozeß innerhalb der BRD und international wird noch einige Zeit dauern, ist aber über die vorgesehene Interkalibrierung ebenfalls von der auch ansonsten umfassenden und genaue Zeitziele nennenden WRRL abgedeckt.

2. Bewertungskategorien normativ ➔ biologisch/ökologisch

Für die angestrebte Güteklasse II der Fischfauna, den ökologisch guten Zustand, der keine Maßnahmen zur Verbesserung in den aufzustellenden Bewirtschaftungsplänen erfordert, nennt die WRRL folgendes:

„.... die Arten weichen in Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab."

„Die Altersstrukturen .. zeigen Anzeichen für Störungen....."

Für die Güteklasse III (=Handlungsbedarf) wird der mässige Zustand durch eine mässige Abweichung der Artengemeinschaft vom typspezifischen Zustand beschrieben und ein mässiger Anteil der Arten fehlt.

Überführt in biologisch-ökologisch auch erfassbare Kategorien heißt das: Zur Feststellung der ökologischen Güte müssen Aussagen zur Artengemeinschaft, Häufigkeitsklassen, sensibel auf verschiedenste Umweltdegradationen reagierende Arten (nicht seltene!) und vorhandene/fehlende Altersstufen gemacht werden. Für diese Indikations-Kategorien sind Bewertungs-Maßstäbe abzuleiten, die - auf der Basis der gewässertypspezifischen Fischartengemeinschaft als Referenz - jeweils die Unterscheidung zwischen „gering abweichend" – „mässig abweichend" treffen und außerdem den ökologischen Zustand der Fischbesiedlung in die Gewässergüteklassen I bis V einordnen.

3. Leitbilder, potentiell natürlicher Zustand (pnZ), pnA

Grundlage des gesamten Bewertungsverfahren ist erstens die Beschreibung des Referenzzustandes bei dem die abiotischen Verhältnisse so ausgebildet sind, dass dies die typspezifische Güteklasse I ist und zweitens die Beschreibung der jeweiligen typspezifischen Fisch-Gemeinschaft. Diese wird in Anlehnung an die Vegetationskunde **p**otentiell **n**atürliche **A**rtengemeinschaft (pnA) genannt. Um diese schließlich ableiten zu können, muß ein ganzes Bündel von Leitbildern für das konkrete Fließgewässer beschrieben sein. Für die abiotischen physikalisch-chemischen Parameter (Temperatur, pH, O_2, LF usf.) und auch für die chemischen Inhaltsstoffe (inkl. Nährstoffe, prioritäre Verbindungen wie PSM) liegen teilweise relativ genaue Werte vor, die sich häufig aus alten Richtlinien herleiten. Diese müssen für das betreffende Gewässer auch nach der Gewässer-Beschreibung nach Anhang II System B adaptiert werden. Ein gewässermorphologisches Leitbild sollte neben Angaben zur Hydraulik und Hydrologie im potentiell natürlichen Zustand (pnZ) die vorliegenden Gewässerstrukturgütekartierungen nutzen, die auch das in der WRRL genannte Kriterium der Durchgängigkeit erfassen. Auf der Grundlage dieser Leitbilder kann unter zur Hilfenahme der historischen Angaben und aktueller Bestandserfassungen die pnA-Fische abgeleitet werden. Dabei ist ein Validierung der Daten unabdingbar. Speziell für die Fische sind die in der Vergangenheit getätigten Besatzmaßnahmen zu erheben und auf ihre Auswirkungen für die aktuelle ichthyologische Besiedlung zu überprüfen.

Für die Wabe ergibt sich eine pnA von 12 Arten, von denen aktuell 6 nachgewiesen sind, wobei die Bachforelle wie fast überall üblich durch Besatz im Bestand gestützt wurde. In einem sehr grob vereinfachten Bewertungsverfahren, kann an dieser Stelle konstatiert werden, dass die Ichthyofauna mehr als „gering“ vom typspezifischen Zustand abweicht, damit kein „ökologisch guter Zustand“ vorliegt und in Folge Maßnahmen in den aufzustellenden Bewirtschaftungspläne zur Verbesserung der ichthyofaunistischen Zustände einzuplanen sind. Eine zufriedenstellende Bewertung nach WRRL ist dies nicht, da zu den Begriffen u.a. sensible Arten, Altersstruktur keine Aussagen getroffen werden.

4. Multimetrischer Index

Mit Hilfe eines multimetrischen Index in Anlehnung an KARR (1986), der mehrfach adaptiert und überprüft wurde (sh. Literatur) kann die geforderte Bewertung sicher und transparent durchgeführt werden. Durch die Berücksichtigung verschiedener ´metrics´= Indikationsparameter lassen sich die ökologischen Bedingungen bzw. die Abweichung vom Referenzzustand gut abbilden. Außerdem ist dies gleichzeitig eine detaillierte Analyse, so dass sich aus den Ergebnissen der konkrete Handlungsbedarf direkt ableiten lässt. Gleichzeitig ist der jeweilige Bewertungsmaßstab dargestellt, so dass vorliegende Bewertungen nach später gesammelten Erfahrungen bzw. veränderter Datenlage leicht adaptiert werden können. Dies ist im Hinblick auf die operative Überprüfung und das spätere Monitoring wichtig.

Folgende Tabelle gibt die für die Wabe genutzten Indikationsparameter wider. Für einen multimetrischen

Index können unterschiedliche Datenqualitäten (quantitativ bis verbal-argumentativ) genutzt werden, dabei kann die Güte und damit Aussageschärfe und –genauigkeit in die Bewertung eingehen.

Tab. 1: Indikationsparameter

1.Artenzahl gesamt
Biozönotische Region
2. Index nach Schmutz et al.
3. %-Rhithraler Anteil
a nach Schmutz et al.
b nach Bayr. LfWaWi
Empfindliche Arten nach Gaumert
4. Indexwert
5. Summenwert

Kleinfischarten
6. Artenzahl
7. mit typischer Abundanz
8. Strömungstypus
9. Migrationstypus
10. Substrattypus

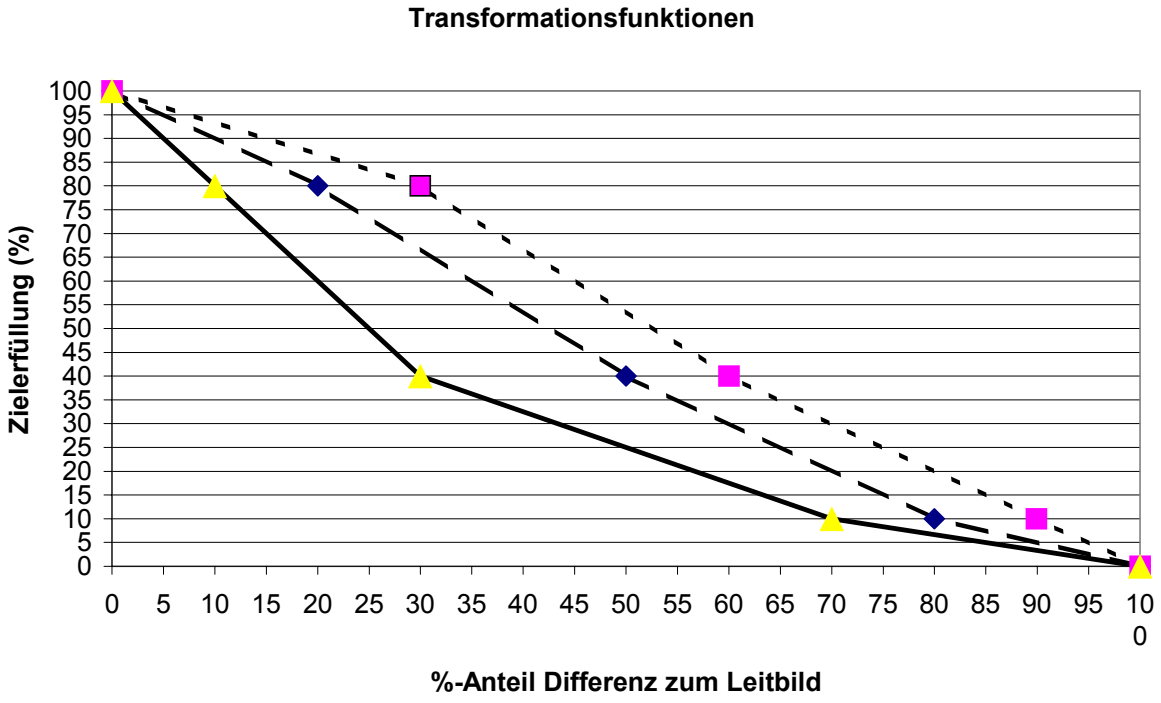
Angaben zur Abundanz konnten aufgrund fehlender aktueller Befischungen nicht gemacht werden. Für die Kleinfischarten wurde auf ältere Befischungen zurückgegriffen und nicht mit konkreten Zahlenangaben, sondern lediglich mit drei Häufigkeitsklassen gearbeitet. Aussagen zur Altersstruktur der Populationen konnten gar nicht getroffen werden, diese leiten sich aus der Verteilung der Längenhäufigkeiten ab.

Die Parameter 8 bis 10 werden verbal in 5 Güte-Klassen unterschieden, wobei die schlechteste Klasse (V) aufgrund des vereinfachten Verfahrens nicht vergeben wird. Da für jede einzelne Fischart die entsprechenden Werte vorliegen, können für die jeweiligen pnAs der unterschiedenen Gewässerabschnitte der Wabe die Werte für das jeweilige Leitbild berechnet werden (Tab.2).
Bei der Zusammenstellung der verschiedenen Werte für die Indikationsparameter macht sich die unterschiedliche Datenstruktur negativ bemerkbar. D.h. zum Beispiel sind die Indexwerte der Indikationsparameter in ihrer Gütebeziehung gegenläufig: der Index für die biozönotische Region ist ums so besser, je kleiner der Wert ist, während der Index für empfindliche Arten bei 6 den maximalen Wert hat und dabei die beste Güteklasse erreicht. Um eine solche Datenstruktur, die fehleranfällig ist und im Umgang spezifisches Expertenwissen erfordert, zu vereinheitlichen, bietet sich die Transformation der Aussagen der Indikationsparameter (= Bewertungsergebnisse) in einen einheitlichen Maßstab an. Mit Hilfe verschiedener Transformationsfunktionen werden die aktuellen, von der Fischfauna erreichten Werte über ihre prozentuale Abweichung (pA) vom Leitbild-Wert in Zielerfüllungsgrade in Prozent überführt (Abb.1). Dabei wird der jeweils verwendete Bewertungsmaßstab transparent offengelegt und kann überprüft werden. Spätere Adaptationen aufgrund von Erfahrungen oder anderen - auch politischen - Zielsetzungen sind einfach möglich. Das Verfahren entspricht in etwa der üblichen tabellarischen Ausweisung der Bewertungsklassengrenzen und ist anschaulicher bzw. einfach und transparent anzupassen.

Tab. 1: Leitbildwerte (LB) nach pnA für die krenalen und rhithralen Bereiche der Wabe; prozentuale Abweichung (pA) der aktuellen ichthyofaunistischen Besiedlung und Zielerfüllungsgrade (ZG) [%] bzw. Güteklasse (GK)

	Krenal			**Rhithral**		
Indikationsparameter	LB	pA	ZG GK	LB	pA	ZG GK
1.Artenzahl gesamt	3	77	8	12	50	40
Biozönotische Region						
2. Index nach Schmutz et al.	4,1	7	87	5,9	14	73
%-Rhithraler Anteil						
3a nach Schmutz et al.	89	7	87	54	6	85
3b nach Bayr. LfWaWi	96	4	91	67	6	85
Empfindliche Arten nach Gaumert						
4. Indexwert	4,7	6	94	3,5	43	48
5. Summenwert	14	77	13	39	69	23
Kleinfischarten						
6. Artenzahl	2	0	100	4	0	100
7. mit typischer Abundanz	2	100	0	3	50	50
8. Migrationstypus	II		IV	II		IV
9. Strömungstypus	II		III	II		III
10. Substrattypus	II		IV	II		IV

Abb.1.: Verschiedene Transformationsfunktionen zur Vereinheitlichung der Bewertungs-Aussagen in Prozent Zielerfüllung



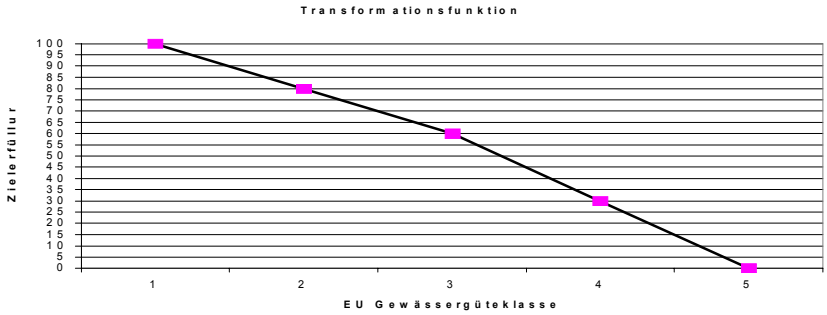
4. Bewertung der Ergebnisse

Hierbei muß überprüft werden, ob der gewählte ´metric´ (=Indikationsparameter) die herrschenden Verhältnisse wirklich gut abbildet oder aus einem zu bestimmenden Grund bei der Gesamt-Bewertung herausgenommen werden sollte. Dies ist ein Prozeß der kritischen Überprüfung, der mit noch zu sammelnder Erfahrung kürzer wird bzw. ausfällt. Auffallend ist bei den Ergebnissen für die Wabe (Tab. 1), dass alle die biozönotische Region beschreibenden Parameter die Verhältnisse nicht gut bzw. richtig abbilden. Im Krenal-Bereich aufgrund der mit 3 pnAs sehr geringen Artenzahl. Dies entspricht den Erfahrungen, die man mit multimetrischen Indices bei Wirbellosen gemacht hat. Ähnliches gilt für den Indexwert empfindlicher Arten nach Gaumert, wobei hier der Summenwert den Ausfall von 2 der 3 pn Arten gut wider gibt. Ebenfalls nicht richtig erscheint eine Bewertung einzig anhand des Kleinfischartenbestandes. Hier muß die natürliche Abundanz herangezogen werden, um die ökologischen Verhältnisse abzubilden. Damit verbleiben 6 bzw. 7 Indikationsparameter für die Bewertung, die ihrerseits in Gewässergüteklassen nach EU überführt werden können (Abb.2). Auch bei dieser Transformation könnten die Sicherheit der Aussagen der einzelnen Indikationsparameter z.B. nach ihrer ökologischen Bedeutung noch im Ergebnis transparent verändert werden. Mit den Ergebnissen der Bewertungen liegt gleichzeitig eine Analyse der herrschenden aktuellen Defizite des Ist-Zustandes vor, so dass sich die einzuplanenden Maßnahmen in den Bewirtschaftungsplänen direkt daraus ergeben.

5. Zusammenfassung

Zur Bewertung der Fischfauna nach EU WRRL eignet sich ein multimetrischer Index, der verschiedene ökologisch wichtige Bereiche abbildet. Für ein konkretes Gewässer ist die pnA relativ sicher ableitbar und damit eine sichere Bewertungsgrundlage. Nach EU WRRL ergibt sich die Bewertung als Differenz zum Leitbild, die im multimetrischen Index für verschiedenen Aspekte ermittelt werden kann. Sinnvoll ist dabei die Vereinheitlichung der Bewertungen mit Hilfe von Transformationsfunktionen. Problematisch sind natürlicherweise artenarme Gewässerabschnitte. Dabei kann die Heranziehung von Summenwerten hilfreich sein. Aktuelle Befischungsdaten sind für eine sichere Bewertung unabdingbar.

Abb.2.: Transformationsfunktion der Überführung der Zielerfüllungsgrade in EU Güteklassen



Literatur:

ANGERMEIER, P., SMOGOR, R., STAUFFER, J. (2000): Regional framework and candidate metrics for assessing biotic integrity in Mid-Atlantic Highland streams. Transactions of the American Fisheries Society 129, S. 962 – 981; BARBOUR, M., STIBLING, J.B., KARR, J.R. (1994): Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. In: Davis, W.S. & Simon, D.P. (eds.), S. 63 – 77; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte H. 4/96, 543 Seiten; CARIGAAN, V. & VILLARD, M. (2002): Selecting indicator species to monitoring ecological integrity: a review. Environmental monitoring and assessment 78, S. 45 – 62; DAVIS, W.S. &, SIMON, T.P. (eds.) (1994): Biological assessment and criteria - Tools for water resource planning and dicision making. Lewis publishers , 415 Seiten; FORE, I., KARR, J.R., CONQUEST, L.I. (1994): Statistical properties of an index of biological integrity used to evaluate water resources. Canadian Journal of Fischeries and aquatic Sciences 51, S. 1077 – 1087; GAUMERT, D. & KÄMMEREIT, M., (1981): Süßwasserfische in Niedersachsen. Arten und Verbreitung als Grundlage für den Artenschutz. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hannover , 134 Seiten; HUGHES, R.M. (1998): Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. In: Simon, T.S. (ed.) , S. 79 – 93; KARR, J.R.et al. (1986): Assessing biological integrity in running waters a method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication 5, 28 Seiten; KARR, J.R. &, CHU, E.W., (1999): Restoring life in running water: better biological monitoring. Island Press Washington , 206 Seiten; KESMINAS, V. & VIRBICKAS, T., (2000): Applications of an adapted index of biotic integrity of rivers in Lithuania. Hydrobiologia 422/23, S. 257 – 270; KESTEMONT, P. et al., (1998): Preliminary results on the adaptation of a biotic indey of fish integrity to a European river basin (The Meuse, Belgian). Verhandlungen der internationen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 26, S.1243 – 1244; OBERDORFF, T. et al. (2001): A probalistic model charaterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. Freshwater Biology 46, S. 399 – 415; SCHMUTZ, S. et al. (2000): A multi-level concept for fish-based, river-type-specific assesssment of ecological integrity. Hydrobiologia 422/, S. 279 – 289; SCHMUTZ, S. et al. (2000): Methodische Grundlagen und Beispiele zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit österreichischer Fließgewässer. 208 Seiten; SIMON, T.S. (ed.) (1998): Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish community. CRC Press , 671 Seiten; SMOGOR, R.A.& ANGERMEIER, P.L. (1998): Relations between fish metrics and measures of anthropogenic distrubance in three IBI regions in Virginia. In: Simon, T.S. (ed.) , S. 585 – 610

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit von Fließgewässern: Planung, Umsetzung und Perspektiven

Siligato S. & C. Gumpinger

Technisches Büro für Gewässerökologie, Straubingerstraße 24a, A-4600 Wels
eMail: siligato@aon.at

Keywords: Bewertung, EU-Wasserrahmenrichtlinie, Migrationshindernisse, Wehrkataster, Längsdurchgängigkeit,

1. Einleitung

Nach dem Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie des Rates der Europäischen Union im Jahre 2000 (EU, 2000) sind die Mitgliedsstaaten zu einer permanenten Überwachung der ökologischen Qualität ihrer Fließgewässer mithilfe verschiedener Qualitätskomponenten verpflichtet. Die Gewährleistung der Durchgängigkeit der Fließgewässer im Längsverlauf ist eine dieser Qualitätskomponenten. Im Bundesland Oberösterreich (Österreich) bewährten sich Wehrkataster, die als Verzeichnis für bestehende Quer- und Längsverbauungen in Flüssen entwickelt wurden, bereits in mehreren Fluss-Einzugsgebieten als Planungsgrundlage. Aufgrund der Betrachtung des gesamten Gewässersystems als funktionelle Einheit bieten sie eine gute Ausgangsbasis für die Bewertung und anschließende Planung der Sanierung einzelner Standorte bis hin zu ganzen Teilsystemen. Unter Berücksichtigung der zentralen Forderung der EU-Wasserrahmenrichtlinie gesamte Flusseinzugsgebiete zu bearbeiten, wird in vorliegendem Beitrag die Methode zur Kartierung, Charakterisierung und Bewertung der Passierbarkeit der künstlichen Querbauwerke und zur Einteilung des Natürlichkeitsgrades der Uferlinien vorgestellt. Unter Zuhilfenahme dieser Kartierung und Bewertung erfolgt die Rangreihung der prioritären Sanierungsziele sowie die Formulierung geeigneter Sanierungsmaßnahmen zur Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit. Neben der Methode zur Kartierung wird ein in Umsetzung befindliches Pilotprojekt vorgestellt.

2. Methodik

Für die Erstellung eines Wehrkatasters werden sämtliche von Menschenhand errichteten Querbauwerke sowie der Natürlichkeitsgrad der Uferlinie im gesamten Einzugsgebiet, also im

Hauptfluss und in allen Zubringern mit einem Einzugsgebiet >5,0 km², erfasst. Die ausgewählten Gewässer werden von der Mündung flussaufwärts bis zur Abflussmenge von etwa 10 l/s begangen. Die Kartierung darüber hinaus ist nicht vordergründig von Interesse, da die Migrationsbewegungen der Fischfauna in erster Linie aus den Hauptflüssen in die Unterläufe der Zuflüsse stattfindet. Die Freilandarbeiten erfolgen während der Niederwasserperioden, die dem Hydrographischen Jahrbuch entnommen werden.

2.1 Querbauwerke

Sämtliche Querbauwerke und ihre Standorte werden in speziellen Erfassungsbögen mit Hilfe genauer Definitionen charakterisiert. Die Definition und Normung sämtlicher Begriffe garantiert die Vergleichbarkeit der Wehrkataster unterschiedlicher Fluss-Systeme, wie auch Aufnahmen zu unterschiedlichen Zeitpunkten (beispielsweise für den Nachweis von Umsetzungserfolgen). Die in den Erfassungsbögen zur Charakterisierung der Querbauwerke angegebenen Parameter umfassen neben den Kenndaten, die zur Beschreibung des Standortes dienen auch Gewässername, Querbauwerk-Nummer, interne Gewässernummer, Gemeindegebiet, Rechts-Hoch-Wert (Gauß-Krüger Koordinaten Österreich), Objektname und/oder Landmarke. Außerdem werden sämtliche Parameter zur Beschreibung der gewässerspezifischen Gegebenheiten am Standort notiert (Gewässertyp, Fließgewässerregion, geschätzte Abflussmenge, Gefälle, Gewässerbreite,...).

Die Charakterisierung des Querbauwerkes erfolgt durch Aufnahme des Querbauwerkstyp (z.B. Sohlgurt, Sohlschwelle, Streichwehr), konstruktiver Merkmale, des baulichen Zustandes, der aktuellen Nutzung im engeren Sinn, der Stauhöhe, der Höhe des (höchsten) Überfalls und schließlich der Neigung. Im Falle von Ausleitungen wird auch die Entnahmemenge notiert. Zusätzlich wird die Passierbarkeit für Fische, getrennt in Auf- und Abstieg und für Makrozoobenthosorganismen eingetragen.

Sanierungsvorschläge werden vor Ort im Erfassungsbogen stichwortartig notiert, da zu diesem Zeitpunkt die topographische Situation am Besten zu beurteilen ist. Besonderheiten zum Standort bzw. eine Skizze oder ein Foto werden, soweit sie zum Verständnis der Situation beitragen, hinzugefügt.

Ist ein Fischweg vorhanden, wird dieser anhand optisch erkennbarer, konstruktiver Kriterien ausführlich beschrieben. Es erfolgen Angaben zum Bautyp, zur Positionierung am Bauwerk, sowie zur Dimensionierung des Fischweges. Ergänzend werden die Dotation geschätzt, die Qualität der Leitströmung beschrieben und Angaben zum höchsten Überfall innerhalb der Anlage sowie zum baulichen Zustand gemacht. Besonderheiten werden vermerkt und es erfolgt die Beurteilung der Passierbarkeit nach den selben Kriterien wie für den gesamten Standort (nach DVWK, 1996).

2.2 Längsverbauung

Im Zuge der Begehung der Gewässer erfolgt auch eine flächendeckende Kartierung des Natürlichkeits- bzw. Verbauungsgrades der Uferlinie bis zur jeweiligen Untersuchungsgrenze. Da diese Aufnahme der Längsverbauung in erster Linie dazu dient, durch Verschneidung mit den Standorten der Querbauwerke vorrangige Sanierungsabschnitte herauszufinden, wird der Mittelwert aus beiden Ufern angegeben. Die Aufzeichnung erfolgt in relativ großer Skalierung. Grundsätzlich werden nur bei Vorliegen von Verrohrungen, Kanalisierungen oder trocken fallenden Restwasserabschnitten, Bereiche unter hundert Meter Länge ausgewiesen. Kurze Verrohrungen und Kanalisierungen bis zu einer Länge von maximal 50 m, etwa Straßenunterquerungen, werden aufgrund ihrer Wirkung als Wanderhindernis als Querbauwerk behandelt.

Es wird, ausgehend vom Maximum der natürlichen Ufer, ausschließlich das Potenzial der Uferlinienentwicklung bewertet. Anfang und Ende einer Strecke wird durch die Änderung des Verbauungsgrades, also die Bewertung mit einer anderen Klasse bestimmt. Die geographische Lage des Streckenanfanges wird jeweils mittels eines GPS-Gerätes bestimmt und die Koordinaten aufgezeichnet.

3. Bewertung

Ein wesentlicher Bestandteil der Wehrkataster liegt in der Beurteilung der Passierbarkeit der einzelnen Wanderhindernisse für die aquatische Fauna. Auf Grundlage biologischer Anforderungen und entsprechender Fachliteratur werden ergänzend dazu Sanierungsmöglichkeiten angeführt, um die Passierbarkeit des Querbauwerkes zu erreichen. Die Vorschläge sind nicht im Sinne einer bautechnischen Vorplanung zu verstehen, sondern stellen lediglich die aus ökologischer Sicht beste Empfehlung zur Wiederherstellung der uneingeschränkten Passierbarkeit dar. Die Einschätzung der Passierbarkeit des Querbauwerkes erfolgt jeweils für den gesamten Standort inklusive eventuell vorhandener Fischwege. Als Beurteilungskriterium kommt folgende ökologische Maximalforderung zur Anwendung:

> Ein Fließgewässer muss für die gesamte, im Gewässer potenziell natürlich vorkommende Fauna zu jeder Zeit und bei allen Wasserständen in der longitudinalen Dimension ungehindert durchwanderbar sein..

Dabei wird von der potenziell natürlichen Fischfauna des Gewässers, also allen, zum Zeitpunkt des Naturzustandes im Gewässer vorhandenen Arten ausgegangen. Die Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit der Gewässer soll für die gesamte Fischfauna die Besiedelung des gesamten Gewässersystems ermöglichen und den innerartlichen genetischen Austausch gewährleisten.

Die Bewertung des Grades der Längsverbauung der Fließgewässer wird für beide Ufer mit einem fünfstufigen Bewertungsschema angeführt (Gumpinger & Siligato, 2002). Bei unterschiedlicher Ausprägung wird der Mittelwert zwischen beiden Ufern gebildet, was die Einteilung in Zwischenklassen erforderlich macht. Die vorgeschlagenen Sanierungsmöglichkeiten werden nicht in jener Schärfe wie für die Querbauwerke formuliert. Großflächige Sanierungs- oder Renaturierungskonzepte können erst auf Basis entsprechender Detailuntersuchungen seriös erstellt werden, nichtsdestotrotz gibt der Grad der Längsverbauung klare Hinweise auf prioritär zu sanierende Gewässerabschnitte.

4. Diskussion

Die Kartierung und Bewertung des ökologischen bzw. ökomorphologischen Zustandes unserer Gewässer ist zweifellos eine der wichtigsten Grundlagen zur Planung adäquater Schutz- beziehungsweise Wiederherstellungsmaßnahmen (Angermeier & Karr, 1994; Zumbroich, 1999). Vorliegende Publikation stellt eine neue Kartierungsmethode vor, die sich im Vergleich zu bereits bekannten Methoden auf die Gewässerläufe selbst und ihre Vernetzung innerhalb des gesamten Einzugsgebietes konzentriert (Gumpinger & Siligato, 2002). Parameter, die nicht unmittelbar das Gewässer selbst betreffen, beispielsweise vegetationsökologische Aspekte, fließen nicht in die Beurteilung ein. Bei den bekannten Methoden besteht in der Regel das Problem, dass eine Vielzahl verschiedener ökologisch relevanter Parameter auch aus dem Gewässerumland in einem einzigen Zahlenwert entsprechend der Naturnähe des Gewässers zusammengefasst wird. Diese Zahlenwerte liefern hinsichtlich der Situation im Gewässer aber häufig unklare oder schwer zu interpretierende Ergebnisse.

Die im Herbst 2000 in Kraft getretene WRRL des Rates der Europäischen Union (2000) fordert das Erreichen eines „guten ökologischen Zustandes“ für Flüsse und Seen beziehungsweise eines „guten ökologischen Potenzials“ im Falle stark anthropogen überformter Gewässer, der sogenannten „heavily modified waterbodies“ und die Umsetzung dieser Anforderungen durch die einzelnen Mitgliedsstaaten. Um der Mindestforderung des „guten ökologischen Potenzials“ gerecht zu werden bedarf es allerdings einheitlicher Vorgaben zur Bewertung, die in idealer Weise in allen typologisch gleichartigen Flussgebieten gleich angewandt werden können. Zudem müssen die Kartierungen sowohl zeitlich als auch räumlich problemlos miteinander vergleichbar sein.

Die Kartierungsmethode der Wehrkataster erlaubt die Erfassung und vergleichbare Darstellung der hydromorphologischen Qualitätskomponente Durchgängigkeit für ein gesamtes Einzugsgebiet und gibt zusätzlich wertvolle Informationen bezüglich der beiden anderen hydromorphologischen Qualitätskomponenten Wasserhaushalt und Morphologie. Es erfolgt eine klare Beurteilung der

Situation für das gesamte Gewässersystem und die kartografische Darstellung bringt die Ergebnisse in eine einfache und deutlich lesbare Form. Klar definierte systembestimmende Größen werden herausgestrichen und können in vergleichsweise kurzen Zeiträumen bearbeitet werden.
Entgegen vieler Kartierungsmethoden werden im Wehrkataster die Ursachen von Veränderungen im Lebensraum Fließgewässer beurteilt. Die negativen Auswirkungen anthropogener Eingriffe in unsere Fließgewässer wurden durch eine enorme Zahl von Untersuchungen nachgewiesen. In Kenntnis dieser Untersuchungsergebnisse ist es für eine umsetzungsorientierte Studie wie den Wehrkataster ausreichend, die Verursacher der negativen Veränderungen, in vorliegendem Fall Querbauwerke bzw. Längsverbauungen, entsprechend genau zu untersuchen. Ergänzend werden konkrete Maßnahmen zur Beseitigung der negativen Effekte, also Vorschläge zur Verbesserung der Passierbarkeit der einzelnen Standorte, formuliert. Die Zusammenstellung einer sinnvollen Abfolge dieser Maßnahmen im gesamten Gewässer-System ist die Grundlage bei der Planung umfassender Sanierungskonzepte für Fließgewässer.

Zur Beschreibung der Situation der Durchgängigkeit in einem Fließgewässer hat die Methode der Verfasser, die strikt auf die Erfordernisse der aquatischen Fauna beschränkt ist, folgende entscheidende Vorteile:

- Die Begriffe zur Beschreibung der Querbauwerke sind klar definiert und klassifiziert. Dies schafft Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Untersuchungen und ermöglicht den Nachweis von Veränderungen im Zeitaspekt.
- Im Wehrkataster wird anhand definierter Klassen die Beurteilung der Passierbarkeit jedes einzelnen Querbauwerkes für die aquatische Fauna vorgenommen. Diese Beurteilung findet auch in der Übersichtskarte ihren Niederschlag.
- Aufgrund der Beurteilung wird die Rangreihung der vordringlichen Problembereiche bei der Schaffung der Durchgängigkeit eines ganzen Gewässersystems sowie der einzelnen Flüsse und Zuflüsse vorgenommen. Dies ermöglicht schon im Planungsstadium eine klare, zielorientierte Vorgangsweise.

Die Formulierung konkreter Sanierungsvorschläge vermittelt allen, mit Arbeiten am Gewässer betrauten Institutionen und Personen eine klare Vorstellung über die Möglichkeiten zur Sanierung der Standorte.

5. Das Projekt „Pramauer Bach“

Das erste Projekt zur Umsetzung der Erkenntnisse aus den Wehrkatastern läuft seit Beginn des Jahres 2002 an einem rechtsseitigen Zufluss der Pram (Oberösterreich, Bezirk Schärding). Der Pramauer Bach wurde im Zuge der Aufnahmen für den Wehrkataster der Pram (Gumpinger 2000) begangen und soll nun durch Beseitigung und Rückbau von insgesamt 16 künstlichen Querbauwerken wieder für die aquatische Fauna durchwanderbar werden. Die Umsetzung erfolgt in Zusammenarbeit verschiedener Arbeitsgruppen beim Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (Wasserwirtschaft-Gewässerschutz, Gewässerbezirk Grieskirchen) und der Bevölkerung vor Ort. Ein zweiter Aspekt des Projektes befasst sich mit der Untersuchung der Auswirkung dieser Umbauarbeiten auf die Fischfauna in der Pram und vor allem im Pramauer Bach selbst. Dazu werden vom Technischen Büro für Gewässerökologie Elektrobefischungen zum Vergleich des Fischbestandes vor und nach der Wiederherstellung der Durchgängigkeit durchgeführt. Die bereits durchgeführten fischökologischen Aufnahmen vor dem Umbau belegen eindeutig die sprunghafte Abnahme der Fischartenzahl im Bereich der ersten Querbauwerke. Die Fischbiozönose im Ober- und Mittellauf des Pramauer Baches wird von wenigen ubiquitären Fischarten dominiert, während typische, migrierende Faunenelemente fehlen. Die Endergebnisse der fischökologischen Untersuchung werden nach Projektabschluss im Frühling des Jahres 2004 publiziert werden.

6. Literatur

Angermeier, P. L., Karr, J. R. (1994): Biological integrity versus biological diversity as policy directives. Protecting biotic resources. - BioScience 44 (10), 690-697.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (Hrsg.) (1996): Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. - Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232, Bonn, 110 S..

Gumpinger, C. (2000): Wehrkataster der Pram und ihrer Zuflüsse. Amt der OÖ. Landesregierung, Abt. Umweltschutz / Gewässerschutz (Hrsg.): - Gewässerschutz Bericht Nr. 23/2000, Linz, 102 S..

Gumpinger, C. & S. Siligato (2002): Der Wehrkataster - Planungsgrundlage zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern. - Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft, 54 (5/6), 61 - 68.

The European Parliament (2000): Directive 2000/ /EC of the European Parliment and of the Council of establishing a framework for Community action in the field of water policy. - Brussels, PE-CONS 3639/00, 49 S..

Zumbroich, T., Müller, A., Friedrich, G. (1999): Strukturgüte von Fließgewässern: Grundlagen und Kartierung. - Springer Verlag, Heidelberg, 283 S..

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Makrophyten zur Ökologischen Bewertung von Fließgewässern – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

Petra Meilinger, Susanne Schneider & Arnulf Melzer

Limnologische Station der Technischen Universität München; Hofmark 3, 82393 Iffeldorf
http://www.limno.biologie.tu-muenchen.de

Keywords: Makrophyten, Bewertung, Wasserrahmenrichtlinie, Fließgewässer, Typologie, Index

Einleitung

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU 2000) fordert eine Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes mit Hilfe biologischer Qualitätskomponenten. Die Organismengruppe „Makrophyten und Phytobenthos“ spielt dabei als Baustein der Gewässerflora von Fließgewässern und Seen eine wichtige Rolle. Ein Verfahren zur bundesweiten gesamtökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand ihrer Makrophytenvegetation existiert jedoch bisher nicht. Zur Erarbeitung eines solchen Bewertungssystems läuft derzeit das vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (LfW, München) koordinierte BMBF-Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos“ (vgl. ATV-DVWK 2001). Für das Teilprojekt Makrophyten in Fließgewässern, das an der Limnologischen Station der TUM bearbeitet wird, werden erste Ergebnisse vorgestellt.

Makrophyten als Bioindikatoren

Makrophytische Wasserpflanzen sind wichtige Bestandteile aquatischer Ökosysteme und werden bereits seit geraumer Zeit als Indikatororganismen für verschiedenste Fragestellungen genutzt (MELZER 1988, KOHLER 1978, WIEGLEB & al. 1992, SCHNEIDER 2000). Sie integrieren sowohl in zeitlicher als auch räumlicher Hinsicht die ökologischen Zustände im Gewässer. Ihre relativ einfache Handhabung und Kartierung bietet die Möglichkeit eines praktikablen Einsatzes von Makrophyten in Überwachung und Monitoring. Nicht zuletzt stellt die Makrophytenforschung ein seit Jahren etabliertes Forschungsgebiet dar, wodurch auf einen großen Wissenspool zurückgegriffen werden kann (GAMS 1925, ROLL 1938, WEBER OLDECOP 1977). Auch aus europäischer Sicht verkörpern die makrophytischen Wasserpflanzen eine gut untersuchte Organismengruppe (vgl. HOLMES 1999, SAND-JENSEN 2000).

Kartierungsmethodik

Bei der Untersuchung der Wasserpflanzenvegetation an Fließgewässern wurde nach der in ATV-DVWK (2001) beschriebenen Methodik vorgegangen. Die Kartierung der Makrophytenvegetation erfolgte in der Hauptvegetationsperiode (Mitte Juni bis Mitte September) als Abschnittskartierung (max. Abschnittslänge ca. 100m). Die Untersuchungsstellen wurden begangen und/oder mit Rechen kartiert, dabei wurden submerse und emerse Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose erfasst. Die Abundanzschätzung erfolgte mittels der Pflanzenmengen-Skala nach KOHLER (1978). Zusätzlich wurden strukturelle Standortfaktoren notiert. Der Untersuchungsumfang betrug über die

gesamte Fläche der BRD verteilt 262 Probestellen, es wurde eine durchschnittliche Makrophyten-Artenzahl von 6,3 ermittelt.

Erstellung einer Makrophyten-Typologie für Fließgewässer

Die von der EU-Wasserrahmenrichtlinie vorgesehene typspezifische Bewertung anhand von Artenzusammensetzung und Abundanz erfordert die Abgrenzung möglichst homogener Referenzbiozönosen für die einzelnen Organismengruppen. Zu diesem Zweck wurde eine spezielle Makrophyten-Typologie für Fließgewässer entwickelt, die als Bestandteil des Bewertungsverfahrens verstanden werden muss und die geomorphologische Typisierung nach SCHMEDTJE & al. (2001) keinesfalls ersetzen soll. Die beiden Typologien lassen sich ineinander umwandeln (SCHAUMBURG & al., i.V.).

Zur Entwicklung der Makrophytentypologie für Fließgewässer wurden die Art- und Abundanzdaten der vorausgewählten Referenzstellen (vgl. ATV-DVWK 2001) mittels Cluster- und Korrespondenzanalysen auf die Bildung abgrenzbarer Gruppen untersucht. Diese ersten Untersuchungsansätze zeigten eine relativ gute Abgrenzung einer silikatisch-rithral geprägten Gruppe von Probestellen von einem eher potamal geprägten Typ von Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes.
In einer Dendrogramm-Darstellung wird die Artenverteilung in einer Biozönose jedoch auf zwei Dimensionen reduziert. Die in ökologischen Systemen immanenten mehrdimensionalen Überlagerungen verschiedener Einflussgrößen lassen sich dadurch nicht realistisch abbilden. Zudem fehlt Rechenprogrammen die Fähigkeit, ähnliche ökologische Ansprüche von Arten zu berücksichtigen, so dass auch solche Informationen verloren gehen. Darüber hinaus muss davon ausgegangen werden, dass trotz sorgfältiger Auswahl der Referenzstellen Typen von Fließgewässern nicht erfasst werden können, für die keine realen Referenzzustände mehr existieren, da ihre Einzugsgebiete in anthropogen stark genutzten Landschaftsräumen liegen.

Tabelle 1: Makrophyten-Typologie für Fließgewässer

Typbezeichnung
Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
grundwasserbeeinflusste, potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen
nicht grundwasserbeeinflusste, potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen
silikatische, rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen
karbonatische, rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen
große Ströme der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen

Aus diesen Gründen wurde der statistische Ansatz durch theoretische Überlegungen ergänzt, die zur zusätzlichen Ausweisung eines karbonatisch-rhitral geprägten Mittelgebirgs-Typs sowie eines potamal geprägten Mittelgebirgs-Typs führten. Auch große Ströme der Mittelgebirge und Voralpen

wurden in eine eigene Gruppe gestellt. Die so ermittelte, auf biozönotischer Grundlage basierende Makrophytentypologie für Fließgewässer ist in *Tabelle 1* zusammengefasst.

Möglicherweise müssen die Typen für das Norddeutsche Tiefland und die potamalen Mittelgebirgsgewässer in Untertypen differenziert werden, ob dies jedoch aufgrund der vorliegenden Daten möglich ist, muss erst noch überprüft werden. Als mögliche Differenzierung für das Norddeutsche Tiefland kommt die Unterscheidung großer Ströme, mittelgroßer sowie kleiner Fließgewässer in Frage. Die potamal geprägten Fließgewässer der Mittelgebirge müssen eventuell nach silikatischem und karbonatischem Einzugsgebiet unterschieden werden. Auch die Möglichkeit einer Zusammenfassung des Typs grundwasserbeeinflusster Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen) mit dem potamalen Mittelgebirgs-Typ ohne Grundwassereinfluss wird noch geprüft. Die Einteilung der übrigen Probestellen in die Typologie erfolgt anhand der degradationsunabhängigen Faktoren Ökoregion, Tiefe, Breite, Fließgeschwindigkeit und Gesamthärte (bzw. Säurekapazität).

Entwicklung des Bewertungsverfahrens

Zur Aufstellung eines Bewertungsverfahrens werden alle Stellen eines Typs (Referenzstellen und degradierte Stellen) einer gemeinsamen Betrachtung unterzogen. Im Folgenden wird dies exemplarisch am Typ „karbonatische, rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen“ dargestellt. Als weitere Vereinfachung werden nur die submersen Arten betrachtet.

Die Grundlage des Bewertungssystems bildet eine ***Vegetationstabelle***, in der die Anordnung der Arten nach rechts, die der Probestellen nach unten erfolgt. Eine schematische Darstellung dieser Tabelle gibt *Abbildung 1* wieder. Hohe Abundanzwerte (Pflanzenmengen) werden durch dunklere Hintergrundfarben symbolisiert.
Um die typspezifische Vegetation an den Referenzstellen zu ermitteln, werden die Referenzstellen an die Spitze der Tabelle angeordnet und bilden den Bezugspunkt, an dem die übrigen Stellen gemessen werden. Arten, die an Referenzstellen dominieren, werden links angeordnet. Die übrigen Probestellen werden nach unten mit zunehmender Abweichung ihrer Artenzusammensetzung und Abundanz von der „Referenzbiozönose“ angeordnet, wodurch sich die Probestellen nach zunehmender Degradation gruppieren. Dabei ordnen sich auch die Arten von links nach rechts entsprechend ihres gemeinsamen Vorkommens mit Taxa der Referenzbiozönose an. Arten, die erst bei sehr starkem Rückgang oder Ausfall der Referenztaxa zur Dominanz gelangen, stehen damit in der Vegetationstabelle rechts.

Der Verlauf der Degradation innerhalb der Typen ist nicht eindeutig anhand einzelner Arten nachvollziehbar. Eine reale „Referenzbiozönose“ im pflanzensoziologischen Sinne, die an allen Referenzstellen auch real existieren müsste, ist als solche nicht anhand definierter Arten festlegbar, da die Variabilität auch innerhalb eines Typs relativ hoch ist (vgl. SCHAUMBURG & al., i.V.). Einige Makrophytenarten können sich aber in ihren ökologischen Ansprüchen gegenseitig bei der Besiedlung bestimmter Nischen „ersetzen“. Aufgrund dieser Überlegungen werden die im jeweiligen Typ vorkommenden Arten entsprechend ihrer ökologischen Ansprüche in ***Artengruppen*** eingeteilt, deren Mitglieder sich in ihrem Informationswert ähneln und sich so gegenseitig ersetzen oder ergänzen können.

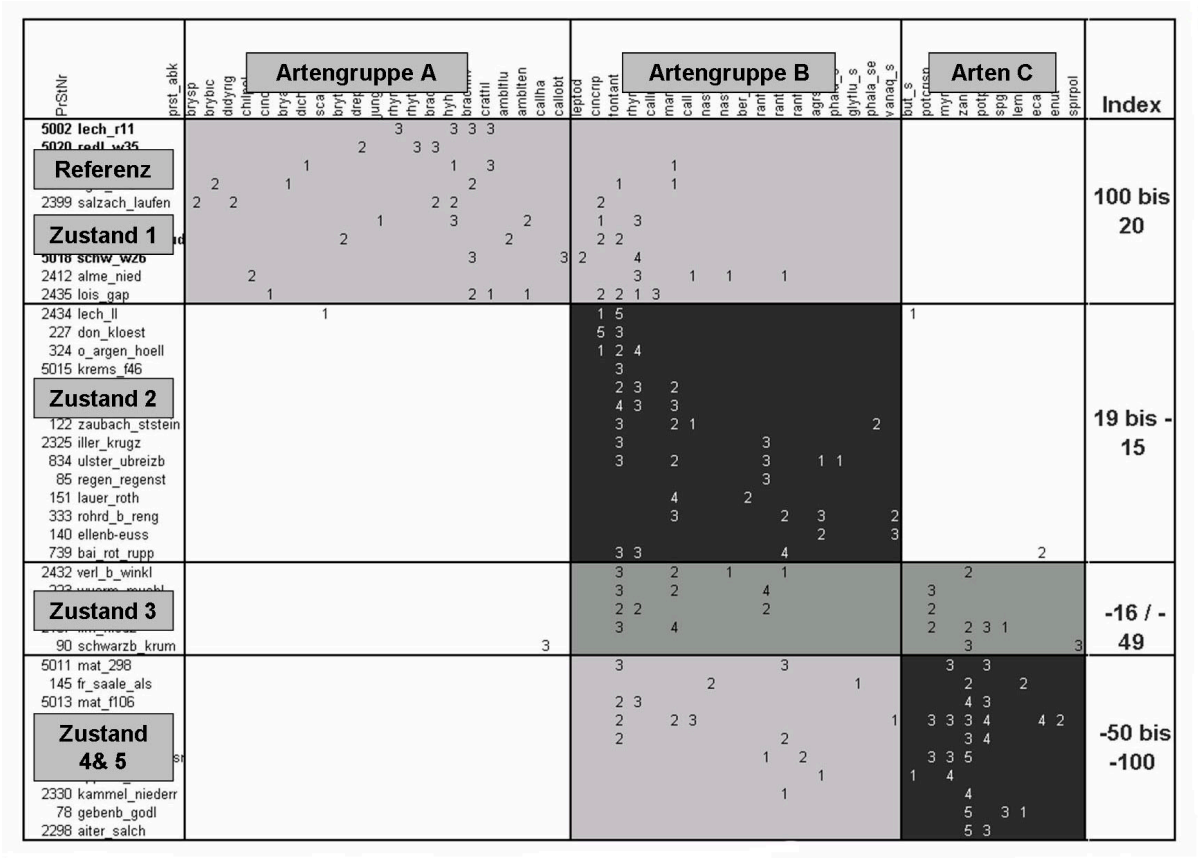


Abbildung 1: Schematisierte Vegetationstabelle (Typ „karbonatisch-rhithrale Mittelgebirgsgewässer“)

Aus der Anordnung der Arten in der Vegetationstabelle (*Abbildung 1*) lassen sich drei Artengruppen ableiten, die sich im Vorkommen der einzelnen Taxa im Referenzzustand, über mehrere/alle Zustandsstufen oder überwiegend an degradierten Probestellen unterscheiden. Diese Artengruppen (A, B, C) wurden anschließend anhand geeigneter - also dem Typ entsprechender - Literaturbelege (z.B. SCHMEDTJE et al. 1998) und eigenem Expertenwissen überprüft und gegebenenfalls korrigiert. Da die auf diese Weise erarbeiteten Artengruppen nicht den Anspruch der absoluten Vollständigkeit erheben können, wurden zusätzlich Arten aus der Literatur ergänzt (*siehe Anhang*; Literaturangaben vgl. SCHAUMBURG & al., i.V.).

Artengruppe A enthält Arten, die an Referenzstellen dominieren und somit als typspezifisch bezeichnet werden können. Ausgeschlossen wurden dabei Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt im Bereich belasteter Gewässer liegt.

Artengruppe B umfasst alle Taxa mit weiter ökologischer Amplitude sowie solche mit Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich. Je nach Belastung der Stellen kommen diese neutralen Arten gemeinsam mit unterschiedlich hohen Anteilen der anderen Gruppen vor.

In ***Artengruppe C*** werden Störzeiger zusammengefasst, die einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt an degradierten Standorten zeigen und höchstens in geringen Mengen an den Referenzstellen auftreten.

Berechnung des „Referenzindex“

Zur Quantifizierung der Degradation als Abweichung der Pflanzengemeinschaft an einer Probestelle von der typspezifischen Referenzbiozönose wird ein sog. „Referenzindex“ berechnet. Dazu werden die ordinal skalierten Pflanzenmengen (P) nach KOHLER (1978) in die (metrischen)

Quantitätsstufen (Q) nach MELZER (1988) umgerechnet ($Q = P^3$), um die %-Anteile der Artengruppen A, B und C an der Gesamtpflanzenmenge zu bestimmen.

Die Berechnung des Referenzindex (RI) erfolgt über die Formel:

$$\mathbf{RI = \%A - \%C}$$

Dieser Index vergleicht Artenzusammensetzung und Abundanzen einer Fließgewässerstelle mit dem Arteninventar der Referenzstellen. Er eignet sich damit zur Quantifizierung der Degradation als Abweichung vom Referenzzustand, wie in Anhang V der WRRL (EU 2000) gefordert.

Die errechneten Indexwerte decken eine Spanne von 100 bis –100 ab. Die Zuordnung der Indexgrenzen zu den Ökologischen Zustandklassen (*Abbildung 1*) orientiert sich zum einen an der natürlichen Varianz der Biozönose an den Referenzstellen. Zum anderen wurde auf der Grundlage von Expertenwissen versucht, die in der WRRL (EU 2000, Anhang V) geforderte Klassifikation der Zustandsstufen anhand ihrer Abweichung vom Referenzzustand zu quantifizieren. Dadurch ergeben sich typspezifisch unterschiedliche Indexgrenzen.

Ausblick

Die Fortführung der dargestellten Arbeiten wird die Erweiterung des Systems auf die übrigen Typen beinhalten. Die Einbindung der emersen Makrophyten (Helophyten) in das Bewertungsschema steht ebenfalls noch aus. Darüber hinaus müssen Kriterien für die Anwendung des Indexes festgelegt werden. Ob ein vereinfachtes Verfahren für die in der WRRL geforderte operative Überwachung (Monitoring) möglich ist, soll geprüft werden. Der Abschluss des laufenden Forschungsprojektes „PHYLIB“ ist für das Jahr 2003 geplant. Die Ergebnisse der momentanen Auswertungen werden in einem Abschlussbericht (SCHAUMBURG & al., i.V.) veröffentlicht.

Literatur

ATV-DVWK ([Hrsg.] 2001): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos: Durchführung einer Literaturstudie und Erarbeitung eines Untersuchungsprogramms für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-1.5 „Leitzönosen“. GFA-Verlag, Hennef, 281 S.

EUROPÄISCHE UNION (EU, 2000): Richtlinie 2000/60/EC des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Union, L 327/1, 22.12.2000.

GAMS, H. (1925): Wasserpflanzen als Indikatoren. Fisch.Z. 28 (43): 914-918.

HOLMES, N.T.H. (1999): British river macrophytes - perceptions and uses in the 20th century. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 9:535-539.

MELZER, A. (1988): Die Gewässerbeurteilung bayerischer Seen mit Hilfe makrophytischer Wasserpflanzen. Hohenheimer Arbeiten, Gefährdung und Schutz von Gewässern, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft + Stadt, 10/2:73-85.

ROLL, H. (1938): Die Pflanzengesellschaften ostholsteinischer Fließgewässer. Limnologisch-soziologische Studien. Arch. Hydrobiol., 34:159-304.

SAND-JENSEN, KAJ; RIIS, TENNA; VESTERGAARD, OLE; LARSEN, SØREN Erik (2000): Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. In: Journal of ecology, 88:1030-1040.

SCHAUMBURG, J.; SCHRANZ, CH.; SCHNEIDER, S.; MEILINGER, P.; STELZER, D.; HOFMANN, G.; GUTOWSKI, A.; FOERSTER, J. (i.V.): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos. Abschlussbericht.

SCHMEDTJE, U.; BAUER, A.; GUTOWSKI, A.; HOFMANN, G.; LEUKART, P.; MELZER, A.; MOLLENHAUER, D.; SCHNEIDER, S.; TREMP, H. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Erarbeitung von Trophieindikationswerten für ausgewählte benthische Algen und Makrophyten. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [Hrsg.]: Informationsberichte Heft 4/98, 501 S.

SCHMEDTJE, U.; SOMMERHÄUSER, M.; BRAUKMANN, U.; BRIEM, E.; HAASE, P.; HERING, D. (2001): „Top-down"-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001, S. 147-151.

SCHNEIDER, S. (2000): Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Dissertation an der TU München. Shaker-Verlag, 182 S.

WEBER-OLDECOP, D.W. (1977): Fließgewässertypologie in Niedersachsen auf floristisch-soziologischer Grundlage. Göttinger Floristische Rundbriefe, 10:73-79.

WIEGLEB, G., ZANDER, B. & WOHLFAHRT, U. (1992): Typisierung und Bewertung der Fließgewässervegetation der Bundesrepublik Deutschland. Abschlussbericht. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Carl-von-Ossietzky-Universität Oldenburg, 344 S.

Anhang

Artengruppen für den Typ „karbonatische, rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen", teilweise ergänzt (*):

Artengruppe A: *Amblystegium fluviatile, Amblystegium tenax, Brachythecium plumosum*, Brachythecium rivulare, Brachythecium rutabulum, Bryum argenteum, Bryum bicolor agg., Bryum sp., Bryum turbinatum, Calliergon giganteum*, Callitriche hamulata, Callitriche obtusangula, Chiloscyphus polyanthos, Cinclidotus aquaticus*, Cinclidotus danubicus, Cinclidotus fontinaloides*, Conocephalum conicum*, Cratoneuron commutatum*, Cratoneuron filicinum, Dichodontium pelludicum, Didymodon ridigulus, Drepanocladus aduncus, Drepanocladus fluitans*, Eucladium verticillatum*, Fissidens arnoldii*, Fissidens grandifrons*, Fissiden, rufulus*, Fontinalis squamosa*, Hygrohypnum duriusculum*, Hygrohypnum eugyrium*, Hygrohypnum luridum, Hygrohypnum ochraceum*, Hyocomium armoricum*, Juncus subnodulosus*, Jungermannia atrovirens, Jungermannia exsertifolia*, Jungermannia sphaerocarpa*, Jungermannia tristis*, Marsupella aquatica*, Marsupella emarginata*, Nardia compressa*, Pellia endiviifolia*, Potamogeton alpinus*, Potamogeton coloratus*, Racomitrium aciculare*, Ranunculus peltatus*, Rhynchostegium murale, Rhytidiadelphus sqarrosus, Riccardia chamaedryfolia*, Ricciocarpos natans*, Scapania undulata, Schistidium rivulare*, Scorpidium scorpioides*, Thamnobryum alopecurum**

Artengruppe B: *Agrostis stolonifera, Berula erecta, Calliergonella cuspidata, Cinclidotus riparius, Fissidens crassipes*, Fissidens fontanus*, Fontinalis antipyretica, Glyceria fluitans, Glyceria maxima*, Groenlandia densa*, Hippuris vulgaris*, Juncus articulatus*, Leptodictyum riparium, Leskea polycarpa*, Marchantia polymorpha, Mentha aquatica*, Nasturtium officinale, Phalaris arundinacea, Potamogeton filiformis*, Ranunculus fluitans x trichophyllus, Ranunculus circinatus*, Ranunculus fluitans, Ranunculus trichophyllus, Rhynchostegium riparioides, Riccia fluitans*. Riccia rhenana*, Schoenoplectus lacustris*, Veronica anagallis-aquatica*

Artengruppe C: *Butomus umbellatus, Ceratophyllum demersum*, Elodea canadensis, Elodea nuttallii, Lemna minor, Myriophyllum spicatum, Nuphar lutea*, Potamogeton crispus, Potamogeton friesii*, Potamogeton lucens*, Potamogeton natans*, Potamogeton nodosus*, Potamogeton pectinatus, Potamogeton perfoliatus*, Potamogeton pusillus*, Ranunculus aquatilis*, Sparganium emersum, Spirodela polyrhiza, Zannichellia palustris*

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Sensible Indikation gewässerökologischer Zustandveränderungen anhand von Chironomiden auf Kunstsubstraten

Claus Orendt
Orendt-Hydrobiologie, Steinstr. 37, 04275 Leipzig; Tel. u. Fax 0341-3067729; orendt@t-online.de; www.orendt-hydro.de

Key words: Chironomidae, Beweissicherung, Bioindikation, Mesokosmos, Fließgewässerbewertungsmethoden, Bayern

1. Einführung

Der Vortrag leistet einen Beitrag zur Frage, wie man Gewässerzustände und deren Veränderungen anhand ihrer Biozönosen erfassen und bewerten kann und dabei morphologische Faktoren, die milieubedingte Zustandsveränderungen überdecken können (z.B. kleinräumige Habitatvariation), ausschließt bzw. standardisiert. Dabei wird ein besonderes Augenmerk auf die Dipterenfamilie Chironomidae gelegt. In einer Fallstudie an einem Bach unterschiedlicher Naturnähe nördlich von Nürnberg wurde 1991 im Rahmen einer Beweissicherung eine detaillierte Bestandserfassung des Makrozoobenthos durchgeführt und im Jahr 2000 wiederholt. Über die üblichen betrachteten taxonomischen Gruppen hinaus, wurden auch noch die Chironomiden über die Oberflächendrift (Puppenexuvien) sowie durch die Exposition und Anzucht von Kunstsubstraten (Adulte) untersucht (s. Orendt et al., 2000). In diesem Beitrag werden die wenig aufwendige Durchführung, die Interpretation der Ergebnisse, ein Vergleich mit anderen Makroinvertebratengruppen, die Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung vorgestellt.

2. Untersuchungsgebiet

Der untersuchte Abschnitt liegt in einem flachen Muldental südlich des Marktes Heroldsberg (nördl. Nürnberg). Als geologisches Substrat treten sandige bis tonige Auelehme über Talsanden auf. Die Lauflinie ist teils naturnah schlängelnd, 1 m tief, beschattet, teils begradigt, bis 2 m eingetieft und unbeschattet. Das lokale Laufgefälle beträgt 0,39 %. Mit dieser Charakteristik entspricht der Bach dem Typ „sandgeprägter Bach flacher Muldentäler des Tieflandes“ (LUA Brandenburg, 2001). Weitere Charakteristika:

T (°C)	Juni `00:	17,0 - 20,5
	Sept. `00:	10,5 - 11,0
v (m/sec)	Juni `00:	0,06 - 0,48
	Sept. `00:	0,02 - 0,17

3. Methoden

Im Untersuchungszeitraum wurden vier Mal jeweils für fünf bis sechs Wochen Kunstsubstrate ("Böschungsmatte", 15 x 15 cm²; s. Foto 1), an den Probestellen exponiert. Eine detaillierte Beschreibung der Geräte, deren Anordnung im Gewässer, die Probenahme und Anzucht findet sich bei

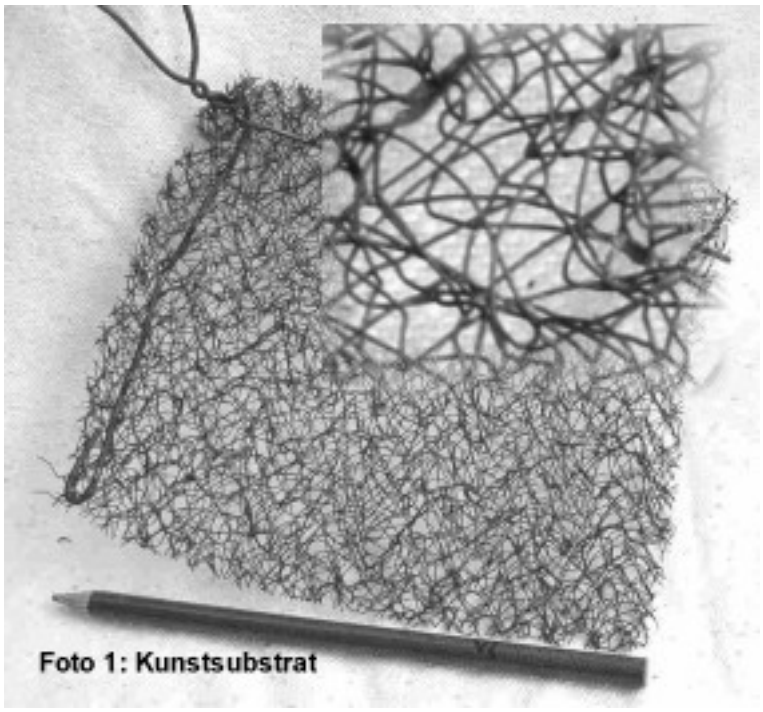


Foto 1: Kunstsubstrat

Orendt (1993). Pro Probestelle wurden zwei Kunstsubstrate ausgebracht. Anschließend wurden sie im Labor vier Wochen lang in Aquarien gehältert und Mücken angezüchtet, von denen aus taxonomischen Gründen nur die männlichen Tiere bestimmt wurden. Bei der Erstuntersuchung 1991 wurden zunächst vier Parallelsubstrate ausgebracht, von denen jedoch nur eines ausgewertet werden konnte. Auch bei der vorliegenden Untersuchung wurde nur ein Kunstsubstrat quantitativ ausgewertet, das andere nur auf andere Arten oder abweichende Abundanzen durchgesehen und diese im Einzelfall als Ergänzung in die Auswertung mit aufgenommen. Grundsätzlich wurde nur dasjenige Substrat mit der höheren Anzahl geschlüpter Individuen bearbeitet.

4. Ergebnisse und Diskussion

Die Wiederfangrate war bei Chironomiden auf Kunstsubstraten niedriger als beim übrigen Makrozoobenthos bzw. weniger als halb so groß wie bei den durch Driftfänge ermittelten Chironomidenzönosen (Abb. 1). Die Ergebnisse zeigten zwischen 1991 und 2000 eine Abschwächung des metarhithral-hyporhithralen Charakters der Zönose (Abb. 2). Eine ebenfalls zu beobachtende signifikante Verschiebung von einer epirhitral-metarhitralen mit höheren krenalen Anteilen zu einer hyporhithral-epipotamalen Gemeinschaft mit weniger Grundwassereinfluss wurde in diesem Gewässer nur durch die Chironomiden angezeigt (Abb. 3). Veränderungen des Saprobienindexes wurden sowohl durch die Kunstsubstrat-Zönosen als auch durch die Driftfänge sensibel idiziert (Abb. 4). Die ökologischen Aussagen, die anhand der Chironomiden-Anzuchten und der Chironomiden-Driftfänge ermittelt wurden, waren mit den Ergebnissen aus den Analysen mit dem übrigem Makrozoobenthon tendenziell konform, jedoch zeigten sie eine wesentlich feinere Auflösung der biozönotischen Veränderungen im Untersuchungszeitraum.

5. Schlussfolgerungen

Bei Untersuchungen, die Änderungen der ökologischen Bedingungen im weiteren Umfeld (Nährstoffe, Hydrologie) unter Ausschluss der direkten kleinräumigen Gewässer- und Habitatstruktur zum Gegenstand haben (standardisierte Probefläche), ist die Verwendung von Chironomiden auf Kunstubstraten besonders zu empfehlen, da so nicht nur ökologische Zustandsveränderungen innnerhalb eines Gewässers, sondern auch Gewässer verschiedenster Art sensibel angezeigt und miteinander verglichen werden können.

Literatur

LUA Brandenburg (Hrsg.) (2001): Morphologische Referenzzustände für Bäche im Land Brandenburg. Bearbeiter M. Mutz, J. Schlief, C. Orendt. - Studien und Tagungsberichte Bd. 33 (Potsdam).

ORENDT, C. (1993): Chironomiden auf Kunstsubstraten. - in: HESS, M., REIFF, N., ORENDT, C. & COLLING, M. (1991): Verlegung der B2 Nürnberg-Bayreuth bei Heroldsberg, Faunistische Beweissicherung. Fachbericht Aquatische Wirbellose. - Abschlussbericht an das Institut f. angewandte ökologische Studien (ifanos), Nürnberg, 47 pp. und Datendokumentation.

ORENDT, C., HEHL, I., COLLING, M., MICHIELS, S. (2000): Gewässerökologische Wiederholungsuntersuchung der Simmelberger Gründlach bei Heroldsberg 2000 im Zusammenhang mit der Verlegung der B2. - Abschlussbericht an das Institut f. angewandte ökologische Studien (ifanos), Nürnberg, und das Straßenbauamt Nürnberg, 92 S., Karte, Anhang, Dezember 2000 (auf CD-ROM im HTML-Format).

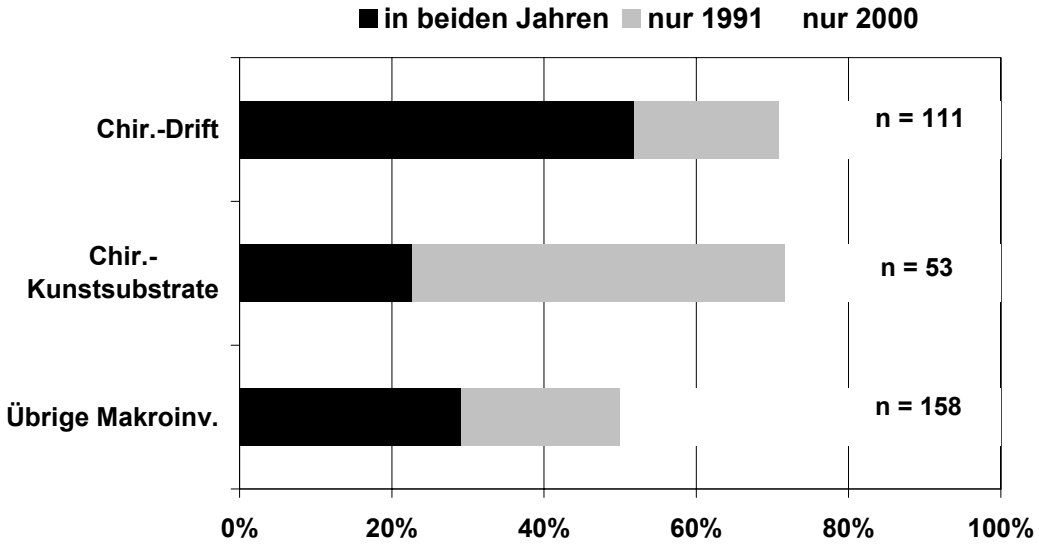


Abb. 1: Anteile der nur in den einzelnen bzw. in beiden Untersuchungsjahren (Wiederfundrate) nachgewiesenen Arten (n = Artzahl)

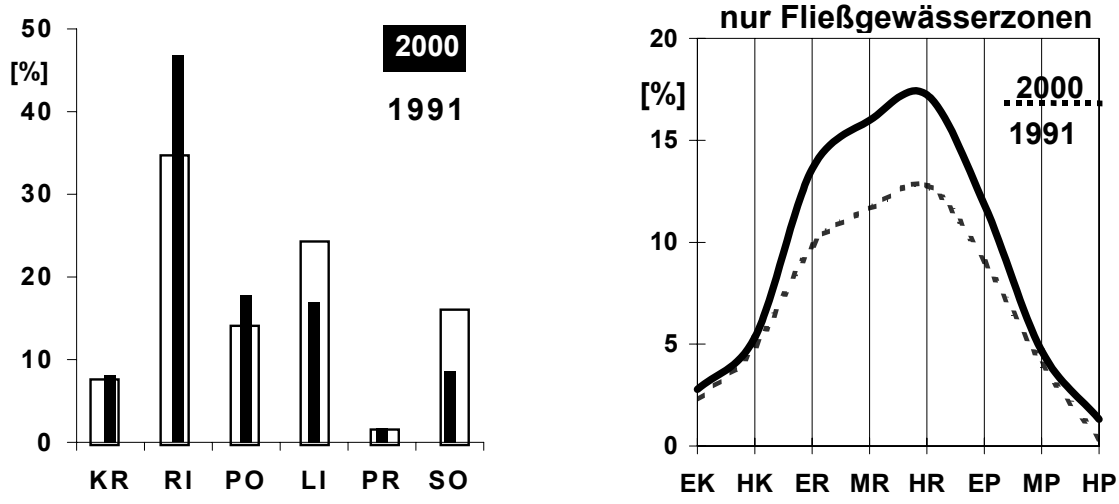


Abb. 2: Längenzonale Verteilung des Makrozoobenthos an den Probestellen 1991 und 2000 (KR = Krenal; RI = Rhithral; PO = Potamal; Li = Litoral: PR = Profundal; SO = Sonstige)

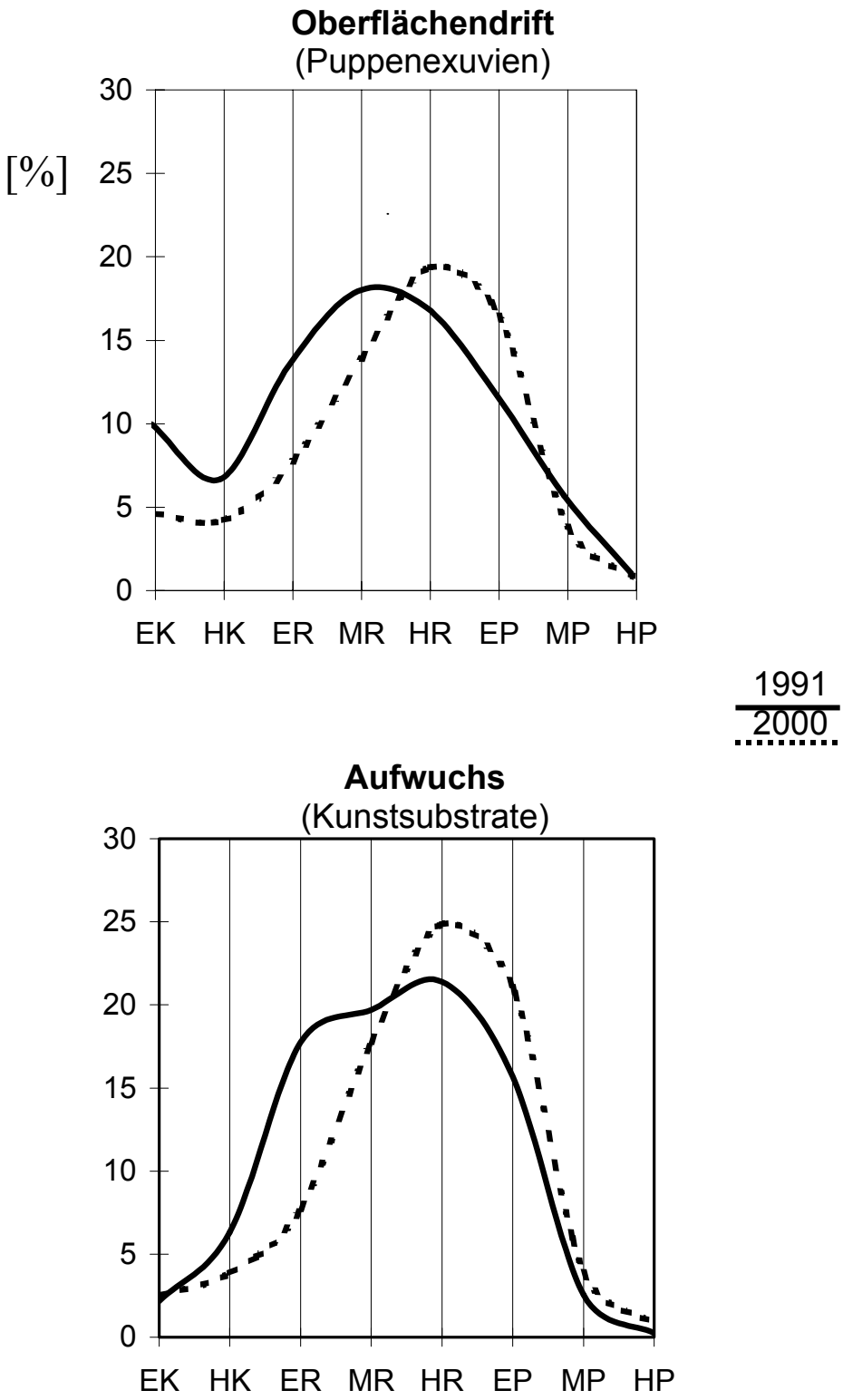


Abb. 3: Längenzonale Verteilung der Chironomidengemeinschaften an den Probestellen 1991 und 2000 (nur Fließgewässerzonen; EK = Eukrenal; HK= Hypokrenal; ER = Epirhithral; MR = Metarhitrhral; HR = Hyporhithral; EP = Epipotamal; MP = Metapotamal; HP = Hypopotamal; EK = Eukrenal; HK= Hypokrenal; ER = Epirhithral; MR = Metarhitrhral; HR = Hyporhithral; EP = Epipotamal; MP = Metapotamal; HP = Hypopotamal)

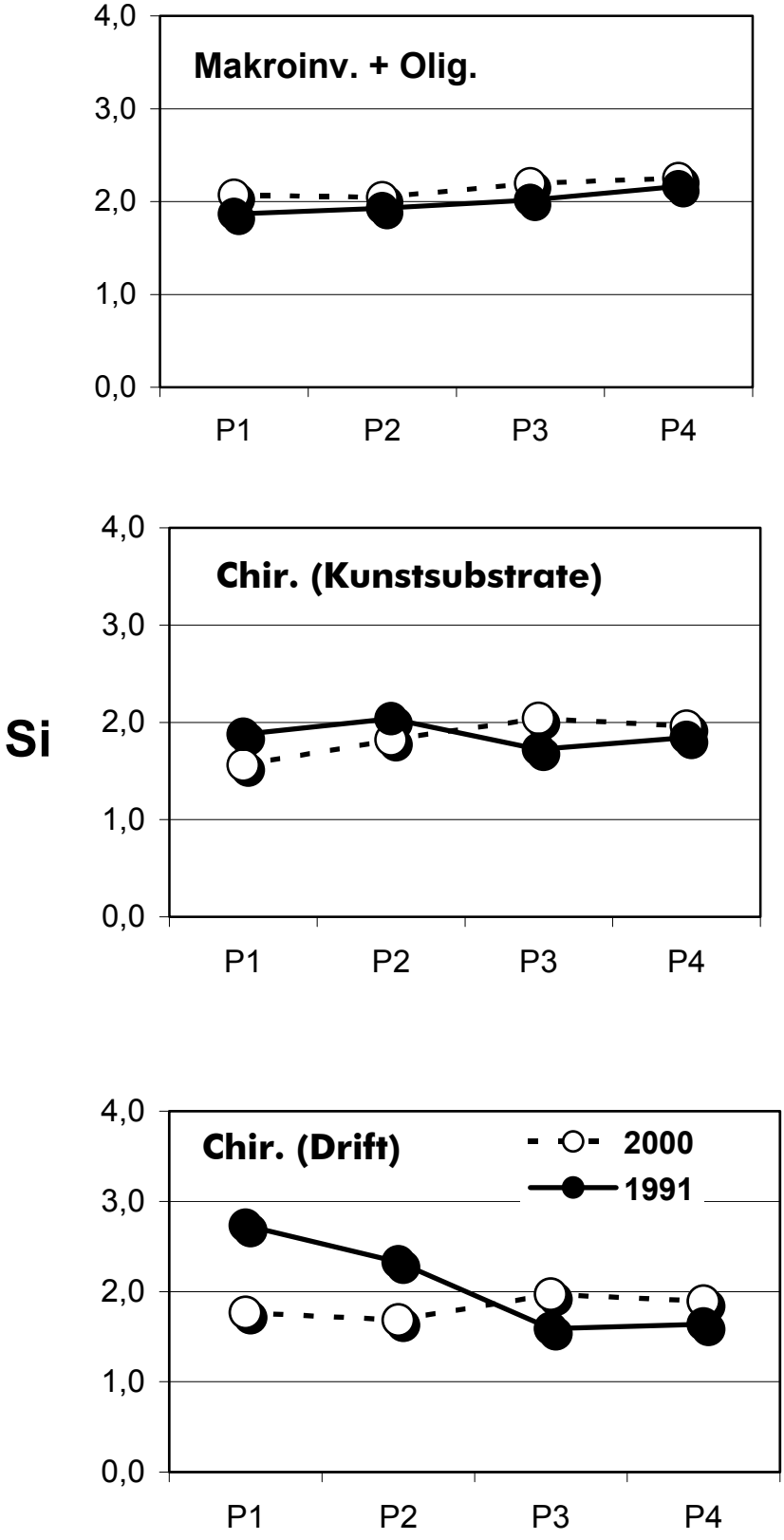


Abb. 4: Saprobienindices an den einzelnen Probestellen, angezeigt durch die verschiedenen Organismengruppen

PILOTPROJEKTE/EU-WRRL

SCHULZ, C.-J., BILLERT, K., MICHEL, J., THOMA, U. & N. WENZL: Thüringer Leine – Bestandsaufnahme eines Flussgebietes

SCHWEDER, H., GRÜNEBAUM, TH., MORGENSCHWEIS, G., NUSCH, E. A. & M. WEYAND: Verbesserung der Gewässerstruktur im Einzugsgebiet der Ruhr im Hinblick auf den guten Zustand der Gewässer – Kostenschätzung

DOMMERMUTH, M., FISCHER, J. & K. WENDLING: Ökologische Gewässerbewertung nach der EU-WRRL anhand des Makrozoobenthos – Erfahrungen aus dem Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“

FISCHER, J., ERNSTBERGER, H., KRAUSE, M., LINNENWEBER, C. & K. WEPPLER: Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen von Oberflächenwasserkörpern – Erfahrungen aus dem Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Thüringer Leine – Bestandsaufnahme eines Flussgebietes

Schulz, Claus-Jürgen; Billert, Karin; Michel, Jane; Thoma, Ulrike & Wenzl, Norbert
Staatliches Umweltamt Sondershausen, Postfach 1176, D-99701 Sondershausen,
Telefon 03632-654 261, CSchulz@suasdh.thueringen.de
Keywords: Auswirkungen, Belastungen, Bestandsaufnahme, Leine, Thüringen, WRRL

I. Einleitung

Nach Artikel 5 der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist bis zum Dezember 2004 für alle Wasserkörper eine Bestandsaufnahme durchzuführen. Diese umfasst die Ermittlungen der Belastungen („pressures“) und der Auswirkungen („impacts“). Zu den Belastungen der Oberflächenwasserkörper zählt man in diesem Zusammenhang 1. stoffliche Einträge aus Punkt- und diffusen Quellen, 2. Eingriffe in den Wasserhaushalt (Entnahmen, Abflussregulierungen), 3.Veränderungen der Gewässermorphologie, 4. die Bodennutzung und 5. sonstige anthropogene Einwirkungen. Unter Auswirkungen ist die Beeinträchtigung des ökologischen Zustandes des Oberflächenwasserkörpers auf Grund von Belastung(en) bezüglich biologischer, hydromorphologischer und physikalisch-chemischer Eigenschaften zu verstehen. Dabei stützt sich die Bestandsaufnahme auf vorhandene Daten; neue werden nicht erhoben. Die Vorgehensweise ist in den „Kriterien zur Erhebung von signifikanten anthropogenen Belastungen und Beurteilung ihrer Auswirkungen zur termingerechten und aussagekräftigen Berichterstattung an die EU-Kommission“ (LAWA 2002) festgelegt.
Die Bearbeitung erfolgt in zwei Schritten: Im ersten Schritt werden die geforderten (und, soweit vorhanden, weitere) Informationen zusammengestellt, und im 2. Schritt wird unter Verwendung der gesammelten Informationen beurteilt, ob die Umweltqualitätsziele wahrscheinlich erreicht werden oder nicht.
Nachdem ein vorangegangenes Projekt die Abschätzung der Datenlage zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zum Gegenstand hatte (SCHULZ et al. 2002), sollte im vorliegenden Projekt das Procedere zur Umsetzung der Bestandsaufnahme am Beispiel des Thüringer Leineabschnittes erprobt werden. Neben der Ermittlung der Belastungen und der Beurteilung von deren Auswirkungen stand dabei die Frage im Vordergrund, ob dieser Flussabschnitt den „guten Zustand“ erreichen oder verfehlen wird. Als Datenbasis dienten die Jahre 1998 bis 2000.

II. Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet diente der Thüringer Leineabschnitt. Die Leine entspringt im Obereichsfeld bei Leinefelde und überschreitet nach 38,7 Fluss-Kilometern die Landesgrenze Thüringen - Niedersachsen. Sie mündet nordwestlich von Hannover in die Aller, einen Nebenfluss der Weser, zu deren Einzugsgebiet sie zählt. Tabelle 1 enthält einige grundlegende Daten zum Untersuchungsgebiet.

Flusseinzugsgebiet:	Weser
Gebietsanteil:	288 km²
Anteil Flusslauf:	38,7 km
Schutzstatus (EU-Richtl.):	kein FFH-Gebiet, kein EU-Bade-, Fisch- oder Muschelgewässer
MNQ:	705 l/s (Pegel Arenshausen/Landesgrenze)
Gewässertyp:	5, kurz vor der Landesgrenze 6 (Mittelgebirgsfluss des Buntsand-steins bzw. des Keupers)
Nebenflüsse:	11
Einwohnerzahl:	37.664
Wirtschaft:	Landwirtschaft dominiert; kaum Industrie

Tabelle 1: Gundlegende Daten zum Thüringer Leineabschnitt

Aus praktischen Gründen wurde nur der Oberflächenwasserkörper Leine berücksichtigt. Der Grundwasserkörper war nicht Gegenstand der Untersuchungen.

III. Ermittlung der Belastungen

Nachfolgend sind beispielhaft einige wichtige Belastungsquellen dargestellt, die für das Gesamtergebnis bedeutsam sind. Die Beurteilung, ob eine signifikante Belastung vorliegt, erfolgte anhand der Kriterien aus LAWA (2002).

1. Stoffliche Einträge aus Punkt- und diffusen Quellen

Kläranlagen: Im Einzugsgebiet gibt es 3 zentrale Kläranlagen: Heiligenstadt (46.700 EW), Günterode (600 EW) und Kalteneber (500 EW). Nach den Signifikanzkriterien sind Kläranlagen > 2.000 EW zu berücksichtigen. Signifikant ist somit lediglich die Kläranlage Heiligenstadt.

Anschlussgrad Abwasserbeseitigung: Über zentrale Kläranlagen entwässern 54 %, über Kleinkläranlagen 35 % und über Teilortskanalisationen 11 % der Einwohner des Einzugsgebietes.

Relation Einwohnerwerte:MNQ: Ein wichtiges Kriterium im Zusammenhang mit der Belastung aus Punktquellen ist die Relation Einwohnerwerte (EW): mittlerer Niedrigwasserabfluss (MNQ). Sie wird unter Berücksichtigung der Reinigungsleistung der vorhandenen Kläranlagen ermittelt und ist bei Werten > 15 – 40 signifikant.

Dieser Parameter ist mit Stand vom 15. 5. 2002 nicht mehr verbindlicher Bestandteil der Bestandsaufnahme. Er kann jedoch für die Abschätzung der Herkunft der Nährstoffbelastung des Gewässers sehr nützlich sein. Im Einzugsgebiet der Leine wurden 4 Varianten für die Ermittlung untersucht:

Ansatz 1: Nur die EW der Abwasserbehandlungsanlagen > 2000 EW (91/271 EWG) werden berücksichtigt.

Ansatz 2: Alle EW, die an zentrale Abwasserbehandlungsanlagen > 50 EW (nach Abwasserverordnung Anh. 1) angeschlossen sind, werden auf den MNQ bezogen.

Ansatz 3: Zusätzlich zu den unter Ansatz 2 benannten EW werden die über „zentrale“ Teilortskanalisationen (TOK) angeschlossenen Einwohner einbezogen, da sich diese Quellen eindeutig als Punktbelastungen zuordnen lassen.

Ansatz 4: Zusätzlich zu allen im Einzugsgebiet vorhandenen zentralen Abwasseranlagen werden alle im Einzugsgebiet lebenden Einwohner in der Betrachtung berücksichtigt. Es wird davon ausgegangen, dass der Anteil der Einwohner der im Anschlussgrad als „diffus“ bezeichneten Einleitungen als über in Kleinkläranlagen gereinigtes Abwasser in den Wert des EW eingeht.

Je nach Betrachtungsweise ergeben sich folgende Quotienten:

Ansatz	ermittelter EW unter Berücksichtigung der Reinigungsleistung	Verhältnis EW : MNQ
nur KA > 2.000 EW (Ansatz 1)	4.718	7
alle KA der AbwV (Ansatz 2)	5.213	7
alle 3 zentralen Abwasseranlagen (Ansatz 3)	7.718	11
alle Abwasseranlagen und Einwohner des Einzugsgebietes (Ansatz 4)	15.590	22

Tabelle 2: Verhältnis Einwohnerwerte : MNQ

Das Verhältnis EW : MNQ erwies sich somit bei Ansatz 4 als signifikant (Tabelle 2, grau unterlegter Wert).

Diffuse Belastungen aus der Bodennutzung: Bei der Erhebung diffuser Belastungen erwies sich die ackerbauliche Nutzung mit 42% (Schwellenwert: 40%) als signifikant. Die Erhebung erfolgte über die Biotop- und Nutztypen-Kartierung des Freistaates Thüringen. Künftig werden hierfür die Daten aus Corine Landcover verwendet. Das Ergebnis ist in Tabelle 3 dargestellt.

Art der Nutzung	Ergebnis	Schwelle	signifikante Belastung
Ackerfläche	42 %	≥ 40	ja
urbane Fläche	8 %	≥ 15%	nein
Hackfruchtfläche	0,4 %	≥ 20%	nein
Sonderkulturfläche	0,1 %	≥ 5 %	nein
Viehbestand	0,64 GVE/ha	≥ 1,5/ha	nein

Tabelle 3: diffuse Belastungen aus der Bodennutzung

Nährstoffbelastung: Angaben zur Nährstoffbelastung sind nicht explizit Bestandsteil der Bestandsaufnahme. Sie wurde an dieser Stelle ergänzend erhoben, um festzustellen, ob sich die gefundenen Belastungen im den Nährstoffkonzentrationen des Flusses niederschlagen. Als „Grenzwert“ wurde die chemische Güteklasse II-III (90-Perzentilwerte) nach LAWA angenommen. Im Ergebnis zeigte sich, dass die N- und P-Konzentrationen bei allen Parametern zumindest abschnittsweise relativ hoch waren. Das Resultat der Klassifizierung ist in Tabelle 4 zusammengefasst.

Nährstoffbelastung:	
NO_3-N	GKL III
NH_4-N	GKL III im oberen EZG, ab Heiligenstadt GKL II
NO_2-N	GKL III im oberen EZG, ab Heiligenstadt GKL II - III, uh. Uder GKL I – II
P_{ges}	GKL III - IV im oberen EZG, ab Heiligenstadt GKL II - III

Tabelle 4: Nährstoffbelastung entsprechend der chemischen Güteklassifizierung nach LAWA. GKL= Güteklasse.

Versauerung: Zu diesem Parameter liegen keine weiteren Angaben vor.

2. Eingriffe in den Wasserhaushalt
Wasserentnahmen: Sie sind zu erfassen, sofern Wasserentnahmen von mehr als 10% des mittleren Jahresabflusses erfolgen. Dies trifft auf das Leine-Einzugsgebiet nicht zu. Die Entnahmen sind quantitativ unerheblich.

IV. Beurteilung der Auswirkungen
Folgende Kriterien sind für die Beurteilung der Wahrscheinlichkeit, dass „guter Zustand“ erreicht wird, zu verwenden:
- Saprobie (biologische Güteklasse nach LAWA; sobald vorliegend: typ-referenzierte Güteklasse)
- (Trophie; nur bei planktondominierten Fließgewässern)
- chemische Stoffe
- Strukturgüte und Abflussregulierung
- Aufwärmung
- Versalzung

1. Biologische Parameter

Saprobie: Nach den Signifikanzkriterien müssen weniger als 30% der Gewässerstrecke schlechter als Güteklasse II (nach LAWA) sein. 26,4 von 38,7 Flusskilometern weisen Güteklasse II-III (rund 68%) auf. Das Güteziel wird somit verfehlt. Dabei liegen die Saprobienindices nur knapp über dem Grenzwert der Güteklasse II (Maximum 2,34; Limit: 2,29). Allerdings ist das Makrozoobenthos durch „verarmte" Biocönosen und abschnittsweises Fehlen charakteristischer Gruppen wie z. B. der Trichopteren gekennzeichnet.

Ergänzend lagen vereinzelt Angaben zum Fischbestand vor. Danach sind charakteristische Arten auf Nebengewässer beschränkt (Neunaugen) bzw. erfordern eine Bestandsstützung im Hauptgewässer (Bachforellen). Stellenweise liegt eine Verfremdung des Bestandes (Stichlinge u. a.) vor.

2. Trophie und Chemie

Der Punkt „Trophie" wurde nicht weiter behandelt, da der Oberlauf der Leine nicht planktondominiert ist.

Bei den chemischen Parametern der Richtlinie 76/464/EG und der Liste prioritärer Stoffe wurden keine Grenzwertüberschreitungen festgestellt, soweit Messwerte vorlagen.

3. Strukturmorphologie

Das Signifikanzkriterium für die Strukturmorphologie (< 30% d. Gewässerstrecke Klasse 6 und 7 beim Parameter Gewässerbettdynamik; gegeben: 6 %, grau unterlegt in Tabelle 4) ist formal erfüllt. Aber 10 von 11 Querbauwerken sind unpassierbar, so dass das Güteziele „Durchgängigkeit" nicht erreicht wird. Außerdem gibt es kaum Gewässerrandstreifen. Die Ergebnisse (LAWA-Übersichtsverfahren) sind in Tabelle 5 zusammen gefasst.

Gewässerstruktur Güteklassen	Gewässerbettdynamik (Linienführung, Uferverbau, Querbauwerke, Abflussregelung)	Auendynamik (Hochwasserschutz, Uferstreifen, Ausuferungsvermögen, Auennutzung)	Gesamtklasse
1 natürlich bis naturnah	- 0 %	- 0 %	- 0 %
2 bedingt naturnah	5 16 %	1 3 %	1 3 %
3 mäßig beeinträchtigt	- 0 %	4 13 %	4 13 %
4 deutlich beeinträchtigt	11 36 %	8 26 %	9 29 %
5 merklich geschädigt	13 42 %	10 32 %	15 48 %
6 stark geschädigt	2 6 %	- 0 %	2 7 %
7 übermäßig geschädigt	- 0 %	8 26 %	- 0 %

Tabelle 5: Strukturmorphologie der thüringischen Leine. Angegeben ist die Anzahl der Abschnitte, die die jeweilige Strukturgüteklasse aufweisen sowie ihr prozentualer Anteil an der Gesamtlänge des kartierten Gesamtabschnittes (31 von 38,7 Fluss-km).

4. Aufwärmung und Versalzung

Die Aufwärmung ist signifikant, wenn das Sommermaximum der Wassertemperatur > 21,5°C ist (Salmonidengewässer) sowie eine Aufwärmung unterhalb relevanter Wärmeeinleiter > 1.5 K erfolgt.

Das Sommermaximum bei Arenshausen betrug 18,5°C, und es sind keine Wärmeeinleiter vorhanden. Die thermische Belastung war somit nicht signifikant.
Für die Salzbelastung muss der Jahresmittelwert laut Signifikanzkriterium < 400 mg/l sein. Bei allen Probenahmestellen lag er weit darunter (≤ 50 mg/l).

V. Ergebnis und Konsequenzen

Als Ergebnis ist festzustellen, dass der „gute Zustand" im Untersuchungsgebiet wahrscheinlich verfehlt wird, da es 1. Defizite beim Makrozoobenthos (Saprobie) gibt und 2. keine Durchgängigkeit gegeben ist.
Dieses Ergebnis hat für die Umsetzung der WRRL vor allem Konsequenzen in Bezug auf das Monitoring:

- Es wird eine zusätzliche Beschreibung erforderlich, um optimale Monitoring- und Maßnahmenprogramme erstellen zu können.
- Ein Operatives Monitoring muss durchgeführt werden, um die Ursachen zu ermitteln, die zum Verfehlen des Güteziels geführt haben. In diesem Zusammenhang soll auf die Datensammlung zurückgegriffen werden, die für die Bestandsaufnahme angelegt wurde.
- Unter Einbeziehung der Ergebnisse der Bestandserhebung lassen sich folgende Ansatzpunkte für ein Monitoring ausmachen: (i) Verbau (/Strukturgüte); (ii) hohe Nährstoffeinträge aus Punkt- und diffusen Quellen.

Das Operative Monitorings muss folgende Bereiche abdecken: *Quellbereich Leine* (Einfluss des Grundwassers); *Nebenbäche zwischen Leinefelde und Heiligenstadt* (Einfluss von Landwirtschaft und Teilortskanalisationen); Leine unterhalb Heiligenstadt: Nebenbäche *Assbach und Griesbach* (Vorfluter der Deponie Uder).

VI. Diskussion

Die Bestandsaufnahme ließ sich mit dem dafür vorgesehenen Instrumentarium durchführen. Das Vorverständnis hinsichtlich Nährstoffbelastung, Gewässerstrukturgüte und Saprobie ließ erwarten, dass der „gute Zustand" verfehlt würde. Das Ergebnis entsprach dieser Erwartung, und zwar primär in Bezug auf die fehlende Durchgängigkeit. Bei der Saprobie lagen die Werte zwar auch über dem vorgegebenen Grenzwert, allerdings nur sehr knapp.
Da die Leine über längere Abschnitte hinweg erhebliche Defizite in der Strukturgüte aufweist, mag es überraschen, dass sich dies so wenig im Gesamtergebnis niederschlägt. In den vorangegangenen Fassungen des Signifikanzpapiers (LAWA 2002) waren die Anforderungen erheblich strenger; dies hätte dazu geführt, dass sich neben der fehlenden Passierbarkeit auch die Strukturgütemängel auf das Ergebnis ausgewirkt hätten.
Vor diesem Hintergrund ist es nicht erstaunlich, dass im biologischen Bereich, der hier wie bei LAWA 2002 vorgeschrieben über den Saprobienindex erfasst wurde, das Güteziel formal knapp unerreicht blieb. Die WRRL ist in ihrer Betrachtungsweise stark auf die biologischen Komponenten der aquatischen Ökosysteme ausgerichtet. Nach LAWA (2002) soll die Einschätzung des ökologischen Zustandes wegen der noch fehlenden ökologischen Bewertungsmethoden vorerst auf der Basis bestehender Verfahren (vorrangig Saprobiensystem) vorgenommen werden. Anhand der vorhandenen Daten für das Leinegebiet wurde eine grundsätzliche Unsicherheit bei dieser Vorgehensweise deutlich: Bei Saprobienindices im Grenzbereich der Güteklassen II und II-III (Werte um 2,30) ist es erforderlich, die Einschätzung des ökologischen Zustands nicht allein nach den saprobiellen Verhältnissen vorzunehmen. Die Gefahr einer Fehleinschätzung ist zu hoch. Die biologischen Untersuchungsergebnisse unterliegen einer gewissen Schwankungsbreite, die gerade im entscheidenden Grenzbereich nicht unberücksichtigt bleiben darf. Daher ist es erforderlich, weitere limnologische Parameter heranzuziehen, um das Urteil zu untermauern.
Die Nährstoffbelastung ist als solche gegenwärtig kein Entscheidungskriterium bei der Prognose über das Erreichen bzw. Verfehlen des „guten Zustandes". Die Untersuchungen zeigen dennoch sehr deutlich, dass das Niveau der Nährstoffkonzentrationen in der Leine generell relativ hoch ist.

Genauen Aufschluss über deren Herkunft wird das Monitoring geben. Dabei kommt neben kommunalem Abwasser u. a. die ackerbauliche Nutzung (42%, Schwellenwert 40%) als Ursache in Betracht. Dies deckt sich mit den Erwartungen auf Grund der Kenntnis der örtlichen Gegebenheiten. In früheren Entwürfen von LAWA (2002) war der entsprechende Schwellenwert mit 50% angesetzt worden. Dies hätte bedeutet, dass die Belastungen aus dem landwirtschaftlichen Bereich nicht signifikant gewesen wären.

VII. Literatur

LAWA (2002): Kriterien zur Erhebung von signifikanten anthropogenen Belastungen und Beurteilung ihrer Auswirkungen zur termingerechten und aussagekräftigen Berichterstattung an die EU-Kommission. Stand 15. Mai 2002.
Schulz, C.-J., K. Billert, J. Michel, U, Thoma & N. Wenzl (2002): Der Weg zum „guten ökologischen Zustand“: Fallbeispiel thüringische Leine. Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL) Kiel 17. – 21- September 2001: 51-53. Tutzing 2002.

Bezugshinweis

Der vollständige Abschlussbericht des Projektes ist als Download erhältlich unter www.WasserBlick.net.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Verbesserung der Gewässerstruktur im Einzugsgebiet der Ruhr im Hinblick auf den guten Zustand der Gewässer – Kostenschätzung

H. Schweder, Th. Grünebaum, G. Morgenschweis, E. A. Nusch & M. Weyand
Ruhrverband, Kronprinzenstraße 37, D 45128 Essen
hsw@ruhrverband.de

Keywords: Ruhr, Gewässerstrukturgüte, Kosten

Einleitung

Das natürliche Einzugsgebiet der Ruhr weist eine Größe von 4.485 km² auf und wird von über 2 Millionen Menschen bevölkert. Das Gebiet ist geprägt durch einen ländlichen Charakter im Oberlauf der Ruhr und ihrer Nebenflüsse und eine städtische Struktur im Unterlauf. Das Gesamtgewässernetz hat eine Ausdehnung von etwa 7.000 km. Die Bevölkerungsdichte beträgt im Mittel 490 E/km², die Gewässerdichte im Mittel 1,6 km/km². Der Ruhrverband betreibt hier u.a. 8 Talsperren, 85 Kläranlagen sowie rund 500 Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Im weltweiten Vergleich der Industrieregionen ist die Ruhr heute einer der saubersten Flüsse. Im überwiegenden Teil ihres Einzugsgebietes ist die Gewässergüte der Klasse II oder besser zuzuordnen.

Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) wird jedoch weit über den nutzungsorientierten Ansatz hinausgehend für alle Oberflächengewässer leitbildorientiert das Erreichen auch des „guten ökologischen Zustands“ innerhalb von 15 Jahren vorgegeben. Dieser leitbildorientierte Ansatz der EU-WRRL setzt zwar nicht zwingend eine durchgehend gute Gewässerstruktur voraus. Dennoch ist aber trotz bestehender Unsicherheiten hinsichtlich der Bewertung und der komplexen Wechselbeziehungen insgesamt davon auszugehen, dass Maßnahmen im Sohlen-, Ufer und Auenbereich oder die Möglichkeit der dynamischen Eigenentwicklung des Gewässers den wesentlichen Ansatzpunkt für den vorgegebenen guten Gewässerzustand darstellen. Aufgrund des derzeit vorherrschenden Gewässerzustands ist anzunehmen, dass für das gesamte Ruhreinzugsgebiet an ca. 70 – 80 Prozent der Gewässerstrecken Maßnahmen zur Strukturverbesserung erforderlich werden. Der damit verbundene finanzielle Aufwand wird im Folgenden abgeschätzt.

Erforderliche Maßnahmen im Bereich der Gewässerstruktur

Um den guten ökologischen Zustand für Fließgewässer im Spannungsfeld Ökologie/Ökonomie möglichst kosteneffektiv zu erreichen oder diesem zumindest möglichst nahe zu kommen, ist es notwendig, die dafür erforderlichen Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur zielgerichtet auf der Basis eines Soll-Ist-Vergleiches abzuleiten. Für das jeweils betrachtete Gewässer stellt dabei das entsprechende Leitbild den Referenzzustand dar, der die Bewertungsgrundlage liefert; das Entwicklungsziel (Soll-Zustand) dagegen definiert den möglichst naturnahen, aber unter Berücksichtigung der sozio-ökonomischen Bedingungen realisierbaren Zustand eines Gewässers (LANDESUMWELTAMT NRW 1999).
Als Ergebnis dieser Herangehensweise wurden z.B.im Entwicklungskonzept für die Obere Ruhr (WAGU 2001) in Abhängigkeit von den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten vier Entwicklungsziele definiert, und zwar: „Wildflusslandschaft“, „Offene Flussaue“, „Ortsnaher Fluss“ und „Urbaner Fluss“. In der genannten Reihenfolge nimmt aufgrund zunehmender sozio-ökonomischer Restriktionen die Naturnähe und der ökologische Wert der Entwicklungsziele ab. Dies wird auch deutlich in den für die verschiedenen Entwicklungsziele unter Berücksichtigung des Ist-Zustandes abgeleiteten Maßnahmen, z.B. bei der Gegenüberstellung der beiden Entwicklungsziele „Wildflusslandschaft“ und „Urbaner Fluss“ (Tab. 1).

Tab. 1: Exemplarische Entwicklungsziele und entsprechende Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur im Bereich der Oberen Ruhr (nach WAGU 2001)

Entwicklungsziel	Maßnahmen
Wildflusslandschaft	• Grunderwerb (Ufer und Aue) durch öffentliche Träger • Renaturierungsmaßnahmen wie weitgehender Rückbau der Sohlen- und Ufersicherungen mit dem Ziel, Voraussetzungen für eigendynamische Bettbildungsprozesse zu schaffen. • Abgrabungen von Auffüllungen im Überschwemmungsgebiet (Laufaufweitungen) • Förderung einer frühzeitigen Ausuferung der Ruhr in die Aue mit dem Ziel, die flächige Retention zu erhöhen, Nebengerinne anzubinden sowie eine Unterbindung und ggf. Umkehrung des Eintiefungsprozesses zu bewirken • weitgehender Verzicht auf Maßnahmen der Gewässerunterhaltung • Entfernen nicht standortgerechter Laubbäume und Nadelholzbestände • Verzicht auf land- und forstwirtschaftliche Nutzung des Überschwemmungsgebietes mit dem Ziel der natürlichen Sukzession der Flächen zu Auwald, ggf. unterstützt durch Gehölzpflanzungen (unter Berücksichtigung der Neophyten-Problematik)
Urbaner Fluss	• Umbau aller als Wanderhindernisse wirkenden Querbauwerke so, dass sie für Fische und aquatische, wirbellose Tiere überwindbar werden • Fördern der Entwicklung von Ufergehölzsäumen entlang der Ruhr dort, wo möglich (Gewährleistung des Hochwasserabflusses). Dabei den Fluss allerdings nicht vollständig abschirmen, sondern mit Lücken im Gehölzsaum Sichtbeziehungen zwischen den Ufern bzw. das „Erleben“ des Flusses ermöglichen • Förderung der Entwicklung standortgerechter Röhricht- oder Hochstaudensäume

In Tab. 3 werden Beispiele für Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur gegeben. Bei der Maßnahmenwahl gilt, dass nach Möglichkeit Maßnahmen zur Förderung der Eigendynamik des Fließgewässers durch z.B. Rückbau von Sohl- und Uferbefestigungen oder Einbringen von Störsteinen oder Totholz den technischen Ausbaumaßnahmen vorzuziehen sind.

Spezifische Kosten

Zu den in Tab. 3 aufgelisteten Beispielen für Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur sind spezifische Kosten angegeben. Diese können allerdings nur die entsprechende Größenordnung wiedergeben. Eine Abschätzung des finanziellen Aufwands für strukturverbessernde Maßnahmen bis hin zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes ist daher als äußerst unsicher anzusehen. Zudem sind spezifische Kosten mit Bezug auf Quadrat- oder Kubikmeter nicht zielführend, solange nicht entsprechende Mengenangaben vorliegen. Weiter ist von einer weiten Streuung spezifischer Kosten für Renaturierungsmaßnahmen auszugehen. Insofern sollte bei einer Aufwandsabschätzung für ein ganzes Flusssystem sinnvollerweise eine Kategorisierung vorgenommen werden, wie sie in Tab. 2 dargestellt ist.

Tab. 2: Kategorisierung und Kosten (nach ZUMBROICH 2000)

Kategorie	Kostenrahmen	Maßnahmen
„Belassen“	0 €/m bis 50 €/m	Erwerb oder Pacht von Gewässerrandstreifen, Entfernen von Müll
„Entwickeln“	50 €/m bis 250 €/m	Maßnahmen im Rahmen der Gewässerunterhaltung: Entfernung oder Umgestaltung von Uferverbau, Entfernung von Sohlenverbau, Einrichtung von Zaunanlagen oder Tränken zum Schutz vor Weidevieh, Pflanzmaßnahmen und Gehölzpflege
„Gestalten“	250 €/m bis >500 €/m	Maßnahmen mit Planfeststellungsverfahren: Umgestaltung von Gewässerquerungen, Offenlegung von geschlossenen Überbauungen, Gewässerverlegungen

Tab.3: Beispiele für Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur mit Angabe spezifischer Kosten (nach GRÜNEBAUM, MORGENSCHWEIS, NUSCH, SCHWEDER & WEYAND 2002)

Maßnahme	**Bemerkung**	**Erstellungs-kosten (€)**
Grunderwerb		
Flächenkauf	im ländlichen Bereich	2 - 5 €/m^2
Erdarbeiten		
Oberbodenabtrag		5 €/m^2
Oberbodenandeckung		5 €/m^2
Bodenaushub		10 €/m^3
Bodeneinbau	mit Lieferung	25 €/m^3
Techn. Maßnahmen		
Durchlass umgestalten	z.B. Verrohrung mit 5 m Länge durch Durchlass mit großer lichter Weite sowie durchgehender Gewässersohle ersetzen	7,500 €
Sohlengleite (3 m Gewässerbreite)	ökologische Verbesserung im Sohlenbereich	600 €/m
Gabionen (2 m hoch)	Ersatz von massivem Uferverbau	1.500 €/m
Lebendverbau	z.B. lebende Faschine, Schwarzerle, Weidenspreitlage	125 €/m
Steinschüttung	Dicke: 20 - 30 cm	17,50 €/m^2
Einzäunung	einfacher Weidezaun	2,50 €/m
Weidepumpen	Ersatz für Tränkestellen im Bach, wirksam für ca. 500 m Bachlänge	750 €
Durchgängigkeit		
Fischdurchgängigkeit von Stauanlagen	bis 3,50 m Stauhöhe 3,50 bis 5 m Stauhöhe über 5 m Stauhöhe	80.000 €/m 115.000 €/m 150.000 €/m
Umleitungsgerinne		1.200 €/m
Umleitungsgerinne	Stauanlagen in Nebenflüssen von Ruhr u. Lenne	35.000 €/Anlage
Gehölze		
Hartholzaue anlegen		4,75 €/m^2
Weichholzaue anlegen		3,50 €/m^2
Ufergehölze anlegen	lineares Element. mit durchschnittlich 10 m Breite	4,00 €/m^2
Sonstiges		
harten Verbau durch Lebendverbau ersetzen		125 €/m
Sukzession	keine Herstellungskosten., evtl. Zaun an Weiden	entfällt
Röhrichtpflanzung		7,50 €/m^2

Nach Erfahrungen des Landesumweltamtes NRW aus 278 Projekten der Jahre 1986 bis 1996 zur ökologischen Umgestaltung fielen für Renaturierungsmaßnahmen an Gewässern folgende Kosten an (ZUMBROICH 2000):

- Ökologische Umgestaltungen ohne Änderung der Linienführung, ohne Grunderwerb: 25 €/m bis 115 €/m
- Ökologische Umgestaltungen ohne Änderung der Linienführung, mit Grunderwerb: 45 €/m bis 175 €/m
- Ökologische Umgestaltungen mit Änderung der Linienführung im ländlichen Raum, mit Grunderwerb: 115 €/m bis 225 €/m
- Ökologische Umgestaltungen mit Änderung der Linienführung im Siedlungsbereich, mit Grunderwerb: 375 €/m bis 500 €/m

Nach GUNKEL (1996) lassen sich auf der Grundlage von 53 Renaturierungsprojekten Kosten (ohne Grunderwerb) von überwiegend zwischen 60 €/m und 550 €/m ableiten, bei aufwändigen Projekten wurden aber auch Kosten bis zu über 2.000 €/m erreicht. Der 50 %-Perzentilwert der spezifischen Kosten lag bei 175 €/m.

Kostenschätzung für das Einzugsgebiet der Ruhr

Für das Ruhreinzugsgebiet wird auf der Basis der zuvor dargestellten spezifischen Kostenansätze eine Aufwandsabschätzung hinsichtlich derartiger gewässerstrukturverbessernder Maßnahmen vorgenommen und summarisch in Tab. 4 dargestellt. Eine flächendeckende Bewertung der Gewässerstrukturen ist zwar für das Ruhreinzugsgebiet nicht verfügbar, jedoch lassen vorliegende Erhebungen für die größeren Gewässer erwarten, dass für das gesamte Ruhreinzugsgebiet an etwa 70% bis 80% der Gewässerstrecken - dies entspricht in etwa einer Gesamtlänge von 5.000 km - Maßnahmen zur Strukturverbesserung erforderlich sein werden. Diese Annahme deckt sich mit Ergebnissen aus anderen Bundesländern Deutschlands (LIEBERT et al., 2000).
Als ein Mindestbeitrag im Hinblick auf die Erreichung des guten Gewässerzustands wird zumindest im ländlichen Bereich die Bereitstellung von Flächen zur dynamischen Entwicklung des Gewässers im Ufer- und Auenbereich angesehen. Bei einer anzustrebenden Mindestbreite von Gewässerrandstreifen als Entwicklungsfläche von 10 m je Seite ergibt der hierfür notwendige Aufwand Kosten von 40 € bis 100 € je Meter Fließlänge. Von Bedeutung hierbei ist auch, dass durch die Abschirmung der Gewässer von intensiv genutzten Flächen ein wesentlicher Beitrag zur Minderung diffuser Einträge z.B. aus der landwirtschaftlichen Nutzung erreicht wird. In Summe dürfte sich damit auf Basis der o.g. Gewässerlänge von 5.000 km ein Mindestaufwand in Höhe von 200 Mio. € ergeben.

Hinsichtlich erforderlicher Renaturierungsmaßnahmen erfolgt eine Zuordnung der einzelnen Gewässerstrecken auf die unterschiedlichen Maßnahmenkategorien unter der Annahme, dass die größeren Gewässer des Ruhreinzugsgebietes mit einer Gewässerlänge von rd. 1.000 km der Kategorie „Gestalten“, weitere 2.000 km der Kategorie „Entwickeln“ und die restlichen 2.000 km der Kategorie „Belassen“ zuzuordnen sind. Mit der Vorgabe von Kostensätzen von jeweils 300 €/m, 100 €/m bzw. 20 €/m leitet sich aus dieser vorsichtigen Aufwandsabschätzung ein Kostenumfang in Höhe von rd. 640 Mio. € ab. Möglicherweise lassen sich diese Kosten für das Ruhreinzugsgebiet bei Anwendung eines gesamtheitlichen systemaren Maßnahmenansatzes aber auch noch senken.

Weiter sind Kosten für die Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Gewässer zu beachten. Gerade die Gewässer des Ruhreinzugsgebietes sind hiervon aufgrund ihrer verschiedenartigen Nutzungen besonders betroffen (NUSCH, REDEKER, WEYAND & NIEPAGENKEMPER, 2002). Für die Herstellung der Durchgängigkeit von größeren Stauanlagen ist in Abhängigkeit von der Stauhöhe von den in Tab. 3 aufgeführten spezifischen Kosten auszugehen. Hieraus ergeben sich geschätzte

Investitionskosten für Fischaufstiegsanlagen von rd. 17 Mio. € für die Ruhr, ca. 16 Mio. € für den Nebenfluss Lenne und rd. 20 Mio. € für die übrigen Nebengewässer. Für die Fischabstiegsanlagen ist von einem etwa gleich hohen Aufwand auszugehen.

Tab.4: Kostenschätzung für das Einzugsgebiet der Ruhr

Maßnahme	spez. Kosten	Länge	Kosten
Erwerb von Uferstreifen	40 €/m	5.000 km	200 Mio. €
Kategorie „Belassen“	20 €/m	2.000 km	40 Mio. €
Kategorie „Entwickeln“	100 €/m	2.000 km	200 Mio. €
Kategorie „Gestalten“	300 €/m	1.000 km	300 Mio. €
Fischwanderhilfen Ruhr			34 Mio. €
Fischwanderhilfen Lenne			32 Mio. €
Fischwanderhilfen restliche Gewässer			40 Mio. €
Summe			**846 Mio. €**

Zusätzlich zu diesen Aufwendungen sind auch noch die Kosten für die laufende Gewässerunterhaltung zu berücksichtigen. Diese nehmen naturgemäß mit größer werdender Gewässerdichte - dies erklärt sich durch den dann zunehmenden Anteil an kleinen Gewässern - ab. Liegen diese Kosten bei einer Netzdichte von 0,5 km/km² noch bei rd. 1,30 €/m Gewässer, so sinken sie auf etwa 0,6 €/m ab einer Dichte von 1,5 km/km². Letzterer Wert ist somit auch für das Ruhreinzugsgebiet maßgebend (LANGE & LECHER 1993).

Im Zusammenhang mit den Kosten für die Erreichung des guten Zustands eines Gewässers ist darauf hinzuweisen, dass neben gezielten Maßnahmen am Gewässer aus der EU-WRRL auch Aufwendungen entstehen für administrative Aufgaben (Genehmigungs- und Überwachungsverfahren, Dokumentations- und Berichtspflichten, Öffentlichkeitsbeteiligung), die sich aber aufgrund bereits bestehender Strukturen in einem untergeordneten finanziellen Bereich bewegen dürften. Darüber hinaus sind auch die laufenden Aufwendungen für Planung (Konzeptionelle Planung und Maßnahmenplanung), Betrieb und Monitoring zu berücksichtigen, die in diesem Zusammenhang jedoch nicht separat spezifiziert werden.

Aus diesen Abschätzungen ergibt sich somit ein mit aller Vorsicht zu betrachtender Gesamtaufwand von etwa 2,6 Mio. €/a für die laufende Arbeit der Gewässerunterhaltung und etwa 1,0 Mrd. € für Projekte zur Renaturierung und Herstellung der Fließgewässerdurchgängigkeit. Bezogen auf die gesamte Bevölkerungszahl im Ruhreinzugsgebiet ergibt sich daraus ein Kostenrahmen von etwa 500 €/Einwohner.

Dieser Betrag macht deutlich, wie wichtig es ist, die Planung, Entwicklung und Umsetzung derartiger Maßnahmen zur Strukturverbesserung der Gewässer in ein räumlich und zeitlich abgestuftes Gesamtkonzept zu stellen. Dies muss auch die Förderung von Verfahren zu Selbstentwicklung bzw. zur dynamischen Eigenentwicklung der Gewässer sowie eine Minimierung der wasserbaulichen Gestaltung auf das Notwendigste beinhalten, um die Kostenbelastung der Bürger, die letztendlich alle Maßnahmen zu tragen haben, auf ein Mindestmaß zu begrenzen.

Literatur

ATV-DVWK (2001). Optimierung des Mitteleinsatzes zur Sanierung von Fließgewässern unter ökologischen und ökonomischen Bedingungen: Methoden zur Evaluierung der Kostenwirksamkeit von Maßnahmen. Hrsg. ATV-DVWK, Hennef, GFA, 2001.

GRÜNEBAUM, TH., MORGENSCHWEIS, G., NUSCH, E.A., SCHWEDER, H.,& WEYAND, M. (2002): Measures for structural improvement with regard to the good status of water bodies – estimation of expenditure for a river basin in Germany. – IWA 9th International Conference on River Basin Management, September 2002.

GUNKEL, G. (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. Gustav Fischer Verlag, Jena.

LANDESUMWELTAMT NRW (1999): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. LUA-Merkblatt Nr. 17

LANGE, G., LECHER, K. (1993): Kosten der Gewässerregelung und Gewässerunterhaltung In: Gewässerregelung, Gewässerpflege: naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern, Parey-Verlag, Hamburg und Berlin. 3. Auflage

LIEBERT, J.; FUCHS, S.; HAHN, H.. & HILLENBRAND, T. (2000). Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte. KA-Wasserwirtschaft, Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall **47**, Nr. 8, 1166 -1171

NUSCH, E.A.; REDEKER, M.; WEYAND; M. & NIEPAGENKEMPER, O. (2002): Development of measures to achieve a good ecological status of rivers by establishing longitudinal and vertical connectivity – Enabling the passage of fish and macroinvertebrates at weirs and improving the access to river bed interstitial. – IWA 9th International Conference on River Basin Management , September 2002.

WAGU (2001): Entwicklungskonzept Obere Ruhr (Entwurf). Im Auftrage der Bezirksregierung Arnberg.

ZUMBROICH, T. (2000): Geplant - erreicht: Zustand der kleinen Fließgewässer. In: Universität Essen, Seminarveranstaltung „Ökologische Entwicklung von Fließgewässern“. Forschungsberichte aus dem Fachbereich Bauwesen 85.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Ökologische Gewässerbewertung nach der EU-WRRL anhand des Makrozoobenthos – Erfahrungen aus dem Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“

M. Dommermuth[1], J. Fischer[2], K. Wendling[3]
[1]Dr. Dommermuth – Beratende Biologin, Weinbergstr.2a, 53545 Ockenfels, e-mail: Dommermuth.Ockenfels@t-online.de; [2]Geschäftsstelle des Pilotprojekts, Regierungspräsidium Gießen, Abt. Staatliches Umweltamt Wetzlar, Schanzenfeldstr. 10/12, 35578 Wetzlar, e-mail: j.fischer@rpu-wz.hessen.de; [3] Landesamt für Wasserwirtschaft, Am Zollhafen 9, 55118 Mainz

Keywords: Wasser-Rahmenrichtlinie, Fließgewässer, ökologische Bewertung, Makrozoobenthos, Hessen, Rheinland-Pfalz

Einleitung

Die Bundesländer Hessen (federführend) und Rheinland-Pfalz führen ein Pilotprojekt durch, in dem modellhaft die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Bearbeitungsgebiet „Mittelrhein“ in länderübergreifender Zusammenarbeit der Wasserwirtschaftsbehörden realisiert wird.
Ziel ist, mit zeitlichem Vorlauf wesentliche Elemente eines Bewirtschaftungsplanes abzuarbeiten.
Ein wesentlicher Bearbeitungsschwerpunkt ist die „Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen“ für die Oberflächenwasserkörper und die Beurteilung ihrer Auswirkungen auf den ökologischen Zustand der Fließgewässer (vgl. Tagungsbeitrag FISCHER et al. 2002). Aus der Ermittlung anthropogener Belastungsbereiche bezüglich diffuser Stoffeinträge und morphologischer Veränderungen wurden in einer ersten Auswahl Messstellen abgeleitet, an denen an einem für das Gewässer repräsentativen Abschnitt eine ökologische Zustandsbewertung anhand des Makrozoobenthos vorgenommen werden soll. Standardisierte Bewertungsverfahren lagen im Frühjahr 2002 jedoch noch nicht vor, sind oder waren noch Gegenstand paralleler Forschungsaktivitäten. Es galt praktikable Zwischenlösungen anzuwenden und zu erproben.

Bearbeitungsgebiet: Gewässersysteme und Typenzuordnung

Das **Teileinzugsgebiet des Mittelrheins** (ohne Mosel) von der Nahemündung bei Bingen bis zur Siegmündung bei Bonn umfasst eine Gesamtgröße von **13.575 km^2**. Die wichtigsten Flusssysteme sind rechtsrheinisch die **Lahn** mit **Ohm** und **Dill**, linksrheinisch die **Nahe** mit dem **Glan** und die kleineren Gewässersysteme von **Ahr, Nette, Wied, Saynbach** und **Wisper**.

Die untersuchten Gewässerstrecken lagen alle etwa auf 200 m Höhe ü. NN oder tiefer. Die wesentlichen geologischen Formationen der Einzugsgebiete sind Schiefergebirge, Rotliegendes, Tertiäre Kalksteine, Mergel und Tone, Buntsandstein und Basaltische Vulkanite.

Gewässertypologisch lassen sich die untersuchten Gewässerstrecken vorläufig 4 potenziellen **biozönotischen Fließgewässertypen** im Sinne der EU-WRRL zuordnen (nach SCHMEDTJE ET AL. (2001):
Stein- und blockgeprägte Bäche und Flüsse des Grundgebirges (5b, 9a), sand- und steingeprägte Bäche des Buntsandstein (5a), kiesgeprägter Fluss mit breiter Aue (10a). Einige Stellen lassen sich aufgrund der Höhenlage und Geomorphologie nicht in den Gliederungsvorschlag einordnen.
Die weitere Untergliederung in biologisch begründete Gewässertypen erfolgte in der Ableitung von **Fischregionen** auf Grundlage einer vorangegangenen Auswertung umfangreicher ichthyologischer Daten (STELZER 2002):
Forellenregion, Äschenregion, Barbenregion, „Schmerlen-Stichling-Region, Sondertypen.

Methodik der Datenerfassung

An 38 vom Auftraggeber festgelegten Gewässerstrecken war eine **repräsentative Erhebung** des Makrozoobenthos durchzuführen. Der konkrete, engere Bereich der Probestelle sollte nach folgenden Prinzipien festgelegt werden: oberliegende stoffliche Belastungen integrierend abfangend, nicht unmittelbar durch eine punktuelle Belastung beeinflusst und hinsichtlich der morphologisch strukturellen Beschaffenheit repräsentativ für diesen Gewässerabschnitt.

Die Benthoserfassung erfolgte halbquantitativ nach der Methode des „Kicksampling“ mit einer definierten Sammelzeit von ca. 45 Minuten (Maschenweite des Keschers von 0,5 mm). Lotische und lenitische Bereiche sowie die verschiedenen Substrattypen wurden entsprechend ihrem Vorkommen berücksichtigt. Totholz und größere Steine wurden zudem abgebürstet und die ausgespülten Siebrückstände gesondert mitgeführt. Die Häufigkeit der Taxa wurde entsprechend der DIN 38410 in 7 Abundanzklassen geschätzt. Die Determination erfolgte bei fast allen Gruppen auf Artniveau soweit larval möglich.

Gutacherliche Bewertung

Ohne Entwicklung einer neuen Bewertungsmethode war eine gutachterliche, verbal begründete Bewertung nach der fünfstufigen Skala der EU-WRRL vorzunehmen. Grundlagen der Bewertung sollte eine Einschätzung des Degradationsgrades vom typspezifischen Leitbild sein, bei Berücksichtigung der Saprobie, Morphologie und möglicher toxischer Einflüsse.

Die Bewertung sollte demnach grundsätzlich
- gewässertypspezifisch
- leitbildorientiert (Messlatte)
- stressoren-spezifisch (Belastungs-Indikatoren) sein.

Die **gutachterliche Ansprache** basierte auf der Auswertung der in Tabelle 1 enthaltenden Bewertungsaspekten und geeigneten biologischen Kenngrößen (BÖHMER et al. 1999), ergänzt durch die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung. Bei der Einordnung der numerischen

Ergebnisse wurden die Durchschnittswerte insgesamt sowie die für die einzelnen Fischregionen und Geoformationen betrachtet. In der Zusammenschau aller Einzelergebnisse wurde abschließend eine verbale „gutachterliche“ Bewertung vorgenommen unter bewußtem Verzicht auf die Verrechnung einzelner „Bewertungsnoten“, da hierfür die Sollgrößen noch nicht definiert sind.

Tab. 1: Geeignete Biologische Kenngrößen für die Biologischen Bewertungskomponenten nach EU-WRRL

Bewertungskomponente WRRL	**Biologische Kenngröße**
Artenvielfalt	• Artenzahl
Verhältnis störungsempfindlicher / Robuster Taxa	• Anzahl/Anteil der Eintagsfliegen-, Steinfliegen- und Köcherfliegen-Taxa • Vorkommen seltener, gefährdeter Taxa • Anteil der Ubiquisten • Vorkommen von Störanzeigern • Saprobienindex
Taxonomische Zusammensetzung und Abundanz	• Qualitativer Vergleich mit typologischem Leitbild soweit möglich • Längenzonale Charakterisierung der Zönose • Typische Verschiebungen des Artenspektrums durch toxische Einflüsse oder hydraulischen Stress • Potamon-Typie-Index • Abundanzsumme als Maß für die Besiedlungsdichte

Ergebnisse

Insgesamt wurden 177 Taxa nachgewiesen, durchschnittlich 34 Taxa je Probestelle (Minimum 13, Maximum 53). Zu jeder Stelle wurde ein Gewässersteckbrief mit folgenden Komponenten erstellt:

- Allgemeine Tabelle mit Angaben zum Gewässer
- Kartenausschnitt mit Lage des Untersuchungsbereichs, Foto
- Spezielle Tabelle zur Probenahme
- Artenliste
- Angaben zur konkreten Probestelle
- Ergebnisse zu den wichtigsten biologischen Kenngrößen der Zönose
- abschließende Bewertung nach WRRL
- Erläuternder Textteil zur Herleitung der ökologischen Bewertung

Etwa 45 % der Stellen erfüllten nach der oben genannten Methode (Grundlage Makrozoobenthos) derzeit den geforderten guten ökologischen Zustand, etwa 42 % der Stellen auf Grundlage des derzeitigen Kenntnisstandes nicht. An 5 Stellen (13,2%) war aufgrund von Kenntnis- und Methodendefiziten die kritische Trennung zwischen dem „guten“ und „mäßigen“ Zustand nicht zweifelsfrei möglich !

Tab. 2: Zusammenfassende Gesamtbetrachtung

Öko-Klasse	Anzahl bewerteter Stellen	Prozentualer Anteil
Sehr gut	1	2,6
Gut	16	42,1
Gut bis mäßig	*5*	*13,2*
Mäßig	10	26,3
Unbefriedigend	6	15,8
Schlecht	0	0

Diskussion

Als wesentliche grundlegende und methodische Defizite bei der Konzeption und Bewertung stellten sich heraus:

- **Fehlende regionalspezifische Leitbilder**

Im Idealfall besteht das faunistische Leitbild eines Fließgewässertyps aus einer potenziellen Referenzartenliste (z.B. Artenspektrum aus sogenannten Leit-, Begleit- und Grundarten) sowie aus leitbildbezogenen biologischen Kenngrößen. Derartige Leitbilddefinitionen gibt es für die Fließgewässer des Projektgebiets derzeit noch nicht. Für die Gewässer des schiefrigen Grundgebirges liegen zumindest potenziell vergleichbare Referenzartenlisten aus Nordrhein-Westfalen vor (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen 1999, 2001). Leitbilder aus einer Bachtypologie für das niedersächsische und nordhessische Bergland (HAASE 1999) ließen sich aus längenzonalen Gründen nicht übertragen. Es fehlen Leitbilder v.a. für die Bachtypen im Gebiet des Rotliegenden, des tertiären Hügellandes und der lößbeeinflussten Senken und Becken der Mittelgebirge.

- **Repräsentativität der Probestelle und Probenahme (räumlich / zeitliche Aspekte)**

Die Bewertung eines größeren Einzugsgebiets anhand einer einzelnen Stelle und einer einzigen Erhebung ist ein kritisches Vorhaben. Die Prinzipien der Probestellenwahl ließen sich nicht an allen Gewässerabschnitten mit einem Untersuchungsbereich abdecken. An tief eingeschnittenen Gewässern war die Zugänglichkeit zudem wesentliches Kriterium der Probestellenwahl. Staureguliertе Bereiche und große Fließgewässer lassen sich generell nicht mit einer einzelnen Probestelle repäsentativ bearbeiten.

Eine nur einmalige Probenahme ist problematisch, v.a. bei enger zeitlicher Restriktion. In einigen Bereichen waren Ufer und Sohle aufgrund der jahreszeitlich bedingten Wasserführung nur im Randbereich begehbar. Die Beprobung größerer Bäche und Flüsse vom Ufer aus ist eigentlich nur bei meist sommerlichem Niedrigwasser sinnvoll, womit jedoch aufgrund der Entwicklungszyklen vieler aquatischer Insekten etliche Taxa nicht erfasst werden können. Zwei jährliche Probenahmen, zumindest für bestimmte Gewässertypen sind als erforderlich zu erachten.

Ausblick

Weitere Auswertungen werden sich damit beschäftigen, inwieweit die anschließende Untersuchungen zur Fischfauna zu vergleichbaren oder anderen Bewertungsergebnissen kommt und ob sich die gebietsspezifischen Belastungeschwerpunkte, die aus der Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen abgeleitet wurden, in den jeweiligen Gewässerbiozönosen widerspiegeln.

Zitierte Literatur:

BÖHMER, J, RAWER-JOST, C. & B. KAPPUS (1999): Ökologische Fließgewässerbewertung. – in: Handbuch Angewandte Limnologie, Bd. 2, 8. Ergänzungslieferung 12/99, Ecomed-Verlag.

FISCHER, J., ERNSTBERGER, H., KRAUSE, M., LINNENWEBER, C. & K. WEPPLER (2002): Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen von Oberflächenwasserkörpern – Erfahrungen aus dem Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein". – Beitrag zur DGL -Tagung 2002 (Braunschweig).

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1999): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. 85 S. – LUA - Merkblätter Nr. 17., Essen.

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2001): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. 130 S. – LUA - Merkblätter Nr. 34., Essen.

HAASE, P. (1999): Zoozönosen, Chemismus und Struktur regionaler Bachtypen im niedersächsischen und nordhessischen Bergland. – Ökologie und Umweltsicherung 18, 157 S. (zugl. Dissertation, Universität – Gesamthochschule Kassel, Fachgebiet Landschaftsökologie und Naturschutz).

SCHMEDTJE, U., SOMMERHÄUSER, M., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., HAASE, P. & D. HERING (2001): „Top down – bottom up"-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001: 147-151.

STELZER, M (2002): Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein". Typisierung ausgewählter Fließgewässer im Teileinzugsgebiet Mittelrhein nach Fischregionen. – Bericht im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen von Oberflächenwasserkörpern – Erfahrungen aus dem Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“

J. Fischer[1], H. Ernstberger[2], M. Krause[1], C. Linnenweber[3] & K. Weppler[1]
[1]Geschäftsstelle des Pilotprojekts, Regierungspräsidium Gießen, Abt. Staatliches Umweltamt Wetzlar, Schanzenfeldstr. 10/12, 35578 Wetzlar, j.fischer@rpu-wz.hessen.de; [2]Büro für Umweltbewertung und Geoökologie, Karl-Benner-Str. 10a, 35396 Gießen, umweltbewertung@aol.com; [3]Landesamt für Wasserwirtschaft, Am Zollhafen 9, 55118 Mainz, christoph.linnenweber@wwv.rlp.de

Keywords: EG-Wasserrahmenrichtlinie, diffuse Quellen, Gewässerstruktur, Mittelrhein, Hessen, Rheinland-Pfalz

1. Einleitung

Die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen für große Flussgebietseinheiten im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erfordert eine abgestimmte, länderübergreifende Zusammenarbeit. Das Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“ ist eine Kooperation der Länder Hessen (federführend) und Rheinland-Pfalz, in der diese Zusammenarbeit praktisch erprobt wird. Es hat eine Laufzeit von zwei Jahren (04/2001 bis 03/2003). Globales Ziel ist, mit zeitlichem Vorlauf wesentliche Teile des Aufgabenspektrums eines Bewirtschaftungsplanes auf der Grundlage vorhandener Daten abzuarbeiten.[1] Die Bearbeitung erfolgt auf der Grundlage der „Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie“ der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2002a) und der begleitenden Arbeitspapiere (z. B. LAWA 2002b). Damit soll die spätere Eingliederung der Projektergebnisse in die flächendeckende Bestandsaufnahme der Länder sichergestellt werden.
Ziel der Ermittlung und Beurteilung signifikanter (bedeutender) anthropogener Belastungen der Oberflächenwasserkörper ist die Identifizierung von Gewässern oder Gewässerabschnitten, die die Umweltziele nach Art. 4 WRRL **möglicherweise** nicht erreichen. Als Belastungsarten sind nach Anhang II der WRRL Beeinträchtigungen durch: Punktquellen (1), diffuse Quellen (2), Wasserentnahmen (3), Abflussregulierungen (4), morphologische Veränderungen (5), Bodennutzungsstrukuten (6) und andere regional bedeutsame Belastungen (7) zu betrachten. Aus dem Ergebnis der Signifikanzanalyse wird das Messstellenetz abgeleitet und damit festgelegt, wo die Bewertung des chemischen und ökologischen Zustandes für die **operative** Überwachung erfolgen soll (Art. 8). Damit kommt der sicheren Abgrenzung signifikant belasteter Oberflächenwasserkörper eine große Bedeutung zu. Ferner wird die Grundlage für die optimale Gestaltung möglicher Maßnahmenprogrammen (Art. 11) geschaffen. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) liefert in ihrem Arbeitspapier (LAWA 2002b) einheitliche Kriterien für die Ermittlung signifikanter Belastungen, die im Pilotprojekt einem Praxistest unterzogen werden.

[1] Der Stand der Arbeiten (September 2002) ist im 2. Statusbericht zusammengefasst (RP GIEßEN 2002). Das Dokument ist über die Homepage des Hessischen Ministeriums für Umwelt Landwirtschaft und Forsten www.mulf.hessen.de oder über die Geschäftsstelle zu beziehen. Ein Abschlussbericht des Projektes ist für das 1. Quartal 2003 vorgesehen.

2. Vorgaben der LAWA

Die „Signifikanzanalyse“ nach LAWA (2002b) unterscheidet zwischen Kriterien zur Ermittlung der Belastungen (Anhang A) und solchen zur Beurteilung der Auswirkungen (Anhang B). Während erstere einfache Indizes zur Vorbeurteilung von Belastungen auf der Arbeitsebene darstellen, erfolgt die Beurteilung der Auswirkung durch Auswertung vorhandener Immissionsdaten, um eine aussagekräftige, überregionale Bewertung zu ermöglichen. Tabelle 1 nennt die Signifikanzkriterien für die Belastungsarten „Verschmutzung durch diffuse Quellen“ und „Veränderungen der Morphologie“ nach Anhang A und nennt nutzbare Datenquellen. Tabelle 2 gibt die entsprechenden Kriterien nach Anhang B wieder.

***Tab. 1**: Kriterien für die Ermittlung signifikanter Belastungen (nach LAWA 2002b, ergänzt).*

Belastung	**Signifikanzkriterien**	**Datenquelle**
Diffuse Quellen	• Anteil urbane Fläche ≥ 15 % • Anteil Ackerfläche ≥ 40 % • Anteil Hackfrüchte ≥ 20 % der Ackerfläche • Anteil Sonderkulturen ≥ 5 % der Ackerfläche • Viehdichte ≥ 1,5 Großvieheinh./ha landwirtschaftlicher Nutzfläche • Altlasten mit erhebl. Auswirkungen	• CORINE-Daten • Agrarstatistiken • Statist. Landesämter • ALTIS
Morphologie	• Gewässerbettdynamik ≥ Klasse 5	• Strukturgütekarte (Übersichtsverfahren)

***Tab. 2**: Kriterien für die Beurteilung der Auswirkungen signifikanter Belastungen mit Hilfe von Daten aus der Umweltüberwachung (nach LAWA 2002b, ergänzt).*

Belastung	**Aggregationskriterien**	**Datenquelle**
Diffuse Quellen	Mehr als 30 % der Gewässerstrecke überschreitet Güteklasse > II im Betrachtungsraum	• Biolog. Gütekarte
Trophie	• Mehr als 30 % der Gewässerstrecke überschreitet Trophieklasse > II im Betrachtungsraum ggf. Beurteilung anhand von: • Nitrat-N > 6 mg/l (Mittelwert) • Ortho-P > 0,2 mg/l (Mittelwert)	• Biolog. Gütekarte • Gewässergüte-Messprogramme
Gefährliche Stoffe	• Überschreitung der Qualitätsziele RL 76/464/EWG • Überschreitung noch festzulegender Qualitätsnormen für prioritäre Stoffe	• Gewässerschutzprogramme gefährliche Stoffe
Versalzung	Chlorid-Gehalt ≥ 400 mg/l	Gewässergüte-Messprogramme
Aufwärmung	Gemäß Fischgewässer- RL 78/659/EWG	Messprogramme Fischgewässerverordnung

Die Kriterien werden dabei auf so genannte Betrachtungsräume bezogen. Das sind Einzugsgebiete zwischen 500 und 2.500 km^2 mit einheitlichem Belastungs- oder Nutzungsdruck, vergleichbaren hydrogeologischen und typologischen Randbedingungen. Betrachtungsräume können damit mehrere Wasserkörper umfassen.

3. Bearbeitungsgebiet Mittelrhein

Das Bearbeitungsgebiet des **Mittelrheins** umfasst die Zuflüsse des Rheins von der Nahemündung bei Bingen bis oberhalb der Siegmündung bei Bonn. Das Mosel-Saar-Gebiet ist als eigenständiges Bearbeitungsgebiet ausgeklammert. Insgesamt wird ein Gebiet mit einer Größe von **13.575 km^2** betrachtet (4.974 km^2 hessisch, 8.056 km^2 rheinland-pfälzisch, 545 km^2 NRW und Saarland). Die wichtigsten Flusssysteme sind rechtsrheinisch die **Lahn** mit **Ohm** und **Dill**, linksrheinisch die **Nahe** mit dem **Glan** sowie die kleineren Gewässersysteme von **Ahr, Nette, Wied, Saynbach** und **Wisper**. Das Gebiet umfasst überwiegend Landschaften der zentralen Mittelgebirge (Ökoregion 9). Die generalisierte Landnutzungsstatistik des Gebietes auf der Grundlage von ATKIS-Daten stellt sich wie folgt dar: Wasserkörper: 0,6 %; Sonderkulturen: 1,2 %; urbane Fläche: 7,2 %, Grünland: 18,0 %; Acker: 24,9 %; Wald: 42,6 %; Rest: 5,5 %.

4. Methodik

Voraussetzung für die grenzüberschreitende Auswertung ist ein gemeinsames Gerüst aus länderübergreifenden Geobasisdaten und der Abgleich von Geometrien und Attributen:

- Systematisiertes Gewässernetz mit Kilometrierung gemäß LAWA-Vorgaben
- Gewässerkundliches Flächenverzeichnis gemäß LAWA-Richtlinie (A_{Eo} > 10 km²)
- Digitales Landschaftsmodell DLM 1000
- Digitale Topografische Karten TK50 (zur Orientierung)
- Flächennutzungsinformationen aus ATKIS und CORINE
- Administrative Grenzen

Die ursprünglichen Teileinzugsgebiete der gewässerkundlichen Flächenverzeichnisse beider Länder wurden zu Gebieten mit einer Mindestgröße von 10 km^2 zusammengefasst. Diese neuen WRRL-konformen Basisflächen sind die Grundeinheiten, aus denen die größeren Betrachtungsräume zusammengesetzt werden können. Die Analyse georeferenzierter Fachdaten bezieht sich zunächst auf die 10 km^2 Basisflächen, um eine höhere räumliche Differenzierung zu erhalten.
Für die Ermittlung signifikanter Belastungen aus diffusen Quellen sind nach Vorgabe der LAWA die Landnutzungsdaten aus CORINE Landcover zu verwenden. Sie enthalten Informationen über die Flächennutzungsanteile von urbanen Flächen, Ackerflächen und Sonderkulturen. Die horizontale Auflösung ist jedoch geringer als bei den für Hessen und Rheinland-Pfalz ebenfalls vorliegenden ATKIS-Daten. Daher wurden im Projekt vergleichende Auswertungen mit beiden Datensätzen durchgeführt. Der geforderte Hackfruchtanteil war jedoch weder aus CORINE- noch aus ATKIS-Daten extrahierbar. Zusammen mit den Viehbestandsdaten kann dieser aus der InVeKoS-Datenbank

der Agrarverwaltung ermittelt werden. InVeKoS repräsentiert die Statistik aus flächen- und tierbezogenen Förderprogrammen der EU und bietet somit keine vollständige Erfassung der Flächen bzw. Viehbestände. Für die Darstellung der Viehdichten wurde daher auf Daten der statistischen Landesämter zurückgegiffen. Für die Beurteilung der Auswirkungen wurden Vergleiche mit den Nitratgehalten an den Grundwassermessstellen der geologischen Landesdienste angestellt.
Für die Ermittlung signifikanter Belastungen durch morphologische Veränderungen wird der Parameter „Gewässerbettdynamik“ aus der Strukturgütekartierung nach dem LAWA-Übersichtsverfahren herangezogen. Im Unterschied zum „Vor-Ort-Verfahren“, das in Hessen und Rheinland-Pfalz angewandt wird und das auf der Geländekartierung von 100-m-Abschnitten aller Fließgewässer basiert, beruht das Übersichtsverfahren auf der Auswertung von Luftbildern größerer Gewässer mit einer Einteilung von 1000-m-Abschnitten. Die beiden Verfahren unterscheiden sich hinsichtlich des Detailierungsgrades und der Art der Bewertung (Parametergewichtung bei Übersichtsverfahren contra Mittelwertbildung bei Vor-Ort-Verfahren). Ziel der Analyse im Pilotprojekt war daher eine der „Gewässerbettdynamik“ vergleichbare Parameterzusammenstellung aus der Vor-Ort-Kartierung zu etablieren. Die „Gewässerbettdynamik“ ist ein Summenparameter, in der die Bewertung von Linienführung, Strukturbildungsvermögen (Uferverbau, Querbauwerke, Abflussregelung) und Uferbewuchs eingehen. Im Projekt wurden u. a. folgende „Variante“ untersucht: Die Gewässerbettdynamik entspricht der Bewertung der Einzelparameter Laufkrümmung (bzw. Laufentwicklung bei Gewässertypen ohne Bewertung der Laufkrümmung), Uferverbau, Verrohrung, Durchlässe, Querbauwerke, Rückstau, Ufergehölz, Uferbewuchs. Diese Variante wurde mit der Gesamtbewertung der Strukturgüte (> 4 freie Landschaft, > 5 in Ortslagen) verglichen – einer bereits früher im Projekt erzeugten Auswertung nach älteren Vorgaben der LAWA.

5. Ergebnisse

5.1 Belastungen aus diffusen Quellen (Landnutzungsanalyse)

Der Vergleich der Landnutzungsanalyse mit Daten aus CORINE und ATKIS ergibt auf das gesamte Mittelrheingebiet bezogen einen um 8,2 % höheren Ackerflächenanteil bei CORINE als bei der Verwendung der genaueren ATKIS-Daten (33,1 % gegenüber 24,9 %). Der Vergleich bezogen auf die 10 km^2 Basisflächen ergab weit größere Unterschiede (107 kritische Flächen bei ATKIS gegenüber 211 Flächen bei CORINE). Bei den Sonderkulturflächen werden aus den ATKIS-Daten 21 statt 15 Basisflächen kritisch. Die übrigen WRRL-relevanten Flächennutzungskategorien unterschieden sich dagegen nur unwesentlich. Kritische Acker-, Sonderkultur- und Siedlungsflächenanteile konzentrierten sich auf klimatisch und pedologisch begünstigte, dicht besiedelte Beckenlagen (Marburg-Gießener Becken, Limburger Becken, Neuwieder Becken sowie Teile von Rheinhessen westlich von Bad-Kreuznach). Die Auswertung der Viehbestände ergibt kleinräumigere Verdichtungen, die nicht unmittelbar mit den oben genannten Belastungsräumen assoziiert werden können. Insgesamt treten in 8 Basisflächen Bestandsdichte > 1,5 Großvieheinheiten pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche auf.

5.2 Beurteilung der Auswirkungen mit Immissionsdaten

Bei der Überlagerung von Flächen mit hohen Viehbeständen mit den **Nitratgehalten im Grundwasser** ergeben sich, wie zu erwarten, nur schwache Korrelationen, da hierzu Standortfaktoren wie das Nitratrückhaltevermögen der Böden und die fachliche Praxis der Gülleausbringung unberücksichtigt bleiben und zudem die Grundwassermessstellen meistens außerhalb der Belastungszentren liegen. Betrachtet man die Auswirkungen der Belastungen aus der Flächennutzung auf die Oberflächengewässer unter Berücksichtigung der umfangreichen Immissionsdaten, lassen sich deutlichere Beziehungen aufzeigen:

Prioritäre Stoffe: Die als prioritäre Stoffe eingestuften Pflanzenschutzmittel ***Isoproturon*** und ***Diuron*** überstiegen bei einer einmaligen Messung die vorgeschlagenen Qualitätsnormen in der Mittleren Lahn (hier ist das Ergebnis weiterer Messungen abzuwarten). In der Unteren Lahn und in der Nahe liegen die Mittelwerte über der Hälfte dieser Normen. Das Schwermetall ***Blei*** überschreitet die vorgeschlagenen Normen in der Unteren Lahn und wird in der Nahe und der Mittleren Lahn in Konzentrationen über der Hälfte dieser Norm gefunden.

Gefährliche Stoffe der RL 76/464 EWG: Die Pflanzenschutzmittel ***Bentazon*** und ***Dichlorprop*** überschreiten die Qualitätsziele in der Mittleren Lahn bei einer einmaligen Messung. Die mittlere Konzentration des polychlorierte Biphenyl ***PCB 153*** übersteigt in der Unteren Lahn die Qualitätsziele. Weiterhin bestehen Probleme mit ***PCB 138*** und ***180***, da sie die Qualitätsziele um die Hälfte des Zielwertes übersteigen.

Biologische Gewässergüte und Trophie: In den hessischen Teileinzugsgebieten des Mittelrheins wird das saprobielle Güteziel (Klasse II) nach den Ergebnissen der biologischen Gütekarte 2000 weitgehend erreicht. Die Lahn selbst verfügt im Bereich zwischen Wetzlar und Limburg jedoch über einen längeren Abschnitt mit Gewässergüte II-III. In den Einzugsgebieten der Unteren Lahn und der südlichen Nahezuflüsse sind ebenfalls Defizite aufzuzeigen. Planktondominierte Fließgewässerabschnitte treten nur in den Unterläufen von Lahn und Nahe auf. Trotz teilweiser hoher Nährstoffbelastungen werden die LAWA-Vorgaben eingehalten (Trophie Klasse II, Nitrat-N als Mittelwert > 6 mg/l bzw. ortho-P > 0,2 mg/l).

Betrachtungsraumbezogene Auswertungen der Immissionsdaten liegen zum Zeitpunkt der Manuskripterstellung nur in einer Entwurfsfassung vor. Es zeichnet sich jedoch ab, dass bei der Beurteilung der Auswirkungen auf diesem Skalenniveau weniger die biologischen als viel mehr die chemischen Parameter kritische Ausschläge bei der Beurteilung der **Wassergüte** ergeben werden. Weder die Trophie noch die Saprobie überschreiten in den Betrachtungsräumen die 30 %-Signifikanzgrenze (s. Tab. 2). Unklar ist, zu welchem Ergebnis die Auswertung einer bislang noch nicht vorliegenden typ-referenzierten biologischen Gütekarte führen würde.

5.3 Belastungen durch Veränderungen der Morphologie

Die untersuchte Variante des Parameters Gewässerbettdynamik aus der Übersichtskartierung führt zu einer deutlich günstigeren Bewertung der Morphologie. Insbesondere nimmt die Anzahl der mit

Strukturgüteklasse II bewerteten Abschnitte gegenüber der älteren Variante von 5 % auf 22 % zu und solche der Klasse V und VI nehmen von 27 % auf 20 % bzw. von 23 % auf 10 % ab. Eine Beurteilung der Auswirkung in den Grenzen der Betrachtungsräume steht noch aus. Trotz des gewählten günstigeren Bewertungsansatzes werden immer noch deutlich mehr Betrachtungsräume auf Grund der morphologischen Veränderungen an den Gewässern kritisch eingestuft werden als durch biologische Kriterien.

6. Diskussion und Schlussfolgerungen

Aus den exemplarischen Ergebnissen lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen: Bei der Ermittlung signifikanter Belastungen aus diffusen Quellen gibt die sehr einfach durchzuführende Flächennutzungsanalyse erste Hinweise auf Belastungszentren. Ohne Berücksichtigung von weiteren Standortfaktoren (z. B. Nitratrückhaltevermögen der Böden, Erosionsgefährdung, fachliche Praxis bei der Bewirtschaftung etc.) bleibt der Aussagewert jedoch beschränkt. Eine Interpretation der Ergebnisse muss daher immer auch vor dem Hintergrund der „Vor-Ort-Erkenntnisse“ erfolgen. Der Abgleich mit Immissionsdaten in dem 2. Schritt des Verfahrens (Beurteilung der Auswirkungen in den Betrachtungsräumen) soll mögliche Beziehungen erkennbar und bewertbar machen. Dabei kommt der Abgrenzung der Betrachtungsräume eine ergebniskritische Bedeutung zu. Die Auswertungen im Pilotprojekt haben gezeigt, dass bei der Beurteilung der Belastungen des Stoffhaushaltes den chemischen Indikatoren (insbesondere Schwermetalle und Pflanzenschutzmittel) größere Bedeutung als „knock-out-Kriterien“ zukommt als den biologischen. Es ist daher fraglich, ob z. B. die großen, oftmals staureguliertenund eutrophierten Hauptgewässer zusammen mit den Nebengewässern in den Betrachtungsräumen gemeinsam und unter Verwendung des 30%-Kriteriums (s. Tab. 2) ausgewertet werden sollten. Der meist bessere Charakter der Nebengewässer kann dadurch tatsächliche Belastungen der Hauptgewässer überdecken. Bezüglich der Belastungen aus morphologischen Veränderungen ergibt sich das Problem der Unvereinbarkeit des „Vor-Ort-“ mit dem „Übersichtsverfahren“. Derzeit werden im Pilotprojekt verschiedene Varianten des Parameters Gewässerbettdynamik durch das Büro für untersucht.

7. Literatur

RP-GIEßEN (Hrsg.) (2002): Pilotprojekt „Bewirtchaftungsplan Mittelrhein“: 2. Statusbericht. – 109 S. + 24 Karten.

LAWA (2002a): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Teil 3 Vorabeiten und Hinweise zur Aufstellung eines EG-Bewirtschaftungsplanes. Bearbeitungsstand: 06.02.2002.

LAWA (2002b): Kriterien zur Erhebung von signifikanten anthropogenen Belastungen und Beurteilung ihrer Auswirkungen zur termingerechten und aussagekräftigen Berichterstattung an die EU-Kommission. Unveröffentlichtes Arbeitspapier, Bearbeitungsstand: 15.05.2002.

NEUMANN, M.: ILMAX: Ein Online Content Management System über Anthropogene und natürliche Störungen im Fließgewässersystem Ilm – Grundlagen für ein konzeptionelles Modell

POEPPERL, R., MEYER, A. & E. I.MEYER: „Flumagis“ – Flusseinzugsgebietsmanagement mit Geoinformationssystemen

PROBST, M.: Praktische Umsetzung der EU-WRRL in Niedersachsen: Erfassung und Bewertung. - Die Gewässerinformationssysteme BOG-2000 und BOG-Archiv

ZENKER, A., BÖHMER, J. & C. RAWER-JOST: Zentrale deutsche Datenbank für Makrozoobenthos zur ökologischen Bewertung im Rahmen der WRRL – Datenhaltung und Berechnung

ZUMBROICH, TH., MÜLLER, A. & P. LANGE: GIS- gestützte Methoden zur Ausweisung „erheblich veränderter Fließgewässer“

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

ILMAX: Ein Online Content Management System über Anthropogene und natürliche Störungen im Fließgewässersystem Ilm – Grundlagen für ein konzeptionelles Modell

Neumann, Michael

Institut für Ökologie der Friedrich-Schiller-Universität Jena, AG Limnologie, Carl-Zeiss-Promenade 10, D-07745 Jena
Tel: +49-3641-642742; Fax: +49-3641-643325; email: m.neumann@uni-jena.de

KEYWORDS:

Ökologische Informatik, Wissensbasiertes System, Wissensmanagement System, iZone, Regenerationsprozess

ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen der letzten Phase des Graduiertenkollegs „Funktions- und Regenerationsanalyse belasteter Ökosystem“ sollen die vorliegenden Daten und das vorhandene Expertenwissen gesammelt ausgewertet werden. Zu diesem Zweck wurde ein Online Content Management System aufgebaut. Alle ehemaligen oder aktuellen Mitarbeiter haben über das Internet Zugriff und können ihr Wissen publizieren. Das Wissen wird so gesammelt, strukturiert und visualisiert und kann durch die Suchfunktion leicht wieder gefunden werden. Das System ILMAX wird ein Informationssystem zu den Störungen und der Funktionalität des Regenerationsprozesses der Ilm sein. Das vorhandene Wissen wird somit im Ganzen nutzbar für eine Modellierung.

EINLEITUNG

Die Ökologische Informatik bietet eine Reihe von Methoden an, angewandte ökologische Forschung zu unterstützen. Sie stellt ein interdisziplinäres Rahmenwerk dar, welches die Anwendung der neuesten Informatiktechnologien auf Prinzipien der Informationsverarbeitung in und zwischen allen Komplexitätsstufen eines Ökosystems fördert. (Recknagel 2002). Die besonderen Merkmale der Ökologischen Informatik sind Datenintegration über Skalen und Komplexitätsstufen des Ökosystems hinweg, Rückschlüsse von Datenmustern auf ökologische Prozesse und adaptive Simulation und Vorhersage von Ökosystemen. Dabei kommen die grundlegenden Verfahren: Datenakquisition, Datenabruf und Visualisierung sowie Systemanalyse, Synthese und Vorhersage aus der Informatiktechnologie zur Anwendung. (Recknagel 2002).

In umfangreichen und langzeitigen ökologischen Forschungen fallen große Mengen Daten und Wissen an. Diese liegen oft in informeller Art und Weise, als Datenblätter, Textdokumente oder Expertenwissen vor. Oft sind die Forschungsprojekte in Unterprojekte unterteilt, was auch das vorliegende Wissen stückelt. Die beteiligten Wissenschaftler sind oft nur in ihrem Teilprojekt spezialisiert oder haben das Forschungsprojekt bereits wieder verlassen und sind deshalb vor Ort nicht mehr verfügbar. Um das vorliegende Erfahrungswissen zusammenhängend auszuwerten ist, in solchen Fällen der Einsatz moderner Informatiktechnologie notwendig.

Durch den Einsatz von Online Content Management Systemen ist es möglich, sowohl für ein einzelnes, langjähriges ökologisches Forschungsprojekt als auch für viele verschiedene, inhaltlich verwandte Untersuchungen das erarbeitete Wissen nachträglich zu sammeln, zu strukturieren und

damit im Ganzen nutzbar zu machen. Von Vorteil ist, dass die an den Projekten beteiligten Wissenschaftler, als Experten ihres Forschungsgebietes, selber beim Aufbau beteiligt werden können. Alle ehemaligen oder aktuell beteiligten Wissenschaftler haben über das Internet Zugriff und können den von ihnen erarbeiteten Content (Daten, Wissen, etc.) online stellen. Durch die Suchfunktion sind das Retrieval und die Visualisierung des Wissens möglich. Durch Bewertungen und Kommentierungen wird das Wissen nach seiner Güte und Bedeutung gewichtet. Über diesen Mechanismus wird auch die Qualität des Content gesichert. Zusätzlich garantieren Passwörter die Sicherheit und Qualität. Online Content Management Systeme stellen für die Ökosystemforschung ein neues und innovatives Werkzeug dar. Sie sind in idealer Weise geeignet, informales ökologisches Wissens zu repräsentieren und als Simulationswissen nutzbar zu machen, um z.B. konzeptionelle Rahmenwerke, Qualitatives Schließen, Neuronale Netzwerke oder Multi-Agenten Systeme anzuwenden.

Das Graduiertenkolleg „Funktions- und Regenerationsanalyse belasteter Ökosysteme“ an der Friedrich-Schiller-Universität Jena befasst sich seit 1996 mit der Frage, wie belastete Ökosysteme auf einen Wegfall der Störung reagieren. Als limnisches Beispiel-Ökosystem wurde hierbei die durch Stoffeintrag und Verbauungen betroffene Ilm (Thüringen) intensiv untersucht. In der hier vorgestellten Arbeit wurde ein Online Content Management System eingesetzt, um in der Endphase des Graduiertenkollegs das gesamte vorliegende Wissen zu sammeln und zu strukturieren.

VORHANDENES WISSEN

Einführung in das Forschungsprojekt

Fließgewässer sind durch die enge Verknüpfung und den ausgeprägten Austausch zwischen Land und Wasser in starkem Maße offene Ökosysteme (Cummins 1974; Schönborn 1992). Zusätzlich werden sie vom Menschen durch die Nutzung des Umlandes, durch Einträge (Line et al. 1997) und durch direkte Eingriffe oft in starkem Maße gestört, belastet oder degradiert (Blanchard & Lerch 2000; Carpenter et al. 1998; Dudgeon 1996). Nach dem Wegfall oder der Minimierung von Störungen setzt im Fließgewässer ein Regenerationsprozess ein (Gore et al. 1995). Die Lebensgemeinschaft passt sich an die Veränderungen an und erreicht einen stärker natürlichen Zustand.

Das Graduiertenkolleg „Funktions- und Regenerationsanalyse belasteter Ökosysteme“ (GRK 266/1-96) an der Friedrich-Schiller-Universität Jena untersucht seit 1996 (noch bis 2005) den Regenerationsprozess der Ilm (Thüringen). Der Mittel- und Oberlauf der Ilm war lange Zeit durch biologische Verarmung gekennzeichnet. Seit dem Rückgang der organischen Belastung Anfang der 90er Jahre konnte nun die Regeneration nach Entspannung der Belastungssituation erfasst werden.

Untersuchungsgebiet

Das Fließgewässer Ilm in Thüringen, Deutschland ist 130 km lang und besitzt ein Einzugsgebiet von 1043 km^2. Die Quelle liegt nahe Ilmenau, die Ilm fließt durch Weimar und mündet bei Großheringen in die sächsische Saale. Der mittlere Abfluss beträgt an der Mündung 5,9 m^3 s^{-1}. Im Oberlauf überwiegt mit 75% Anteil der Wald, während im Unterlauf 95% der Fläche landwirtschaftlich genutzt wird. Der jährliche Niederschlag nimmt von der Quelle im Thüringer Wald (1200 mm a^{-1}) bis auf 550 mm a^{-1} an der Mündung ab. Im Einzugsgebiet leben ca. 180.000 Einwohner in Dörfern und Kleinstädten.

Vorhandenes Wissen und Problemstellung

Erfahrungswissen und Daten lagen über die Analyse der Belastungssituation, die Funktionsanalyse und die Regeneration des Fließgewässerökosystems Ilm vor. Zu Beginn des Graduiertenkollegs lag der Schwerpunkt auf der Erfassung der Belastung und den abiotischen Faktoren, sowie auf dem grundlegenden Verständnis des Ökosystems. Die Regeneration der aquatischen Lebensgemeinschaft wurde sehr intensiv untersucht. Aufgrund der schnellen Regeneration wurden anschließend vor allem die Retention und die Umsetzungsraten des Fließgewässers untersucht. Im letzten Schritt

wird nun versucht, das Wissen über die unterschiedlichen Mechanismen in den verschiedenen Bereichen zu integrieren.

Die meisten Untersuchungen wurden im Rahmen von 17 Doktorarbeiten durchgeführt. Ergebnisse, Daten und Wissen lagen deshalb in Teilstücken vor. Probleme bei der Wissensrepräsentation und Wissenstransformation ergeben sich durch die besonderen Eigenschaften der ökologischen Daten und des vorliegenden Expertenwissens. Ökologische Daten sind häufig unsicher, unvollständig oder unscharf. Expertenwissen liegt in heterogener Struktur und verschiedenen Darstellungsformen wie Texten, Abbildungen oder Fakten vor.

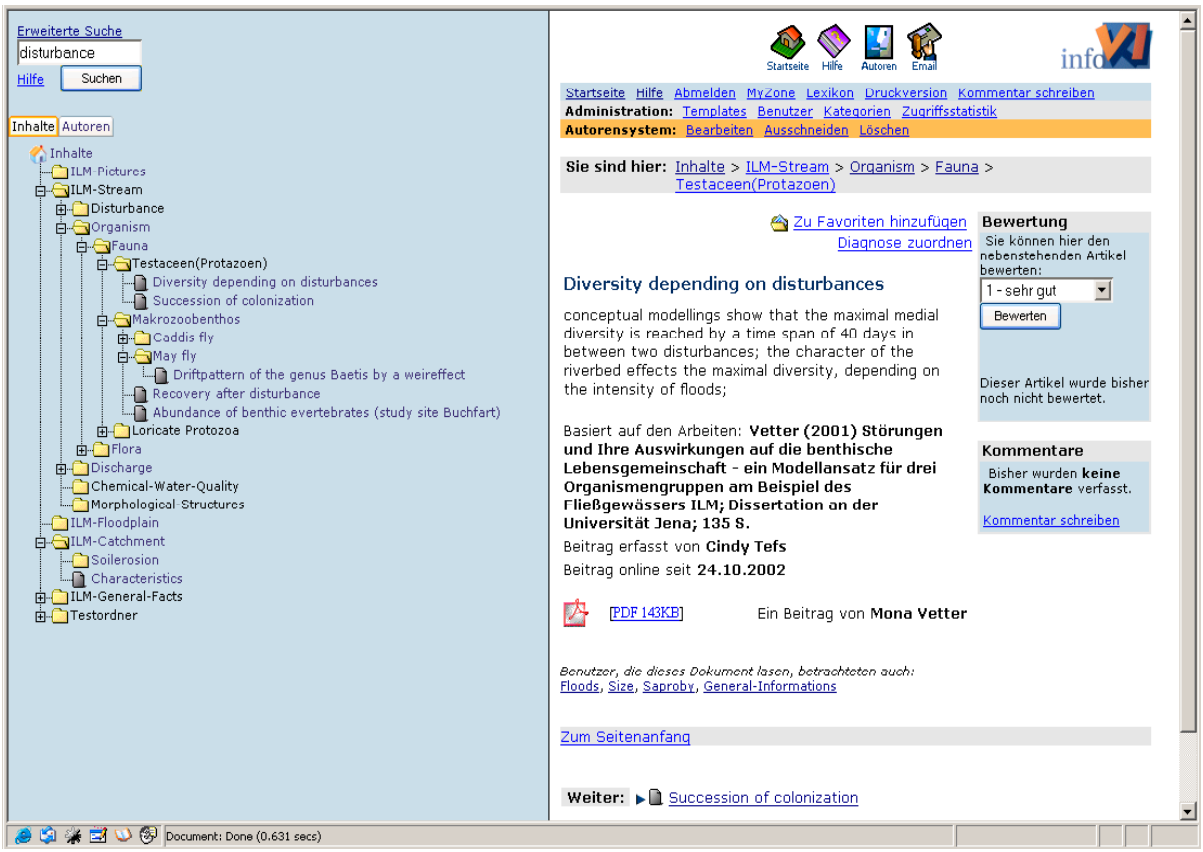


Abb. 1: Das Online Content Management System iZone wurde zum Aufbau des System ILMAX verwandt. Auf der linken Seite erkennt man die Kategorien und die Struktur. Auf der rechten Seite sind die Details eines Artikels zu erkennen.

Der Transformationsprozess beginnt mit einer umfangreichen Daten- und Wissensakquisition, dem so genannten Managing Experience Knowledge. Dieser Schritt muss als schwierig und zeitaufwendig eingeschätzt werden, da in dem vorliegenden Forschungsprojekt ehemalige Mitarbeiter nicht mehr vor Ort sind, Daten nicht in der gewünschten Form vorliegen und Wissen in Form von Texten oder nur als Expertenwissen vorliegt. Dass Ökologische Daten unvollständig sind, ist eher die Regel als die Ausnahme. In herkömmlichen Datenbanken werden fehlende Datenpunkte als Ausnahmefälle gehandhabt. Dies macht in der Ökologie keinen Sinn. Vielmehr muss versucht werden, die Lücken durch verschiedenartiges Wissen zu füllen. Das zu verwaltende Wissen muss dabei in den unterschiedlichen Darstellungsformen gespeichert werden.

Insgesamt spricht man von informalem Wissen, welches vor einer weiteren Nutzung durch Akquisition und Retrieval in formales Wissen umgewandelt werden muss. In diesem Bereich wird hier ein für die Ökologie innovatives und bisher nicht eingesetztes Werkzeug untersucht und angewandt.

AUFBAU DES ONLINE CONTENT MANAGEMENT SYSTEMS ILMAX

Der Aufbau erfolgte mit dem Content Management System iZone, welches vom Lehrstuhl für Künstliche Intelligenz der Universität Würzburg entwickelt wurde. Zu Beginn bekamen alle beteiligten Wissenschaftler einen eigenen Zugangscode. Sie waren dadurch in der Lage, als Autoren Content zu publizieren und das System zur Informationsfindung zu nutzen. Eines der wichtigsten Eigenschaften des webbasierten Content Management Systems ist die einfache und umfangreiche Suchfunktion und das strukturierte blättern. Letzteres wird durch Kategorien und eine Baumstruktur erreicht, die eine schnelle Navigation und einen Überblick über die Tiefe und den Umfang des vorliegenden Wissens ermöglicht. Die Struktur und die Kategorien wurden beim Aufbau des Systems vorgegeben, konnten aber von den Autoren erweitert werden.

Auf Grund der Trennung zwischen Inhalt (Content), Struktur und Layout unterstützen Content Management Systeme die Wiederverwendung und Transparenz beim Aufbau, Editieren, bei der Rückgewinnung und dem Publizieren jeglicher Art von Content. Wichtigster Content in unserem Beispiel waren Dokumente aus Doktorarbeiten, Publikationen, internen Berichten oder Datenblätter. Um nicht gezwungen zu sein, die Dokumente aufwendig in eine standardisierte Form umzuwandeln, wurden Meta-Informationen per Hand extrahiert. Solche Keywords und Abstracts erleichtern die Suche und ermöglichen das Wiederfinden.

Um Missbrauch einzudämmen, können Inhalte nur unter dem eigenen Autorennamen publiziert werden. Alle Mitglieder haben die Möglichkeit Beiträge zu bewerten und zu kommentieren. Die Bewertung ist eine einfache und oft angewandte Methode, um die Brauchbarkeit eines Beitrages festzustellen. Die Kommentierung erlaubt, Fehler zu verbessern, gegenteilige Meinungen darzulegen, Beispiele anzuführen, Detailangaben zu machen, aktive Links anzubinden oder zusätzliches Material einzufügen. Da auch diese Funktionen nur unter eigenem Namen durchgeführt werden können, erhöhen sie insgesamt die Qualität des abgespeicherten Contents.

DISKUSSION

Der Einsatz eines Online Content Management Systems ist in der limnologischen Forschung bisher nicht publiziert. Wir haben unser System ILMAX genannt (nach Ilm und Managing Experience Knowledge) und es ist unter http://www.ilmax.de erreichbar. Gäste können lesen, haben aber nicht die Berechtigung zum Editieren oder Publizieren. ILMAX ist zum jetzigen Zeitpunkt noch im Aufbau und muss als Prototyp angesehen werden. Es lassen sich aber bereits einige Erfahrungen aus der Startphase berichten.

Für die Initialisierungsphase war es sehr hilfreich, einen konkreten Verantwortlichen zu benennen. Er pflegt das System und richtet Autoren- und Gastzugänge ein. In der Initialisierungsphase definierte er die Kategorien und die Struktur. Zusätzlich publizierte er ersten Inhalt aus Veröffentlichungen und definierte einige Einträge in das Lexikon. Eine weitere Aufgabe war es, den beteiligten Wissenschaftlern das System vorzustellen und sie zu motivieren, selbst Inhalte (Content) zu publizieren. Dies wird von Smith & Farquar (2000) als ein Ansatz mit Knowledge Champion bezeichnet.

Die Motivation innerhalb der Autoren war gut. Insgesamt zeigte sich der Trend, dass je zeitlich und örtlich näher ein Autor mit dem Forschungsprojekt verbunden war, desto größer war seine Motivation Content zu publizieren. Tatsächlich war die Autorengemeinschaft aber sehr divergent in Ihren technischen Fähigkeiten. Die benötigte Hilfestellung war demzufolge von Autor zu Autor sehr unterschiedlich. Ein großer Vorteil war der einfache Zugang über das Internet. Hierdurch konnten alle Wissenschaftler direkt von Ihrem Arbeitsplatz auf das System zugreifen.

Das System ILMAX soll in Zukunft weiter ausgebaut und gepflegt werden. Geplant ist die Erweiterung durch generelles Wissen aus der Literatur. Ziel ist es, die Funktionalität von natürlichen und anthropogenen Störungen im Fließgewässersystem Ilm zu verstehen. Es wird hierzu

ein web basiertes Informationssystem entstehen. ILMAX bietet damit die ideale Grundlage für das zukünftige Ziel, den Aufbau eines konzeptionellen Simulationsmodells.

DANKSAGUNG

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Graduiertenkolleg „Funktions- und Regenerationsanalyse belasteter Ökosysteme“ (GRK 266/1-96) durch Mittel der DFG gefördert. Ich danke Joachim Baumeister und Frank Puppe vom Lehrstuhl für Künstliche Intelligenz der Universität Würzburg für ihre tatkräftige Unterstützung.

LITERATUR

Blanchard P. E. & Lerch R. N. (2000) Watershed vulnerability to losses of agricultural chemicals: Interactions of chemistry, hydrology, and land-use. Environmental Science and Technology 34: 3315-3322.

Carpenter S. R., Caraco N. F., Correll D. L., Howarth R. W., Sharpley A. N. & Smith V. H. (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecological Applications 8: 559-568.

Dudgeon D. (1996) Anthropogenic influences on Hong Kong streams. GeoJournal 40: 53-61.

Gore J. A., Bryant F. L. & Crawford D. J. (1995) River and stream restoration. In: Rehabilitating damaged ecosystems (ed. J. Cairns) pp. 245-275. Lewis Publishers.

Line D. E., Osmond D. L., Coffey S. W., McLaughlin R. A., Jennings G. D., Gale J. A. & J. S. (1997) Nonpoint sources. Water Environment Research 69: 844-860.

Recknagel F. ed. (2002) Ecological informatics : understanding ecology by biologically inspired computation. Springer, Berlin.

Schönborn W. (1992) Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Smith, R. & Farquar, A. (2000) The Road Ahead for Knowledge Management: An AI Perspective. AI-Magazine, 21, 17-40.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

„FLUMAGIS“ –
Flusseinzugsgebietsmanagement mit Geoinformationssystemen

Poepperl, R.; Meyer, A. & Meyer, E. I.

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Ökologie und Evolution der Tiere,
Abteilung für Limnologie, 48149 Münster, Tel.: +49 (0)251 83 23890, Fax: +49 (0)251 83 24668,
Email: poepperl@uni-muenster.de, meyere@uni-muenster.de

Im Mittelpunkt des vom BMBF geförderten F+E-Vorhaben ‚Interdisziplinäre Methoden- und Werkzeugentwicklung zur Planung und Kontrolle von Maßnahmen für das Flusseinzugsgebietsmanagement mit Geoinformationssystemen FLUMAGIS’ steht die Entwicklung eines interaktiven Werkzeuges, das die (dreidimensionale) Visualisierung und Bewertung des Ist-Zustandes der gewässer- und landschaftsökologischen sowie wasser- und stoffhaushaltlichen Bedingungen von Flussgebietslandschaften ermöglicht. Die Editierung dieser virtuellen Landschaft ermöglicht auf der Basis einer interdisziplinären Daten- und Wissensplattform die gemeinsame Erarbeitung von Planungs- und Bewirtschaftungsszenarien im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL). Die Alternativen und Auswirkungen der Planungsszenarien, aber auch mögliche Konfliktfelder, werden transparent, erleb- und diskutierbar. Die Visualisierung dient somit insbesondere dem Zweck der Partizipation aller Planungsbeteiligten.

Im Rahmen des Projektes werden relevante Skalenebenen berücksichtigt: Es soll auf den verschiedenen Planungsebenen (Berichtsmaßstab 1:500.000 gemäß EG-WRRL, Planungsmaßstäbe 1:25.000 bis 1:10.000 und Maßnahmenebene 1:1.000 bis 1:5.000) anwendbar sein (Abb. 1).

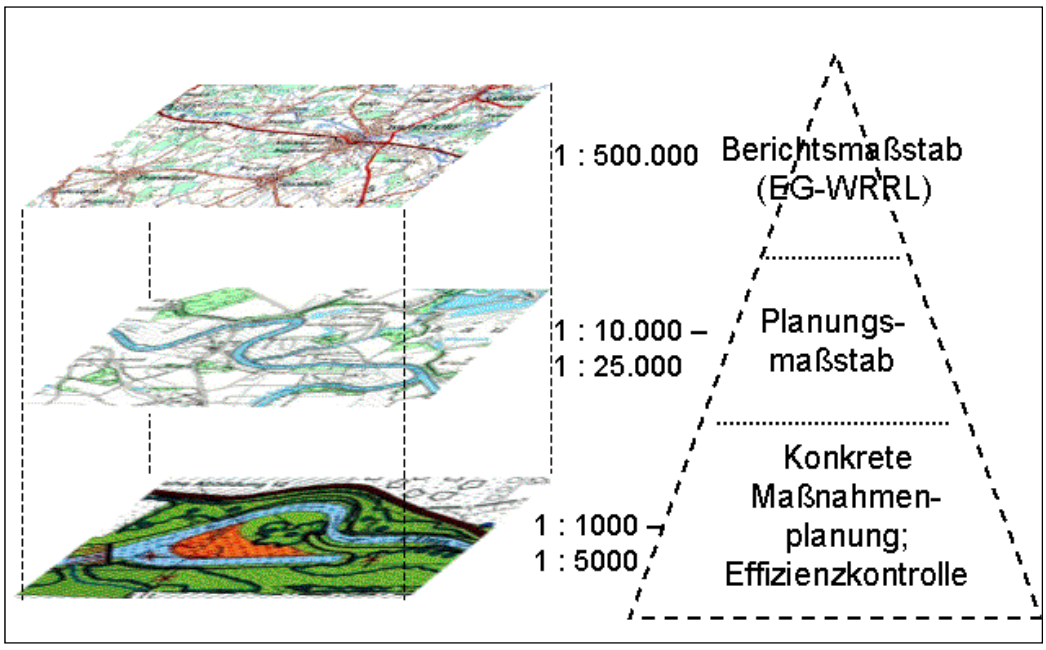


Abb. 1: Relevante Maßstabsebenen gemäß EG-WRRL.

Die virtuelle Flussgebietslandschaft wird interaktiv veränderbar sein. Für die Praxisumsetzung ist es entscheidend, den Maßnahmenbedarf aus einem entsprechenden Katalog herleiten zu können, der auf der Grundlage des Fachwissens der beteiligten Disziplinen basiert (Abb. 2). Die Herleitung ist mittels Wissens- und Regelbasen möglich, die durch Kooperation verschiedener Fachexperten aus den Bereichen Limnologie, Landschaftsökologie, Bauingenieurwesen, Geoinformatik und Sozioökonomie entwickelt werden. Schließlich soll durch Kopplung mit Wissensbasen und Modellen (Wasserhaushalts-, Schadstoffflussmodelle, u. a.) eine Kontrolle der Folgen dieser Maßnahmen ermöglicht werden („prognostizierende Kontrolle“). Damit neben der fachlich-wissenschaftlichen Expertise auch der Input aus der Planungs- und Bewirtschaftungspraxis gewährleistet ist, werden Experten aus planungsbeteiligten Institutionen (z.B. Staatliche Umweltämter; Landwirtschaftskammer; Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung [LÖBF]) sowie Wassernutzer (Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Tourismus, Trinkwasserversorger) frühzeitig einbezogen.

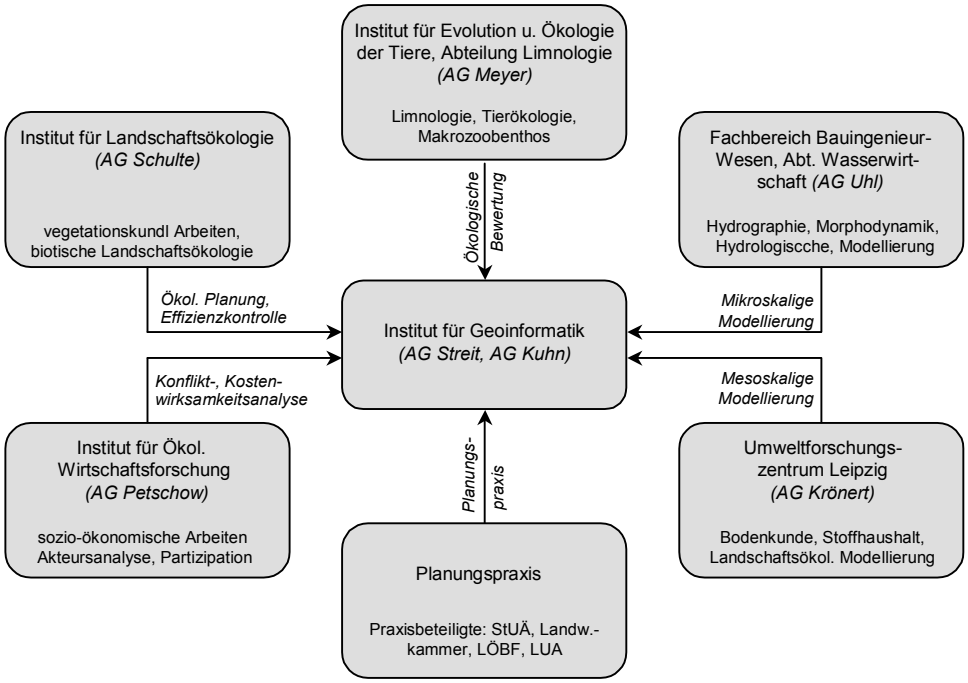


Abb. 2: Interdisziplinäre Zusammenarbeit im FLUMAGIS-Projekt

<u>Entwicklung von Werkzeugen für das Flusseinzugsgebietsmanagement:</u> Als Besonderheit kann die Integration von DV-Techniken auf der Grundlage von Geoinformationssystemen (GIS) angesehen werden. Das System wird die vielfältigen Aufgaben des Flusseinzugsgebietsmanagements unter Berücksichtigung des Fachwissens, der möglichen Interessenkonflikte sowie der sozioökonomischen Indikatoren unterstützen. Diese Techniken sollen künftig ein Arbeitsmittel zur Entwicklung von Bewirtschaftungs- und Gewässerpflegeplänen darstellen (Abb. 3). Als weitere innovative Aspekte können angesehen werden:

- der interdisziplinäre Ansatz, der den heutigen Ansprüchen des Flusseinzugsgebietsmanagements gerecht wird. Um praxisrelevante Werkzeuge zu schaffen, müssen die verschiedenen Fachrichtungen eng zusammenarbeiten und Methoden schaffen, die dem Wissenschaftsstand entsprechen, gleichzeitig aber der praktischen Einsetzbarkeit Rechnung tragen

- die Entwicklung von Kriterien und Indikatoren für die Bewertung, Maßnahmenherleitung und Effizienzkontrolle in einem vom Menschen stark beeinflussten Einzugsgebiet (z. B. Strukturmerkmale, hydrologische, hydraulische und biozönologische Indikatoren, Diversität, Chemismus, Stoffumsatz, u. a.)
- die Analyse und Bewertung der Nutzungskonflikte, die infolge von Maßnahmenvorschlägen entstehen können. Hierunter fällt auch eine entsprechende Kostenwirksamkeitsanalyse (Kosten-/Nutzen-Rechnung).

Werden Maßnahmen im Einzugsgebiet zunächst nur virtuell durchgeführt, so wird eine „prognostizierende Kontrolle“ ermöglicht, um “Fehlentwicklungen” zu erkennen und zu korrigieren, bevor sie Realität werden. Dabei können neue Erkenntnisse und Fakten schnell in dem System umgesetzt werden, so dass gegenüber den langjährigen Planungsprozessen eine deutliche Steigerung der Planungseffektivität zu erwarten ist.

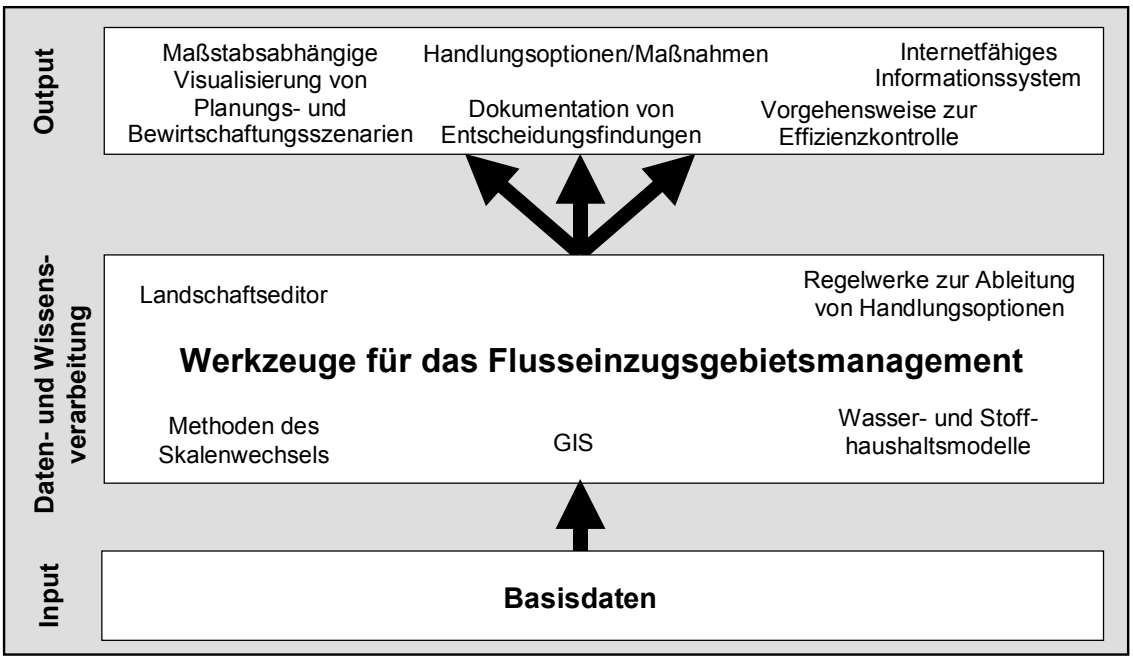


Abb. 3: Entwicklung von Werkzeugen für das Flusseinzugsgebietsmanagement.

Wichtige **Teilziele** sind:

- Bereitstellung wasser-, stoffhaushaltlicher und biozönotischer Indikatoren, Kriterien und Regeln für die Wissensbasen für unterschiedliche Maßstabsebenen (Gesamteinzugsgebiet Ems, Einzugsgebiete ausgewählter Nebengewässer, s.u.), Systemzustände (Bestand, Leitbild, Entwicklungsziel) und Zeitskalen (Langzeitbilanzen, kontinuierliche Zeitreihen) mit Hilfe validierter Simulationsmodelle;
- Erarbeitung von Methoden zum Maßstabswechsel (up-/down-scaling) zwischen den meso- und mikroskaligen Modellen (Verknüpfung skalenspezifischer Prozessfaktoren und –parameter) und zur Kopplung wasser- und stoffhaushaltlicher Modelle für die Modellrechnungen;
- Bestandsaufnahme des Ist-Zustandes und Identifikation des Entwicklungszieles „guter ökologischer Zustand“ (s. EG-WRRL) in Kooperation mit den Akteuren
- Definition von Kriterien zur sozioökonomischen Bewertung des Maßnahmenbedarfs und deren Integration in die Formulierung von Handlungsoptionen;

- Entwicklung eines prozessorientierten Entscheidungsmodells, in dem die Akteure des Flusseinzugsgebietsmanagements durch Wissensbasen unterstützt werden;
- Integration der Indikatoren, Kriterien und Regeln aus den beteiligten Arbeitsfeldern in die Wissensbasen;
- Kopplung von Wissensbasen, GIS-/SDSS-Komponenten und Visualisierungstechniken unter Berücksichtigung von Nutzbarkeits- und Interoperabilitätsaspekten.

Das System baut auf der Technologie der Geoinformationssysteme (GIS) auf. An ein solches GIS werden Modelle sowie Wissensbasen gekoppelt. Die (3D-)Visualisierung ist mittels einer sog. „workbench“ möglich (Abb. 4).

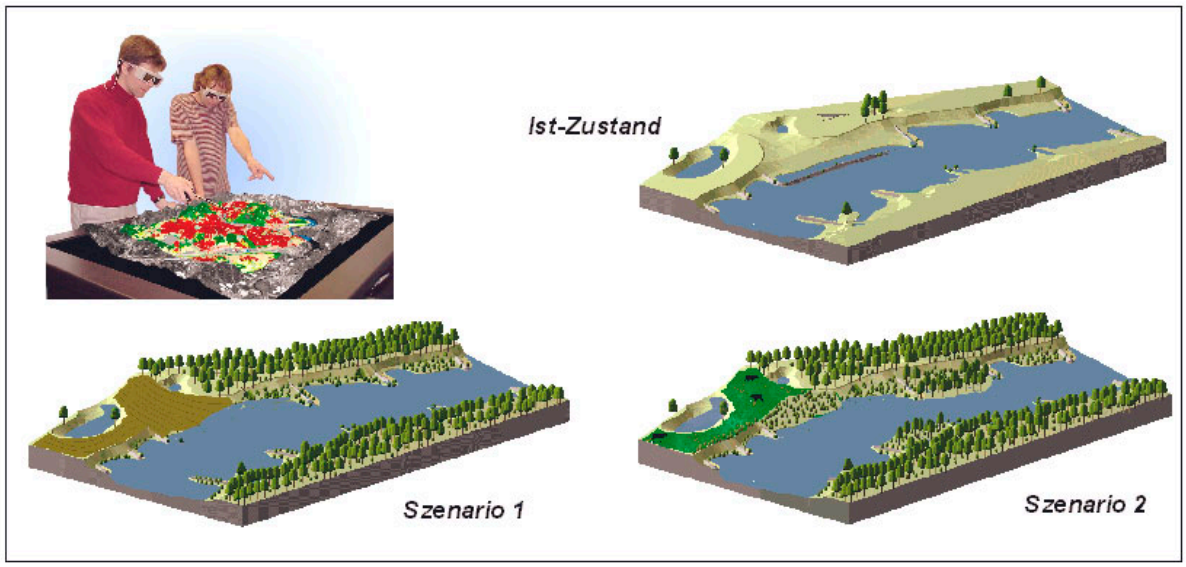


Abb. 4: Interaktive 3D-Visualisierung und Editierung der Flusslandschaft.

Als **Untersuchungsregion** dient das Flusseinzugsgebiet der oberen Ems. Einzelne **Fragestellungen** werden an Teileinzugsgebieten des Elting- und Ladberger Mühlenbach-Systems sowie an einem Abschnitt der Ems bearbeitet (Abb. 5), die in dem von der LAWA als Arbeitsebene für die Umsetzung der EG-WRRL vorgeschlagenen Maßstab von 1:25.000 bearbeitbar sind. Hier sind sowohl naturnahe Gewässerabschnitte als auch verschiedene Degradationsstufen anzutreffen, die charakteristische ökologische Gegebenheiten, gleichzeitig aber auch Konfliktfelder zwischen ökologischen (bestehenden oder zu schaffenden) Bedingungen und sozioökonomischen Interessen aufweisen.

Die obere Ems umfasst den nicht schiffbaren Abschnitt bis Rheine mit einem 3740 km² großen Einzugsgebiet (NLÖ 1999) in den ausgeprägten Sandlandschaften des Ostmünsterlandes und den Pseudogleylandschaften des Kernmünsterlandes. Sie ist einer der karbonatärmsten Flüsse Mitteleuropas und besitzt eine besondere, europaweite Bedeutung. Seit Ende der 1930er Jahre ist die obere Ems fast vollständig reguliert und weist heute nur noch wenige naturnahe Abschnitte auf. Das Einzugsgebiet unterliegt einer starken landwirtschaftlichen Nutzung und gehört zu den am intensivsten genutzten Agrarräumen Europas.

Emsaue Telgte – Greven: Die Ems besitzt zwischen Telgte und Greven insgesamt eine Lauflänge von ca. 24 km und wird dem Fließgewässertyp des sandgeprägten Tieflandflusses zugeordnet (LUA 2001). Sie weist aufgrund umfangreicher Ausbau- und Regulierungsmaßnahmen einen meist geradlinigen und befestigten Verlauf auf und besitzt nur noch wenige naturnähere Abschnitte. Seit mehreren Jahren werden im Rahmen des Emsauenschutzprojektes(StUA Münster 1999) umfangreiche

wasserbauliche und naturschutzfachliche Maßnahmen zur strukturellen, biologischen und ökologischen Verbesserung und Revitalisierung des Gewässers und seiner Aue durchgeführt. Unter deren Einbeziehung werden verschiedene Szenarien zur Veränderung der Auennutzung und des Gewässerverlaufes entwickelt. Es soll geklärt werden, ob Verbesserungen für die Aue durch die Maßnahmen zur Fließgeschwindigkeitsverminderung und Retentionssteigerung erreicht werden können (z. B. durch Wiederanbindung von Altarmen, Verstärkung der Ufererosion) und welche Auennutzung mit diesen Maßnahmen verträglich sein kann.

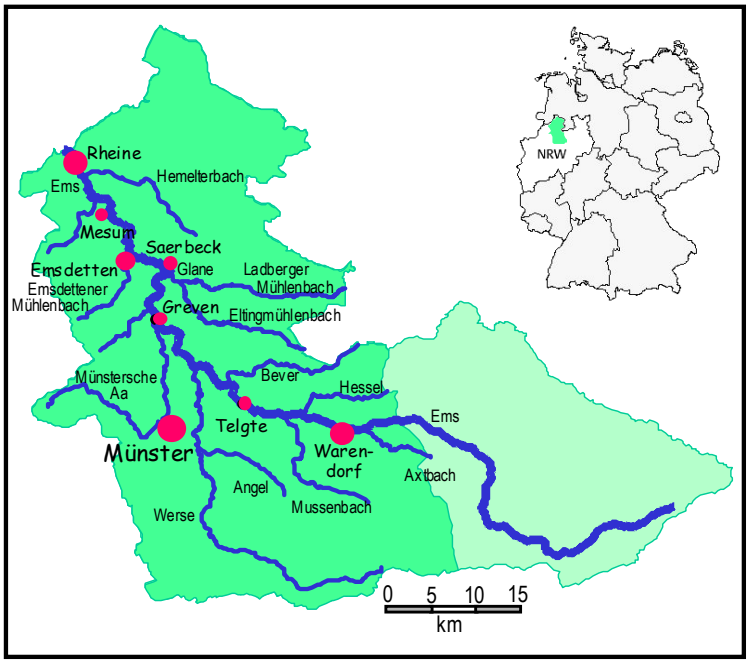


Abb. 5: Geographische Lage der Untersuchungsgebiete (Ladberger Mühlenbach, Eltingmühlenbach, Münstersche Aa, Ems zwischen Telgte und Greven).





Abb. 6: Emsaue bei Elte (links) und Eltingmühlenbach (rechts). Fotos: Inst. f. Landschaftsökologie (li), Bernd Spänhoff (re).

Für diese Szenarien soll prototypisch auf der Basis von floristisch-vegetationskundlichen Indikatoren ein Biomonitoring- und Effizienzkontrollsystem entwickelt werden. Dieses soll die Möglichkeit einer Beschreibung, Bewertung und Zuordnung des Ist-Zustandes zu den verschiedenen Zustandsklassen gemäß EG-WRRL bieten. Durch Kopplung mit Simulationsmodellen soll eine prognostizierende Kontrolle und permanente Evaluierung von durchgeführten und geplanten Maßnahmen ermöglicht werden.

Eltingmühlenbach und Ladberger Mühlenbach: Der Eltingmühlenbach und Ladberger Mühlenbach entspringen am südwestlichen Hang des Teutoburger Waldes und münden über die Glane in die Ems. Beide Gewässer gehören zum Fließgewässertyp der sandgeprägten Fließgewässer im Tiefland der westfälischen Bucht (LUA 1999, LUA 2001). Das Einzugsgebiet des Ladberger Mühlenbaches beträgt ca. 350 km^2, der Oberlauf ist durch bachbegleitende Ufersäume geprägt und kann als naturnah angesehen werden. Der Eltingmühlenbach mit einem Einzugsgebiet von etwa 160 km^2 ist im Unterlauf naturnah. Über weite Strecken sind beide Gewässer durch landwirtschaftliche Einträge stark belastet und weisen aufgrund anthropogener Überformungen erhebliche strukturelle Defizite auf. Ihre Durchgängigkeit ist durch eine Vielzahl von Querverbauungen unterbrochen.
Entwicklungsszenarien für die Mühlenbäche sind die Änderung der landwirtschaftlichen Nutzung bzw. Praxis zur Verminderung der stofflichen Belastung und Verbesserung der chemisch-physikalischen Gewässergüte sowie die Wiederherstellung der Durchgängigkeit und der natürlichen strukturellen Vielfalt. Für die Durchführung einer Wirksamkeitsprognose und Effizienzkontrolle wird eine Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes des Einzugsgebietes und eine Modellierung der Hydromorphologie (Feststofftransport prägt die Morphologie und Biozönose von Sandbächen entscheidend) durchgeführt. Durch Kombination morphodynamischer Simulationsrechnungen und biozönotischer Aussagen sollen Prognosen der ökologischen Entwicklung für Sanierungsvarianten erprobt werden.

Einzugsgebiet Münstersche Aa: Das 173 km^2 große Einzugsgebiet der 40 km langen Münsterschen Aa repräsentiert den Typus der Pseudogleylandschaft des Kernmünsterlandes mit urbaner Beeinflussung. Die obere Aa ist durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Das Stadtgebiet Münster überprägt die Aa morphologisch, hydrologisch und stofflich erheblich. Unterhalb der Stadt folgt ein renaturierter Gewässer- und Auenbereich, dessen Wassermengen- und Stoffregime jedoch durch die Stadt geprägt ist.
Die Projektbearbeitung der Münsterschen Aa konzentriert sich prototypisch auf den Teilaspekt Wassermenge. Hauptprobleme stellen der im Hauptschluss liegende eutrophe Aasee, die Gewässerführung im Innenstadtbereich als offener Rechteckkanal sowie erhebliche Einleitungen aus Misch- und Trennkanalisationen dar. Hier sollen Methoden für den räumlichen oder zeitlichen Skalenwechsel zwischen meso- und mikroskaliger hydrologischer Modellierung (Grobmodell Ems – Feinmodell Aa), die Identifizierung und Bewertung von Urbanisierungseffekten und die Erstellung eines hydrologischen Leitbildes für das Abflussregime entwickelt werden.

Referenzen

LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hrsg.) (1999): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen.- LUA-Merkblätter 17, 88 S.

LUA NRW (2001): Arbeitshilfe für die Gewässerstrukturgütekartierung 2000/2001. Morphologische Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen - Flusstypen und Flussabschnittstypen. In Druck.

NLÖ (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hrsg.) (1999): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch - Weser- und Emsgebiet 1997, Hildesheim, 295 S.

STUA MÜNSTER (Staatliches Umweltamt Münster, Hrsg.) (1999): Gewässerauenprogramm Ems - Emsauenschutzkonzept. - Berichte und Informationen Band 4, 37 S.

Webadresse des FLUMAGIS-Projektes: http://www.flumagis.de

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Praktische Umsetzung der EU-WRRL in Niedersachsen: Erfassung und Bewertung
Die Gewässerinformationssysteme BOG-2000 und BOG-Archiv

SYSTEMBERATUNG + ENTWICKLUNG
Dipl.-Inform. Michael Probst
Göttingstr. 16, 38106 Braunschweig
e-Mail: info@mipro-logic.de

Keywords: Wasserrahmenrichtlinie, Informationssystem, BOG-2000, BOG-Archiv, Erfassung, Bewertung

Einleitung

Im Hinblick auf die praktische Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurden in Zusammenarbeit zwischen dem Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ), dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK), der Technischen Universität Braunschweig sowie der Systemberatung Probst die Programmsysteme „BOG-2000“ (BOG = Biologie der Oberflächengewässer) und „BOG-Archiv“ entwickelt.

Zielsetzung bei der Systementwicklung war die Schaffung eines zur EU-WRRL konformen Informationssystems für die Erfassung und Bewertung des ökologischen Gewässerzustands auf Landesebene. Den mit der Gütebewertung beauftragten Dienststellen von NLWK und NLÖ sollte ein einheitliches Schema für die Erfassung der durch die WRRL definierten Qualitätskomponenten zur Verfügung gestellt werden. Zugleich mussten bei allen Dienststellen einheitliche Datenstrukturen und Exportschnittstellen etabliert werden, welche die Grundlage für eine landesweit einheitliche Datenbank darstellen.

Systemüberblick

Die Bestandsaufnahme wird mit dem System BOG-2000 durch die NLWK- und NLÖ-Dienststellen durchgeführt. Vor dem Import in das BOG-Archiv werden die erfassten Daten durch aktuelle GIS-Daten ergänzt.

Die Fischfauna wird vom Dezernat für Binnenfischerei (NLÖ) mit einem zum BOG-Archiv kompatiblen Programm erfasst. Sie wird als weitere ökologische Qualitätskomponente in das Archiv integriert (Abb. 1).

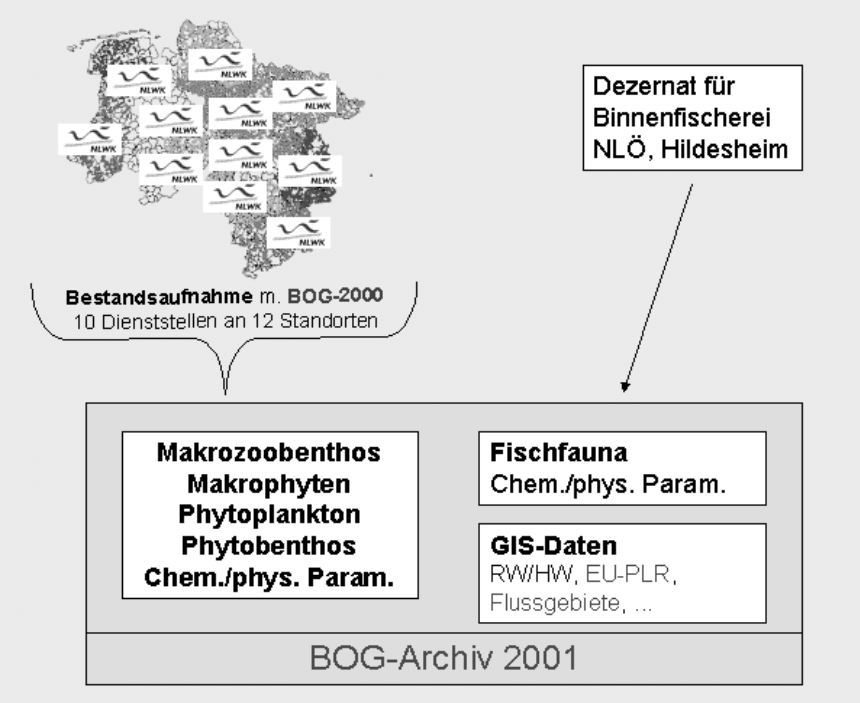


Abb. 1 – Systemüberblick.

Datenerfassung mit BOG-2000

Das System BOG-2000 wurde zur Erfassung der ökologischen (Makrozoobenthos, Makrophyten, Phytobenthos und Phytoplankton), hydromorphologischen und chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten entworfen. Das System ermöglicht die Verwaltung der Stamm- sowie der Untersuchungsdaten für das Zuständigkeitsgebiet jeder Dienststelle. Neben der Berechnung von Saprobien-, Diversitäts-, Ähnlichkeits- und Dominanzindex stehen umfangreiche Funktionen zur Datenauswertung nach verschiedenen Auswahlkriterien sowie zur Druckausgabe zur Verfügung.

Die Benutzeroberfläche wurde nach einem Prototyping-Verfahren im ständigen Dialog mit den späteren Anwendern entworfen. Auf diese Weise konnte von Beginn an eine hohe Akzeptanz bei den Benutzern erreicht werden. Um die Wiedererkennbarkeit zu erhöhen und die Einarbeitungszeit zu verkürzen, diente das in Niedersachsen vom NLWK verwendete Feldprotokoll zur Erfassung der Gewässergüte als Grundlage für die Gestaltung der Bildschirmformulare. Eine erweiterte Version des Feldprotokolls wurde als Erfassungsmaske in das System integriert.

Sämtliche bei einer Untersuchung aufzunehmenden Daten sollten auf einem zentralen Arbeitsblatt zusammengefasst und möglichst übersichtlich dargestellt werden. Dazu wurde für die Darstellung der Informationen das Konzept bekannter Internet-Browser, wie z.B. Netscape Navigator®, aufgegriffen. Der Bearbeiter kann sich frei über das gesamte Feldprotokoll bewegen (scrollen) oder einzelne Informationen über eine Navigationsübersicht gezielt auswählen. Durch interaktive Textelemente (Hyperlinks) direkt im Formular können zudem jederzeit Nachschlagelisten geöffnet oder in die Stammdatenverwaltung gewechselt werden (Abb. 2).

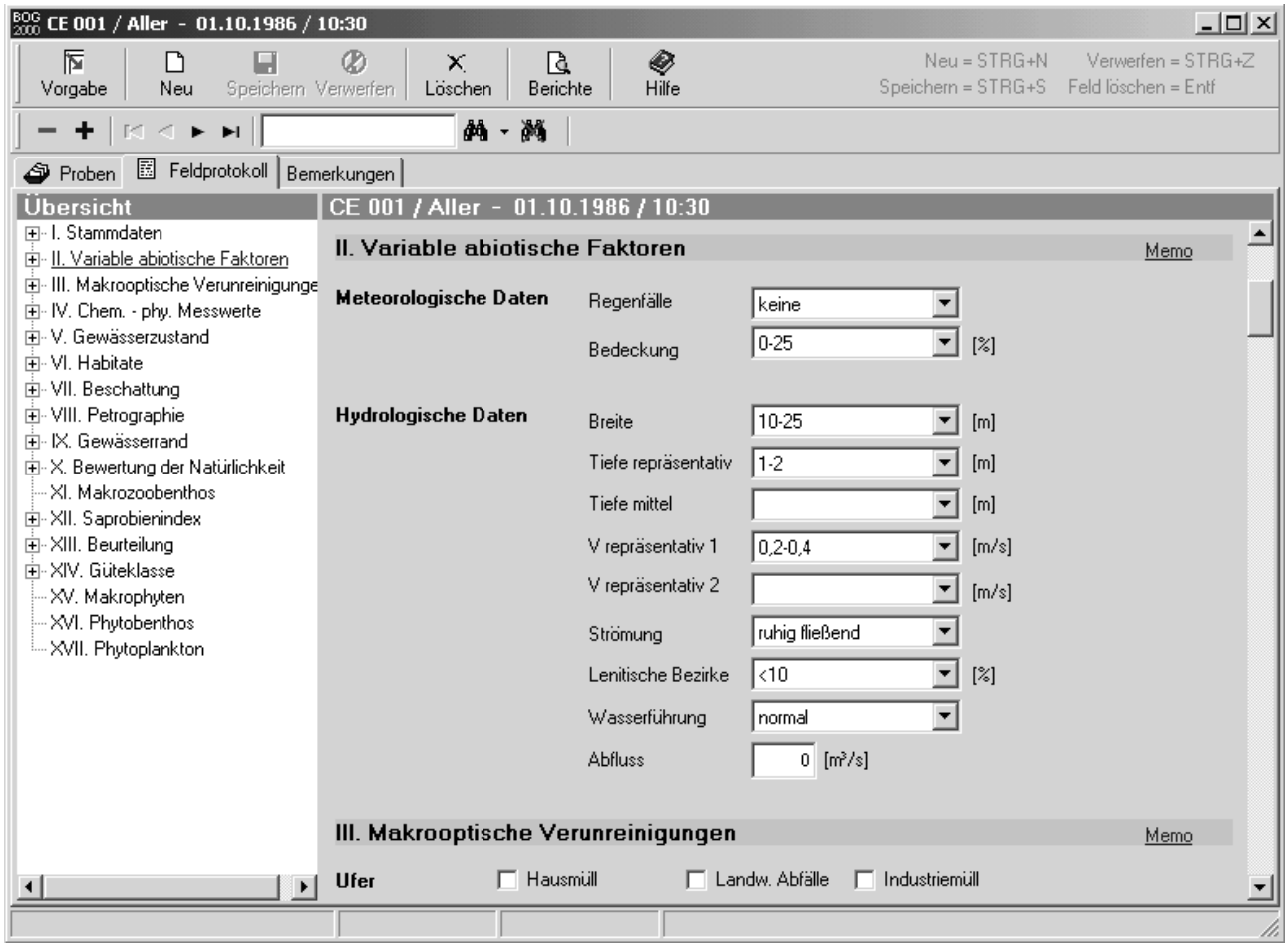


Abb. 2 – Datenerfassung mit dem Feldprotokoll (BOG-2000).

Datenauswertung mit BOG-Archiv

Die mit BOG-2000 erfassten Untersuchungsdaten werden im BOG-Archiv zu einem einheitlichen Gesamtbestand zusammengefasst. Beim Import in das Archiv werden die Daten durch ein Geo-Informationssystem (GIS) um räumliche Informationen ergänzt. Durch die GIS-Kopplung wird ein (im Vergleich zu BOG-2000) erweiterter Raumbezug (Regierungsbezirke, Landkreise, Gemeinden, Flussgebiete, EU-Planungsräume) als mögliches Kriterium für die Auswertung auf Landesebene integriert. Der Datenbestand des Archivs wird regelmäßig vom NLÖ aktualisiert und den Dienststellen auf CD-ROM zur Verfügung gestellt. Diese erhalten somit die Möglichkeit, auf umfangreiche Freilanddaten zuzugreifen und diese für eigene Auswertungen zu verwenden.

Das BOG-Archiv stellt umfangreiche Auswertungs- und Abfragemöglichkeiten zur Verfügung. Die Datenauswertung kann wahlweise über grafische Abfrageformulare sowie über die Abfragesprache SQL (s.u.) erfolgen.

Die Abfrageformulare eignen sich vor allem für Fragestellungen, die in Form eines „Abfragefilters“ anhand vorgegebener Kriterien definiert werden können. So kann z.B. die Suche aller Vorkommen eines bestimmten Taxons in Gewässern eines bestimmten Typs einen solchen Abfragefilter darstellen. Abbildung 3 zeigt das Abfrageformular zur Erstellung von Verbreitungskarten.

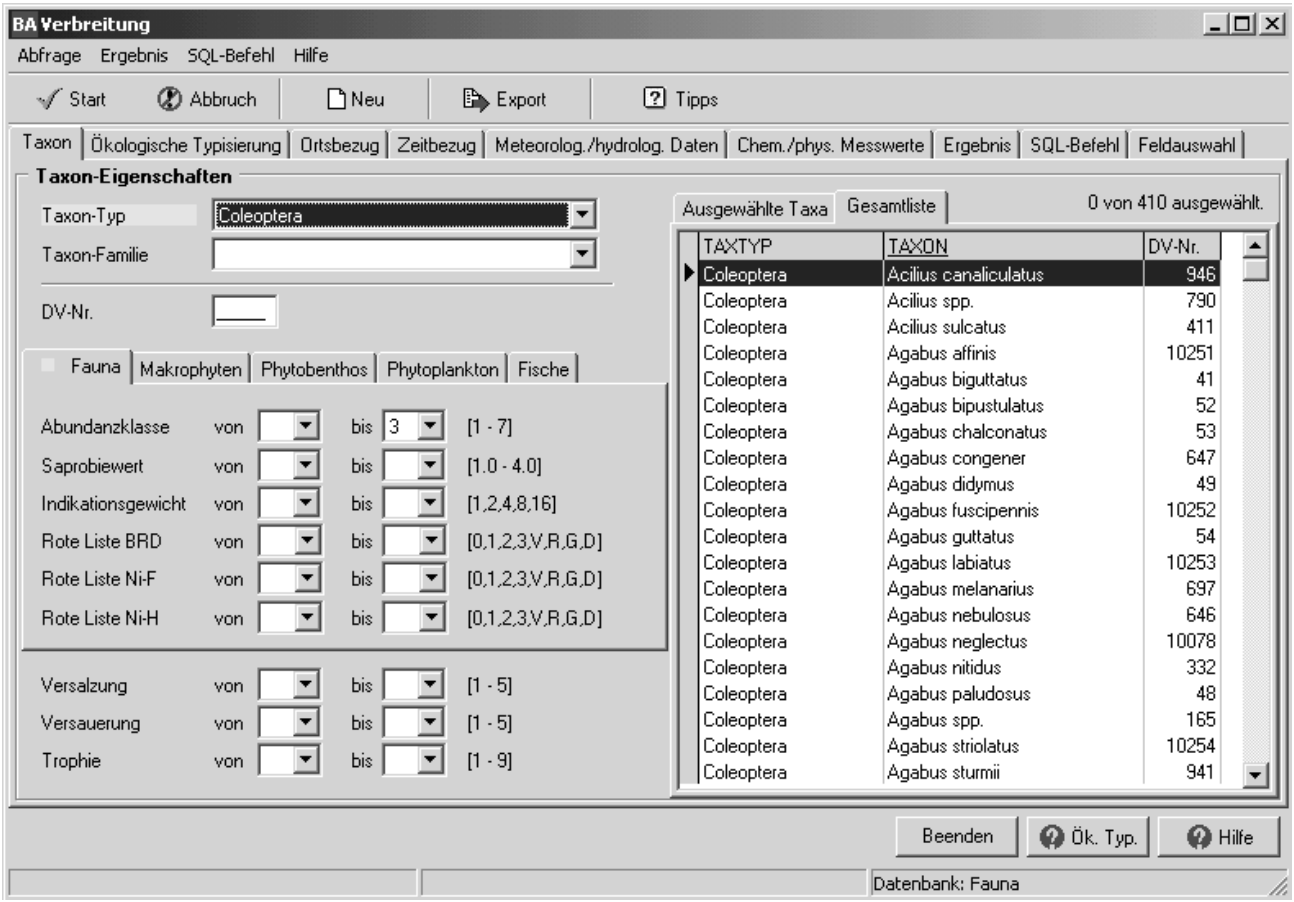


Abb. 3 – Auswertung via Abfrageformular (BOG-Archiv).

Eine weitere Möglichkeit zur Datenauswertung stellen frei formulierbare Abfragen in der Datenbankabfragesprache SQL (structured query language) dar. In eine SQL-Abfrage der Form „`select-from-where`“ können sämtliche in der Datenbank gespeicherten Parameter in beliebiger Kombination einbezogen werden. SQL-Abfragen eignen sich besonders zur Bearbeitung

komplexer Fragestellungen, z.B. zur Populationsdynamik. Sie können für die unterschiedlichsten Auswertungen und Fragestellungen formuliert und zur späteren Verwendung gespeichert werden.

Ein Beispiel für eine einfache SQL-Abfrage zeigt Abb. 4.

```
SELECT Taxon
FROM   Funde
WHERE  Taxontyp = „Trichoptera“
 AND   Jahr = 1998
 AND   Abundanz >= 3
```

Abb. 4 – SQL-Abfrage, die eine Liste aller Trichopterenfunde im Jahr 1998 mit Abundanzen >=3 erstellt.

Verarbeitung von Auswertungsergebnissen

Die Auswertungsergebnisse von BOG-2000 und BOG-Archiv können als Berichte (Reports) ausgedruckt sowie zur Archivierung und späteren Verwendung gespeichert werden. Der durchgehende Einsatz standardisierter Exportformate (ASCII, dBASE®, UNL) ermöglicht es, die Abfrageergebnisse in Tabellenform zu exportieren und in gängige Programme, wie z.B. Access®, ArcView®, Excel® oder SPSS®, zu übernehmen. Auf diese Weise können weiterführende Auswertungen leicht mit spezialisierten Programmen durchgeführt werden.

Fazit und Ausblick

Die Systeme BOG-2000 und BOG-Archiv befinden sich seit 2000 bzw. 2001 im praktischen Einsatz. Die Erfassung der durch die WRRL definierten ökologischen, hydromorphologischen und chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten wird von NLWK und NLÖ bereits mit BOG-2000 durchgeführt. Ein landesweit einheitlicher Datenbestand für Niedersachsen wurde mit dem BOG-Archiv aufgebaut. Durch die GIS-Kopplung besteht die Möglichkeit zur Datenauswertung mit erweitertem Raumbezug unter Berücksichtigung von EU-Planungsräumen und Flussgebieten. Überdies ist das System bereits in der jetzigen Form durch Verwendung der Abfragesprache SQL an zukünftige Auswertungsverfahren flexibel anpassbar.

Für die Zukunft geplante bzw. denkbare Erweiterungen sind vor allem die Integration zukünftiger Bewertungsverfahren, erweiterter Statistikfunktionen, die grafische Darstellung von Ergebnissen, eine Kopplung mit GPS-/GIS-Systemen sowie die Möglichkeit einer mobilen Datenerfassung vor Ort.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Zentrale deutsche Datenbank für Makrozoobenthos zur ökologischen Bewertung im Rahmen der WRRL – Datenhaltung und Berechnung

Zenker, A., J. Böhmer und C. Rawer-Jost
Bereich Aquatische Ökologie, Institut für Zoologie, Universität Hohenheim
azenker@uni-hohenheim.de

Keywords: Fließgewässerbewertung, Makrozoobenthos, Metrics, Datenbank

1. Einleitung

Ausgehend von dem Projekt der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) „Integrierte Ökologische Fließgewässerbewertung“ (1999-2002) entstand an der Universität Hohenheim eine Datenbank für Makrozoobenthosprobenahmen mit all ihren verfügbaren Begleitparametern. Im Moment bietet diese Datenbank neben der reinen Datenhaltung ein Modul zur Berechnung von Metrics auf Basis der Benthosdaten und anschließender Fließgewässerbewertung auf Grund der biologischen Daten. Die Bewertung wurde so ausgelegt, daß die Ansprüche zur Bewertung von Fließgewässern der Wasserrahmenrichtlinie erfüllt werden.
Nach Freigabe durch den Auftraggeber, die LAWA, soll die Datenbank mit ihrer Struktur und den Berechnungs- und Bewertungsmodulen der Allgemeinheit zur Verfügung gestellt werden.

2. Datenlage der Datenbank

Die Datenbank umfaßt momentan 1120 Gewässer, die sich auf das gesamte Bundesgebiet verteilen, jedoch ihren Verteilungschwerpunkt in Baden-Württemberg haben. An diesen Gewässern wurden 2426 Abschnitte untersucht, die sich wiederum in 5920 Probenahmen aufgliedern lassen. Es wurden dabei sowohl Länderdaten als auch Daten öffentlicher Institutionen in die Datenbank eingespeist. Auch nationale wie internationale Forschungsprojekte, als ein Beispiel das „AQEM“-Projekt, The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates, stellten ihre Daten zur Verfügung. Außerdem wurden sämtliche uns verfügbare Diplom- und Dissertationsarbeiten, die Makrozoobenthosuntersuchungen beinhalten, mit in die Datenbank eingebunden.
Grundsätzlich ergibt sich aus solch einer Fülle von Daten das Problem der Inhomogenität. Insbesondere die Bestimmung der Arten ist aufgrund der unterschiedlichen Kenntnisse der einzelnen Bearbeiter sehr divers und mußte deshalb, um die Datensätze relativ gut untereinander vergleichen zu können, auf eine einheitlichere Bestimmungsebene gebracht werden. Die in der Mindestbestimmbarkeitsliste nach Braukmann et al. (2002) genannten Taxa wurden hierbei als höchstmögliches bestimmbares Niveau angenommen, und alles was genauer bestimmt war, wurde automatisch in die Gattung bzw. Familie zurückgestuft.
Nachdem bisherige Auswertungen zur Verwendung von Metrics für die Fließgewässerbewertung gute Ergebnisse lieferten (Rawer-Jost, 2001; Zenker, 2000), wurde nun getestet, ob sich dies durch eine gewässertypspezifische Bewertung noch verbessern ließe. Die Gewässertypzuordnung erfolgte automatisch mit Hilfe der Angaben zur dominanten Substratklasse, zur Geologie, zur Einzugsgebietsfläche und zur Ökoregion nach Schmedtje et al. (2000).

3. Auswahl der Metrics für die Bewertung

Zur Metricberechnung wurden die für Deutschland in Frage kommenden Autökologielisten für Makrozoobenthos in die Datenbank verknüpft. Es sind die dies die bekannten Werke „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1996) und „Fauna Aquatica Austriaca” (MOOG, 1995), sowie eine Bearbeitung und Zusammenführung der beiden Listen im AQEM-Projekt, die uns dankenswerterweise vom deutschen AQEM-Projektpartner zur Verfügung gestellt wurde.
Insgesamt ließen sich mit diesen Listen 391 Metrics berechnen, welche auf ihre belastungsspezifische Reaktion hin überprüft wurden. Mit einbezogen in die Betrachtung der Metrics wurde des weiteren die Typologie, Probenahmezeiten sowie die Art der Probenahme. Die Auswertung der Metrics und ihre Überprüfung auf Funktionsfähigkeit, das heißt, ob sie Belastung anzeigen können, fand gegenüber vorher eingeschätzten Belastungsstufen nach abiotischen Parametern der Probenahmen statt. Die Auswahl der Kandidatenmetrics, welche nunmehr eine Reaktion auf die vorher eingeschätzte Belastung zeigten, wurde ebenfalls noch durch die Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie gefiltert. Die Metrics sollten demnach auch ein Maß für die Diversität der Biozönose, Maßzahlen für das Verhältnis „empfindliche zu robuste Taxa“ sowie Maßzahlen für die „taxonomische Zusammensetzung und Abundanz“ sein.
Für das Berechnungsmodul wurden letztendlich folgende zwölf Metrics, die eine gering modifizierte Auswahl nach Rawer-Jost (2001) darstellen, gewählt: Anzahl der EPT-Taxa (EPT-Taxa), Saprobienindex (SI), Prozentanteil der oligosaproben Arten (O-HK), Strömungspräferenzenindex (SPI), Prozentanteil der Rhithralarten (RI-HK), Prozentanteil der Potamalarten (PO-HK), Prozentanteil der Chironomidae (%Chironomidae), Prozentanteil der sessilen Arten (SES-HK), Prozentanteil der Kiesbewohner (AKA-HK), Prozentanteil der Feinsedimentbewohner (PEL-HK), der Rhithron-Ernährungs-Typen-Index (RETI) und das Verhältnis Zerkleinerer zu Sedimentfressern plus Filtrierern (Z/FS).

4. „Assess“ - formularbasiertes Bewertungsmodul der Datenbank

Das Auswertungsmodul „Assess“ dient innerhalb der Datenbank zur Berechnung ausgewählter Kenngrößen unter Berücksichtigung der Ansprüche zur Fließgewässerbewertung der WRRL: Taxonomische Zusammensetzung und Abundanz, Anteil störungsempfindlicher Arten zu robusten Taxa und Diversität der benthischen wirbellosen Fauna. Das Modul ermöglicht außerdem die Eingabe von Stammdaten sowie biologischer Daten zu Gewässern über eine Formularmaske, hält autökologische Listen und Systematik mit Suchfunktionen vor, gibt Referenzbedingungen zu den Gewässertypen nach Schmedtje et al. (2000) aus und beinhaltet eine typspezifische Bewertung der Benthosprobenahme.

4.1 *Eingabe von Stammdaten*

Die Fließgewässerdatenbank ist unter anderem wegen der Übersichtlichkeit der Daten und einem geringeren Speicherplatzbedarf in mehrere Ebenen aufgegliedert. Die Ebenen sind über eindeutige Zuordnungen miteinander verknüpft. Die „Gewässer“-Tabelle als oberste Ebene beinhaltet den Gewässernamen und einen dreistelligen Gewässercode, der ohne Duplikate vergeben wird. Als nächste Ebene schließt die Tabelle „Abschnitt“ an, welche in der Hauptsache Daten zur Lage und

Geologie enthält. Nach dieser Ebene folgt die Tabelle für den „Untersuchungspunkt“, in die Rechts- und Hochwert sowie Daten zur Strukturgüte vermerkt werden. Die Differenzierung zwischen einem „Abschnitt“ und einem „Untersuchungspunkt“ wurde geschaffen, um auch Befischungsdaten, die über einen Gewässerabschnitt erhoben werden in diese Datenbankstruktur einfügen zu können. Als nächstes schließt die „Probenahme“ an, welche die Eingabe alle relevanten abiotischen Parameter der Gewässeruntersuchung zuläßt. Als unterste Ebene existiert die Artentabelle zur Eingabe der biologischen Daten. Grundsätzlich besteht die Möglichkeit, zu einem bekannten Gewässer einen neuen „Abschnitt“ einzugeben oder ein neues Gewässer einzugeben und dazu einen „Abschnitt“ zu kreieren. Das Formular ist so angelegt, daß im Hauptformular ausschließlich obligate Parameter zur typspezifischen Fließgewässerbewertung eingegeben werden müssen. Es sind dies der Fließgewässertyp (Schmedtje et al., 2000), falls bekannt, ein vom Anwender vergebener Abschnittscode, die Einzugsgebietsfläche, die Ökoregion, die Geologie, das Datum der Probenahme, die Methode der Probenahme und die dominante Substratklasse. Einzugsgebietsfläche, Ökoregion, Geologie und die Substratklasse dienen zur automatischen Gewässertypzuordnung, wenn der Gewässertyp nicht eingegeben wurde.
Bei dem „Abschnitt“, dem „Untersuchungspunkt“ bzw. der „Probenahme“ sind Unterformulare vorhanden über die übrige Parameter eingetragen werden können.

4.2 *Eingabe von biologischen Daten*

Zur Eingabe der biologischen Daten wird ein Formular geöffnet, in dem nach vorhandenen Gewässern - auch den vielleicht vorher eingegebenen - gesucht werden kann. Anschließend wird der entsprechende Abschnitt aus einer Liste ausgewählt, wodurch verschiedene Probenahmen mit Datum erscheinen. Zur ausgewählten Probenahme kann eine neue Artenliste eingegeben werden oder die vorhandene Artenliste um neue Arten ergänzt werden. Das Taxonfeld wurde als Nachschlagefeld eingerichtet, so daß meist einige Buchstaben genügen, bis das gewünschte Taxon ausgeschrieben wird. Bei Bestätigung der Eingabe erscheint automatisch die zugehörige EDV-Nummer. Als nächsten Schritt hat man die Option, Individuenzahlen bzw. Häufigkeitsklassen nach DIN einzugeben, wobei wiederum das entsprechende leere Feld automatisch ergänzt wird.

4.3 *Berechnung der 12 ausgewählten Maßzahlen*

Über den Button „Auswertung Benthos“ erreicht man ebenfalls das Formular zur Eingabe der Biologiedaten, in dem, wie vorhin schon erläutert, ein Datensatz ausgewählt wird. Mittels des Button „Berechnen“ werden 12 Metrics für den Datensatz berechnet und in einem Formular ausgegeben, das aufzeigt welches Gewässer in welchem Bundesland mit Lage/ Ort-Bezeichnung, Abschnittscode und Datum zur Berechnung ausgesucht wurde. Weiters werden die 12 Metrics unter Berücksichtigung der WRRL-Kriterien auflistet. Das Kriterium „taxonomische Zusammensetzung und Abundanz“ wird durch folgende Maßzahlen ausgedrückt (vgl**. 3. Auswahl der Metrics für die Bewertung**): % Chironomidae, SES-HK, AKA-HK, PEL-HK, RETI, Z/FS, SPI, RI-HK und PO-HK, für „empfindliche und robuste Taxa“ stehen die Metrics O-HK und SI und für das Kriterium der Diversität werden die EPT-TAXA herangezogen.
Durch den Umschaltbutton „Bewertung“ kommt der Anwender weiter zur typspezifischen Bewertung der betrachteten Probenahme.

4.4 *Gewässertypspezifische Bewertung*

In dieser Formularansicht ist ebenfalls durch Angabe von Gewässer, Bundesland, Lage/ Ort, Abschnittscode und Datum definiert, um welchen Datensatz es sich handelt. Es wird einerseits automatisch dem angezeigten, berechneten SI eine gewässertypspezifische Zustandsklasse nach Rolauffs et al. (2002) zugeordnet, andererseits erfolgt ein typspezifischer Abgleich der zwölf Metrics, bevor sie zu einem Gesamtindex zusammengefaßt werden. Der Abgleich für jeden der Metrics wird nach dem Prinzip des ecological quality ratio: (xMetric - „Belastet"-Wert des xMetric)/(Referenzwert des xMetric - „Belastet"-Wert des xMetric) durchgeführt. Die Referenzwerte wurden mittels Medianbildung der Metrics der als abiotisch unbelastet oder mit einem guten ökologischen Zustand eingestuften Probenahmen, erzeugt. Die „Belastet"-Werte wurden durch Medianbildung der Metrics, der als abiotisch mit stark beeinträchtigten Zustand eingestuften Probenahmen, generiert. Der Gesamtindex, gebildet aus dem arithmetischen Mittelwert der 12 Einzelmetrics, wird einerseits ausgegeben als Zahl zwischen 0 und 1 (ecological quality ratio) als auch als typspezifische Zustandsklasse zwischen 1 und 5. Für die silikatischen Gewässer wird außerdem der Säureindex nach Braukmann (1995) berechnet und zusammen mit der entsprechenden Säurebelastungsklasse angeführt.

4.5 *Typspezifische Referenzen*

Unter dem Punkt Referenzbedingungen befinden sich für die zwölf Metrics der Berechnung und Bewertung Grenzwerte für Referenz und Belastung. Um beispielsweise den Renkonenindex berechnen zu können, ein Maß für die Ähnlichkeit zwischen den betrachteten Artenlisten, sind außerdem noch die Referenzartenlisten der einzelnen Typen aufgeführt. Die Arten sind mit mittlerer Abundanz und Stetigkeit gelistet und nach letzterer sortiert. Referenzbedingungen werden vorläufig jedoch nur für die Typen bereitgehalten, für die eine ausreichend große Menge an Referenzen zur Zeit der Auswertung vorhanden war. Durch ein Suchfeld kann der gewünschte Typ ausgewählt werden.

4.6 *Autökologische Listen*

Interessiert sich der Anwender für die autökologischen Listen, die hinter der Berechnung der Metrics stecken, so kann er autökologische Angaben zu Längszonierung, Saprobie und Säure bzw. nach Habitatpräferenzen, Ernährungs- und Fortbewegungstypen für ein beliebiges Makrozoobenthostaxon aufrufen. Zwecks Übersichtlichkeit wurden zwei Formularansichten konzipiert, wobei die eine Längszonierung, Saprobie und Säure und die andere die Informationen zu Habitatpräferenzen, Ernährungs- und Fortbewegungstypen umfaßt. Die Formulare enthalten sämtliche autökologische Angaben aus den Autökologiewerken, die in **3. Auswahl der Metrics für die Bewertung** genannt wurden. Dabei kann ein Taxon sowohl nach dem Namen mit automatischer Wortergänzung als auch über die EDV-Nr. gesucht werden.

4.7 *Systematik*

Zu jedem Taxon über das autökologische Informationen in den autökologischen Listen vorhanden ist, kann über Taxon oder EDV-Nr. gesucht werden. Als Ausgabe in der Formularansicht erscheint dann Taxon, EDV-Nr., Unterfamilie, Familie und taxonomische Großgruppe.

5. Ausblick

Seit April 2002 ist das LAWA-Projekt „Integrierte Ökologische Fließgewässerbewertung“ in einem Projektverbund aufgenommen, in dem außerdem die LAWA-Projekte „Validation der Fließgewässertypologie Deutschlands, Ergänzung des Datenbestandes, Harmonisierung der Bewertungsansätze der verschiedenen Forschungsprojekte zur Umsetzung der EU-WRRL“ und „Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethodik von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern“ als auch das UBA-Projekt „Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben“ integriert sind. Die Ergebnisse der einzelnen Projekte sollen in dem Projekt „Aufbau und Betrieb einer zentralen Datenhaltung und Auswertung von biologischen Daten zur ökologischen Fließgewässerbewertung in Deutschland“ zusammengeführt werden. Neben der Funktion der zentralen Datenhaltung werden in dem Projekt „Aufbau und Betrieb einer zentralen Datenhaltung und Auswertung von biologischen Daten zur ökologischen Fließgewässerbewertung in Deutschland“ die ökologischen Listen, der Abgleich mit der Bestimmbarkeitsliste sowie die Referenzbedingungen auf dem neuesten Stand gehalten und es erfolgt nach Abschluß der Projekte Ende 2003 die Integration des endgültigen Bewertungsverfahrens.
Ein Wunsch für die Zukunft besteht außerdem darin, die Datenbank auch für andere Organismengruppen wie Makrophyten kompatibel zu gestalten.
Das Berechnungs- und Bewertungsmodul betreffend werden in nächster Zeit auch Online-Hilfen für die Benutzung des Programms sowie zur Bedeutung der errechneten Metrics und zur Bewertung eingebaut. Für jene Gewässertypen, welche in unserer bisherigen Datenbank mit zu wenig Datensätzen vorhanden waren, werden ab dem Zeitpunkt, ab dem wir über entsprechende Daten verfügen, die Referenzlisten bearbeitet. Letztlich wird es noch Import- und Exportfunktionen für die Datenbank geben, die das Einlesen von extern gehaltenen Daten im Excel- oder Accessformat ermöglichen. Außerdem wird auch noch an der Ausgabe für mehrere vom Anwender ausgewählte Probenahmen mit ihren Metricberechnungen und der Bewertung in Form eines Excelfiles gearbeitet.

Literaturverzeichnis:

- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte 4/96, München. 543 S.
- BRAUKMANN, U. (1995): Macrozoobenthic bioindicators for stream acidification assessment. Landesanstalt für Umweltschutz (Hrsg.), Karlsruhe. 14 S.
- BRAUKMANN, U., P. HAASE, C. RAWER-JOST, B. KAPPUS, R. BISS & P. KÜBLER (2002): Operationelle Taxaliste des Makrozoobenthos für Fließgewässeruntersuchungen. In: Biss, R., P. Kübler, I. Pinter & U. Braukmann: Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer (aquatischer Bereich) in der Bundesrepublik Deutschland. Ein erster Beitrag zur integrierten ökologischen Fließgewässerbewertung. Unveröffentlichter Abschlußbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. 162 S. + Anhänge. Anhang III, 46 S.

- MOOG, O. (Hrsg.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien. Loseblattsammlung.
- RAWER-JOST, C. (2001): Eignung und Variabilität von Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im Mittelgebirge auf der Basis autökologischer Kenngrößen des Makrozoobenthos. Dissertation aus dem Institut für Zoologie der Universität Hohenheim. Berichte aus der Biologie. Shaker Verlag Aachen. 147 S.
- ROLAUFFS, P., D. HERING, M. SOMMERHÄUSER, S. RÖDIGER & S. JÄHNIG (2002): Leitbildorientierte biologische Fließgewässerbewertung zur Charakterisierung des Sauerstoffhaushaltes. Unveröffentlichter Abschlußbericht im Auftrag des Bundesumweltamtes. 137 S.
- SCHMEDTJE, SOMMERHÄUSER, BRAUKMANN, BRIEM, HAASE & HERING (2000): STAND 22.NOVEMBER 2000, Die wichtigsten biozönotisch relevanten Fließgewässertypen im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie. Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. http://www.lawa.de/deutsch/pubs/arbeitshilfe.htm
- ZENKER, A. (2000): Benthosbiologische Bewertung unterschiedlich belasteter Fließgewässerabschnitte am Beispiel zweier Bacheinzugsgebiete in Baden-Württemberg. Diplomarbeit am Institut für Zoologie der Universität Salzburg, 80 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

GIS- gestützte Methoden zur Ausweisung „erheblich veränderter Fließgewässer“

Thomas Zumbroich*, Andreas Müller*, Peter Lange**

* Büro für Umweltanalytik Bonn/Essen, Breite Str. 21, 53111 Bonn

** Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Geographisches Institut, 53115 Bonn

Keywords: Geographisches Informationssystem, erheblich veränderte Wasserkörper (HMWB), Mulde, Ruhr, Flussgebietsdatenbank, MAKEF

Einleitung

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie fordert, alle Gewässer in einen „guten ökologischen“ Zustand zu versetzen. Ausnahmekriterien werden für „erheblich veränderte“ und „künstliche Fließgewässer“ (heavily modified and artificial water bodies - HMWB bzw. AWB) formuliert. Abweichend von den übrigen Oberflächengewässern wird für diese Gewässer nicht der „gute ökologische Zustand“, sondern vor dem Hintergrund des technisch Machbaren, ein „gutes ökologisches Potenzial“ angestrebt. Bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist somit für alle Gewässer die Prüfung durchzuführen, ob sie als „erheblich verändert“ einzustufen sind.

Zielsetzung

Angesichts eines Gewässernetzes von rund 500.000 km Lauflänge allein in der Bundesrepublik und einer Zeitvorgabe von nur wenigen Jahren bis zur endgültigen Entscheidung über die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper in den Bewirtschaftungsplänen erscheint es erforderlich, Methoden zu entwickeln, die eine effiziente und kostengünstige Vorklassifizierung von Wasserkörpern bezüglich einer potenziellen Einstufung als HMWB ermöglichen. Dieses Ziel wird mit dem Verbundforschungsprojekt MAKEF[1] verfolgt. Für die exemplarisch ausgewählten Flussgebiete von Ruhr (NRW) und Mulde (Sachsen/Sachsen-Anhalt) soll ein GIS-basiertes, entscheidungsunterstützendes System entwickelt werden, das auf Grundlage vorhandener Daten diejenigen Wasserkörper ermittelt, die nach den Kriterien der EU-WRRL als erheblich verändert eingestuft werden können.

[1] MAKEF: Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß EU-WRRL

Da die biogenen, geogenen und anthropogenen Einflussfaktoren auf die Gewässerökologie einen starken Raumbezug aufweisen, bietet sich der Einsatz eines Geographischen Informationssystems für diese Zwecke an.

Das Ziel des Einsatzes GIS-gestützter Verfahren ist somit die Vereinfachung und Objektivierung des Beurteilungsprozesses.

Die hier vorgestellten Verfahren sind thematisch eingebettet in das interdisziplinär ausgerichtete Forschungsprojekt MAKEF. Der Schwerpunkt der Arbeiten liegt im Bereich der Ausweisung von „erheblich veränderten" Wasserkörpern. Beteiligt sind neben der Universität Bonn und dem Büro für Umweltanalytik die Universität Essen sowie zwei weitere Planungsbüros.

Die Festlegung von Kriterien für die Einordnung eines Gewässers als „erheblich verändertes Oberflächengewässer" oder „künstlicher Wasserkörper" und die Konkretisierung des Begriffs „maximales ökologisches Potenzial" sind weitere Ziele des Projektes.

Methodik

Die beschriebene Aufgabenstellung ist DV-technisch dem Bereich des "data mining" zuzuordnen: aus einer Fülle von Daten unterschiedlicher Dichte, Herkunft und Qualität sollen zielführende Informationen zu einer vorher definierten Fragestellung gewonnen und so aufbereitet werden, dass auf ihrer Grundlage Management-Entscheidungen getroffen werden können. Es ist also zunächst eine Flussgebietsdatenbank mit den relevanten Sach- und Geodaten der Flussgebiete aufzubauen, die die Datenquelle für die zu entwerfenden Analysetools bildet.

Die Daten, die zu sammeln sind, entsprechen weitgehend denjenigen, die im Rahmen der Bestandsaufnahme gemäß EU-WRRL durch die zuständigen Stellen ohnehin zusammenzutragen sind. Im Verlauf des Projektes wird dabei zu prüfen sein, ob Qualität und Dichte der Informationen ausreichen, um die HMWB-Ausweisungen DV-gestützt vornehmen zu können. Ein erstes Ergebnis des Projektes MAKEF werden somit Flussgebietsinformationssysteme für die betrachteten Einzugsgebiete sein.

Das zu lösende Problem stellt eine typische Klassifizierungsaufgabe dar. Neben statistischen Verfahren wie Clustering oder Faktorenanalyse haben sich in diesem Problemfeld auch andere Methoden wie Fuzzy-Set-Theorie, Neuronale Netze und Expertensysteme bewährt.

Wie eine solche Klassifizierung unter Nutzung fachspezifischen Expertenwissens bereits mit relativ einfach verfügbaren Geodaten erfolgen kann, soll im Folgenden beispielhaft dargestellt werden:

Die Laufkrümmung eines Gewässers kann recht einfach aus digitalen Gewässerläufen entnommen werden. Sie steht als Summenparameter für eine Reihe von Einflussfaktoren („impacts"). Ein geradliniger Verlauf eines Gewässers ist mit Ausnahme von extremen geomorphologischen Situationen (Klamm, Kerbtal) eng an die umgebende Landnutzung gebunden und steht oft in Verbindung mit Ufer- und Sohlenverbau sowie deutlichen Profileintiefungen. Im Gegenzug sind stärker gekrümmte Gewässerabschnitte i.d.R. unverbaut und weisen damit morphologisch gesehen zumeist eine deutliche Naturnähe auf. Eine automatisierte Ermittlung der Laufkrümmung kann z.B. anhand der Basisdaten des Digitalen Landschaftsmodells erfolgen und liefert so erste Hinweise auf Gewässerabschnitte, die potenziell erheblich verändert sind (begradigt) und solche, die es wahrscheinlich nicht sind (stark gekrümmt oder mäandrierend). Wird diese Auswertung mit dem Gewässertyp bzw. der Talform verknüpft, so können zusätzlich natürlicherweise relativ gestreckt verlaufende Gewässerstrecken gesondert betrachtet werden.

Einbettung von GIS in das Projekt MAKEF

Die Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern im Projekt MAKEF ist in ein vierstufiges Verfahren gegliedert. Der Einsatz von GIS ist insbesondere in der ersten Stufe von erheblicher Bedeutung. Diese dient der vorläufigen Ausweisung von Gewässerabschnitten, die aufgrund der zur Verfügung stehenden Informationen als „wahrscheinlich erheblich verändert" einzustufen sind.

Zu den Daten, die in der Stufe I in das Projekt eingehen, gehören neben digitalen Gewässerläufen unter anderem Informationen über die Landnutzung im Einzugsgebiet und entlang des Gewässers. Sie werden aus dem Basis-DLM (Digitalen Landschaftsmodell) und dem Digitalen Geländemodell (DGM) entnommen. Weitere allgemeine und fachspezifische Informationen werden z.B. aus Bodenkarten, Querbauwerkskatastern, Schutzgebietsausweisungen sowie aktuellen und historischen topographischen Karten entnommen. Weitere Informationen zur Ermittlung von anthropogenen Veränderungen eines Fließgewässers und zur Kalibrierung des Systems werden der Gewässerstrukturgütekartierung (Vor-Ort-Verfahren) entnommen.

Die vorläufige Einstufung wird in der zweiten Stufe durch Felduntersuchungen vor Ort überprüft und der Zustand des Gewässers sowie die Möglichkeit der Erreichbarkeit des „guten ökologischen Zustandes" bewertet. Fällt diese Prüfung negativ aus, wird der betreffenden Wasserkörper als potenziell erheblich verändert eingestuft.

Die Ergebnisse der biologischen Felduntersuchungen werden anschließend genutzt, um das GIS-gestützte Klassifizierungsverfahren zu eichen. Schließlich werden die Routinen dieses optimierten Verfahrens auf die Gesamtgebiete angewendet und so sämtliche relevanten Fließstrecken der beiden Flussgebiete klassifiziert.

Stand der Arbeiten

Das erste Grobscreening und die damit verbundene Ausweisung von Probestellen für die biologischen Felduntersuchungen an potenziell erheblich veränderten Wasserkörpern sind bereits abgeschlossen. Hierbei wurden anhand einer teils visuellen, teils automatischen Auswertung digitaler Daten vor dem wissenschaftlichen Hintergrund der menschlichen Einflussfaktoren auf ein Gewässer (Begradigung, Uferverbau etc.) Abschnitte ermittelt, bei denen eine signifikante Veränderung der Biozönose vermutet wird.

Derzeit werden die Geometrien und Attribute der einzelnen Datensätze für die vorläufige Ausweisung der Gewässer aufgearbeitet, auf ihren Informationsgehalt hin untersucht und erste Analysen durchgeführt.

Gleichzeitig werden Geodatenbanken für die Flussgebiete konzipiert und aufgebaut sowie geeignete Interpretationswerkzeuge ausgewählt, angepasst und z.T. entwickelt. Hierbei wird eine möglichst effiziente und kostengünstige Lösung unter weitgehender Nutzung von OpenSource-Software angestrebt, deren Methodik auf bestehenden Standards (OpenGIS, ISO) beruht und damit unabhängig von bestimmten Softwareprodukten arbeitet.

Das zu implementierende Geoinformationssystem wird zudem auf etablierten Technologien aufbauen (Java-Servlets, SQL, TCP/IP), wodurch eine bessere Transparenz des Systems und eine leichtere Adaption an neue Anforderungen und technische Weiterentwicklungen ermöglicht werden.

Die logische Annäherung an das Ziel der eindeutigen Ausweisung von „Heavily Modified Water Bodies" erfolgt iterativ. Das bedeutet, je mehr Schritte abgearbeitet sind, desto präziser wird die

Aussage bezüglich der auszuweisenden Gewässerabschnitte. Das System ist „lernfähig“, d.h. die Ergebnisse z.B. weiterer biologischer Untersuchungen führen kontinuierlich zu einer Optimierung der Klassifizierungsmethoden.

In Zusammenhang mit der Projektbearbeitung werden im Büro für Umweltanalytik verschiedene Diplomarbeiten betreut, die thematisch im weiteren Umfeld der Projektfragestellung angesiedelt sind. Insbesondere das Sommerhochwasser 2002 im Muldeeinzugsgebiet hat ergänzende Fragen zu Hochwasserschutz und anderen sozio-ökonomischen Aspekten aufgeworfen, deren umfassende Betrachtung im Rahmen des Projektes nicht möglich wäre.

Zusammenfassung

Die Nutzung raumbezogener Informationen ist für die Entwicklung von Verfahren der Fließgewässerbewertung unverzichtbar. Bei großräumigen Auswertungen, wie sie die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie erfordert, kann ein Geographisches Informationssystem (GIS) als Analyseinstrument dienen, das den mit hohem Aufwand verbundenen Felduntersuchungen vorgeschaltet wird. Das Projekt MAKEF soll exemplarisch aufzeigen, wie die Operationalisierung von hydrobiologischem Fachwissen im GIS in Verbindung mit modernen Methoden der Datenanalyse, komplexe Fragestellungen wie die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper effizient und praxisnah gelöst werden können. Die interdisziplinäre Zusammensetzung des Projektteams und die unterschiedliche Herkunft (Universitäten, Planungsbüros) sind für diese Aufgabenstellung zielführend.

Weitere Informationen unter http://www.makef.bfua.de oder per email an info@makef.bfua.de.

Literatur

Anhelm, J.:
Kann die Ruhr als „erheblich veränderter Wasserkörper“ eingestuft werden? Diplomarbeit Universität Bochum, 2002.

Bergmann, A., M. Breuning, A.B. Cremers und S. Shumilov:
A Component Based, Extensible Software Platform Supporting Interoperatbility of GIS Applications, in: Cremers, A.B. und K. Greve (Hrsg.): Umweltinformatik 2000. Umweltinformation für Planung, Politik und Öffentlichkeit. Bonn 2000, S. 90 – 102.

Bock, M., K. Greve und W. Kuhn (Hrsg.):
Offene Umweltinformationssysteme - Chancen und Möglichkeiten der OpenGIS-Entwicklung für den Umweltbereich. Münster (IfGi-prints 7). Münster 1999.

Europäische Union:
Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22. Dezember 2000.

Fitzke, J. und M. Müller:
Simple Features in der Praxis: OpenGIS-Strukturen in Auskunftssystemen für Umwelt- und Naturschutz, in: Cremers, A.B. und K. Greve (Hrsg.): Umweltinformatik 2000. Umweltinformation für Planung, Politik und Öffentlichkeit. Bonn 2000, S. 321 – 329.

Hansen, W., E. Kampa, C. Laskov und R. A. Kraemer (Hrsg.):
CIS Working Group 2.2 on Heavily Modified Water Bodies: Synthesis report on the identification and designation of heavily modified water bodies. 29. April 2002.

Müller A., Podraza, P., Glacer D, Greve, K., Halle M., Zumbroich Th.:
Heavily Modified Waters in Europe - Case Study on the River Zwickauer Mulde, Büro für Umweltanalytik, Bonn 2002.

Podraza, P., Glacer D, Greve, K., Halle M., Müller A., Zumbroich Th.:
Heavily Modified Waters in Europe - Case Study on the River Ruhr. Universität Essen, Institut für Ökologie, Abt. Hydrobiologie, Essen 2002.

Reynolds, K.M., M. Jensen, J. Andreasen und I. Goodman:
Knowledge-based assessment of watershed condition, in: Computers and Electronics in Agriculture 27, 2000, S. 315 – 333.

Silvert, W.:
Ecological impact classification with fuzzy sets. Ecological Modelling 96: 1-10. 1997.

Walley W.J., Fontama V.N.
Bio-monitoring of rivers: an AI approach to data interpretation. *Toxicology and Ecotoxicology News* , 4 (6), 183-185. 1997.

Witten, I.H., Frank, E.:
Data Mining: Practical machine learning tools with Java implementations., Morgan Kaufmann Publishing, San Francisco 2001.

Zadeh, L.:
Fuzzy sets, Inf. Control 8, 338-353, 1965.

Zadeh, L.:
Fuzzy sets as a basis for a theory of possibility, Fuzzy Sets and Systems 1, 3-28, 1978.

Zumbroich, Th., A. Müller und G. Friedrich (Hrsg.):
Strukturgüte von Fließgewässern - Grundlagen und Kartierung.
Berlin, Heidelberg 1999.

Zumbroich, Th.:
Die EU-Wasserrahmenrichtlinie als Ergebnis des Bewusstseinswandels im Gewässerschutz, in: Erdmann, K.-H., Schell, Ch. (Hrsg): Zukunftsfaktor Wasser – Blickpunkt Wasser, Bonn-Bad Godesberg, 2003.

SPEZIELLE METHODIK

CHIM CHAN, O, ULRICH, A. & P. CASPER: Rapid assessment of methanogenic communities in lake sediments of various trophic states by T-RFLP genetic fingerprint

POTTHOFF, M. & E. I. MEYER: Methoden zur Erfassung der Sedimentumlagerung und Interstitialsauerstoffsättigung in Fließgewässern mit sandiger Sohle

RÜCKER, J. & A. LIEPELT: Pigmentbestimmung in sauren Tagebauseen - Probleme und Lösungsansätze

SEIFERT, J.-P., PÄTZOLD, R., HAKE, H. & A. ANDERS: Lasergestützte fluoreszenzspektroskopische Untersuchungen von Cyanobakterien

STICH, H. B. & A. BRINKER: Wieso noch – Vergleich von unkorrigierten und Phaeophytin-korrigierten Chlorophyll a – Messungen

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Rapid assessment of methanogenic communities in lake sediments of various trophic states by T-RFLP genetic fingerprint

On Chim Chan [1]; Andreas Ulrich [2] & Peter Casper [1] *

[1]Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin – Neuglobsow
[2] Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF), Institut für Primärproduktion und Mikrobielle Ökologie, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg
* Corresponding author: Tel.: +49 3 30 82 6 99-29; Fax.: +49 3 30 82 6 99-17; E-mail: pc@igb-berlin.de

Keywords: genetic fingerprint, methanogens, lake sediment, T-RFLP, 16S rRNA

Introduction

Terminal restriction fragment polymorphism (T-RFLP) is one of the molecular genetic fingerprinting methods, which provides a direct picture of the mixed microbial community structure. The molecular approach enables investigation of the microbial community without isolation, and thus avoids the bias arise from cultivation and also eliminates the time required for cells growing. The T-RFLP allows direct quantification of the fragments which facilitate rapid comparison of complex communities, and thus particularly suitable for wide assessment of different environmental habitats and monitoring of the population dynamics (Liu et al. 1997).

Sediment is a carbon and nutrient pool for the lake, and methanogenesis is one of the most important processes for mineralization of organic matter in the freshwater ecosystem. It is thus valuable to have a better understanding of the methanogenic community, which plays a crucial role in the degradation of organic substances and the recycling of materials in the ecosystem.

In this study, the mixed methanogenic communities in sediments of freshwater lakes with various trophic states (eutrophic, oligotrophic and acidotrophic) were assessed using T-RFLP analysis of 16S rRNA gene. Our aim is to find out the differences in the overall structures, including the major methanogenic groups present and their relative abundance, within a short period of time via this culture independent fingerprinting method.

Material and Methods

Study sites

Three lakes of different trophic states located in northern Brandenburg, Germany, were investigated. Lake Grosse Fuchskuhle is an acidotrophic lake, which is influenced by a *Sphagnum* bog in the west and had an original pH of 4.2-4.6 (Koschel 1995). The lake was partitioned with a plastic curtain in 1986 into two basins (east and west) and with a second east-west separation in 1990 into four compartments. The catchment areas of these four basins differ from each other with higher similarities between the two eastern and the two western basins (Gross 1999). The western basins are continuously receiving humic acids from the peat bog, whereas the eastern basins are separated from the bog with an increase of pH. This leads to a divergent development of the partitioned basins, and to differences in the methanogenic activity and the archaeal community structures as has been reported by Chan et al. (2002). With the SW basin and the NE basin, one compartment from each group was investigated in this study. Lake Dagow is a eutrophic lake which stably stratified with high methane production in the sediment and methane accumulation in the hypolimnion (Casper 1996). The oligotrophic Lake Stechlin is characterized by oxygenated water body throughout the year and high secchi depths (Casper and Koschel 1995). The methane production in the sediment was lower than that in the eutrophic and the acidotrophic lakes (Casper 1996).

Sediment sampling and handling

Undisturbed sediment cores were taken in April 2000 (Lake Grosse Fuchskuhle) and in September 2000 (Lake Dagow and Lake Stechlin) using a Jenkin's sampler, and were sliced and stored at -80^{o}C within two hours after collection. The surface 5 cm of the cores from both basins of Lake Grosse Fuchskuhle and Lake Stechlin, and the surface 3 cm from Lake Dagow were analysed.

DNA extraction

The mixed community DNA of the sediment was extracted following the method of Selenska and Klingmüller (1991) with the addition of polyvinylpolypyrrolidone (PVPP) to remove humic acid contaminants by adsorption (Holben et al. 1988) as described before (Chan et al. 2002). The total DNA was extracted in triplicate for each sample.

Clone samples

The 16S rDNA archaeal clones of Lake Grosse Fuchskuhle were obtained in a previous study (Fuku 01-10, accession number AF481336-AF481345, Chan et al. 2002). The 16S rRNA sequences of the clones Fuku01-04 and Fuku09 affiliated to *Methanosaeta*, Fuku06-08 and Fuku10 affiliated to *Methanomicrobiales*, and Fuku05 affiliated to *Methanobacterium*. Among those clones, representatives from each methanogenic phylogenetic group Fuku03 and Fuku09 (*Methanosaeta*), Fuku08 (*Methanomicrobiales*) and Fuku05 (*Methanobacterium*) were analyzed by T-RFLP.

T-RFLP analysis

The archaeal 16S rRNA amplicons were analyzed using T-RFLP introduced by Liu et al. (1997). Two sets of primers and digestion enzymes were used in this study. One followed Chin et al. (1999) using the primers Ar109f-Ar934r (reverse primer with 6-carboxyfluorescein (6-FAM) labeled at 5' end) and the restriction enzyme *Taq*I (Promega, Mannheim, Germany), which had been demonstrated to be able to characterize various methanogenic groups. Another approach used 1Af-1100Ar (Embley et al. 1992) (forward primer with 6-FAM labeled at 5' end) and *Hae*III (Promega, Mannheim, Germany), attempting to differentiate some of the closely related ribotypes, which had been retrieved by cloning and DGGE analyses previously (Chan et al. 2002). Fluorescently labeled terminal restriction fragments (T-RFs) were size separated by an automatic sequencer ABI 310 Genetic Analyzer (PE Applied Biosystems) under denaturing condition. The T-RFLP electropherograms were analyzed by peak area integration of the T-RFs using GeneScan 2.1 software (PE Applied Biosystems). The relative abundance of a single T-RF was represented by the percentage fluorescence intensity calculated relative to the total fluorescence intensity of all well-resolved peaks with an area over 1000 or >2% of the maximum peak of a electropherogram. The position of a T-RF was indicated as the average of all runs with corresponding peaks. Unspecific small sized T-RF (<80 bp) were observed in the electropherograms of the undigested control samples, and thus all peaks <80 bp were not evaluated. The possible phylogenetic affiliations were determined by comparison of the T-RFs' positions to the clones of the sediment samples and to the theoretical T-RF lengths generated from the sequences deposited in GeneBank database using Ribosomal Database Project T-RFLP online analysis.

Results

All major T-RF peaks in the electropherograms of the triplicate samples were observed at positions less than 1.2 bp differences with the relative intensities standard deviations below 7%. Approximately, 15 to 30 peaks were detected in each T-RFLP fingerprint. Among them, four to five peaks were predominant, which contributed to over 85% of the total fluorescence intensity.

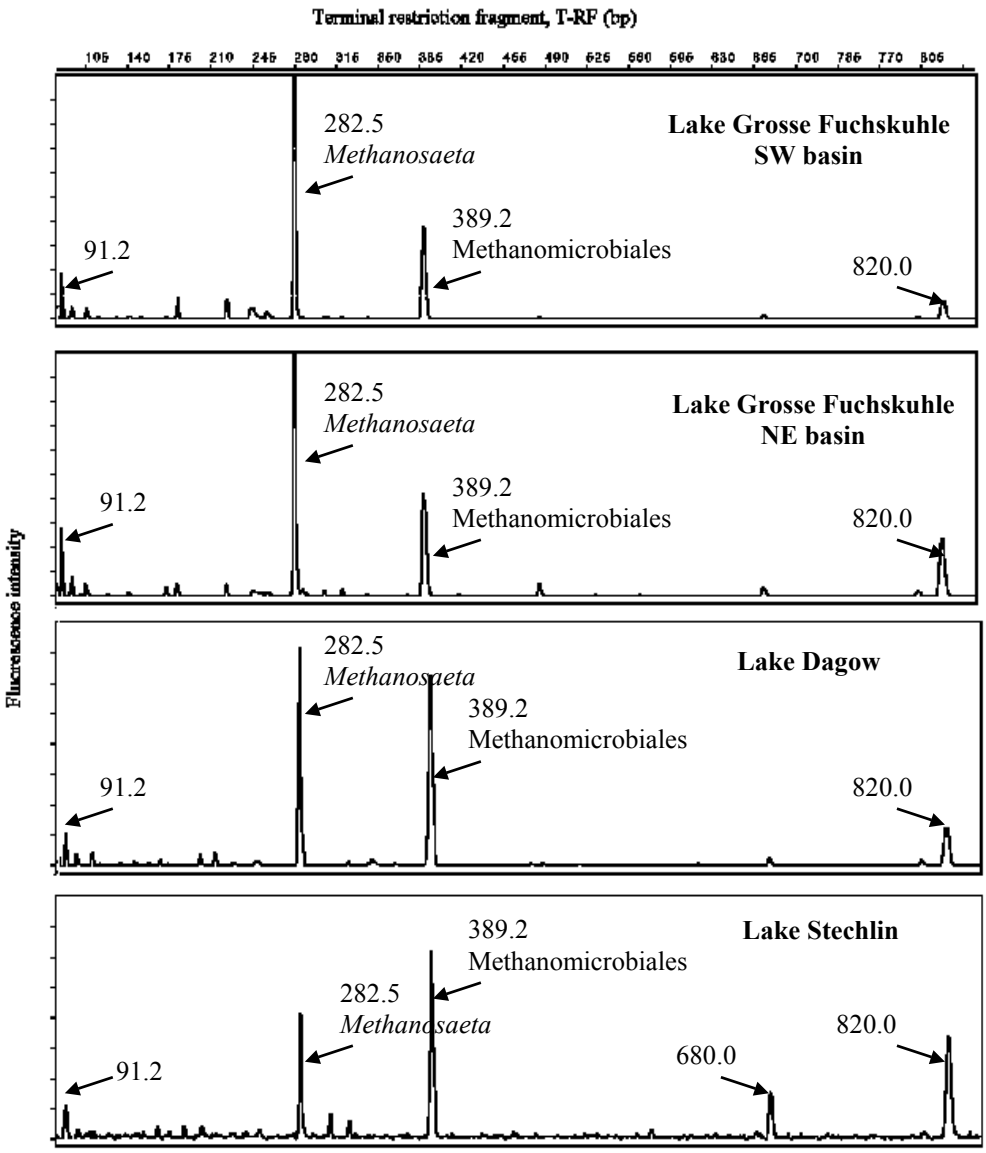


Fig. 1. T-RFLP methanogenic community patterns derived from *Taq*I digestion of 16S rRNA amplicons.

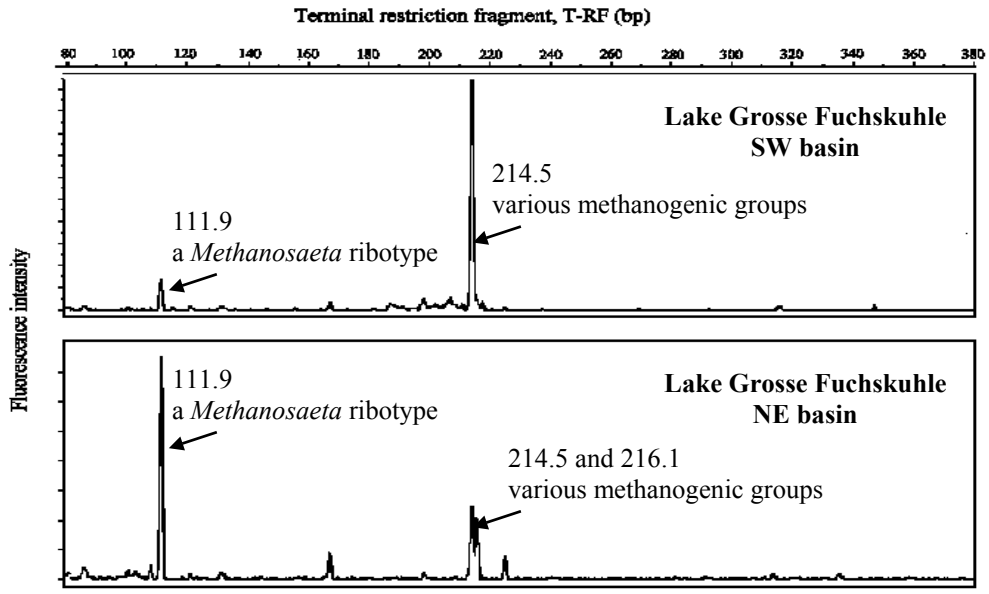


Fig. 2. T-RFLP methanogenic community patterns derived from *Hae*III digestion of 16S rRNA amplicons.

TaqI community patterns of various lakes

The T-RFLP fingerprint patterns derived by *Taq*I for the sediment samples from the SW and NE basins of Lake Grosse Fuchskuhle, Lake Dagow and Lake Stechlin were shown in Fig. 1. Two predominant peaks, at 282.5 bp and 389.2 bp, were observed for all samples. In Lake Grosse Fuchskuhle, the most predominant group was the 282.5 bp T-RF (with relative intensities 45% and 47% for SW and NE basins, respectively), which had a one fold higher relative abundance compared to the 389.2 bp T-RF (23% and 29% in the SW and NE basins, respectively). In Lake Dagow, these two T-RFs showed a similar relative intensity (40% and 39% for 282.5 and 389.2 bp T-RFs, respectively), and in Lake Stechlin, the 282.5 bp had a lower relative intensity (25%) than the 389.2 bp T-RF (38%). The 282.5 bp T-RF was suggested to be originated from *Methanosaeta* by comparison of the positions of the corresponding clones Fuku03 and Fuku09 (figures not shown), the values that were obtained in a previous study (Chin et al. 1999) and the theoretical fragment lengths generated from the sequences in the Genebank. The 389.2 bp T-RF was proposed to be *Methanomicrobiales*, and the 91.2 bp T-RF to be *Methanobacterium*. However, sequence entries of various methanogenic groups in the database also gave restriction fragment of similar lengths. In Lake Stechlin, a high relative intensity of the 820.0 bp T-RF (21%) was detected, which had lower abundance in the other two lakes (3-11%). There was no corresponding clones retrieved in the previous study on Lake Grosse Fuchskuhle, and thus the identity was uncertain. This T-RF contained no restriction sites, which might partly arise from the undigested PCR products. The T-RF at 680.0 bp also contributed to a significant relative fluorescence intensity (10 %) in Lake Stechlin, but not in other lakes. From the sequence database, 14 out of 15 isolated strains in the family *Methanosarcina* give a theoretical fragment of 186 bp. However, no T-RFs at similar position were detected as dominant peaks in our sediment samples.

HaeIII community patterns of Lake Grosse Fuchskuhle

By the fragmenting strategy using the restriction enzyme *Hae*III, the T-RF position for the clone Fuku09 (belonged to *Methanosaeta* with 16S rRNA sequence similarity of 93-95% to clones Fuku01-04) was 111.9 bp, which could be clearly differentiated from the T-RF length of 214.5 bp from other *Methanosaeta*-related clones. The 111.9 bp T-RF showed a high relative intensity (43%) in the NE basin sediment sample, whereas the relative intensity was only 10% in the SW basin (Fig. 2). A predominant peak at 214.5 bp (relative intensity of 80%) was observed in the SW basin, and a double peak was detected at 214.5 bp (20%) and 216.1 bp (17%) in the NE basin. Other than Fuku09 and Fuku06, all archaeal clones previously retrieved, as well as other methanogenic archaeal groups from diverse phylogenetic lineages such as *Methanoculleus*, *Methanosarcina*, *Methanolobus* and *Methanomicrobium*, gave a similar theoretical T-RF length of 213-216 bp.

Discussion

Reproducibility and complexity of the T-RFLP fingerprint

In this study, high reproducibility was observed among the replicates, including the positions of the major peaks and their relative intensities, although the reproducibility of T-RFLP has been suspected by Dunbar et al. (2001). Up to 85% of the irreproducible T-RFs have been reported in their investigation of the bacterial community on various soil samples. However, the fingerprint patterns in this study were less complex than those obtained by Dunbar et al. (2001), which consisted of high number of peaks (>100) with low relative abundance. The T-RFLP fingerprint patterns on the methangenic community in other studies (Chin et al. 1999, Nusslein et al. 2001) also showed high reproducibility, and with lower complexity than bacterial communities (Liu et al. 1997, Dunbar et al. 2001).

Support of the identities of the major T-RFs by other techniques

Since a single peak in the fingerprint pattern could be originated from organisms of diverse phylogenetic lineages, the T-RFLP results were compared to those obtained from other techniques to support the identities of the major T-RFs. The dominant methanogenic archaeal groups detected

in the sediment of Lake Grosse Fuchskuhle by the T-RFLP patterns derived from *Taq*I in this study were agreed with the results obtained by the use of cloning and DGGE analyses (Chan et al. 2002). The *Methanosaeta*-related group was the most predominant archaeal group in Lake Grosse Fuchskuhle, which contributed to 45% of the total clones and 53.9-63.2% of the relative DGGE band intensity. The *Methanomicrobiales* group was the second predominant group reflected from the T-RFLP, and also from DGGE and cloning analyses. In addition, *Methanbacterium* was detected in Lake Grosse Fuchskuhle by T-RFLP, DGGE and cloning, and *Methanosarcina* was not found from all three analyses. The fragmenting strategy using restriction enzyme *Taq*I appeared to be able to characterize the dominant methanogenic archaeal groups in the lake sediment.

Difference in the dominant methanogenic groups in various lakes

Due to the possible bias in PCR amplification, the measured intensity might not reflect the actual abundance in the natural community. However, the fingerprint patterns could be used for relative comparison of various samples (Liu et al. 1997). In the sediment of all the three studied lakes, the T-RFs that likely originated from the *Methanosaeta* and the *Methanobacteriales* were detected as the two most predominant methanogenic groups, but with different ratios. The *Methanosaeta* corresponding T-RF was more predominant in Lake Grosse Fuchskuhle than Lake Dagow and Stechlin. In addition, the 820.0 bp and 680.0 bp T-RFs had particularly high relative abundance in Lake Stechlin. This indicated that the methanogenic groups distributed differently in the sediment of the investigated lakes with various trophic states. *Methanosaeta concilii* was suggested to be a globally important acetoclastic methanogen (Purdy et al. 2002). The 16S rRNA sequences related to *Methanosaeta* were also reported as the dominant archaea in the sediment of freshwater lakes Rotsee (Switzerland) (Zepp Falz et al. 1999) and Lake Soyang (Korea) (Go et al. 2000). The 16S rRNA sequences related to the *Methanomicrobiales* were also retrieved from various lake sediments (Go et al. 2000, Nusslein et al. 2001). In a study in Lake Kinneret Nusslein et al. (2001) couldn't detect any acetoclastic methanogens by T-RFLP. Whether or not the higher relative abundance of *Methanosaeta* in the sediment of Lake Grosse Fuchskuhle than Lake Dagow and Stechlin corresponded to the more predominance of utilization of acetate for methanogenesis, and how this is related to the characteristics of various lakes were beyond the scope of this study which would be worthy for further investigation.

Differentiation of closely related ribotypes

A difference in the distribution of the closely related ribotypes within the *Methanosaeta* group between the two artificially partitioned basins of Lake Grosse Fuchskuhle was observed from both the T-RFLP fingerprint derived by *Hae*III and the previous DGGE result (Chan et al. 2002). A higher number of peaks were detected in the *Taq*I T-RFLP fingerprint of the NE basin than the SW basin, which showed a coincident with the higher number of bands in the NE basin of the previous DGGE pattern that arose from the higher microdiversity. This indicated a higher complexity of the community structure of closely related ribotypes was present in the lake sediment, which has been overseen based on sole conventional cultivation study.

Conclusion

A difference in the relative abundance of the methanogenic groups in various lake sediments was reflected by the T-RFLP genetic fingerprint. In Lake Grosse Fuchskuhle, *Methanosaeta* was the most dominant methanogenic group. In Lake Dagow, the *Methansaeta* and Methanomicrobiales had similar relative abundance. In Lake Stechlin, other than the *Methansaeta* and Methanomicrobiales, groups corresponding to two other T-RFs also contributed to a significant total relative abundance. Closely related ribotypes within the *Methanosaeta* group distributed differently in the two artificially divided basins of Lake Grosse Fuchskuhle, which was observed by use of an additional fragmenting strategy. The results showed a good agreement with the DGGE and cloning analyses. Our study demonstrated the suitability of using T-RFLP for rapid assessment of the methanogenic community in the lake sediments.

Acknowledgments

The authors would like to thank Kuk-Jeong Chin (Max-Planck-Institut für terrestrishe Mikrobiologie, Marburg) for giving advice on the methodology used. OCC thanks DAAD for a post-doctoral grant.

Literature

Casper, P. (1996): Methane production in littoral and profundal sediments of an oligotrophic and a eutrophic lake. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol., 48, 253-259.

Casper, P. & Koschel, R. (1995): Description of Lake Stechlin. Limnologica, 25, 281-284.

Chan, O.C., Wolf, M., Hepperle, D. & Casper, P. (2002): Methanogenic archaeal community in the sediment of an artificially partitioned acidic bog lake. FEMS Microbial Ecol., 42, 119-129.

Chin, K.J., Lukow, T. & Conrad, R. (1999): Effect of temperature on structure and function of the methanogenic archaeal community in an anoxic rice field soil. Appl. Environ. Microbiol., 65, 2341-2349.

Dunbar, J., Ticknor, L.O. & Kuske, C.R. (2001): Phylogenetic specificity and reproducibility and new method for analysis of terminal restriction fragment profiles of 16S rRNA genes from bacterial communities. Appl. Environ. Microbiol., 67, 190-197.

Embley, T.M., Finlay, B.J., Thomas, R.H. & Dyal, P.L. (1992): The use of rRNA sequences and fluorescent probes to investigate the phylogenetic positions of the anaerobic ciliate Metopus palaeformis and its archaeobacterial endosymbiont. J. Gen. Microbiol. 138, 1479-1487.

Go, Y.S., Han, S.K., Lee, I.G. & Ahn, T.Y. (2000). Diversity of the domain Archaea as determined by 16S rRNA gene analysis in the sediments of Lake Soyang. Arch. Hydrobiol., 149, 459-466.

Gross S. (1999): Untersuchungen des hydraulischen Regimes des Experimentalgewässers Große Fuchskuhle in Wechselwirkung zum lokalen Grundwasserleiter. Diplomarbeit am Institut für angewandte Geowissenschaften II, Technische Universität Berlin.

Holben, W.E., Jansson, J.K., Chelm, B.K. & Tiedje, J.M. (1988): DNA probe method for the detection of specific microorganisms in the soil bacterial community. Appl. Environ. Microbiol. 54, 703-711.

Koschel, R. (1995): Manipulation of whole-lake ecosystems and long-term limnological observations in the Brandenburg - Mecklenburg Lake district, Germany. Int. Rev. ges. Hydrobiol., 80, 507-518.

Liu, W.T., Marsh, T.L., Cheng, H. & Forney, L.J. (1997): Characterization of microbial diversity by determining terminal restriction fragment length polymorphisms of genes encoding 16S rRNA. Appl. Environ. Microbiol., 63, 4516-4522.

Nusslein, B., Chin, K.J., Eckert, W. & Conrad, R. (2001): Evidence for anaerobic syntrophic acetate oxidation during methane production in the profundal sediment of subtropical Lake Kinneret (Israel). Environ. Microbiol. 3, 460-470.

Purdy, K.J., Munson, M.A., Nedwell, D.B. & Embley, T.M. (2002): Comparison of the molecular diversity of the methanogenic community at the brackish and marine ends of a UK estuary. FEMS Microbiol. Ecol. 39, 17-21.

Selenska, S. & Klingmüller, W. (1991): DNA recovery and direct detection of Tn5 sequences from soil. Lett. Appl. Microbiol. 13, 21-24.

Zepp-Falz, K., Holliger, C., Großkopf, R., Liesack, W., Nozhevnikova, A. N., Müller, B., Wehrli, B. & Hahn, D. (1999): Vertical distribution of methanogens in the anoxic sediment of Rotsee (Switzerland). Appl. Environ. Microbiol., 65, 2402-2408.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Methoden zur Erfassung der Sedimentumlagerung und Interstitialsauerstoffsättigung in Fließgewässern mit sandiger Sohle

MICHAEL POTTHOFF[1], ELISABETH I. MEYER[2]

Keywords: Sandbach, Interstital, Sauerstoff , Disturbance, Methode

[1)]Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Postfach 120161, 27568 Bermerhaven
[2)]Westfälische-Wilhelms-Universität Münster Abtlg. f. Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster

ABSTRACT: Es werden zwei neue Methoden präsentiert, die die kleinräumige Erfassung von Parametern der Dynamik sandiger Sedimente ermöglichen. Eine Methode betrifft die Beobachtung der Umlagerungsdynamik und eine weitere die zur *in situ*-Messung der interpsammalen Sauerstoffsättigung in verschiedenen Sedimenttiefen. Kombiniert erlauben beide Methoden einen detaillierten Einblick in die dynamischen Prozesse an der sohle sandiger Gewässer.

Einleitung

Die Umlagerung von Sohlmaterial kann gravierende Auswirkungen auf das Benthos haben (SCHWOERBEL 1999). Während bei groben Sohlstrukturen die Umlagerung einzelner Partikel z.T. durch einfache Markierungen erlaßt werden kann, existierte für sandige Sohlen bis jetzt keine zufriedenstellende Methode. Daher wurde eine einfache Feldmethode zur Beobachtung der Sedimentdynamik entwickelt. Ein weiterer wichtiger Faktor für die Besiedlung von Sedimenten mit Makroin vertebraten ist die Verfügbarkeit von Sauerstoff (SCHWOERBEL 1999, WHITMAN & CLARK 1982). Da bis jetzt keine Feldmethode mit hinreichend genauer räumlicher Auflösung zur Messung der interpsammalen Sauerstoffsättigung existierte, wurde eine neue Meßmethode etabliert.

Methode zur Ermittlung der Sedimentumlagerung

Seit ca. 100 Jahren ist der grundlegende Mechanismus der Bewegungsmechanik sandiger Sedimente bekannt: nur die oberste Sedimentschicht nimmt an den Transportvorgängen teil, die darunterliegenden Schichten können nicht in Bewegung gebracht werden (YALIN 1972). Daher

kann die Umlagerung mit einem farbigen Tracer (weißer Quarzsand, Handelsbezeichung »Silbersand«) erfaßt werden, vorausgesetzt die Körnungen von Tracer und Bachsediment sind vergleichbar. Zur Vorbereitung wird mit Hilfe zweier ineinander geschobener Stechzylinder der Tracer in das Bachbett eingebracht. Dabei werden beide Zylinder zusammen in das Sediment gestochen, der innere mit einem Stopfen verschlossen und der Sedimentkern entnommen. Das entstandene Loch wird durch den Außenzylinder stabilisiert und mit dem Tracer bis zur Sedimentoberfläche gefüllt. Nach dem Auffüllen wird der Außenzylinder entfernt (Abbildung 1).

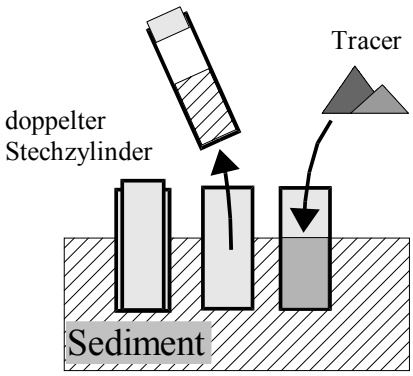


Abbildung 1: Einbringung des Tracers

Bei älteren Studien traten scheinbar Schwierigkeiten bei der Auswertung ähnlicher Tracerexperimente auf, da nicht zuverlässig zwischen Erosion und Sedimentation unterschieden werden konnte (vgl. SABARTH 1996). Daher wurde in der vorliegenden Arbeit die Höhe $\mathbf{H_R}$ der Sediment- bzw. Traceroberfläche anhand einer Referenzhöhe bestimmt. Dazu wurde ein horizontaler Laserstrahl verwendet, der an Fixpunkten an den Bachufern ausgerichtet war. Diese Ausrichtung bzgl. dieser Fixpunkte galt während der gesamten Versuchsdauer. Bei der eigentlichen Messung wurde zuerst die Sedimenthöhe **H** bzgl. der Referenzhöhe ermittelt. Danach wurde an der markierten Stelle im Bachbett ein Sedimentkern entnommen und der Abstand $\mathbf{A_{Tr}}$ der Tracerfront zur Sedimentoberfläche ermittelt (Abbildung 2).

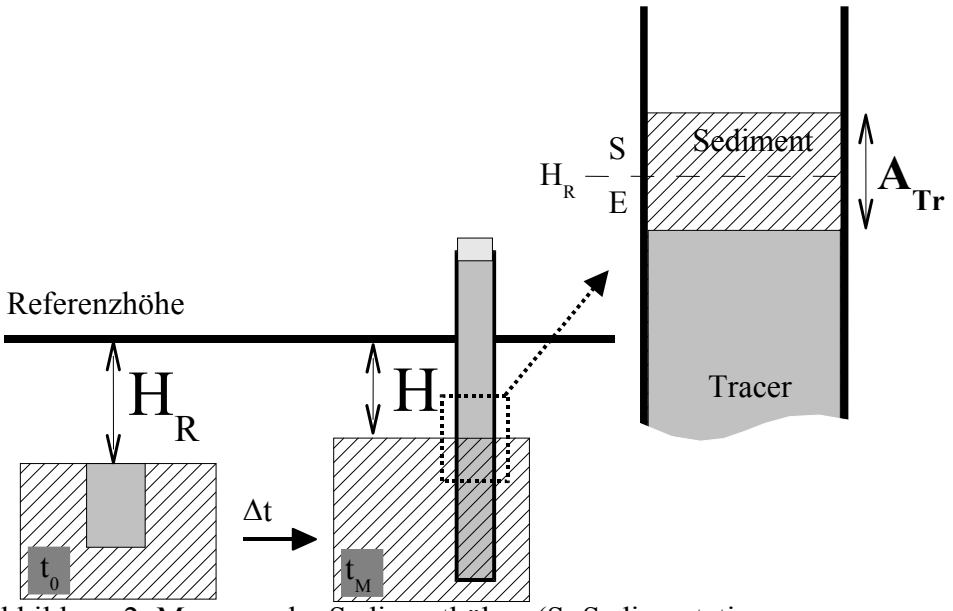


Abbildung 2: Messung der Sedimenthöhen (S=Sedimentation, E=Errosion), **die Referenzhöhe ist fest!**

Die Höhe der Sedimentation **S** zum Zeitpunkt der Messung ergibt sich als Abstand der aktuellen

Sedimenthöhe **H** zur Ausgangshöhe (Gleichung 1). Die maximale Erosionstiefe **E** während der Versuchsdauer ergibt sich dann als Abstand der Tracerfront zu $\mathbf{H_R}$ (Gleichung 2). **E** ist Null oder negativ!

$$\mathbf{S = H_R - H} \qquad (1)$$

$$\mathbf{E = H_R - (H + A_{Tr})} \qquad (2)$$

Falls (1) positiv ist, d.h. eine Brutto-Sedimentation stattgefunden hat, ergibt sich die Gesamtumlagerung **G** als Summe aus Erosion und Sedimentation (Gleichung 3), ansonsten entspricht die Gesamtumlagerung der maximalen Errosionstiefe (Gleichung 4).

$$\mathbf{G = |S| + |E|} \qquad (3)$$

bzw.

$$\mathbf{G = |E|} \qquad (4)$$

Methode zur Messung der interpsammalen Sauerstoffsättigung

Die interpsammale Sauerstoffsättigung wird mit einem optisch-physikalischen Verfahren gemessen. Dabei macht man sich die Eigenschaften bestimmter Farbstoffe zunutze, die in Gegenwart von Sauerstoff-Molekülen ein verändertes Floureszens-Verhalten zeigen. An der Spitze eines Glasfaserleiters immobilisiert dienen diese Farbstoffe als Sauerstoffsensor. Sensoren dieser Funktionsweise werden als Optoden bezeichnet. Vorteile von Optoden sind neben einer extrem hohen räumlichen Auflösung die Tatsache, dass sie im thermo-dynamischen Gleichgewicht arbeiten (KLIMAT et.al 1997). Bei der Messung wird, im Gegensatz zur bekannten Clark-Elektrode, kein Sauerstoff verbraucht. Daher ist keine stetige Anströmung des Sensors mit frischem Probenwasser nötig. Dies erlaubt die Messung der Sauerstoffsättigung in sehr kleinen Volumina und unterscheidet sich damit von Meßverfahren, die mit einer Clark-Elektrode arbeiten. Die Meßvorrichtung besteht aus einer Steuer- und Anzeigeeinheit und dem Sensorträger. Zum Schutz vor mechanischen Beanspruchungen ist die eigentliche Sensorspitze in einer kleinvolumigen Meßkammer (~ 60 µl) am Ende des Trägers untergebracht. Über eine Hilfsvorrichtung wird die Meßkammer in eine definierte Tiefe unter die Sedimentoberfläche gebracht (Abbildung 3). Über eine Schlauchverbindung wird die Meßkammer mit dem umgebenden Interstitalwasser gespült (ca 1 ml). Aufgrund des Sondendesigns liegt die erreichbare Sondenauflösung vertikal bei ca. 500 µm und horizontal ca. 1-2 cm (POTTHOFF 2001).

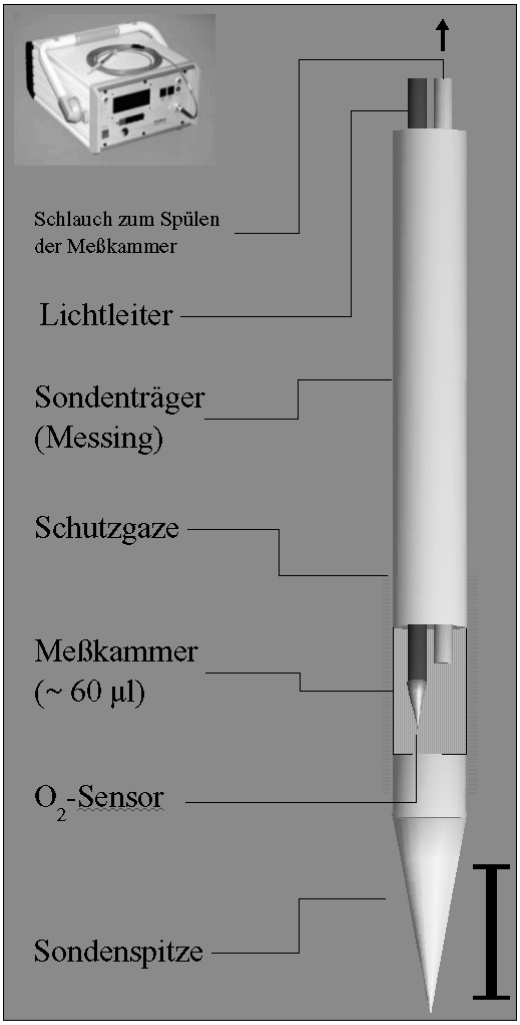


Abbildung 3: Sondenaufbau (Maßstab 0.5 cm)

Ergebnisse

Beide Methoden wurden im Rahmen einer Diplomarbeit über die Dynamik und Besiedlung sandiger Bachsedimente entwickelt und angewendet (POTTHOFF 2001). Beispielhaft werden die Ergebnisse für einen 3.50 m langen Abschnitt des Ladbergener Mühlenbachs (nördliches Münsterland) gezeigt (Anhang). Am 26.09.2001 wurden an der Probenstelle 8 Quertransekte (A1-A8) zu je 10 Probenpunkten vorbereitet und nach 14 Tagen untersucht. Im Bereich des Strömungsstrichs kam es zu einer Gesamtumlagerungstiefe von mehr als 12 cm. Nur in Sohlbereichen mit hoher Umlagerung wurden in 6 cm Tiefe unter der Sohle O_2-Sättigungen von 10 50 % gemessen, wohingegen die Sättigung in einer Tiefe von 1 cm bis auf die Uferbereiche generell zwischen 60 - 70 % lag.

Fazit

Mit den vorgestellten Methoden können die Sedimentumlagerung und die interpsammale Sauerstoffsättigung mit hoher räumlicher Auflösung untersucht werden. Beide Methoden sind in ihrer Anwendung einfach und unkompliziert und die gewonnenen Ergebnisse ermöglichen die Einschätzung wichtiger Parameter für psammale Lebensgemeinschaften.

Literaturverzeichnis

KLIMANT I., KÜHL M., GLUD R.N., HOLST G. (1997) : Optical measurement of oxygen in microscales : strategies and biological applications, Sensors and Actuators B : 38-39

POTTHOFF M. (2001) : Ausgewählte Aspekte der Dynamik und Besiedlung sandiger Bachsedimente, Diplomarbeit WWU Münster

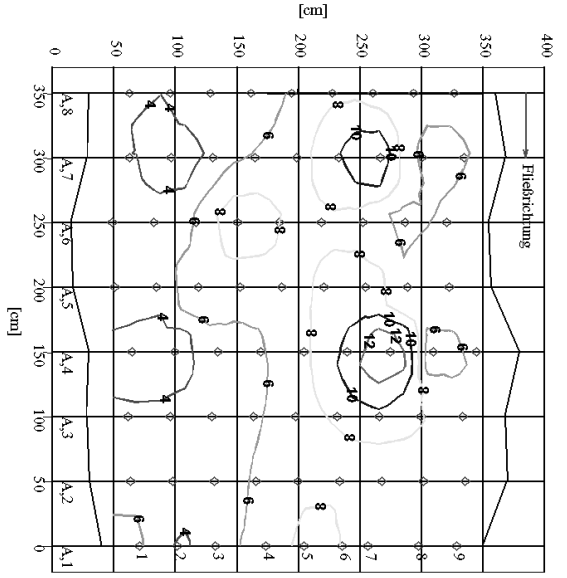
SABARTH A. (1996) : Sedimentdynamik naturnaher Fließgewässer - Wie reagiert die aquatische Biozönose ?, DGL-Tagungsbericht 1995 (Krefeld)

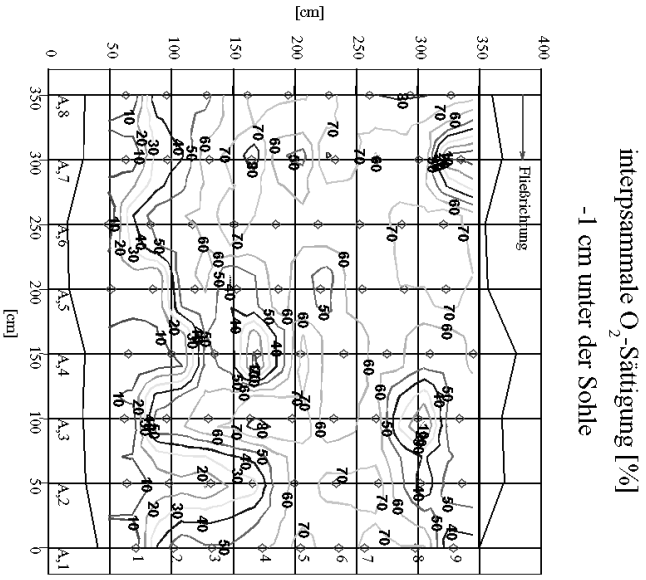
SCHWOERBEL J.(1999) : Einführung in die Limnologie, 8. Aufl. G.Fischer-Verlag Stuttgart

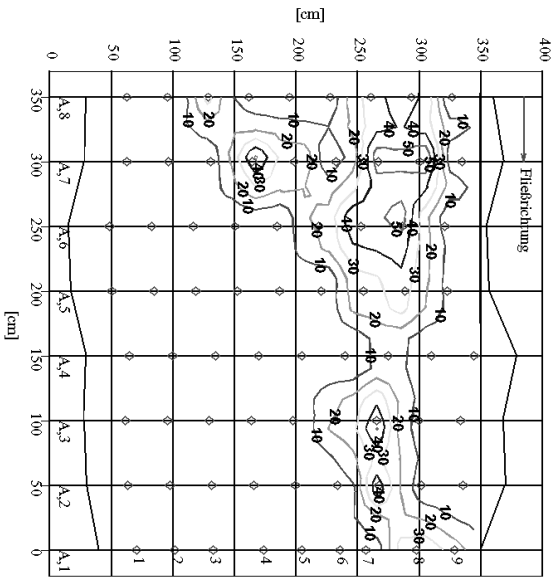
WHITMAN R.L, CLARK W.J. (1982): Availability of dissolved oxygen in interstial waters of a sandy creek, Hydobiologia 92 : 651-658

YALIN M.S. (1972) : Mechanics of sedimnet transport, Pergamon Press

ANHANG: Meßergebnisse Ladberger Mühlenbach, Probenstelle »Feld A« 10.10.2001.
Gesamtumlagerungstiefe & interpsammale Sauerstoffsättigung 1cm und 6 cm unter der Sohle.







Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Pigmentbestimmung in sauren Tagebauseen - Probleme und Lösungsansätze

Jacqueline Rücker & Armin Liepelt

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz
Seestraße 45, D-15526 Bad Saarow, e-mail: j.ruecker@t-online.de

Keywords: HPLC, Chlorophylle, Carotenoide, Pigment-Degradation, saure Hartwasserseen, Ammoniumacetatspülung

Einleitung

Die Bestimmung von Pigmenten hat eine große Bedeutung in der Limnologie. Die Konzentration von Chlorophyll a (Chl a), dem wichtigsten Photosynthesepigment aller Algen und der Cyanobakterien, wird zur Trophieklassifikation von Seen herangezogen (z.B. OECD-Studie 1982, EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000).

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie soll in Zukunft auch für die Bewertung von künstlichen Gewässern wie beispielsweise Tagebauseen angewandt werden (Leßmann & Nixdorf 2002). Insbesondere die jüngeren vom Braunkohlebergbau in der Lausitz hinterlassenen Restlöcher weisen Flächen von weit mehr als 50 ha auf. Ein Großteil der entstehenden Seen ist, geogen bedingt, stark versauert. Das saure Milieu des Probenwassers aus diesen Hartwasserseen bewirkt eine rasche Degradation (Abbau) von Pigmenten, die bereits während der Pigmentextraktion einsetzt und zu einer erheblichen Unterbestimmung der Konzentration führen kann. Daher wurden für diesen Beitrag zwei Methoden getestet, die das Ziel hatten, die Pigmentdegradation während der Extraktion zu vermeiden. Die erste war das Überschichten der Filter vor der Filtration der Wasserprobe mit Magnesiumkarbonat (Chang & Rossmann 1982, Wood 1985), die zweite das Spülen des auf dem Filter befindlichen Sestons mit einer 0,1-molaren Ammoniumacetatlösung.

Tab. 1: Chemische Eigenschaften der untersuchten Gewässer der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft nach Nixdorf et al. 1998 (Bereich) bzw. Lessmann et al. 2000 (Mittelwerte)*. Unter dem Gewässernamen ist der Klassifizierungsvorschlag nach Leßmann & Nixdorf (2002) angegeben.

Gewässer	Parameter	Bereich
RL B N neutral	pH	7,3 – 7,7
	$K_{S4,3}$ [mmol/l]	1,8 – 2,3
	Leitfähigkeit [mS/cm]	1,1 – 1,2
Felixsee SS sehr sauer	pH	3,6 – 3,9
	$K_{B4,3}$ [mmol/l]	0,1 – 0,8
	Leitfähigkeit [mS/cm]	0,5 - 0,6
RL 117 ES I extrem sauer	pH	2,8 – 3,0
	$K_{B4,3}$ [mmol/l]	2,2 – 2,5
	Leitfähigkeit [mS/cm]	1,0 – 1,2
RL 113 ES II extrem sauer	pH	2,5 *
	$K_{B4,3}$ [mmol/l]	10,3 *
	Leitfähigkeit [mS/cm]	3,1*
RL 107 ES III extrem sauer	pH	2,3 – 2,8
	$K_{B4,3}$ [mmol/l]	20,7 - 34,6
	Leitfähigkeit [mS/cm]	2,6 – 5,3

Material und Methoden

Die Wasserproben wurden auf Glasfaserfilter (Whatman GF/F bzw. Macerey & Nagel MN 85/90 BF) filtriert, anschließend zusammengefaltet und zwischen saugfähigem Papier getrocknet. Die Trocknungszeit wurde von normalerweise ca. 2 min (Kontrolle) bis auf 60 min im Versuch ausgedehnt, um eine Verzögerung bei der Probenaufbereitung zu simulieren.

Für das erste Experiment (Abb. 2) wurden die Filter vor der Filtration mit 5 ml einer $MgCO_3$-Aufschlämmung bedeckt und trocken gesaugt. Im zweiten Experiment (Abb. 3) wurden unmittelbar im Anschluß an die Filtration 50 ml einer 0,1-molaren Ammoniumacetatlösung über den Filter gesaugt.

Für die Lagerungsversuche wurden die sestonbedeckten Filter nach kurzem Trocknen (siehe oben) in Alufolie eingewickelt und entweder in der Tiefkühltruhe bei –20 ^{o}C oder in flüssigem Stickstoff eingefroren.

Zur Extraktion der Pigmente wurden die Filter durch Mörsern bzw. im Mini-Beadbeater (Biospec Products) mit 0,5 mm Zirkonia/Silica-Beads für 3 x 10 s bei 5000 U min^{-1} unter Zugabe von 90%igem Aceton homogenisiert. Das Homogenat wurde anschließend für 4 min auf 55 ^{o}C erhitzt. Nach 24 h im Kühlschrank wurden die Extrakte durch Zentrifugation und Filtration über 0,2 µm Spritzenfilter (Spartan 13/02 RC) geklärt und bis zur Messung bei –20 ^{o}C aufbewahrt.

Die Auftrennung der Pigmente erfolgte mittels HPLC über non endcapped rp18-Säulen (4,6 x 250 mm ZORBAX ODS bzw. Supersphere-100 RP18) mit einem modifizierten ternären Gradientenprogramm nach Woitke et al. (1994). Die einzelnen Pigmente wurden mit Hilfe eines Diodenarray-Detektors (Gynkotek UVD 340 bzw. Kontron DAD 545V) gemessen und identifiziert. Die Quantifizierung erfolgte über Eichung mit Reinsubstanzen. Es wurden die Chromatogramme bei 430 nm (Chlorophylle und Carotenoide, Gynkotek UVD 340), bzw. 475 nm (Carotenoide) und 665 nm (Chlorophylle) ausgewertet.

Als Untersuchungsgewässer wurden zum Nachweis der Pigmentdegradation (Abb. 1) und der Wirkung von Magnesiumcarbonat (Abb. 2) unterschiedlich stark versauerte Tagebauseen der Lausitz ausgewählt. Der Versuch zur Wirkung der Ammoniumacetatspülung (Abb. 3) wurde nur am stark versauerten Tagebausee RL 113 durchgeführt. Wichtige chemische Eigenschaften der Gewässer sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Ergebnisse

Die Degradation der Pigmente setzt in Proben aus versauerten Tagebauseen unmittelbar nach der Filtration ein und nimmt mit steigendem Grad der Versauerung zu (Abb. 1). Die größten Verluste wurden beim Fucoxanthin und Chl a im RL 117 gemessen. Auch das Peridinin aus dem Felixsee war stark betroffen. Der Anstieg von Chlorophyll b (Chl b) in Abb. 1 und 2 ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass Chl b durch Chl-a-Abbauprodukte überlagert wurde. Das konnte im späteren Versuch als mit dem Kontron-Diodenarray der Kanal bei 665 nm für die Auswertung der Chlorophylle zur Verfügung stand, nicht mehr festgestellt werden (Abb. 3).

Das Einfrieren der Filter bei –20 ^{o}C führte in allen Seen, also auch im circumneutralen RL B, zu Pigmentverlusten bzw. einem Anstieg der Chl-a-Abbauprodukte (Abb. 1 und 3).

Die Beschichtung der Filter mit Magnesiumcarbonat brachte keine reproduzierbar guten Resultate. Lediglich im extrem sauren RL 107 waren die Pigmentkonzentration bei Verwendung von $MgCO_3$ stets höher als ohne.

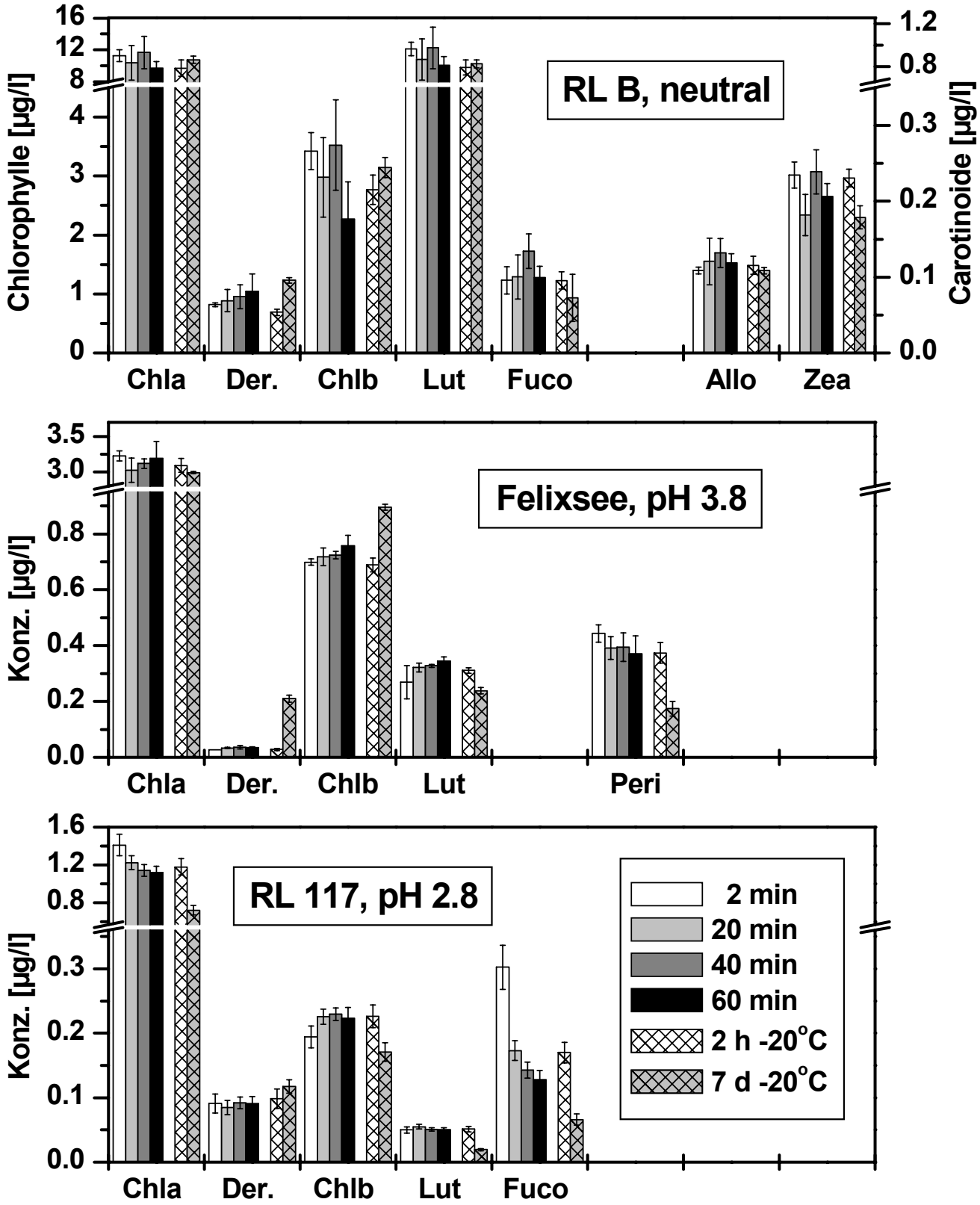


Abb. 1: Pigmentkonzentrationen in Proben aus verschiedenen Tagebauseen (vgl. Tab. 1). Die Filter wurden 2, 20, 40 bzw. 60 min zwischen Filterpapier gelagert oder für 2 Stunden bzw. 7 Tage bei –20 °C eingefroren. Abkürzungen der Pigmentnamen siehe Abb. 2.

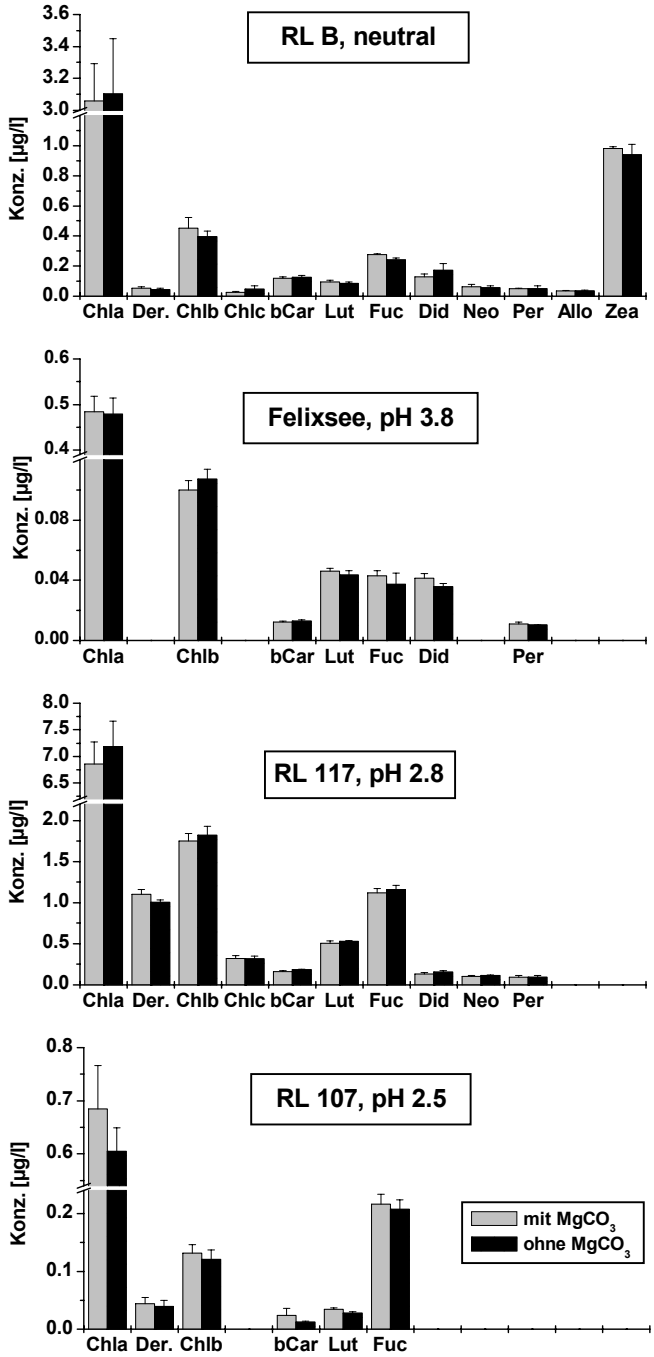


Abb. 2: Pigmentkonzentrationen in Proben aus verschiedenen Tagebauseen (vgl. Tab. 1). Die Filter wurden vor der Filtration mit $MgCO_3$ überschichtet. (Chla Chlorophyll a; Der. Summe aller Chlorophyll-a-Derivate; Chlb Chlorophyll b; Chlc Chlorophyll c; bCar ββ-Carotin; Lut Lutein, Fuc(o) Fucoxanthin; Did Diadinoxanthin; Neo Neoxanthin; Per(i) Peridinin; Allo Alloxanthin; Zea Zeaxanthin).

Das Spülen der Filter mit 50 ml 0.1-molarer Ammoniumacetatlösung verhinderte weitgehend die Pigmentdegradation (Abb. 3). Das zeigen die deutlichen Unterschiede zwischen der gespülten und der ungespülten Variante. Natürlich treten bei der (unnormal langen) Lagerung der trockenen Filter bei Raumtemperatur auch in den gespülten Proben Verluste auf.

Ammoniumacetatgespülte Proben, die für einen Monat in flüssigem Stickstoff gelagert worden sind, enthielten noch etwa die gleiche Konzentration an Pigmenten und Degradationsprodukten wie die sofort extrahierte, gespülte Variante.

Diskussion

Für die Interpretation der Ergebnisse sei bemerkt, dass nur die in den Proben natürlicherweise vorhandenen Pigmente betrachtet wurden. Dabei spiegelt das Vorhandensein bzw. Fehlen bestimmter Pigmente die Algenzusammensetzung des jeweiligen Untersuchungsgewässers zum Zeitpunkt der Probenahme wider (Abb. 1 und 2). Extrem sauren Tagebauseen (ES III und II) werden nur von Chloro-, Chryso- oder Euglenophyceen besiedelt. Bei abnehmendem Säuregrad (ES I und SS) kommen Dinoflagellaten hinzu (selten Diatomeen), in den neutralen Gewässern dann noch Cryptophyceen und Cyanobakterien (Nixdorf et al. 1998, Pigmente in Liepelt 1997).

Die einzelnen Pigmente werden entprechend ihrer chemischen Struktur unterschiedlich schnell abgebaut. Chl a ist gegenüber der Säure empfindlicher als Chl b. Fucoxanthin, das Leitpigment von Chrysophyceen und Diatomeen, sowie das Peridinin der Dinophyceen waren besonders labil.

Die Spülung mit Ammoniumacetatlösung erwies sich als effektive und einfache Methode, um die Degradation von Pigmenten während der Probenaufbereitung und Pigmentextraktion zu verhindern. Eine Lagerung von ammoniumacetatgespülten Filtern in flüssigem Stickstoff ist möglich, nicht jedoch bei –20 °C, wo deutliche Verluste auftreten. Bei der Anwendung von $MgCO_3$ als Neutralisationsmittel waren die Ergebnisse z.T. widersprüchlich

und sein Einsatz kann deshalb, wie auch in Rowan (1989) zusammengefaßt, nicht empfohlen werden. Die Ammoniumacetatspülung sollte dagegen bei allen Pigmentbestimmungen in versauerten Hartwasserseen (z.B. nach DIN 38 412) angewendet werden, um Pigmentverluste zu vermeiden.

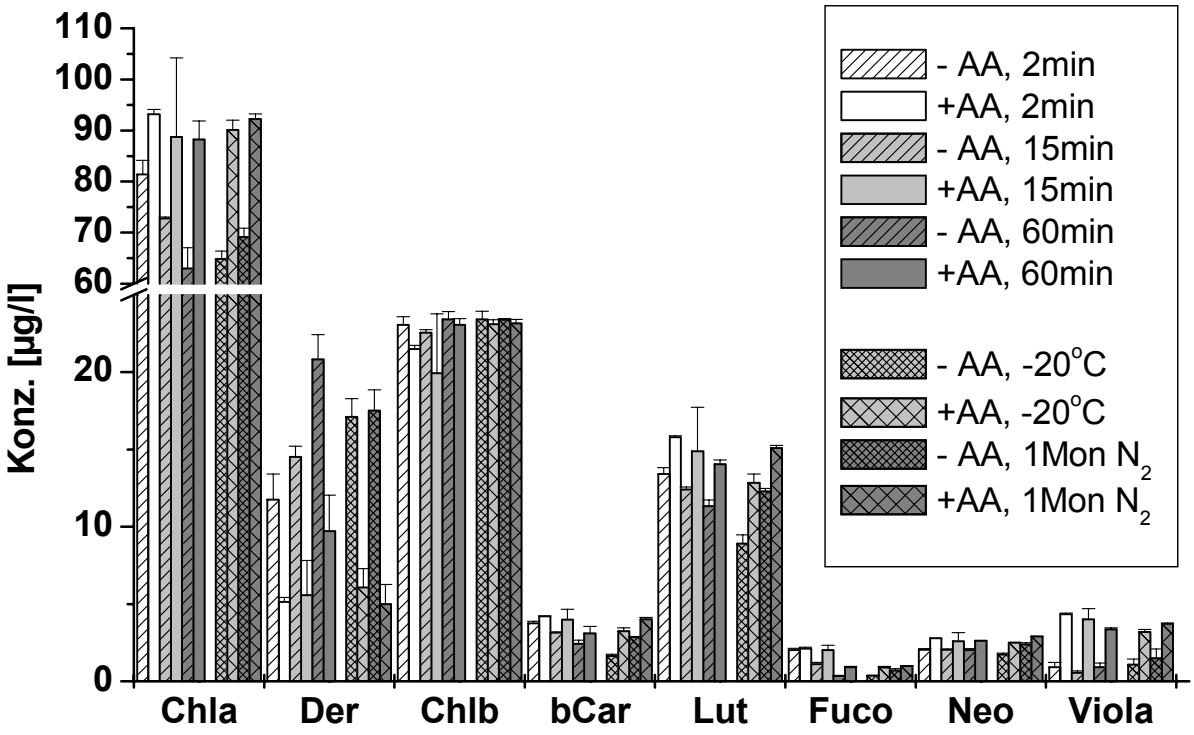


Abb. 3: Pigmentkonzentrationen in einer Mischprobe aus dem Tagebausee RL113 vom 5.03.02. Die Filter wurden vor der Extraktion 2, 15 bzw. 60 min zwischen Filterpapier gelagert oder sofort für 18 h bei –20 °C eingefroren bzw. 1 Monat in flüssigem Stickstoff gelagert. +AA mit, - AA ohne Ammoniumacetatspülung (50 ml 0,1-molar). Abkürzungen der Pigmentnamen siehe Abb. 2.

Literatur

Chang, W.Y.B. & Rossmann, R. 1982: The influence of phytoplankton composition on the relative effectiveness of grinding and sonication for chlorophyll extraction. *Hydrobiologia* 88: 245-249.

EU 2000: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* L327, DE: 72 S.

Leßmann, D. & Nixdorf, B. 2002: Probleme der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie bei Tagebauseen. In: R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite*. BTUC-AR* 5/02: 147-159.

Lessmann, D., Fyson, A. & Nixdorf, B. 2000: Phytoplankton of the extremely acidic mining lakes of Lusatia (Germany) with pH <= 3. *Hydrobiologia* 433: 123-128.

Liepelt, A.E., 1997. Entwicklung des Phytoplanktons in Tagebauseen der Lausitz 1995 und 1996 - Erfassung durch mikroskopische Bestimmungen und HPLC-Pigmentanalysen. In: Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg), Gewässerreport (Teil III). *BTUC-AR* 5/97: 19-30.

Nixdorf, B., Mischke, U. & Lessmann, D. 1998: Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonists in extremely acidic mining lakes (pH < 3) in Lusatia (Germany). *Hydrobiologia* 369/370: 315-327.

OECD 1982: Eutrophication of waters, OECD report, Paris.

Rowan, K.S. 1989: Photosynthetic pigments of algae. Cambridge University Press. 334 S.

Woitke, P., Martin, C.-D., Nicklisch, S. & Kohl, J.-G. 1994: HPLC-determination of lipophilic photosynthetic pigments in algal cultures and lake water samples using a non-endcapped C18-RP-column, *Fresenius J. Anal. Chem.* 348, S. 762 - 768.

Wood, L.W. 1985: Chloroform-methanol extraction of chlorophyll a. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 38-43.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Lasergestützte fluoreszenzspektroskopische Untersuchungen von Cyanobakterien

Jan-Peter Seifert, Ralf Pätzold, Harald Hake, Angelika Anders
Institut für Biophysik, Universität Hannover
Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover
Jan-Peter.Seifert@stud.uni-hannover.de

Keywords: Cyanobakterien, Microcystin, Fluoreszenz, Laser, LIF

1. Einleitung

Cyanobakterien können nicht nur in Mitteleuropa während der Sommermonate Algenblüten dominieren und somit u.a. den Sauerstoffgehalt stark beeinflussen – sie produzieren häufig auch Toxine, die die menschliche und tierische Gesundheit stark beeinträchtigen können. Daher ist eine schnelle in-situ Analytik wünschenswert, die idealerweise auch online einsetzbar ist, wie sie z.B. die Laser-induzierte Fluoreszenz (LIF) ermöglicht. Zu den charakteristischen Eigenschaften der Cyanobakterien gehören ihre Antennenkomplexe, die Phycobilisomen. Diese enthalten u.a. das hydrophile Pigment Phycocyanin, das eine charakteristische Fluoreszenz bei 650 nm aufweist. Diese Fluoreszenz lässt sich selektiv zur Detektion von Cyanobakterien nutzen, wie bereits in anderen Veröffentlichungen gezeigt worden ist (z.B. LEE et al. 1995, ASAI et al. 2000).
Im Rahmen dieser Arbeit wurde mit Hilfe eines mobilen Farbstofflasersystems die Fluoreszenz axenischer Batchkulturen in Abhängigkeit von unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen der Nährstoffe Nitrat und Phosphat und in Abhängigkeit von der Wachstumsphase gemessen, um etwaige Auswirkungen auf das Fluoreszenzverhalten zu untersuchen. Außerdem wurden Lösungen von aufgereinigtem Microcystin-LR - als typisches Toxin der Cyanobakterien - mit Hilfe eines Nd:YAG-Lasers fluoreszenzspektroskopisch untersucht.

2. Methoden

Für die Anzucht der Batchkulturen wurden die axenischen Stämme PCC 7941 *Microcystis aeruginosa* (Pasteur Culture Collection of Cyanobacteria, Paris, Frankreich) und SAG 211-11c *Chlorella kessleri* (Sammlung von Algenkulturen Göttingen) verwendet. Als Medien wurden für *M. aeruginosa* ein Medium nach Zehnder & Gorham (Can. J. Microbiology (1960) 6, 645-660, abgeändert von Jähnichen – Institut für Hydrobiologie, TU Dresden) und für *C. kessleri* ein abgeändertes Medium des Institutes für Botanik, Tierärztliche Hochschule Hannover verwendet. Die Kulturen wurden in einem Hell/Dunkel-Rhythmus von 12 h mit Licht von Leuchtstoffröhren des Typs OSRAM L18W/77 und L18W/41 versorgt. Es wurden u.a. jeweils Proben aus Kulturen von *M. aeruginosa* und *C. kessleri* in unterschiedlichen Volumenverhältnissen gemischt, sowie *M. aeruginosa*-Kulturen in Medien mit unterschiedlichen Konzentrationen der Nährstoffe Nitrat und Phosphat angesetzt und gemessen; die Konzentration der entsprechenden Verbindung wurde hierzu verdoppelt.
Zur Messung der laserinduzierten Fluoreszenz (LIF) wurden Proben der Kulturen in Quarzglas-Küvetten mit einem Stickstofflaser-gepumpten Farbstofflaser zur Fluoreszenz angeregt und die Fluoreszenz senkrecht zum Strahlengang detektiert. Als Anregungswellenlängen wurden 440 nm (für Chlorophyll a) und 619 nm (für Phycocyanin) gewählt. Die Fluoreszenzmaxima der Pigmente liegen bei 680 nm (Chlorophyll a) und 650 nm (Phycocyanin).
Für die Microcystin-Messung wurden 250 µg der Strukturvariante Microcystin-LR (Quelle: Calbiochem) verwendet, die in einer Mischung aus 0,15 ml Ethanol und 1,35 ml Wasser gelöst worden waren. Die Probe wurde in einer Quarzglas-Küvette mit Hilfe eines frequenzvervierfachten Nd:YAG-Lasers (Emissionswellenlänge: 266 nm) zur Fluoreszenz angeregt.

3. Ergebnisse

Abb. 1&2 zeigen die gemessenen Fluoreszenzintensitäten bei 650 bzw. 680 nm, die gegen die durch Auszählung ermittelten Zellzahlen von *M. aeruginosa* bzw. *C. kessleri* aufgetragen sind. Die Mischreihen entsprechen einander, d.h. die erste Mischreihe der beiden Abbildungen beruht auf denselben Proben.

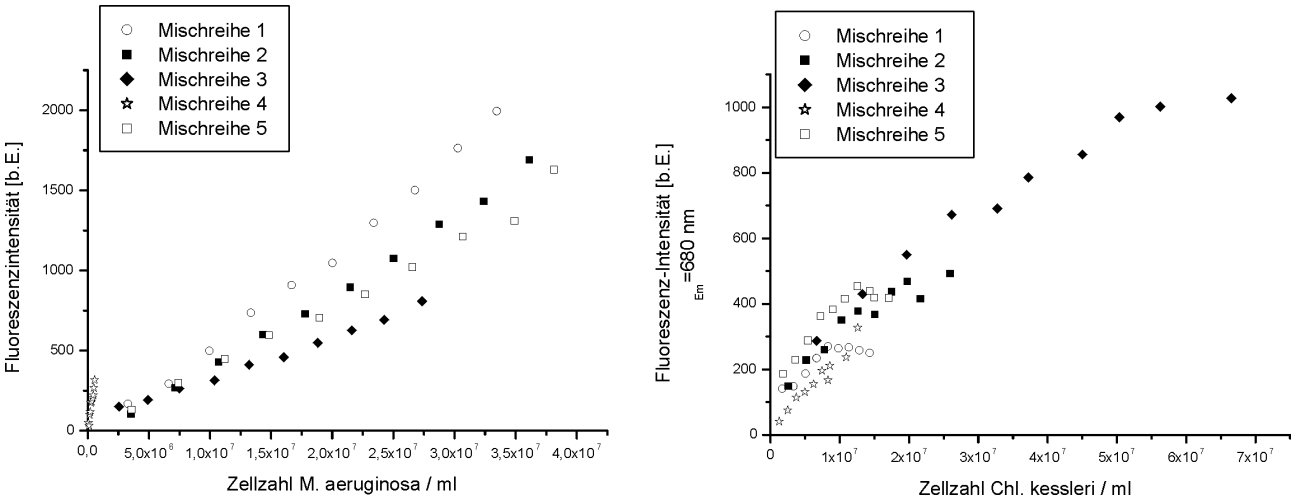


Abb. 1&2: Die Fluoreszenzintensitäten bei 650 nm (*M. aeruginosa*) und 680 nm (*C. kessleri*) in Bezug auf die jeweilige Zellzahl in den gemischten Proben

Für die Microcystin-Messungen wurden jeweils 100 Einzelmessungen akkumuliert. Abb. 3 zeigt die erste und letzte Messung an einer Probe. Die Graphen wurden auf das Raman-Signal von Wasser bei 293 nm normiert. Bei dem kleineren Maximum bei 266 nm handelt es sich um das von einem Kantenfilter abgeschwächte Laser-Maximum.

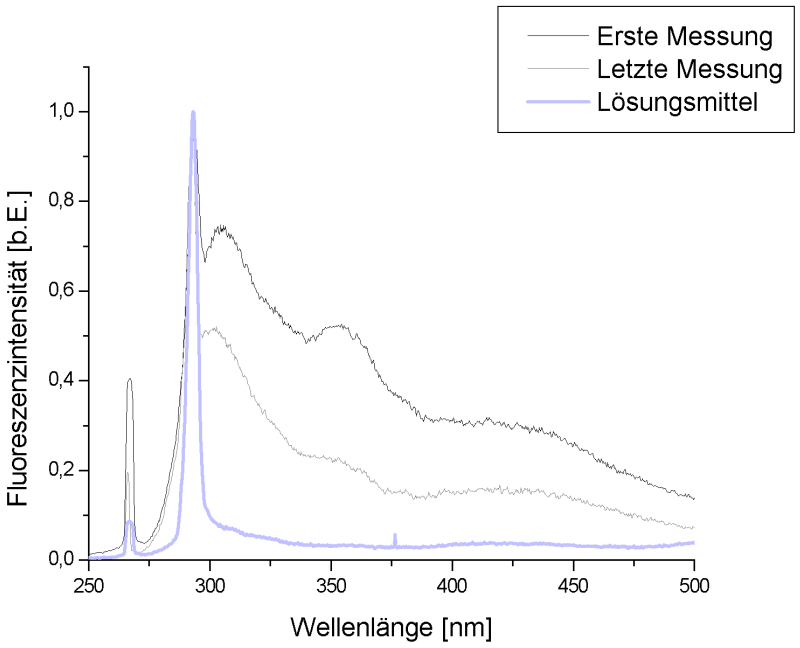


Abb. 3: Microcystin-LR LIF-Messungen

Abb. 4-6 zeigen die Fluoreszenzintensität bei 650 nm und den durch Absorptionsmessung ermittelten Phycocyaningehalt in einem Milliliter der *M. aeruginosa* Kulturen, die in Medien mit unterschiedlichen Nitrat- und Phosphatkonzentrationen angezogen worden sind. In die Graphen

sind Mikroskopaufnahmen eingefügt, die nach Ende des Untersuchungszeitraumes von Proben der Kulturen angefertigt wurden.

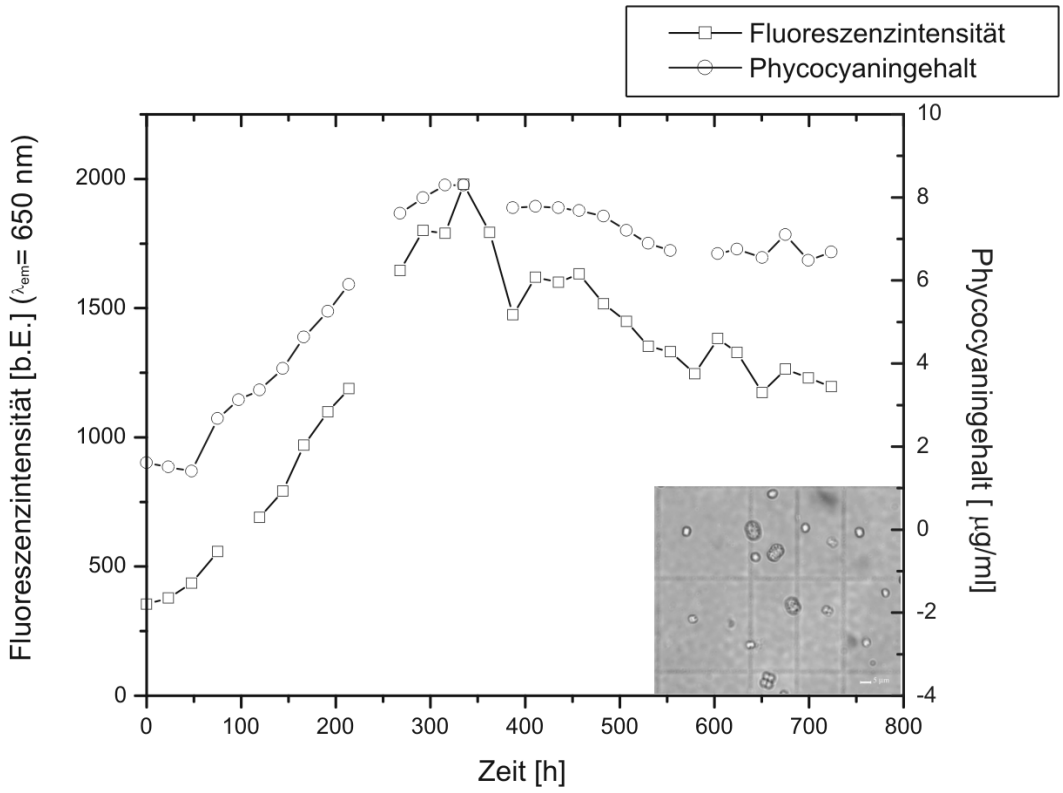


Abb. 4: Fluoreszenzintensitäten und Phycocyaningehalte von Kulturen, die in einem Medium mit verdoppelter Nitrat-Konzentration angewachsen sind, sowie eine Mikroskopaufnahme (Vergrößerung: 400x)

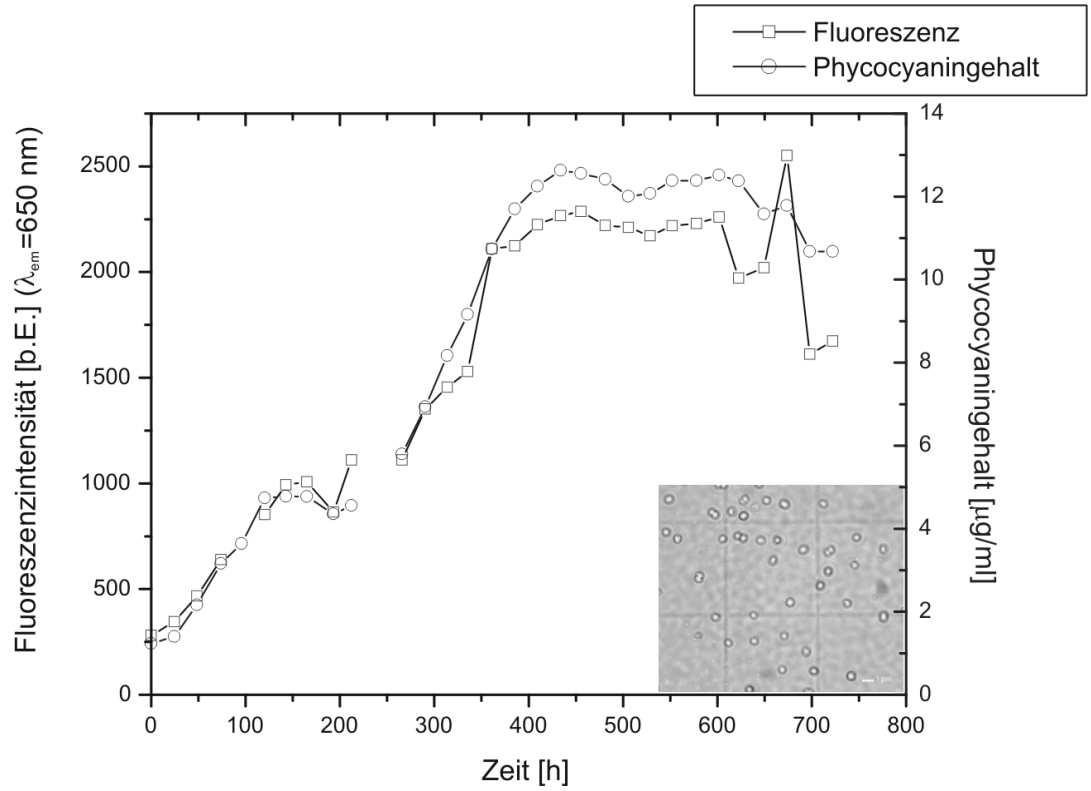


Abb. 5: Fluoreszenzintensitäten und Phycocyaningehalte von Kulturen, die in einem Medium mit verdoppelter Phosphat-Konzentration angewachsen sind, sowie eine Mikroskopaufnahme (Vergrößerung: 400x)

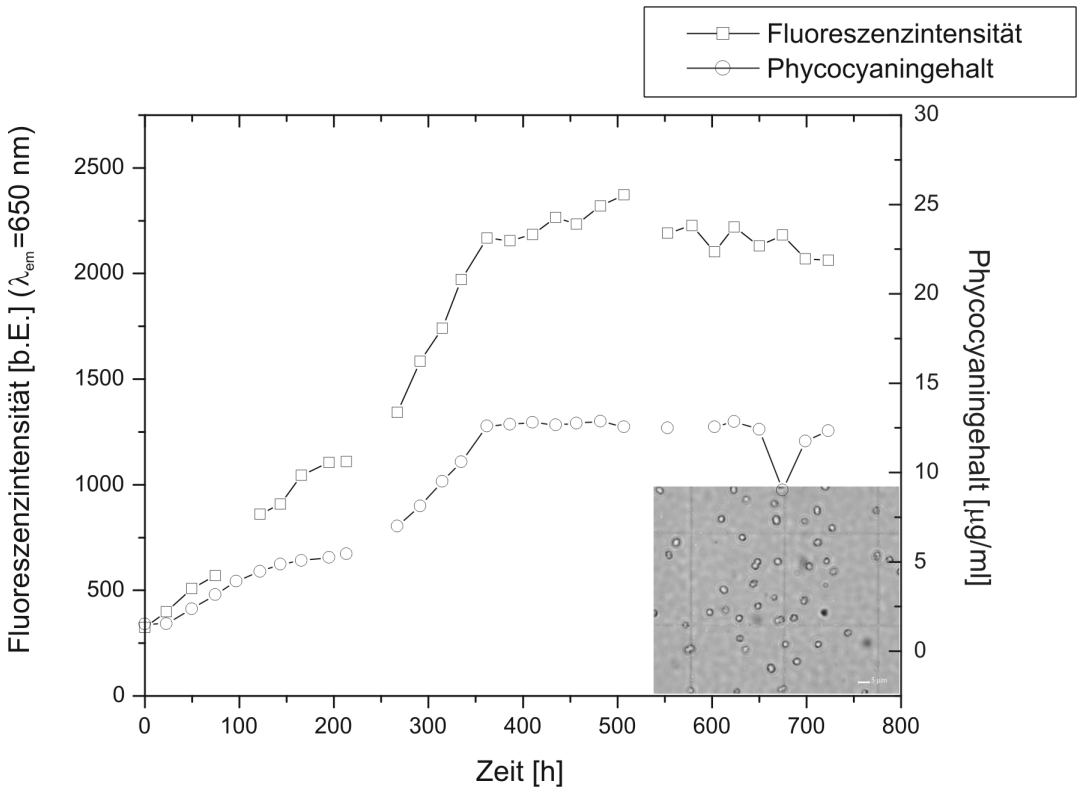


Abb. 6: Fluoreszenzintensitäten und Phycocyaningehalte von Kulturen, die in einem Medium mit verdoppelter Nitrat- und Phosphat-Konzentration angewachsen sind, sowie eine Mikroskopaufnahme (Vergrößerung: 400x)

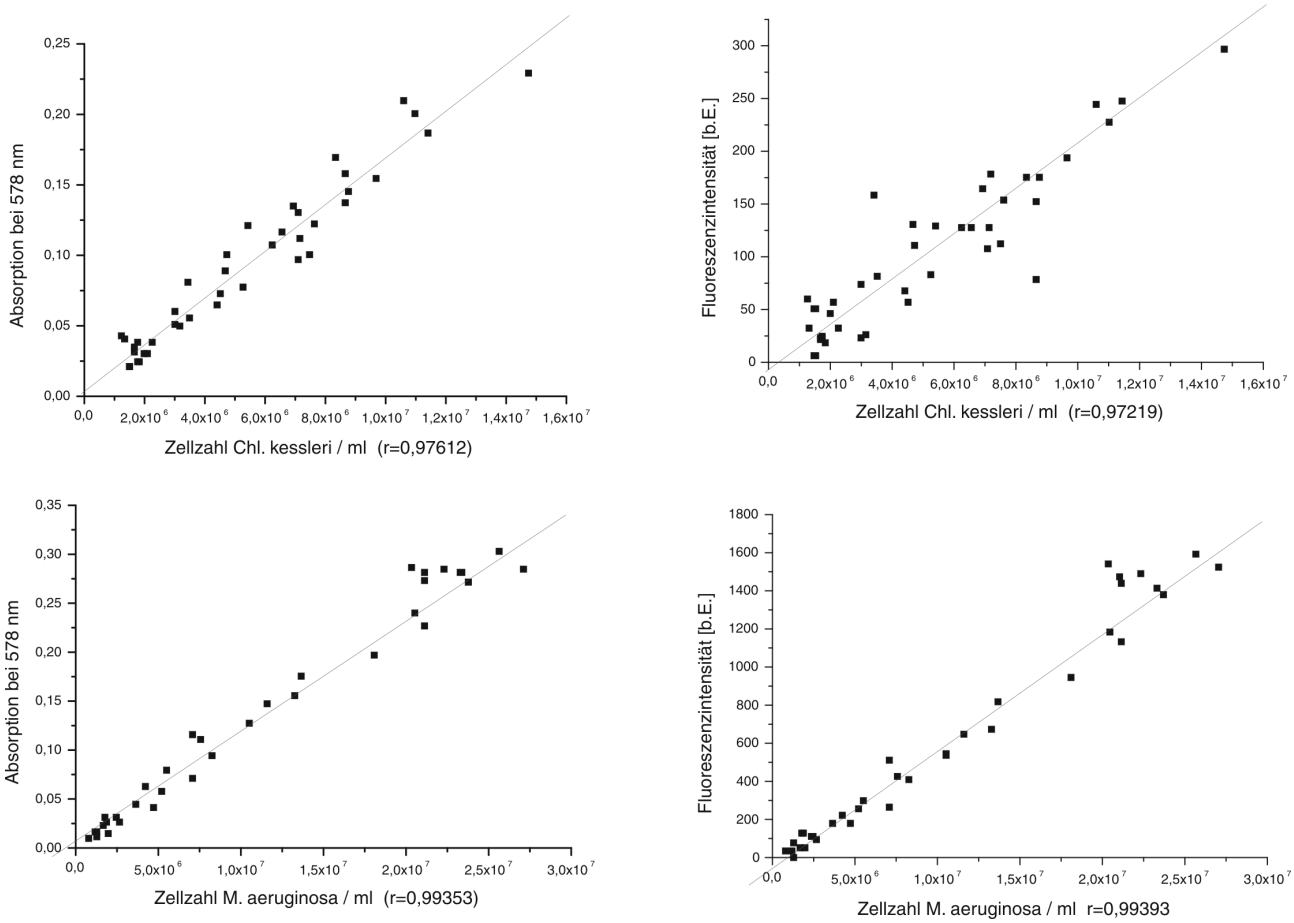


Abb. 7-10: Die Absorption bei 578 nm (Abb. 7) und die Fluoreszenzintensitäten bei 680 nm von *C. kessleri* (Abb. 8) und die Absorption bei 578 (Abb. 9) und die Fluoreszenzintensität bei 650 nm von *M. aeruginosa* (Abb. 10) - jeweils gegen die ermittelte Zellzahl aufgetragen.

Um die Linearität zu überprüfen, wurden anfangs jeweils von mehreren neu angesetzten Kulturen die Absorption bei 578 nm und die Fluoreszenzintensität bei 650 nm (*M. aeruginosa*, Abb. 9&10) bzw. 680 nm (*C. kessleri*, Abb. 7&8) gegen die ermittelte Zellzahl im Verlaufe des Wachstums aufgetragen. Die Fluoreszenzintensität bei 650 nm (Abb. 10) zeigte hierbei die beste Korrelation zur ermittelten Zellzahl.

4. Diskussion

Die Ergebnisse zeigen u.a., daß auch in Batchkulturen die Korrelation zwischen Wachstum und sowohl der Fluoreszenzintensität von Phycocyanin bei 650 nm als auch der Absorption bei 578 nm innerhalb eines gewissen Bereiches sehr groß ist, wobei sie bei der Fluoreszenz sogar noch größer ist (Abb. 7-10).

In den Versuchen mit veränderten Nitrat- und Phosphatkonzentrationen des Mediums zeigte sich jedoch eine Diskrepanz zwischen der Intensität der Fluoreszenz und der Zellzahl, wohingegen die Absorption gut korrelierte. Die Überprüfung des Phycocyaningehaltes anhand von Absorptionsmessungen zeigte dabei eine gute Korrelation zur Intensität der Fluoreszenz (Abb. 4-6). Dies läßt auf eine Verringerung des Phycocyaningehaltes schließen. Die Übereinstimmung ist beim Medium mit der doppelten Phosphatkonzentration am besten. So wirkt sich das Nährstoffangebot offensichtlich auf das Fluoreszenzverhalten aus. Es bleibt aber die Frage, inwiefern sich mit Batchkulturen gewonnene Ergebnisse auf das Freiland übertragen lassen, da dort das Nährstoffangebot anderen Regelungsmechanismen unterliegt.

Auffällig ist hier das Auftreten von vergleichsweise großen Zellen im Medium mit verdoppelter Nitrat-Konzentration gegen Ende der Versuchszeit. Offenbar wurde das erhöhte Nitratangebot verstärkt zur Bildung von Biomasse genutzt. Dies erscheint plausibel, da bei stickstofflimitierten Chemostat-Kulturen die schnell wachsenden Zellen kleiner und von geringerer Masse als die langsam wachsenden Zellen sind (LONG et al. 2001).

Die Versuche mit gemischten Proben zeigen deutlich, daß die Fluoreszenz von Phycocyanin stabil bleibt, während die Fluoreszenz des bei 440 nm angeregten Chlorophyll a bei 680 nm vermutlich aufgrund des photosynthetischen Quenchings der Fluoreszenz schwankt. Es zeigt sich jedoch damit, daß sich ein genauer Nachweis von Phycocyanin mit Hilfe eines mobilen Lasersystems ohne weiteres bewerkstelligen läßt.

Nach derzeitigem Kenntnisstand ist dies das erste Mal, daß Proben ohne vorherige Derivatisierung der normalerweise intrazellulär vorliegenden Microcystine fluoreszenzspektroskopisch untersucht wurden, wobei die Fluoreszenz offensichtlich nicht vom Lösungsmittel stammte.

Die Ergebnisse der LIF-Messungen von Microcystin-LR im Vergleich zum reinen Lösungsmittel (Abb.3) deuten darauf hin, daß Microcystin-LR fluoresziert (zwischen 300 und 342 nm). Die Abnahme der Fluoreszenz ließe sich evtl. mit der photolytischen Spaltung des Microcystin-LR aufgrund des intensiven Laserlichtes erklären, wie sie bei UV-Licht nahe des Absorptionsmaximums von Microcystin-LR (bei 238 nm) auftreten kann (TSUJI et al. 1995). Die Wellenlänge der Laserstrahlung liegt mit 266 nm zwar nicht im Absorptionsmaximum und Spektren aus der Literatur zeigen bei dieser Wellenlänge eine geringe Absorption (z.B. CHORUS und BARTRAM 1999). Dies wurde durch den Einsatz eines leistungsstarken Lasers kompensiert (0,5 mJ). Zudem kann ein Lösungsmittel mit hoher Polarität wie Wasser die Absorption zu höheren Wellenlängen verschieben (SCHMIDT 1994). Für diese ersten Messungen wurde jedoch eine Konzentration gewählt, die relativ hoch über der Empfehlung der WHO von 1 µg/l liegt, um zu klären, ob sich freies Microcystin-LR überhaupt zur Fluoreszenz anregen läßt. Multidimensionale Techniken wie die sogenannte Anregungs-Emissions-Spektroskopie (EEM) oder zeitaufgelöste Messungen (WTM) könnten die spezifische Nachweisgrenze verbessern.

5. Literatur

Asai, R., McNiven, S., Ikebukuro, K. und I. Karube (2000) Development of a Fluorometric Sensor for the Measurement of Phycobilin Pigment and Application to Freshwater Phytoplankton. Field Analytical Chemistry and Technology **4**(1), 53-61

Chorus, I. und J. Bartram (Hrsg.) (1999) Toxic cyanobacteria in water – a guide to their public health consequences, monitoring and management. E&FN Spon (An imprint of Routledge), London and New York

Lee, T.-Y., Tsuzuki, M., Takeuchi, T., Yokoyama, K. und I. Karube (1995) Quantitative determination of cyanobacteria in mixed phytoplankton assemblages by an in vivo fluorimetric method. Analytica Chimica Acta **302**, 81-87

Long, B.M., Jones, G.J. und P.T. Orr (2001) Cellular Microcystin Content in N-Limited *Microcystis aeruginosa* Can Be Predicted from Growth Rate. Applied and Environmental Microbiology **67**, 278-283

Schmidt, W. (1994) Optische Spektroskopie. VCH, Weinheim New York Basel Cambridge

Tsuji, K., Watanuki, T., Kondo, F., Watanabe, MF., Suzuki, S., Nakazawa, H., Suzuki, M., Uchida, H. und K. Harada (1995) Stability of microcystins from cyanobacteria-II. Effect of UV light on decomposition and isomerization. Toxicon **33**(12), 1619-1631

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Wieso noch – Vergleich von unkorrigierten und Phaeophytin-korrigierten Chlorophyll a – Messungen

Hans Bernd Stich[1] und Alexander Brinker[2]

[1] Institut für Seenforschung, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen

[2] Fischereiforschungstelle, Untere Seestr. 81, 88085 Langenargen

Keywords: Chlorophyll a, Phaeophytin, Abbauprodukt, Photometer, Hplc, Methode

Chlorophyll a, das hauptsächliche Photosynthesepigment der autotrophen Pflanzen, kann im Pelagial eines Sees nur von Algen stammen. Zum Wachsen brauchen Algen Nährstoffe. Deshalb ermöglicht die Bestimmung der Chlorophyll a - Konzentration einen Rückschluss auf den trophischen Zustand des Gewässers:

viele Nährstoffe -- viele Algen -- viel Chlorophyll

Diese Indikatorfunktion wurde bereits in den OECD Studien genutzt (Vollenweider und Kerekes 1980). Auch in der EU – Wasserrahmenrichtlinie wird der Trophieindikator Chlorophyll a bei der Untersuchung von Seen bestimmt (Irmer 2001).

Um das photosynthetisch aktive Chlorophyll a von seinen Abbauprodukten unterscheiden zu können, wird der Extrakt vor und nach dem Ansäuern gemessen. Die Berechnung des korrigierten Chlorophyll a - Wertes führt aber bei genauer Betrachtung zu zweifelhaften Werten, die Anlass zu dieser Untersuchung gaben.

In sieben Seen mit unterschiedlicher Morphologie und Trophie wurde die Chlorophyll a – Konzentration monatlich zwei Jahre lang bestimmt. Die photometrische Chlorophyll a-Bestimmung erfolgte nach Strickland und Parsons (1968), die Berechnung erfolgte entsprechend den Empfehlungen der Unesco (1966). Verglichen wurde dabei die photometrische Bestimmung des unkorrigierten (CHLA) und des Phaeophytin - korrigierten (KORRA) Chlorophyll a – Gehaltes. Die Phaeophytin – korrigierten Konzentrationen wurden nach dem Ansäuern des Extraktes mit 0.5 m HCl bestimmt.

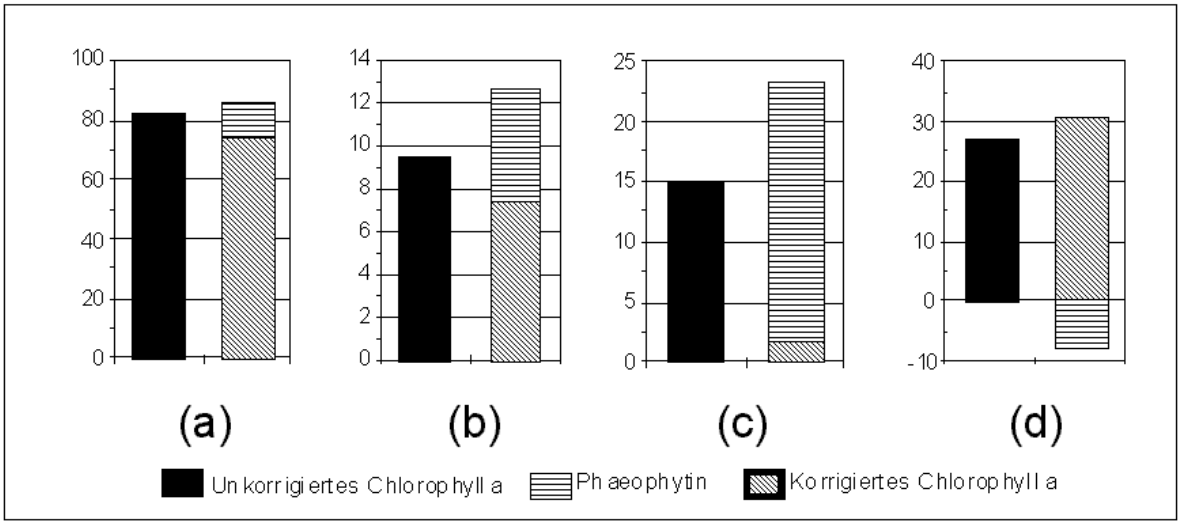
Untersuchte Seen

	Max. Tiefe	Fläche	Chl a [µg/l]		[µg/l]	
	m	km^2	Min.	Max.	Min.	Max.
Buchsee	1	0.6	3	114	13	54
Degersee	17	2.9	2	81	2	18
Ilmensee	16	7	0	20	1	11
Karsee	6	0.3	14	127	7	57
Lengenweiler See	5	0.5	11	53	4	17
Schreckensee	11	3.4	0	85	15	35
Bodensee	252	476	9	53	1	29

Kenndaten (Tiefe, Fläche, Chla, gel.P) der untersuchten Seen,
die alle in einem Umkreis von 50 km zum Bodensee liegen.

Der Vergleich von photometrisch ermittelten Werten für CHLA, KORRA und für Phaeophytin a zeigt, dass neben plausiblen Werten (a) auch hohe (b) und sehr hohe Phaeophytinkonzentrationen (c) auftreten. Zudem werden negative Phaeophytinkonzentrationen (d) und KORRA – Werte bestimmt, die höher sind als der CHLA – Wert. Dies ist nicht möglich. Die Frage war nun, liegt ein Messfehler oder ein systematischer Fehler vor.

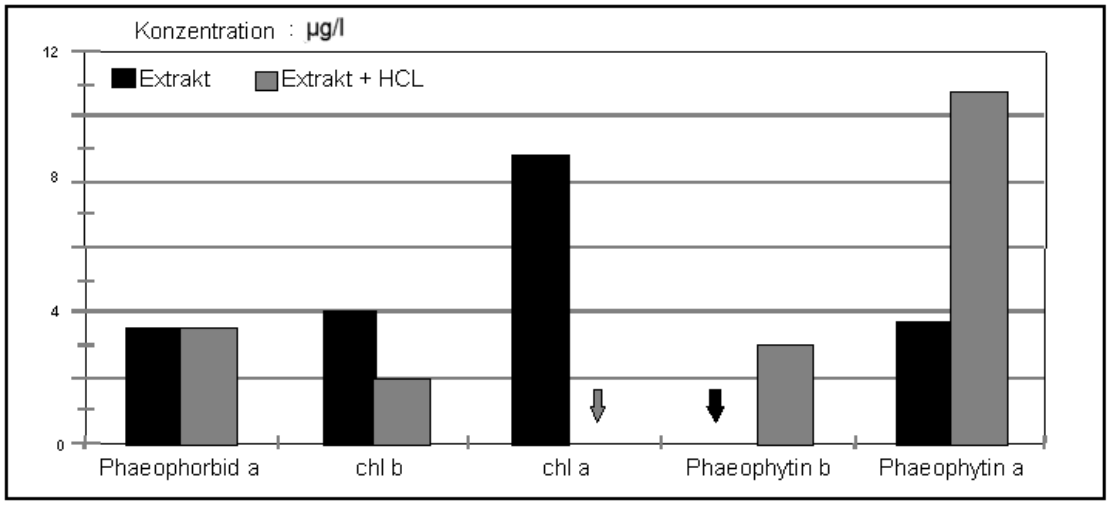
Um die Zuverlässigkeit der photometrischen Bestimmungen zu überprüfen, wurden gleichzeitig auch HPLC – Bestimmungen des Chlorophyll a (HPLCA) nach Schmid und Stich (1995) durchgeführt.



photometrische ermittelte Werte für CHLA, KORRA und Phaeophytin,
die plausibel (a), hoch (b) sehr hoch (c) sind und „nicht sein können“ (d)

Ursprünglich diente das Ansäuern dazu, die Abbauprodukte des Chlorophyll a zu ermitteln und dadurch KORRA von CHLA zu unterscheiden.

HPLC – Messungen zeigen aber, dass nicht nur Chlorophyll a sondern auch Chlorophyll b durch Ansäuern in seine Abbauprodukte umgewandelt wird, die dann bei der Chlorophyll a – Korrektur stören (Mantoura et al. 1997). Auch andere Pigmente, z.B. Fucoxanthin, können durch das Ansäuern zu einer Erhöhung der Absorption zwischen 600 nm und 750 nm führen (Riemann 1978).

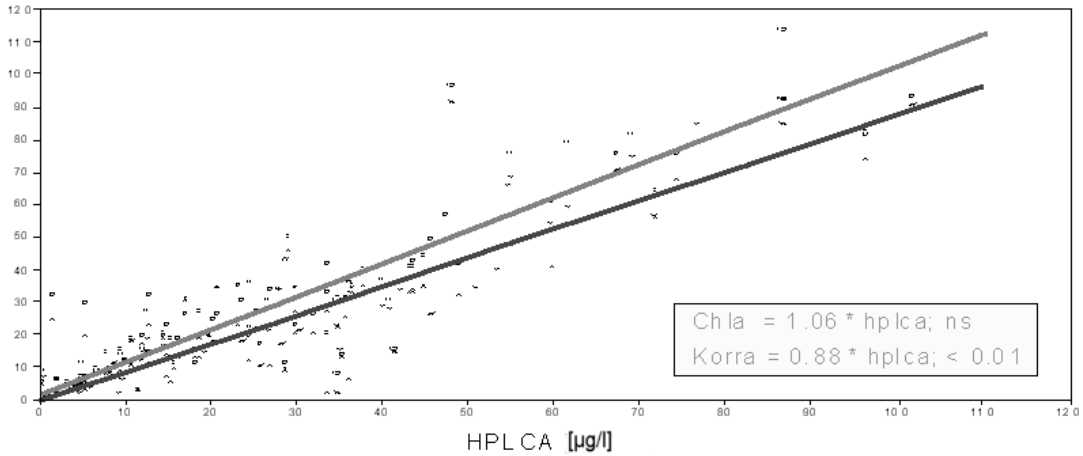


Effekt des Ansäuerns auf HPLC – Eichstandards

Wenn also Chlorophyll b und Fucoxanthin im Extrakt vorhanden sind, werden auch diese Pigmente durch das Ansäuern zu "Abbauprodukten" umgewandelt und gemessen. Sie gehen damit zusätzlich in die Berechnung des "korrigierten" Chlorophyll a – Wertes mit ein und verfälschen diesen. Dies führt zu einer Unterschätzung der wahren Chlorophyll a - Konzentration.

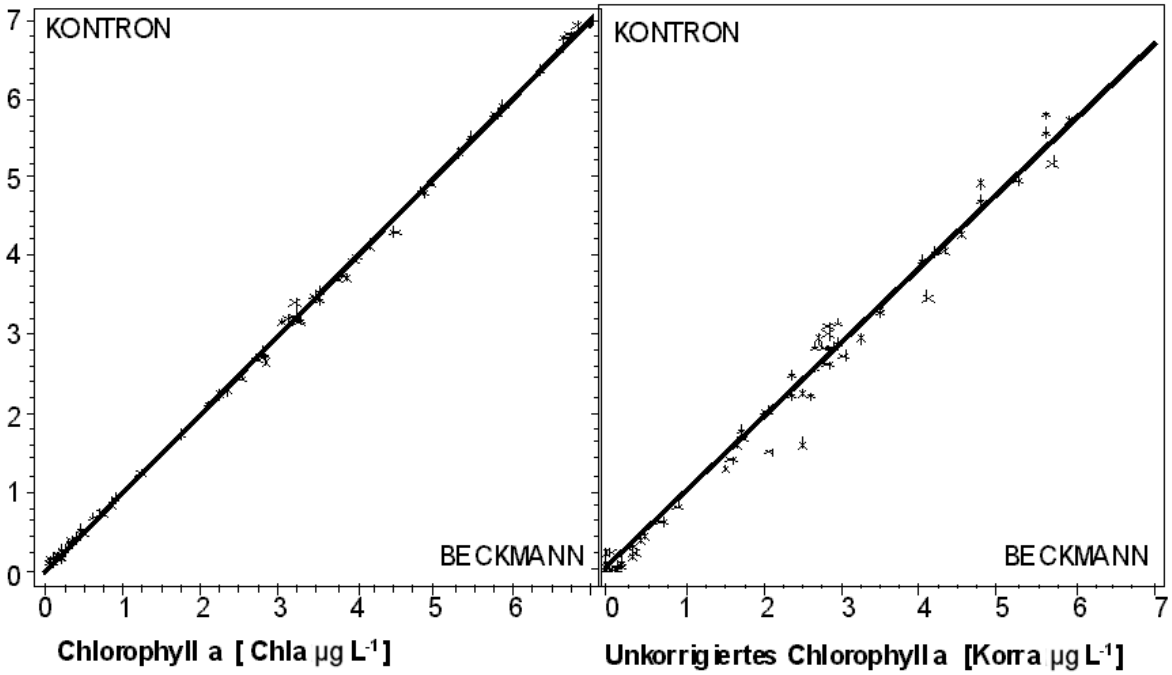
Die Regressionskoeffizienten der Messungen von CHLA und KORRA aufgetragen gegen HPLCA sind signifikant verschieden ($p<0.01$). Das heißt, die Chlorophyll a - Werte derselben Probe werden von den Bestimmungsmethoden signifikant unterschiedlich bestimmt.

Bei einer Übereinstimmung von photometrischen Messungen und HPLC – Messungen sollte, bei einem Auftragen beider Messergebnisse, die Steigung der resultierenden Geraden 1 sein. Bei dem Vergleich CHLA und HPLCA unterscheidet sich die Steigung nicht signifikant von 1 (1.06 ± 0.041). Bei dem Vergleich von Korra und HPLCA ist die Steigung signifikant von 1 verschieden (0.88 ± 0.041, $p < 0.01$). Bei beiden Vergleichen wird vorausgesetzt, dass mit der Hplc – Methode die "richtigen" Chlorophyll a – Werte ermittelt werden. Diese Voraussetzung ist gerechtfertigt, da die Hplc - Methode durch Messungen von Chlorophyll a – Standards bekannter Konzentration "geeicht" wurde und nur bei dieser Methode die Chlorophyll a- Bestimmung ohne Störung durch Abbauprodukte erfolgt (Mantoura et al. 1977).



Vergleich der photometrischen Bestimmungen von CHLA und KORRA
aufgetragen gegen die Konzentrationen die mit der HPLC gemessen wurden

Die Chlorophyll a – Bestimmung wird auch für den trophischen Vergleich verschiedener Seen eingesetzt. Die dabei benutzten Geräte sind in der Regel verschieden. Deshalb wurden parallele Messungen der gleichen Probe mit einem zweiten Photometer durchgeführt (Kontron Uvikon 931 + Beckmann Model 35). Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Streuung der Werte zwischen beiden Photometern für Korra signifikant größer ist als für CHLA. Bei CHLA ist also der Unterschied zwischen den Werten derselben Probe kleiner als bei KORRA, Chla ist also der präzisere Parameter. Die Ursachen für diese bei KORRA höheren Streuungen sind bislang unbekannt.



Sie liegen vermutlich in dem durch die Ansäuerung entstanden Komplex von Abbauprodukten und dem resultierenden Einfluss auf die gemessenen Extinktion. Verschiedene Geräte, insbesondere von unterschiedlichen Herstellern, sind selbst bei optimaler Kalibrierung nie identisch, sondern unterscheiden sich in ihren technischen Spezifikationen (Unterschiede in der Anordnung von Lampen, Gittern, Spiegeln), ihren Messtoleranzen und in ihrem Wartungszustand. Die zusätzlichen störenden Einflüsse der Abbauprodukte auf die gemessene Extinktion dürften die Präzision der Messung nachhaltig negativ beeinflussen.

Was oder wie auch immer, bekannt ist: dass Abbauprodukte bei der Bestimmung von Chlorophyll a grundsätzlich stören (Jeffrey und Mantoura 1997) und dass bei der Bestimmung von KORRA und insbesondere von Phaeophytin sehr hohe Streuungen auftreten, was auch der 1.Chlorophyll a – Ringversuch des Umweltbundesamt (2002) wieder gezeigt hat.

Schlussfolgerung:

Die über zwei Jahre an unterschiedlichen Seen zu verschiedenen Jahreszeiten durchgeführten Messungen zeigen, dass die Bestimmung von CHLA zu genauen und präzisen Chlorophyll a - Werten führt. Die aufwendigere Bestimmung von KORRA hingegen zeigt eine signifikante systematische Unterschätzung des wahren Chlorophyll a –Gehaltes und eine signifikant höhere Streuung der Werte. Für Monitoring - Untersuchungen ist CHLA der Parameter der Wahl: schneller, genauer und präziser.

Literatur

Irmer U. 2001, Die neue EG-Wasserrahmenrichtlinie: Bewertung der chemischen und ökologischen Qualität von Oberflächengewässern. Acta hydrochimica et hydrobiologia 28:7-14

Mantoura R.F.C., S.W. Jeffrey, C.A. Llewellyn, H. Claustre, und C.E. Morales, 1997, Comparison between spectrophotometric, fluorometric and HPLC methods for chlorophyll analysis. In: Phytoplankton Pigments in oceanography, Eds S.W. Jeffrey, R.F.C. Mantoura und S.W. Wright, pp.361-380, Unesco Publishing, Paris

Riemann B. 1978, Carotenoid interference in the spectophotometric determination of chlorophyll degradation products from natural populations of phytoplankton. Limnology and Oceanography 23:1059-1066

Schmid H. und H.B. Stich, 1995, HPLC-analysis of algal pigments: comparison of columns, column properties and eluents. Journal of Applied Phycology, 7:487-494

Strickland I.D.H und T.R. Parsons, 1968, A practical handbook of seawater analysis. Fishery Research Board Canada Bulletin, 167:170-199

Umweltbundesamt, 2002, 1.Chlorophyll a – Ringversuch der Qualitätssicherungsstelle des Bund / Länder – Messprogramms Nord – und Ostsee am Umweltbundesamt, Abschlußbericht, 72 Seiten

Unesco, 1966, Determination of photosynthetic pigments in seawater. Unesco Monographs on Oceanograhic Methodology, Paris, pp.69

Vollenweider R.A und J. Kerekes, 1980, The loading concept as a basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication. Progress in water technology, 12:5-18

PHYTOPLANKTON

BERGER, S., DIEHL, S., PTACNIK, R. & R. WÖHRL: Influence of mixing depth and background turbidity on phytoplankton biomass, light and nutrients: field enclosure experiments

REICHWALDT, E. & H. STIBOR: Ein Laborversuch zu den Auswirkungen der tagesperiodischen Vertikalwanderung des herbivoren Zooplanktons auf das Phytoplankton

KASTEN, J.: Das Phytoplankton des Unteren Odertales im Vergleich mitteleuropäischer Auengebiete

MÖLLGAARD, M., KASTEN, J. & W.-H. KUSBER: Chrysophyceae im Unteren Odertal: Umweltdaten und Vorkommen

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

INFLUENCE OF MIXING DEPTH AND BACKGROUND TURBIDITY ON PHYTOPLANKTON BIOMASS, LIGHT AND NUTRIENTS: FIELD ENCLOSURE EXPERIMENTS

Stella Berger*, Sebastian Diehl, Robert Ptacnik, Rainer Wöhrl
University of Munich, Department Biology II, Karlstr. 23-25, D-80333 München,
E-mail*: Berger@zi.biologie.uni-muenchen.de

Introduction

Most pelagic primary producers occur in the warmer, light-transmitted, turbulently mixed surface layer of lakes and oceans. Population growth rates of primary producers are strongly dependent on the supply rates of two fundamentally kinds of resources: mineral nutrients and light. In a well mixed water column nutrients are homogenously distributed and can be stored within, among, and outside of the organisms. In contrast, light decreases with increasing depth of the water column, because of the fractional light absorption by phytoplankton and by abiotic substances (including water itself). Light decreases faster with depth in waters higher background turbidity as might be caused by humic substances or clay particles. Mixing depth and background turbidity have a strong impact on the availability of the limiting resources (light and nutrients) and thus affect growth rates of phytoplankton biomass. The depth of the mixed layer does, however, not only affect production, but also sedimentation losses of phytoplankton. Mixing depth and background turbidity vary seasonally within systems and geographically across systems due to factors such as climate, basin morphometry and input of light-absorbing substances from the catchment.
We asked how phytoplankton biomass and the availability of essential ressources (nutrients, light) are influenced by the external factors mixing depth and background turbidity.

Model

We created a model (Diehl 2002) to describe the dynamics of phytoplankton, light and nutrients in a well-mixed system in relation to mixing depth and background turbidity. The system may have a feasible, interior equilibrium with w* (biomass concentration), Rs* (sedimented nurrients) and R* (dissolved nutrients) all positive, which is unique and locally stable. Phytoplankton production is assumed to be co-limited by light and a single mineral nutrient (phosphorous). The model is based on a closed system, in which nutrient supply to the mixed layer originates from the remineralisation

of sedimented algae. This represents a situation in which the mixed layer is in direct contact with the sediments e.g. shallow lakes or deep systems during periods of destratification. The rates of change of the model components over time are the results of the following gain and loss processes, which are described in detail in Diehl (2002).

Biomass concentration: dw/dt = production (I; R) –sedimentation losses

Sedimented nutrient pool: dRs/dt = sedimentation losses – remineralization

Nutrient concentration: dR/dt = remineralisation – nutrient uptake by phytoplankton

Light is assumed to enter the mixed layer from above at an incident intensity I in. The light intensity (I out) at the depth z, the bottom of the mixed layer, is assumed to follow Lambert-Beer´s law.

Light: $$I_{out} = I_{(z)} = I_{in} e^{-\left(k\omega z + K_{bg} z\right)}$$

I out characterises the light attenuation in the mixed layer with k_w being the specific light attenuation coefficient per algal biomass and K_{bg} being the light attenuation coefficient of background turbidity caused by nonalgal components.

Model assumptions

1. Average light availability decreases with an increase in mixing depth and is negatively affected by background turbidity.
2. Specific algal production decreases with mixing depth and is negatively affected by background turbidity.
3. Specific sedimentation loss rate is a decreasing function of mixing depth for sinking phytoplankton (an important feature of natural systems), (Fig.1).

Model predictions

The following patterns are expected at equilibriums (Fig.1).

1. Along a gradient of increasing mixing depth algal biomass concentration (w*) shows a unimodal trend. Algal biomass is most strongly limited by sedimentation losses in shallow mixed layers and by a lack of light at high mixing depth. Inbetween (where neither sinking losses nor light limitation are particulary intense) nutrient limitation of algal growth becomes most important. At a higher background turbidity (Kbg) less light availability results in a lower phytoplankton biomass concentration and a shift of the biomass maximum towards shallower mixing depths.
2. Light intensity at the bottom of the mixed layer (Iout*) decreases with mixing depth and is negatively affected by background turbidity.

3. The concentration of dissolved nutrients (R*) shows a U-shaped relationship to mixing depth and is positively affected by background turbidity. The predicted minimun occurs at very low mixing depths.

Along a gradient of mixing depth there is a shift in the relative importances of sedimentation losses, nutrient-, and light- limitation of algal production.

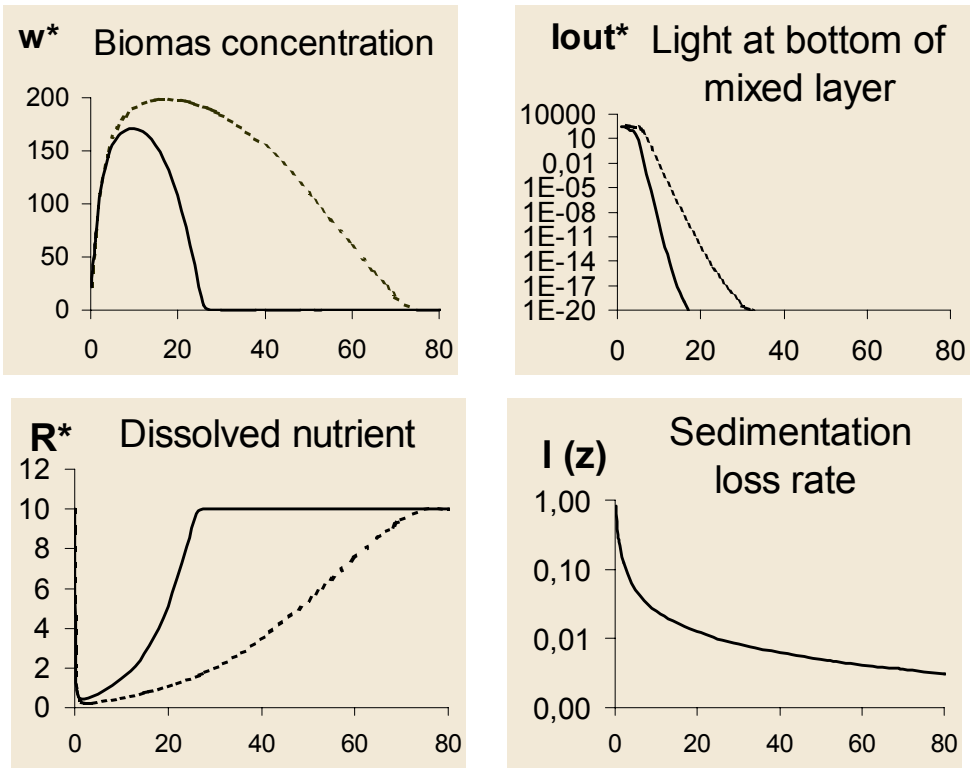


Fig.1 Equilibrium predictions of w*, Iout*, and R* as functions of mixing depth. Also shown is specific sedimentation loss rate. Solid line = high background turbidity (K bg), dashed line = low background turbidity (K bg)

Field-Experiments

We tested the model in three enclosure-experiments in the falls of 1997, 1998 and 1999. Experimental gradients of mixing depths were created by enclosing the natural phytoplankton community in cylindrical plastic bags of varying depths (1-15m) in Lake Brunnsee, a small, deep and low productivity hardwater lake (area 5,8 ha, maximum depth 19m, Secchi depth 7-15m in summer, total phosphorus concentration 7-10 µg/L). The phytoplankton community was dominated by fast sinking diatoms (genus *Cyclotella, Synedra, Fragillaria)*. To simulate low and high background turbidity we covered the outer enclosure walls with either white plastic (1997/1999), or black plastic (1998/1999). To ascertain well-mixed conditions the enclosures were mixed intermittently by pumping compressed air into the bottom layer of the water column. Sedimentation traps were sampled weekly to calculate algal sedimentation losses. To ensure that sedimentation, and not grazing, was the principal loss process of ohytoplankton, we filtered the epilimnetic water

through a 100µm mesh which retained all mesozooplankton. The duration of the field experiments was 4 weeks (1997), 6 weeks (1998), and 8 weeks (1999).

Test of model assumptions

The results were in agreement with three key-assumptions of the model:

1. **Mean light intensity (I mix)** of the photosynthetic active radiation decreased with mixing depth and background turbidity (Fig.2)

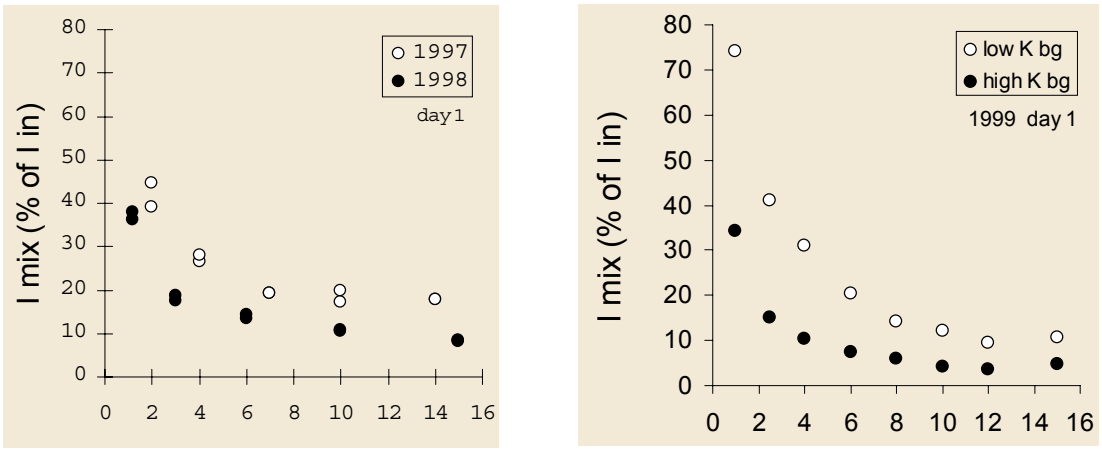


Fig.2 Mean light intensity of PAR in the mixed layer (I mix) expressed as percentage of the incident radiation PAR in enclosures of different mixing depths. Open circles = low background turbidity (K bg); solid circles = high background turbidity (K bg)

2. **Specific production rate** of seston organic carbon (POC) decreased with mixing depth and background turbidity (Fig.3)

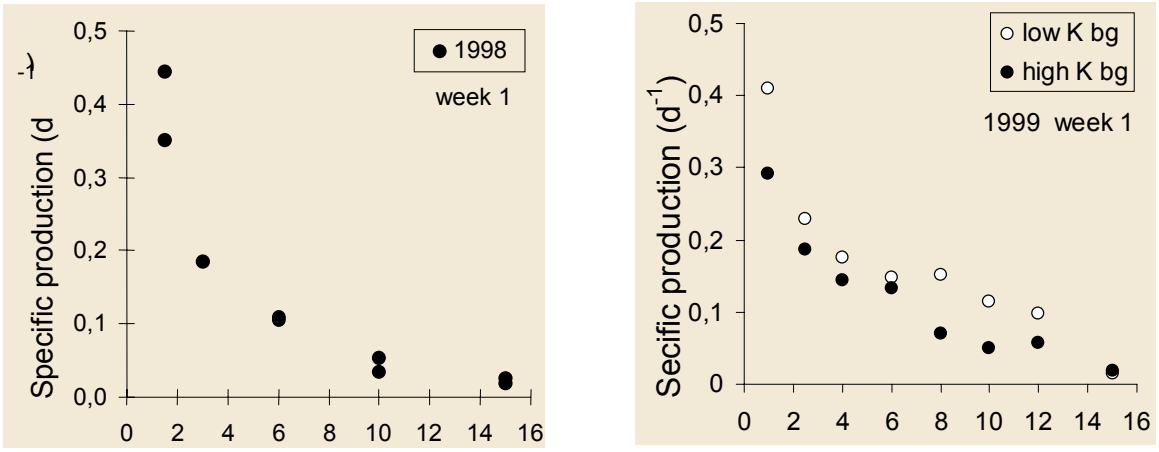


Fig 3 Specific production rate of seston organic carbon (POC) in relation to mixing depth. Data of 1997 were not measured.

3. **Specific sedimentation loss rate l(z)** of seston organic carbon decreased with mixing depth and was independent of background turbidity (Fig.4)

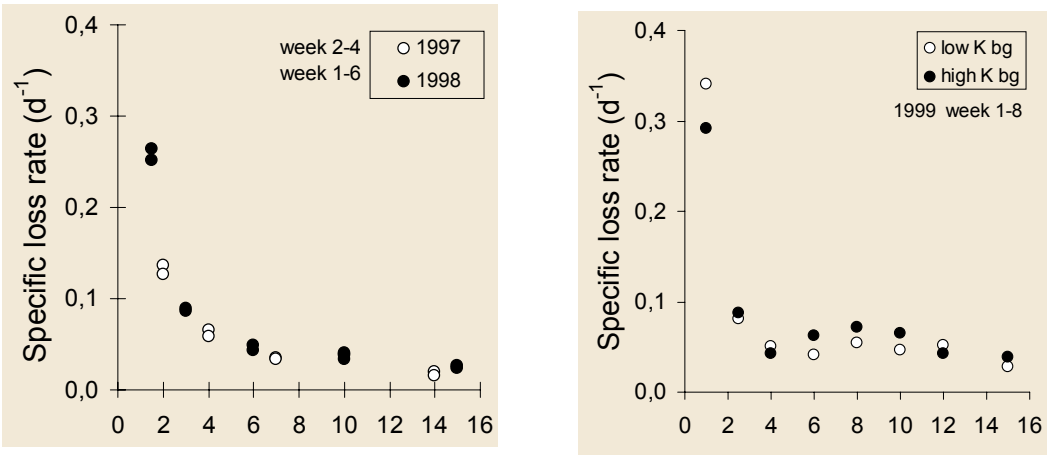


Fig. 4 Mean specific sedimentation loss rate of particulate organic carbon in relation to mixing depth.

Test of (steady-state) predictions

1. **Phytoplankton concentration (w*)** showed a **unimoda**l relationship to mixing depth (1998 and 1999) and was negatively affected by background turbidity (Fig.5). In 1997 (when, in contrast to 1999 the plastic wall were transparent) algal biomass concentration increased with mixing depth. Probably light limitation in the deeper enclosures was not very strong

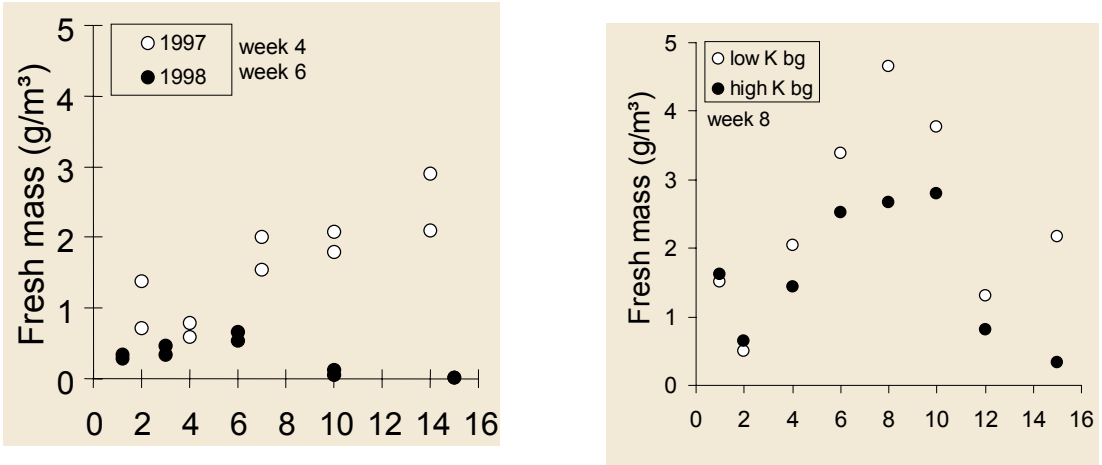


Fig. 5 Algal biomass concentration (w*) in relation to mixing depth.

2. **Light intensity at the bottom of the mixed layer (I out*)** decreased with mixing depth and was negatively affected by background turbidity (Fig.6).

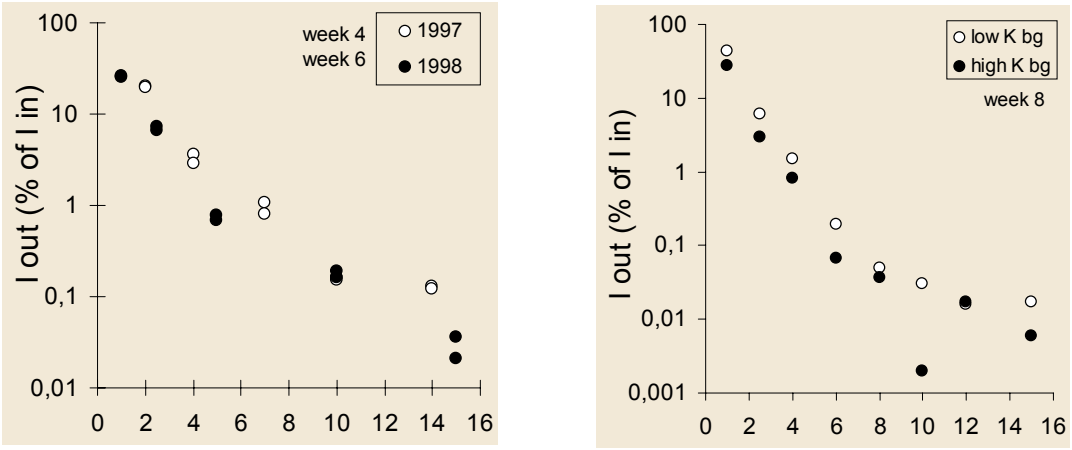


Fig. 6 Intensity of PAR at the bottom of the mixed layer (Iout) as percentage of incident PAR (I in) in relation to z mix.

3. **Concentration of dissolved phosphorous (R*)** increased with mixing depth and was positively affected by background turbidity (1997/1998) (Fig.7). A decline in dissolved nutrients over the shallowest part of the mixing depth range was, however, not observed. One reason may be physiological adaptation of the phytoplankton to their light-nutrient environment (e.g. variable C:P ratios), which is not yet included in the model.

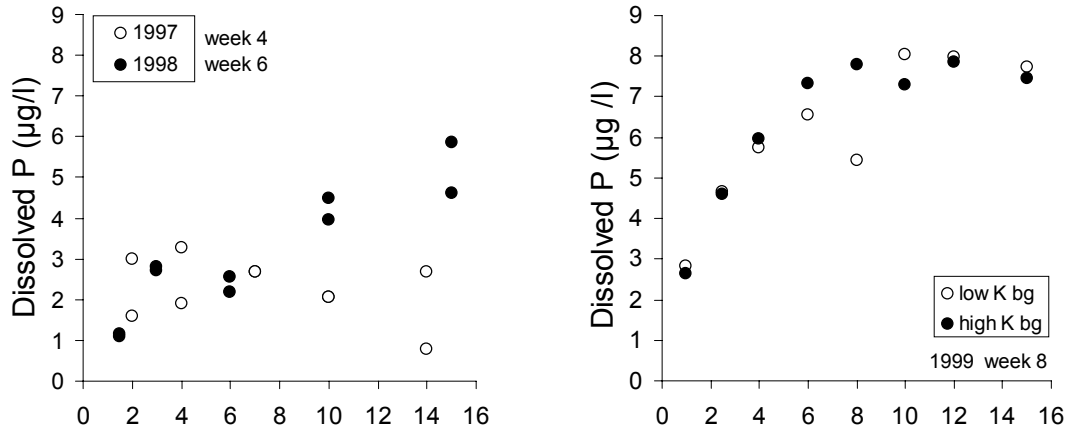


Fig.7

Conclusions

The experiments confirmed model assumptions and predictions and suggests that mixing depth and background turbidity can have substantial influence on phytoplankton biomass, light climate and nutrient concentration.

Diehl, S. 2002. Phytoplankton, light and nutrients in a gradient of mixing depths: theory. Ecology 83: 386-398.
Diehl S., S. Berger, R. Ptacnik and A. Wild. 2002. Phytoplankton, light and nutrients in a gradient of mixing depths: field experiments. Ecology 83: 399-411.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Ein Laborversuch zu den Auswirkungen der tagesperiodischen Vertikalwanderung des herbivoren Zooplanktons auf das Phytoplankton

Elke Reichwaldt und Herwig Stibor

Department Biologie II der LMU München, Abt. Aquatische Ökologie, Karlstr. 23-25, 80333 München. E-mail: ereichwaldt@web.de

Keywords**:** tagesperiodische Vertikalwanderung, Phytoplanktonwachstumsraten, *D. magna*, *M. minutum*, *S. acuminatus*

Einleitung

Die tagesperiodische Vertikalwanderung (TPV) ist ein weit verbreitetes Phänomen in aquatischen Lebensräumen. In limnischen Ökosystemen sind die Copepoden und Cladoceren als wichtigste Zooplankton-Gruppen, die eine TPV durchführen, zu nennen. Eine „normal orientierte" Vertikalwanderung sieht folgendermaßen aus: Die Zooplankter halten sich tagsüber im dunkleren Tiefenwasser auf; bei Dämmerung wandern sie dann nach oben und verbringen die Nacht zum Fressen im wärmeren Epilimnion. Schon sehr lange weiß man, dass es sich bei dieser Wanderung um eine Räubervermeidungsstrategie handelt (Zaret and Suffern 1976, Gliwicz 1986, Neill 1990, Ringelberg 1991, Lampert 1993). Die Zooplankter versuchen sich ihren sich optisch orientierenden Räubern zu entziehen. Warum sie nachts zum Fressen an die Oberfläche kommen, hat viele Gründe. Zwei dieser Gründe sind die höhere Temperatur im Epilimnion, die die Wachstumsrate der Zooplankter positiv beeinflusst (Loose and Dawidowicz 1994) und die Qualität bzw. Quantität der Algen, die im Oberflächenwasser wohl besser bzw. höher ist. Abhängig davon, ob eine Vertikalwanderung stattfindet oder nicht, ergeben sich nun für das fressbare Phytoplankton im Epilimnion unterschiedliche Ernteschemata: Findet keine Vertikalwanderung statt, wird das Phytoplankton 24 h gefressen (kontinuierliches Ernteschema); erfolgt dagegen eine Vertikalwanderung, wird es nur nachts von den Zooplanktern gefressen (diskontinuierliches Ernteschema) und kann sich tagsüber während der Fraßpause ungestört vermehren. Dadurch sind unterschiedliche Folgen für das Phytoplankton vorstellbar. So ist es durchaus denkbar, dass einige Algenarten bei einem kontinuierlichen Ernteschema eine negative Wachstumsrate zeigen, die Wachstumsrate aber positiv werden kann, wenn eine Vertikalwanderung der Grazer stattfindet. Vorstellbar ist auch, dass Algen mit einer höhere Wachstumsrate die Fraßpause besser ausnützen können als Arten mit einer geringeren Wachstumsrate, da erstere sich in dieser Zeit schneller

vermehren können. Möglicherweise kommt es dann zu einer Dominanzveschiebung hin zu den kleineren Phytoplanktonarten. Alle diese möglichen Folgen sind in einem mathematischen Modell von W. Gabriel (in Lampert 1986) zusammengefasst (Abb.1). Eine wichtige Voraussetzung bei diesem Modell ist, dass bei beiden Ernteschemata dieselbe Menge an C eliminiert wird. Eine Hauptaussage dieses Models ist, dass Phytoplankter von einem diskontinuierlichen Ernteschema profitieren, da eine Fraßpause vorhanden ist.

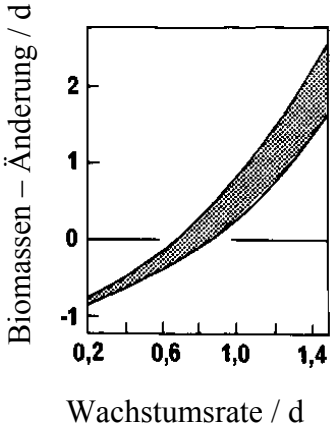


Abb.1: Modellrechnungen zum Einfluß der tageszeitlichen Einteilung der „Ernte“ durch das Zooplankton auf die Biomasse der fressbaren Algen. Die schattierte Fläche gibt die Differenz zwischen zwei Strategien bei unterschiedlichen Wachstumsraten der Algen an. In beiden Fällen eliminiert das Zooplankton die gleiche Menge an Kohlenstoff pro Tag. Die untere Begrenzungslinie gibt das Nettowachstum der Algen an, wenn das Grazing über die gesamten 24 Stunden verteilt ist; die obere Begrenzung ist das Ergebnis, wenn die Tiere ihre Freßaktivität auf die Nachtstunden konzentrieren (W. Gabriel, in Lampert 1986).

Material und Methode

In diesem Versuch wurde *Daphnia magna* als Zooplankton verwendet. Als Phytoplankter wurden die beiden Grünalgen *Scenedesmus acuminatus* und *Monoraphidium minutum* (Stamm Chlorophyta, Klasse Chlorophyceae, Ordnung Chlorococcales) verwendet.

Der Versuch fand in Bechergläsern in einer Klimakammer bei konstanten 18 °C und einem Lichtzyklus von 12 h:12 h hell zu dunkel statt. Als Medium wurde 1 l steril filtriertes Seewasser verwendet. Dieses Seewasser wurde mit P und N im Redfield ratio angedüngt. Zusätzlich wurden Mikronährstoffe und ein Vitaminmix zugegeben, um den Phytoplanktern unlimitierende Wachstumsbedingungen zu geben.

In jedem Becherglas befand sich ein Käfig, der so in das Becherglas eingefügt war, dass sich fast das gesamte Medium innerhalb dieses Käfigs befand (Abb.2). Seine Wand bestand zum großen Teil aus einer 250 µm Gaze. Innerhalb dieser Käfige befanden sich die Daphnien. Mit Hilfe dieser Käfige wurden die Daphnien der Versuche mit den diskontinuierlichen Ernteschemata tagsüber aus dem Versuch entfernt. Dabei wurden die Käfige in sogenannte Zwischenlagerungsgefäße überführt und durch leere Käfige ersetzt. Die Zwischenlagerungsgefäße enthielten zu Beginn dasselbe

Medium wie die Versuchsansätze. Die Phytoplankter blieben beim Entfernen der Käfige wegen der Großmaschigkeit der Gaze im Becherglas zurück, während die Daphnien im Käfig verblieben und so tagsüber aus dem Versuch entfernt wurden.

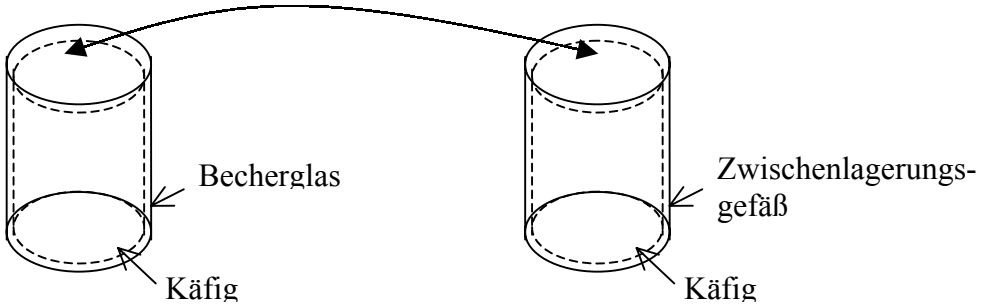


Abb. 2: Versuchsaufbau

Bei Versuchsbeginn wurden beide Algen jeweils in einer Konzentration äquivalent zu 0,5 mgC/l in den Versuch gegeben. Es waren folgende Ansätze vorhanden: kontinuierliche Kontrolle, diskontinuierliche Kontrolle, kontinuierlicher Daphnienansatz mit 13 Daphnien, die 24 h fraßen und diskontinuierlicher Daphnienansatz mit 26 Daphnien, die 12 h fraßen. Die Unterteilung der Kontrollen in kontinuierlich und diskontinuierlich war notwendig um zu entscheiden, ob schon alleine das Entfernen der Käfige in den diskontinuierlichen Ansätzen einen Einfluss auf das Phytoplanktonwachstum hatte. Durch die doppelte Anzahl von Daphnien im diskontinuierlichen Daphnienansatz sollte der Voraussetzung des Models, dass bei beiden Ernteschemata dieselbe Menge an C eliminiert wird, Genüge geleistet werden. Die beiden Daphnienversuchsansätze dagegen waren als unmittelbarer Vergleich gedacht, ob die Algen einen Vorteil durch das diskontinuierliche Grazing (im Falle einer Vertikalwanderung) hatten und somit von einer Fraßpause profitieren konnten.

Ergebnisse

In den beiden Kontrollen (kontinuierlich und diskontinuierlich) unterschieden sich die Wachstumsraten beider Phytoplanktonarten nicht signifikant voneinander (One way ANOVA: *S. acuminatus*: $p < 0{,}554$, *M. minutum*: $p < 0{,}515$). Das Herausnehmen der Käfige hatte folglich keinen Einfluss auf das Wachstum der Algen.

Weiter konnte gezeigt werden, dass beide Phytoplanktonarten eine signifikant höhere Wachstumsrate in den diskontinuierlichen als in den kontinuierlichen Ansätzen hatten (One way ANOVA; *M.minutum*: $p = 0{,}008$, *S. acuminatus*: $p = 0{,}000$). Die Wachstumsraten beider Algenarten waren in den Kontrollen höher als in den Daphnien-Ansätzen (Tab. 1, Abb. 3).

Tab. 1: Übersicht über die Wachstumsraten der beiden Phytoplanktonarten in den Versuchsansätzen

Versuchsansatz	***M. minutum* Wachstumsrate/d**	***S. acuminatus* Wachstumsrate/d**
Kontrolle: kontinuierlich	0,24	0,19
Kontrolle: diskontinuierlich	0,25	0,18
Daphnien: kontinuierlich	-0,16	-0,21
Daphnien: diskontinuierlich	-0,09	-0,08

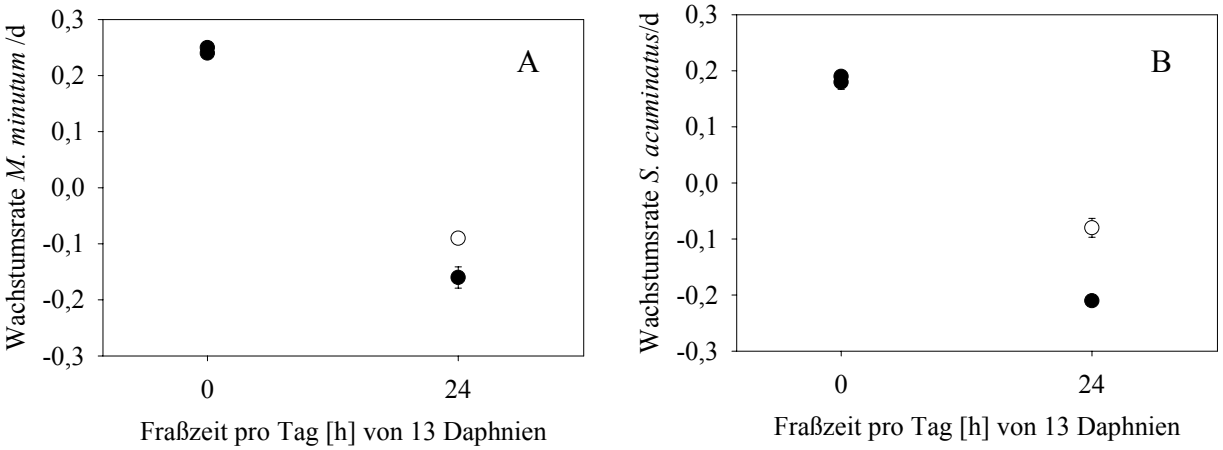


Abb. 3: Wachstumsraten/Tag von *M. minutum* (A) und *S. acuminatus* (B). Das unausgefüllte Symbol stellt die Wachstumsrate bei dem diskontinuierlichen Ernteschema dar.

Diskussion

Obwohl bei beiden Ernteschemata die gleiche Menge an C/Tag eliminiert wurde, zeigten beide Phytoplanktonarten eine höhere Wachstumsrate, wenn ein diskontinuierliches Fraßschema vorhanden war. Die Algen hatten also eine höhere Wachstumsrate, wenn eine Fraßpause vorhanden war, in der sie sich ungestört vermehren konnten. Vergleicht man nun diese Ergebnisse (Tab.1) mit dem Modell von Gabriel (Lampert 1986) sind folgende Übereinstimmungen zu finden: (1) die Wachstumsraten der Algen bei einem diskontinuierlichen Fraßdruck sind höher als bei einem kontinuierlichen Fraßdruck, (2) die Biomassen-Änderungen der Phytoplankter in den Daphnienversuchen sind bei einer Wachstumsrate von 0,2 bzw. 0,25 negativ, (3) die Differenz der Biomassen-Änderungen zwischen dem kontinuierlichen und dem diskontinuierlichen Fraßschema bewegt sich - wie bei meinen Daten auch - in einem Bereich von 0,1/d.

Größenordnungsmäßig stimmten die Ergebnisse dieses Laborversuchs somit mit den Voraussagen des Modells überein.

Ausblick

Mit diesem Laborversuch ist ein erster Anfang gemacht worden, das Modell experimentell zu überprüfen. Es müssen aber weitere Versuche mit Algenarten, die eine höhere Wachstumsrate haben, durchgeführt werden. So wird das Modell an vielen Punkten abgetastet und kann auf seine Richtigkeit überprüft werden. Außerdem wird die Relevanz des Modellmechanismus im Freiland durch Mesokosmos-Experimente getestet.

Literatur

GLIWICZ, Z.M. 1986. Predation and the evolution of vertical migration in zooplankton. Nature 320: 746-748.

LAMPERT, W. 1986. Limnologie: funktionelle Beziehungen in Ökosystemen; Kaskadeneffekte in See-Ökosystemen: die Bedeutung der tagesperiodischen Vertikalwanderung des Zooplanktons. Verh. Dtsch. Zool. Gesell. 79: 105-116.

LAMPERT, W. 1993. Ultimate causes of DVM of zooplankton: New evidence for the predator avoidance hypothesis. Aus Kausch und Lampert 1993: Ergebnisse der Limnologie- Advances in Limnology. Archiv für Hydrobiologie. Heft 39: Diel vertical migration of zooplankton. edited by Ringelberg, J. Stuttgart. E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. pp. 79-88.

LOOSE, C. and DAWIDOWICZ, P. 1994. Trade-offs in diel vertical migration by zooplankton: The costs of predator avoidance. Ecology (Tempe) vol. 75, no. 8: 2255-2263.

NEILL, W., 1990. Induced vertical migration in copepods as a defence against invertebrate predation. (Letters to) Nature 345: 524-526.

RINGELBERG, J. 1991. A mechanism of predator-mediated induction of diel vertical migration of Daphnia hyalina. J Plankton res 13 (1): 83-90.

ZARET, T.M. and SUFFERN, J.S. 1976. Vertical migration in zooplankton as a predator avoidance mechanism. Limnol. Oceanogr. 21: 804-8013.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Das Phytoplankton des Unteren Odertales im Vergleich mitteleuropäischer Auengebiete

Juliane Kasten

Freie Universität Berlin – Inst. f. Biologie – Syst. Botanik u. Pflanzengeographie –
Altensteinstr. 6 – 14195 Berlin – e-mail: jukasten@zedat.fu-berlin.de

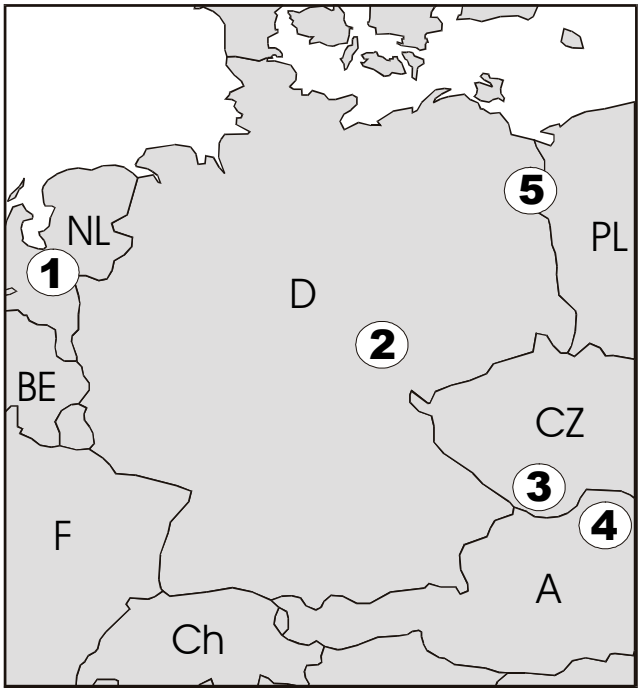
keywords: Phytoplankton, Auengebiete, Unteres Odertal, Elbe, Rhein, Donau

Einleitung

Ausgehend von den eigenen Untersuchungen der Phytoplanktondynamik perennierender Auengewässer des Unteren Odertales (KASTEN 2002b), soll dieser Artikel zum einen einen Überblick über die Phytoplanktonforschung in mitteleuropäischen Auengebieten geben. Zum anderen sollen die Ergebnisse miteinander verglichen und Übereinstimmungen bzw. Unterschiede herausgearbeitet werden. Innerhalb des Vergleiches werden folgende Faktoren berücksichtigt:

- Fliessgewässereinfluss
- Nährstoffgradienten
- Dominanzstruktur des Phytoplanktons
- Art- und Gattungsidentitäten des Phytoplanktons

Phytoplanktonuntersuchungen in mitteleuropäischen Auengebieten



1. **RHEIN und MAAS** - VAN DEN BRINK ET AL. (1994): Untersuchung von 100 Gewässern in den niederländischen Auen von Rhein und Maas. Gruppierung nach Gewässermorphologie und Überschwemmungseinfluss.

2. **ELBE** - KRIENITZ (1990, 1992), KRIENITZ & TÄUSCHER (2001): Untersuchungen einiger vor- und hinterdeichs gelegener Auengewässer sowie des Stromes im Bereich der Mittleren Elbe.

3. **LUžNICE** - PITHART (1999), PITHART ET AL. (1996): Untersuchung einiger Auengewässer entlang der Lužnice, einem Nebenfluss der Moldau.

4. **DONAU** - SCHAGERL & RIEDLER (2000): Untersuchung im Rahmen des Restaurierungsprojektes Regelsbrunner Au.

5. **ODER** - MÖLLGAARD ET AL. (1999): Untersuchungen einiger vor- bzw. hinterdeichs gelegener, temporärer Kleingewässer im Gebiet des Unteren Odertales – KASTEN (2002b): Untersuchung mehrerer perennierender Auengewässer des Unteren Odertales und der Stromoder.

Was ist ein Auengewässer?

Bedingt durch die gewässermorphologische Vielfalt von Auengewässern ist es notwendig, sich vor einem angestrebten Vergleich ein detailiertes Bild über die Charateristik der in den Gebieten untersuchten Gewässer zu machen:

Gewässertyp:

Handelt es sich um perennierende oder temporäre Wasserkörper? In welchem Maße ist der jeweilige Wasserkörper in das Überschwemmungsgeschehen integriert? Ist das Gewässer beschattet oder unbeschattet, windexponiert oder windgeschützt gelegen?

Fliessgewässereinfluss:

Mit welchen Fliessgeschwindigkeiten des Hauptstroms ist im Bereich der Aue zu rechnen (Einfluss auf Input und Output)? Handelt es sich um kurz- oder langfristige Überschwemmungsereignisse? Hierbei sind die autorenspezifischen Definitionen dieser Termini zu berücksichtigen. Während an Rhein und Maas bereits Überschwemmungszeiträume ab 14 Tagen als langfristig bezeichnet werden, sind im Unteren Odertal Überschwemmungszeiträume von ein bis sechs Monaten die Regel. Wann finden die Überschwemmungen statt (Sommer- bzw. Winterhochwasser oder stetig über das Jahr verteilt)? Wie ist das Potamoplankton zusammengesetzt, was wird also in die Aue eingetragen?

Bearbeitungsschwerpunkt:

Bestehen zwischen den Untersuchungen Unterschiede in der Probenahme- bzw. Bestimmungstechnik? Sind alle Phytoplanktongruppen erfaßt worden oder nur spezielle, die von autorenspezifischem Interesse waren?

Fliessgewässereinfluss

Die hier zu Vergleichen herangezogenen Untersuchungen wurden durchgehend in Auengebieten des Tieflandes durchgeführt. Liegen die Auen an Rhein/Maas und Oder am Unterlauf und nur wenige Kilometer vor der Mündung ins Meer, sind die Auen an Elbe, Lužnice und Donau eher im Bereich der Mittelläufe zu finden.

Der Überschwemmungszeitraum wird an der Oder durch den Betrieb von Wehranlagen anthropogen gesteuert und bleibt damit auf den Zeitraum Winter/Frühjahr beschränkt. Ausnahmen bilden ausschliesslich extreme Sommerhochwasser, wie sie z.B. 1996 und 1997 auftraten. Im Gegensatz dazu stehen die Auenbereiche entlang der übrigen genannten Flüsse in einem stetigen, pegelabhängigen Kontakt mit dem jeweiligen Hauptstrom.

Das Potamoplankton aller hier genannten Fließgewässer ist in den Untersuchungsabschnitten durch die ganzjährige Dominanz von Kieselalgen charakterisiert. Abweichend beschreibt Krienitz (1990) jedoch für die Mittlere Elbe einen ausgeprägten Sommeraspekt coccaler Grünalgen, so dass die Kieselalgen in dieser Phase nur codominant in Erscheinung traten. Betont werden muß an dieser Stelle, dass die beschriebene Dominanz coccaler Grünalgen an der Elbe biovolumenbezogen auftrat. Auf der Basis von Zellzahlanalysen werden derartige sommerliche Dominanzen der im Vergleich zu den Kieselalgen eher gering volumigen, coccalen Grünalgen auch aus anderen Fliessgewässern beschrieben (IKSR 1997: Rhein/Mosel, SCHMIDT 1994: Donau, KASTEN 2002b: Oder). Eine vergleichbare Dominanz auf der Basis von Biovolumenangaben ist jedoch nicht bekannt.

Nährstoffbedingungen der Auengewässer

Die Nährstoffversorgung ist in allen Gebieten verstärkt durch die Einträge aus dem Fliessgewässer geprägt. In zahlreichen Überschwemmungsgebieten werden Gradienten erfaßt, die ansteigende Nitratgehalte bei erhöhter Beeinflussung durch das Fliessgewässer erkennen lassen (VAN DEN BRINK & VAN DER VELDE 1994, HEIN ET AL. 1996, KASTEN 2002b). Darüber hinaus werden aus den

niederländischen Auengebieten an Rhein und Maas bei sinkender Anbindung der Auengewässer abnehmende Phosphorgehalte sowie ansteigende Si/P- und Si/N-Verhältnisse gemeldet (VAN DEN BRINK ET AL. 1994). Im Unteren Odertal konnten hingegen ansteigende Phosphorgehalte in Auengewässern mit abnehmender Beeinflussung durch die Oder erfaßt werden (KASTEN 2002b).

Phytoplanktonproduktivität

Mittlere Chlorophyll a-Konzentrationen erreichen im Unteren Odertal mit Werten bis 188 µg l^{-1} zwei- bis vierfache Werte gegenüber den Donau- und Rheinauen (vgl. HEIN ET AL. 1996, VAN DEN BRINK & VAN DER VELDE 1994). In Überschwemmungsbereichen der Mittleren Elbe werden im Frühjahr bereits 5-30 mg l^{-1} Phytoplanktonbiomasse erreicht (KRIENITZ 1992). Die erreichten Maximalwerte liegen im Unteren Odertal in diesem Zeitraum bei 10 mm^3 l^{-1} (KASTEN 2002b). In der Tendenz wird für die Überschwemmungsphase stets eine Zunahme der Phytoplanktonproduktivität von stark durchströmten zu strömungsärmeren Bereichen beschrieben (KRIENITZ 1992, PITHART 1999, KASTEN 2002b).

Dominanzstruktur des Phytoplanktons

Ein Vergleich der Dominanzstruktur des Phytoplanktons, macht die besondere Situation der überschwemmungsbeeinflussten Alt- und Restgewässer des Unteren Odertales deutlich. Trotz vergleichbarer Zusammensetzung des mit den Überschwemmungen in die Gebiete eingetragenen Potamoplanktons, werden aus keinem anderen Gebiet derart langanhaltende - mehrere Wochen in die Isolationsphasen hineinreichende - Dominanzen centrischer Kieselalgen gemeldet (vgl. KASTEN 2002a). Das hochabundante Auftreten centrischer Kieselalgen bleibt in allen anderen Untersuchungsgebieten auf den Zeitraum der Überschwemmung bzw. auf Gewässer mit ständiger Anbindung an das Fliessgewässer beschränkt.

Aus allen übrigen Gebieten werden Flagellaten (Crypto-, Chryso-, Euglenophyceen) als dominate Algengruppen der Auengewässer beschrieben. Das hochabundante Auftreten coccaler Grünalgen im Überschwemmungsgebiet der Mittleren Elbe kann auf den Eintrag aus dem Fliessgewässer zurückgeführt werden.

Vergleichbar der Situation im Unteren Odertal (KASTEN 2002a) werden für große, flache, windexponierte und unbeschattete Auengewässer während sommerlicher Stagnationsphasen anhaltende Cyanophyceendominanzen beschrieben (PITHART ET AL. 1996, VAN DEN BRINK ET AL. 1994). VAN DEN BRINK ET AL. (1994) nennen *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) sowie *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) als Charakterarten der sommerlichen Stagnationsphasen. Von allen Autoren werden Ähnlichkeiten der Auengewässer während der Isolationsphase mit stets isolierten Standgewässern angemerkt.

Art- und Gattungsidentitäten des Phytoplanktons

Vorbehaltlich unterschiedlicher Probenahme- und Bestimmungstechniken sowie taxonomischer Auffassungen, werden prinzipielle Übereinstimmungen im Vergleich des Phytoplanktoninventars europäischer Auengebiete deutlich. Je nach gebietspezifischen Abundanz- oder autorenspezifischen Bestimmungsschwerpunkten wechseln die Ähnlichkeiten jedoch von Gebiet zu Gebiet. Die Ähnlichkeiten der gebietsspezifischen Arteninventare sind in Abb.1 auf Art- und Gattungsebene dargestellt, die Gesamttaxazahlen sind pro Gebiet mit angegeben. In die Vergleiche wurden ausschließlich bis zur Art bestimmte Taxa einbezogen.

Es zeigt sich, daß die größten artspezifischen Übereinstimmungen innerhalb der Bacillario-, Crypto- und Chlorophyceen zu finden sind. Vor allem die Bacillario- und Chlorophyceen sind in Fliess- wie Standgewässern stets artenreich zu finden und können damit als typische Vertreter von Kombinationsbiotopen, wie Auen es sind, angesehen werden. Arten, die in großer Stetigkeit in den hier verglichenen Auengebieten beobachtet werden konnten, sind *Asterionella formosa, Ceratium hirundinella, Chrysococcus rufescens,* ***Coelastrum microporum, Crucigenia tetrapedia, Cruci-***

***geniella apiculata**, Dinobryon divergens, **Eudorina elegans**, Euglena acus, Fragilaria ulna, **Lagerheimia genevensis**, Melosira varians, Microcystis aeruginosa, **Monoraphidium arcuatum**, **M. contortum**, **Pediastrum boryanum**, **P. duplex**, **P. tetras**, **Scenedesmus acuminatus**, **S. quadricauda**, **Tetraedron caudatum**, Trachelomonas hispida, T. volvocina*. Darüber hinaus sind Vertreter folgender Gattungen stetig in Auengewässern nachweisbar: ***Actinastrum**, **Ankistrodesmus**, Cosmarium, Cryptomonas, **Didymocystis**, Gymnodinium, **Koliella**, **Oocystis**, **Pandorina**, Peridinium, **Schroederia**, **Selenastrum**, Staurastrum, Uroglena*. Auch in diesen Auflistungen wird die art- wie gattungsspezifische, große Bedeutung der Chlorophyceen (fett gedruckt) deutlich. Dass nur einige Bacillariophyceen genannt werden, ist damit zu begründen, daß diese Gruppe nur in wenigen Arbeiten umfänglich und auf Art- bzw. Gattungsniveau untersucht wurde. So konnte hier keine gebietsübergreifende Auswertung erfolgen.

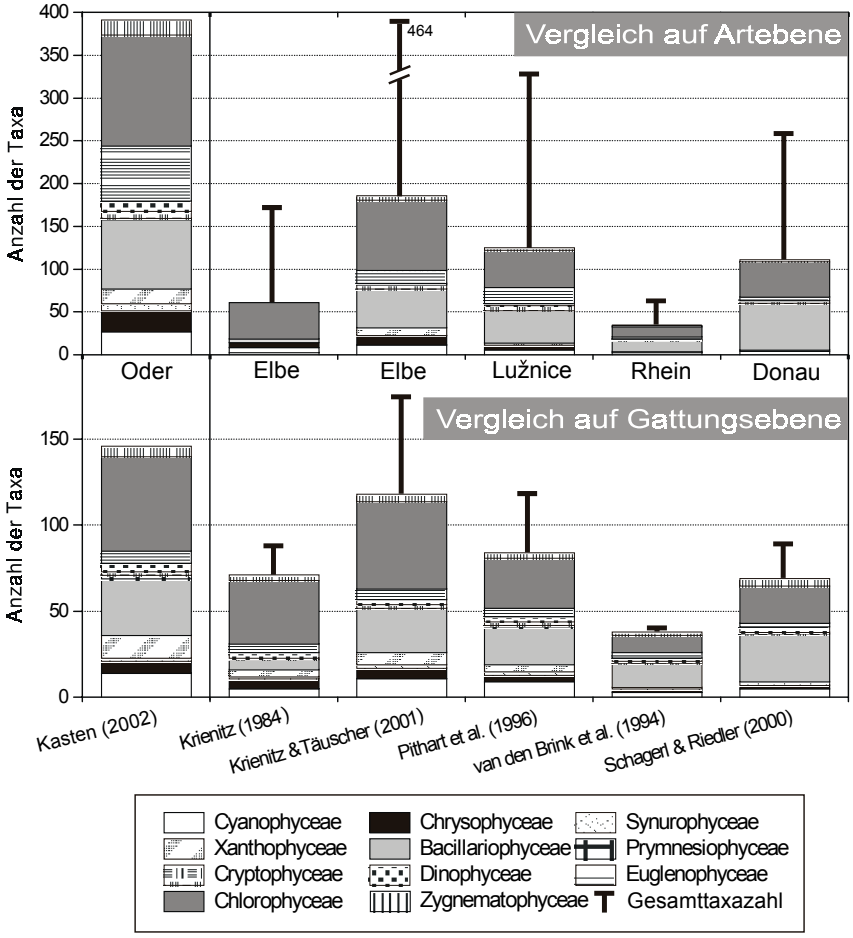


Abb.1: Ähnlichkeiten des Algeninventars europäischer Auengebiete. Die Vergleiche des Algeninventars erfolgen auf Art- und Gattungsebene und werden dem Artenspektrum des Unteren Odertales gegenübergestellt. Zur Orientierung sind den Auengebieten die jeweils beeinflussenden Hauptfließgewässer zugeordnet.

Die genannten Taxa können nahezu durchgehend als euryök angesprochen werden und sind in zahlreichen Gewässertypen (Fließgewässer, di- und polymiktische Standgewässer, Tümpel etc.) zu finden. Ihre stetige Nachweisbarkeit in Auengebieten läßt demzufolge keine Interpretation dieser Taxa als „auenspezifische Algen“ zu. Ihr häufiges Auftreten ist vielmehr durch ihre breite ökologische Toleranz gegenüber wechselnden Standortbedingungen begründet.

Stand der Forschung: Phytoplankton in Auengebieten

Die Forschungsvorhaben zur Untersuchung der Phytoplanktonentwicklung in den Auengewässern an Rhein und Maas, der Mittleren Elbe sowie im Unteren Odertal werden nicht fortgesetzt. Der Forschungsstand an der Lužnice ist mir nicht bekannt. Es liegen jedoch auch aus dieser Region seit 1999 keine neueren Publikationen zum Thema vor. Allein in den Auengebieten entlang der Donau bei Wien wird dieses komplexe Thema weiter bearbeitet (AG Prof. Schagerl - Universität Wien).

Abschliessende Gedanken

Anhand dieses kurzen Vergleiches wird noch einmal die Notwendigkeit standardisierter Untersuchunsmethoden deutlich, um die Fülle zusammengetragener Daten vergleichen und Gebiete - trotz ihrer Idividualität - kategorisieren zu können.

Fluß und Aue müssen vor allem in den Tieflandbereichen, bedingt durch die enormen Austauschprozesse und eine ausgeprägte gegenseitige Beeinflussung, als funktionelle Einheit verstanden werden. Die Aue ist als Teil des Fliessgewässers damit aber auch Bestandteil der WRRL.

Das Thema Algen in Auensystemen wird zur Zeit aktiv nur an der Donau weiter bearbeitet - es besteht somit akuter Handlungsbedarf.

Literatur

HEIN, T., M. SCHAGERL, G. HEILER & F. SCHIEMER (1996): Chlorophyll-*a* and hydrochemical dynamics in a backwater system of the Danube, controlled by hydrology. - Arch. Hydrobiol. Suppl. **113** (1-4): 463-470.

IKSR (Internationale Kommission zum Schutze des Rheins, 1997): Plankton im Rhein 1995. - In: IKSR (ed.): Bericht der Arbeitsgruppe Ökologie: 1-32.

KASTEN, J. (2002a): Überschwemmungsbeeinflussung versus Gewässerhistorie - die Dynamik der Phytoplanktonzönosen des Fluss-Auen-Systems Unteres Odertal - Brandenburg. - In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (ed.): Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing: 471-475.

KASTEN, J. (2002b): Überschwemmung und Isolation: Die Dynamik der Phytoplanktongemeinschaften einer saisonal überfluteten Fluß-Auen-Landschaft (Unteres Odertal - Brandenburg). - Lehmanns Fachbuchverlag, Berlin: 255 S.

KRIENITZ, L. (1984): Zur Flora coccaler Grünalgen im Plankton einiger Gewässer des Biosphärenreservates Steckby-Lödderitzer Forst (Kreis Schönebeck, Bez. Magdeburg). - Hercynia N. F. **21** (3): 264-293.

KRIENITZ, L. (1990): Coccale Grünalgen der mittleren Elbe. - Limnologica (Berlin) **21** (1): 165-231.

KRIENITZ, L. (1992): Algologische Beobachtungen in Gewässer des Biosphärenreservates "Steckby-Lödderitzer Forst" (Deutschland) II. - Limnologica (Berlin) **22** (1): 51-81.

KRIENITZ, L. & L. TÄUSCHER (2001): Algen (excl. Charophyceae). - In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (ed.): Arten- und Biotopschutz-Programm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe, Ber. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft **3**.

MÖLLGAARD, M., B. STEEN & W. DOHLE (1999): Entwicklung des Phyto- und Zooplanktons in Kleingewässern der Flußaue des Unteren Odertales: Nährstoffeinfluß, Fraßdruck, Konkurrenz. - In: W. DOHLE, R. BORNKAMM & G. WEIGMANN (eds): Das Untere Odertal - Auswirkungen der periodischen Überschwemmungen auf Biozönosen und Arten. - Limnologie aktuell **9**: 259-284.

PITHART, D. (1999): Phytoplankton and water chemnistry of several alluvial pools and oxbows after the flood event - a process of diversification. - Algological Studies **95**: 93-113.

PITHART, D., J. ELSTER, O. KOMÁREK & A. KLABOUCHOVÁ (1996): Microphyte Vegetation. - In: K. PRACH, J. JENÍK & A.R.G. LARGE (eds): The Lužnice River in the Trebon Biosphere Reserve, Central Europe. SPB Academic Publishing, Amsterdam: 99-112.

SCHAGERL, M. & P. RIEDLER (2000): Phytoplanktonzusammensetzung in der Regelsbrunner Au - Phytoplankton composition in the River Danube floodplain system Regelsbrunner Au. - In: F. SCHIEMER & W. RECKENDORFER (eds): Das Donau-Restaurierungsprojekt - Gewässervernetzung Regelsbrunn. Verlag der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich, Wien. **31**: 43-62.

SCHMIDT, A. (1994): Main characteristics of the phytoplankton of the Southern Hungarian section of the River Danube. - Hydrobiologia **289**: 97-108.

VAN DEN BRINK, F.W.B. & G. VAN DER VELDE (1994): Impact of hydrology and water chemistry on floodplain lake communities along the Lower Rhine and Meuse. - Wat. Sci. Tech. **29** (3): 57-60.

VAN DEN BRINK, F.W.B., M.M. VAN KATWIJK & G. VAN DER VELDE (1994): Impact of hydrology on phyto- and zooplankton community composition in floodplain lakes along the lower Rhine and Meuse. - J. Plankt. Res. **16** (4): 351-373.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Chrysophyceae im Unteren Odertal: Umweltdaten und Vorkommen

Möllgaard, M.[1], J. Kasten[1] & W.-H. Kusber[2]

[1]Institut für Biologie – Systematische Botanik und Pflanzengeographie,
Freie Universität Berlin, Altensteinstr. 6, D-14195 Berlin,
e-mail: margitta.moellgaard@freenet.de, jukasten@zedat.fu-berlin.de

[2]Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem,
Freie Universität Berlin, Königin-Luise-Straße 6-8, D-14191 Berlin
e-mail: w.h.kusber@bgbm.org

Keywords: Phytoplankton, Chrysophyceae, *Dinobryon*, *Mallomonas*, *Synura*, Unteres Odertal

1. Einleitung

Für den nordostdeutschen Raum liegen bisher vergleichsweise wenig Arbeiten mit Umweltdaten zu Chrysophyceen vor, besonders zu Taxa mit Kieselschuppen (u.a. GUTOWSKI 1997, KASTEN 2002, MÖLLGAARD ET AL. 1999). Mit dieser Arbeit soll die Kenntnis zum Vorkommen der Chrysophyceen in Überschwemmungsflächen der Oder und isolierten Kleingewässern hinter den Oderdeichen im Nationalpark Unteres Odertal im Besonderen und allgemein in Auengebieten erweitert werden (vgl. KASTEN 2003).

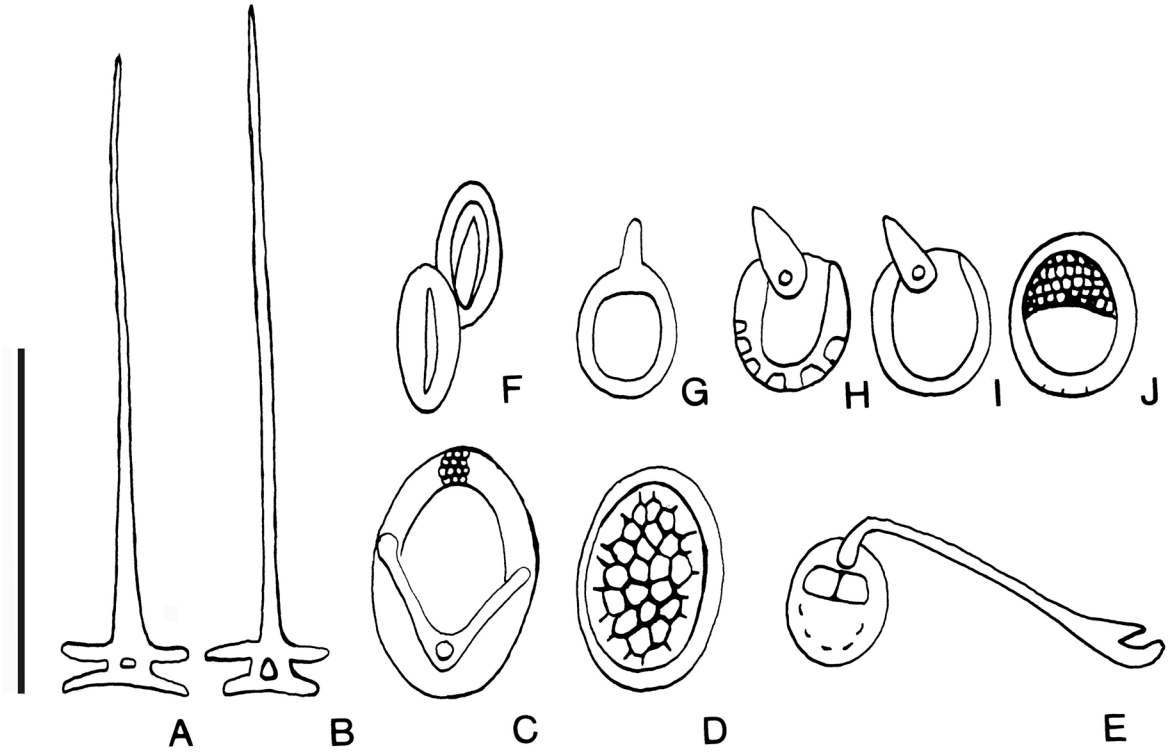
2. Material und Methoden

Der Untersuchungszeitraum umfasste 15 Probenahmetermine zwischen Anfang April und Mitte Juni 1996. Nährstoffanalysen und Messung der physikalisch-chemischen Parameter erfolgten nach der üblichen Methodik (MÖLLGAARD ET AL. 1999). Die lichtmikroskopische Bestimmung der Taxa erfolgte überwiegend nach STARMACH (1985), Dauerpräparate wurden bei 1250facher Vergrößerung durchgemustert. Ausgewählte Proben wurden elektronenmikroskopisch bearbeitet und die Ergebnisse mit publizierten und unpublizierten Aufnahmen aus Berliner Befunden (GUTOWSKI 1993, 1997) sowie mit denen aus ASMUND & KRISTIANSEN (1986) verglichen.
Folgende Gewässer wurden untersucht: Drei Überschwemmungsflächen vor dem Deich VD1-3 (siehe MÖLLGAARD ET AL. 2002); HD1, ein weiherähnliches Gewässer hinter dem Deich in einer Weichholzaue gelegen, windgeschützt, beschattet mit 130 m^2 Fläche und etwa einem Meter Wassertiefe; HD2-3, zwei weitere Kleingewässer hinter dem Deich, zwischen knapp 4 und gut 7 m Durchmesser, ca. 0,5 m tief, mit starker bräunlicher Gewässerfärbung (siehe Abb. 1 und 6 in MÖLLGAARD ET AL. 1999); HD4, ein etwas größeres sonnen- sowie windexponiertes Kleingewässer (Abb. F5 im Anhang zu MÖLLGAARD ET AL. 1999) und ein Graben in der Nähe von HD4, im Mai und Juni 1996 beprobt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Identifikation der Gehäuse tragenden Taxa erfolgte lichtmikroskopisch (*Chrysococcus rufescens* var. *tripora* J.W.G.Lund, *Dinobryon divergens* Imhof, *D. sertularia* Ehrenb.). Ausschließlich elektronenmikroskopisch wurden *Mallomonas acaroides* Perty emend. Iwanoff und *M. intermedia* Kisselev emend. Péterfi et Momeu nachgewiesen. Für die sichere Determination von *Synura petersenii* Korshikov und *S. uvella* Ehrenb. emend. Korshikov waren Naphrax-Dauerpräparate und Öl-Immersionsobjektive notwendig. *S. curtispina* (J.B. Petersen & J.B. Hansen)

Asmund und *S. spinosa* Korshikov konnten weder im lichtmikroskopischen Bild noch im REM-Bild sicher unterschieden werden, daher werden sie wie zuvor bei GUTOWSKI (1993) als Komplex behandelt. Die anderen in dieser Arbeit genannten Taxa wurden lichtmikroskopisch angesprochen (siehe unsere Fig. 1), lichtmikroskopisch nicht determinierbare Schuppenfunde wurden in unsere Auswertung nicht aufgenommen, zum Problem der Identifikation siehe auch die Diskussion bei KRISTIANSEN (1979, 1986).



Figur 1. Kieselschuppen nach lichtmikroskopischen Befunden.
A-B. *Chrysosphaerella brevispina*, C. *Mallomonas insignis*, D. *Mallomonas teilingii*, E. *Mallomonas multiunca*, F. *Synura petersenii*, G. *Synura* curtispina-spinosa-Komplex, H-J *Synura uvella*, H. stark verkieselte Schuppe, I. schwach verkieselte Schuppe, J. Schuppe ohne Dorn. Maßstab = 10 µm.

Tabelle 1. Spannen der limnologischen Kenngrößen der Gewässer vor dem Deich (VD) mit Oder-Beeinflussung und der Kleingewässer hinter dem Deich (HD) im Vergleich (* siehe Text, ** Spitzenwert in einem Enclosure in HD4).

Kenngröße	**VD 1-3**	**HD 1-4**
T [°C]	6,9 – 23,6	0 – 25,7 (29,3**)
pH	7,0 – 9,3	7,0 – 8,0
Leitfähigkeit [µS cm^{-1}]	(191*) 580 – 819	75 – 1822
O_2 [%]	7 –248	4 – 252
O_2 [mg l^{-1}]	0,6 – 20,4	0,4 – 37,2
DIN [mg l^{-1}]	0,020 – 2,753	0,050 – 4,993
SRP [mg l^{-1}]	0,008 – 0,500	0,005 – 0,270
Si [mg l^{-1}]	0,07 – 13,48	0,39 – 17,01
Chlorophyll *a* [µg l^{-1}]	0 – 67,09	0 – 337,44
Algen-Biovolumen [mm^3 l^{-1}]	keine Zählungen	0,02 – 208,57

Tabelle 1 gibt die Spannen der limnologischen Kenngröße für beide Gewässertypen an. Auffälligste Gemeinsamkeiten sind sehr große Spannen der Sauerstoffsättigung und der Chlorophyll-*a*-Werte, wobei die Dynamik in den nicht direkt durch die Oder beeinflussten Kleingewässern (HD) noch höher ist. Die elektrischen Leitfähigkeiten der Vordeichgewässer entsprechen, mit Ausnahme des mit einem Stern gekennzeichneten Wertes nach der Eisschmelze, etwa denen der Strom-Oder. Alle Kleingewässer hinter dem Deich waren im zeitigen Frühjahr stark durch Schmelzwasser beeinflusst, erreichten aber bei verdunstungsbedingter Volumeneinengung vergleichsweise hohe Salzgehalte. Die pH-Werte dieser Gewässer erreichten nicht die Maximum-Werte der durch die Oder beeinflussten Vordeichgewässer.

Tabelle 2. Extreme und Mittelwerte abiotischer Daten (Wassertemperatur, pH und elektrische Leitfähigkeit) zum Zeitpunkt des Auftretens einzelner Chrysophyceen-Taxa im Frühjahr 1996 im Unteren Odertal.
Fettdruck: Standorte vor dem Deich (VD), die zeitweise in Verbindung zur Strom-Oder standen, Normaldruck: Kleingewässer hinter dem Deich (HD), der Bruch gibt die Anzahl der Gewässer mit Chrysophyceenfunden im Verhältnis zur Anzahl der untersuchten Gewässer wieder. Abiotische Daten: Mittelwerte bei n >3 zusätzlich zu den Extremwerten angegeben, bei n=2 nur Extremwerte angegeben.

		T °C			pH			LF [µS cm^{-1}]		
Taxon	**Vork.**	**Min.**	**Mittel**	**Max.**	**Min.**	**Mittel**	**Max.**	**Min.**	**Mittel**	**Max.**
Chrysococcus rufescens* var. *tripora	VD 2/4	9,6		14,6	7,55		8,30	580		592
Chrysococcus rufescens var. *tripora*	HD 2/4	2,9		13,3	7,07		7,52	75		316
Chrysosphaerella brevispina	HD 1/4	13,3	16,9	19,7	7,52	7,59	7,65	255	320	402
Dinobryon divergens	**VD 3/3**	**8,3**	**12,5**	**15,7**	**7,50**	**7,90**	**8,30**	**584**	**612**	**673**
D. divergens	HD 1/4	13,3	16,5	25,7	7,00	7,50	8,00	258	313	372
D. sertularia	**VD 2/3**	**8,3**	**15,0**	**23,6**	**7,41**	**7,87**	**8,33**	**590**	**621**	**673**
D. sertularia	HD 1/4	13,3	15,7	21,0	7,23	7,52	7,80	316	338	360
Mallomonas acaroides	HD 1/4	14,6	20,5	29,3	7,00		7,99	302	338	386
M. insignis	HD 1/4		12,0			7,29			896	
M. intermedia	HD 1/4		19,7			7,65			402	
M. multiunca	HD 1/4	11,6		11,9	7,15		7,37	495		538
M. teilingii	**VD 1/3**		**9,6**			**7,55**			**580**	
M. teilingii	HD 2/4	6,9	10,4	17,2	7,25	7,43	7,60	255		810
***Synura* curtispina-spinosa-Komplex**	**VD 3/4**	**11,1**	**14,5**	**23,6**	**7,17**	**7,75**	**8,33**	**583**	**631**	**673**
S. curtispina-spinosa-Komplex	HD 1/4	10,4		12,0	7,10		7,29	896		904
S. petersenii	**VD 3/3**	**8,3**	**13,4**	**23,6**	**7,17**	**8,23**	**9,30**	**584**	**626**	**673**
S. petersenii	HD 3/4	10,4	17,3	29,3	7,00	7,50	8,00	326	661	1812
S. uvella	**VD 3/3**	**8,5**	**14,0**	**23,6**	**7,17**	**8,23**	**9,30**	**592**	**637**	**673**
S. uvella	HD 1/4		10,4			7,10			904	
Uroglena lindii Bourr.	HD 1/4		7,9			7,58			1600	

Die in Tabelle 2 und Tabelle 3 genannten Spannen geben einen Ausschnitt aus den ökologischen Valenzen der einzelnen Taxa wieder. Die Differenzierung der Daten nach den fließgewässerbeeinflussten, stickstoffreichen Vordeichstandorten und überwiegend regenbeeinflussten Kleingewässern hinter dem Deich zeigt erhebliche Unterschiede für mehrere Taxa in beiden Gewässertypen auf. *Synura*-Taxa kommen in überschwemmten Vordeichgewässern bei durchschnittlich sehr hohen N:P-Verhältnissen vor, während sie hinter dem Deich bei Werten deutlich unter 10:1 gefunden wurden.

Die bisher für den nordostdeutschen Raum bekannten ökologischen Toleranzen von *Mallomonas*-Taxa (GUTOWSKI 1997), konnten in einigen Fällen erweitert werden. *Mallomonas acaroides* wurde im Unteren Odertal bei durchschnittlich höheren Wassertemperaturen und niedrigeren Leitfähigkeitswerten gefunden als in Berliner Gewässern, *M. teilingii* W.Conrad bei höheren Temperaturen, geringfügig niedrigeren pH-Werten und geringerer Leitfähigkeit (siehe GUTOWSKI 1997).

In nicht von der Oder beeinflussten Kleingewässern erreichte nur *Synura petersenii* hohe Biovolumina (bis 26,9 $mm^3\ l^{-1}$ in HD4). In einem Graben wurde ebenfalls durch *Synura petersenii* eine Vegetationsfärbung verursacht. Eine bemerkenswert hohe Biomasse bildete *Dinobryon divergens* in Gewässer HD4 aus, die in einer Phase hoher Phosphor-Verfügbarkeit aufgebaut worden war. Diese Tendenz zu vergleichsweise hohen SRP-Werten war zuvor für diese Art auch von ELORANTA (1989) in Finnland festgestellt worden.

Tabelle 3. Extreme und Mittelwerte abiotischer Daten (gelöster Stickstoff, gelöster Phosphor, N:P-Verhältnis) zum Zeitpunkt des Auftretens einzelner Chrysophyceen-Taxa im Frühjahr 1996 im Unteren Odertal. K.D.: keine Daten verfügbar, weitere Erklärungen siehe Tabelle 1).

		DIN [mg l^{-1}]			SRP [mg l^{-1}]			N:P [mol mol^{-1}]		
Taxon	**Vork.**	**Min.**	**Mittel**	**Max.**	**Min.**	**Mittel**	**Max.**	**Min.**	**Mittel**	**Max.**
Chrysococcus rufescens* var. *tripora	**VD 2/4**	**0,029**		**1,040**	**0,010**		**0,110**	**0,6**		**229,9**
Chrysococcus rufescens var. *tripora*	HD 2/4	0,070		0,098	0,040		0,080	2,7		3,9
Chrysosphaerella brevispina	HD 1/4	0,098	0,124	0,174	0,058	0,068	0,080	2,7	4,2	5,9
Dinobryon divergens	**VD 3/3**	**0,244**	**1,649**	**2,729**	**0,010**	**0,046**	**0,070**	**13,5**	**100,8**	**229,9**
D. divergens	HD 1/4	0,058	0,083	0,102	0,010	0,060	0,112	1,5	5,2	18,6
D. sertularia	**VD 2/3**	**0,244**	**1,288**	**2,580**	**0,010**	**0,037**	**0,060**	**13,5**	**112,8**	**229,9**
D. sertularia	HD 1/4	0,079	0,087	0,098	0,040	0,060	0,080	2,7	3,4	4,4
Mallomonas acaroides	HD 1/4		0,075		0,020		0,107		1,5	
M. insignis Penard	HD 1/4		K.D.			K.D.			K.D.	
M. intermedia	HD 1/4		0,101			0,058			3,9	
M. multiunca	HD 1/4		0,150			0,200			1,7	
M. teilingii	**VD 1/3**		**0,029**			**0,110**			**0,6**	
M. teilingii	HD 2/4	0,174	1,635	2,392	0,009	0,038	0,065	5,9	237,7	574,8
***Synura* curtispina-spinosa-Komplex**	**VD 3/4**	**0,113**	**1,057**	**1,960**	**0,010**	**0,034**	**0,050**	**5,0**	**99,8**	**229,9**
S. curtispina-spinosa-Komplex	HD 1/4		1,973			0,040			109,1	
S. petersenii	**VD 3/3**	**0,113**	**1,264**	**2,753**	**0,008**	**0,033**	**0,080**	**4,8**	**205,1**	**608,7**
S. petersenii	HD 3/4	0,075	0,466	1,973	0,020	0,057	0,107	1,5	24,3	109,1
S. uvella	**VD 3/3**	**0,113**	**1,235**	**2,753**	**0,008**	**0,021**	**0,050**	**5,0**	**270,7**	**608,7**
S. uvella	HD 1/4		1,973			0,040			109,1	
Uroglena lindii	HD 1/4		0,241			0,010			53,3	

Mallomonas-Taxa bildeten verhältnismäßig kurzzeitige Vorkommen in einzelnen Kleingewässern. Der Bestand von vegetativen *M. teilingii*-Zellen in HD3 brach in Zusammenhang mit einem Parasitenbefall im April zusammen. Das zeitliche Auftreten von Wirt und Parasit entsprach den Befunden aus stehenden Gewässern Dänemarks (KRISTIANSEN 1989).

In der Oder selbst sind alle Flagellatengruppen und damit auch die Chrysophyceen deutlich unterrepräsentiert. In den Altgewässern der angrenzenden Auen, die überschwemmungsabhängig lang anhaltend von centrischen Bacillariophyceae dominiert werden, findet sich hingegen eine artenreiche Chrysophyceen-Gemeinschaft. Biovolumenbildend bleiben diese jedoch auf

kurzzeitige, sommerliche Peaks (max. 4,8 mm^3 l^{-1}, max. 68 %) in den weniger überschwemmungsbeeinflussten Gewässern beschränkt.

Bisher unpublizierte Erstfunde für das Untere Odertal sind *Chrysosphaerella brevispina* Korshikov emend. Harris et Bradley (Fig. 1. A-B), *Mallomonas multiunca* Asmund (Fig. 1. E) und *Mallomonas insignis* Penard (Fig. 1. C), letzteres Taxon war bisher aus der Region nur von einem Einzelfund aus Berlin bekannt (GUTOWSKI 1989). *Synura uvella*, vorher nur vereinzelt im Odergebiet gefunden (KASTEN 2002), konnte auf den Überschwemmungsflächen der Oder im Frühjahr 1996 über längere Zeit nachgewiesen werden. *Synura uvella,* noch bei pH 9,3 gefunden, trat häufig gemeinsam mit Zellen des *S.* curtispina-spinosa-Komplexes auf und der im Gebiet häufigsten *Synura*-Art, *S. petersenii,* die als toleranter Kosmopolit gilt (KRISTIANSEN 2001).

4. Literatur

ASMUND, B. & KRISTIANSEN, J. 1986: The genus *Mallomonas* (Chrysophyceae). – Opera Bot. **85**: 1-128.

ELORANTA, P. 1989: On the ecology of the genus *Dinobryon* in Finnish lakes. – Nova Hedwigia Beih. **95**: 99-109.

GUTOWSKI, A. 1989: Seasonal succession of scaled chrysophytes in a small lake in Berlin. – Nova Hedwigia Beih. **95**: 159-177.

GUTOWSKI, A. 1993: Autökologische und taxonomische Studien schuppentragender Chrysophyceen anhand von Untersuchungen im Freiland und in Kulturen. – Dissertation am FB Biologie der FU-Berlin.

GUTOWSKI, A. 1997: *Mallomonas* species (Synurophyceae) in eutrophic waters of Berlin (Germany). – Nova Hedwigia **65**: 299-335.

KASTEN, J. 2002: Überschwemmung und Isolation: Die Dynamik der Phytoplanktongemeinschaften einer saisonal überfluteten Fluß-Auen-Landschaft (Unteres Odertal - Brandenburg). – Lehmanns, Berlin.

KASTEN, J. 2003: Das Phytoplankton des Unteren Odertales im Vergleich mitteleuropäischer Auengebiete – In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (ed.): Jahrestagung 2002 (Braunschweig). Tutzing.

KRISTIANSEN, J. 1979: Problems in classification and identification of Synuraceae (Chrysophyceae). – Schweiz. Z. Hydrol. **40**: 310-319.

KRISTIANSEN, J. 1986: Silica-scale bearing chrysophytes as environmental indicators. – Brit. Phycol. J. **21**: 425-436.

KRISTIANSEN, J. 1989: Occurrence and seasonal cycle of *Mallomonas teilingii* (Synurophyceae), with special reference to the effects of parasitism. – Nova Hedwigia Beih. **95**: 179-189.

KRISTIANSEN, J. 2001: Biogeography of silica-scaled chrysophytes. – Nova Hedwigia Beih. **122**: 23-39.

MÖLLGAARD, M., STEEN, B. & DOHLE, W. 1999: Entwicklung des Phyto- und Zooplanktons in Kleingewässern der Flußaue des Unteren Odertales: Nährstoffeinfluß, Fraßdruck, Konkurrenz. – Pp. 259-284. In: DOHLE, W., BORNKAMM, R. & WEIGMANN, G. (eds): Das Untere Odertal. - Limnologie Aktuell **9**, Stuttgart.

MÖLLGAARD, M., KASTEN, J. & KUSBER, W.-H. 2002: Limnologische Charakterisierung dreier Überschwemmungsflächen nach dem Frühjahrshochwasser der Oder 1996. – Pp. 476-481. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (ed.): Jahrestagung 2001 (Kiel). Tutzing.

STARMACH, K. 1985: Chrysophyceae und Haptophyceae. – In: ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H. & MOLLENHAUER, D. (ed.): Süßwasserflora von Mitteleuropa **1**. Stuttgart & New York.

MAKROPHYTEN

SCHMIEDER, K., DIENST, M. & W. OSTENDORP: Schilffrontdynamik nach dem Extremhochwasser 1999 am Bodensee - Ergebnisse nach 2 Jahren Monitoring

SCHULZ, M., RINKE, K. & J. KÖHLER: Quantifizierung der durch Makrophyten induzierten Nährstoffretention in der Müggelspree

SIPOS, V. K., FALUSI, E., VEIT, U. & A. KOHLER: Ungarische Donaukanäle als artenreiche Pflanzenbiotope

VEIT, U., PENKSZA, K. & A. KOHLER: Beurteilung von Fließgewässern am Beispiel einer Langzeituntersuchung der Makrophyten-Vegetation in der Friedberger Au (bei Augsburg)

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Schilffrontdynamik nach dem Extremhochwasser 1999 am Bodensee - Ergebnisse nach 2 Jahren Monitoring -

K. Schmieder*, M. Dienst*, W. Ostendorp**

* Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320), 70593 Stuttgart, schmied@uni-hohenheim.de, mdienst@uni-hohenheim.de
** Universität Konstanz, Limnologisches Institut, 78457 Konstanz, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de

1. Einleitung

An vielen mitteleuropäischen Seeufern wurde in den letzten Jahrzehnten ein starker Rückgang der Seeuferröhrichte festgestellt (OSTENDORP 1989, VAN DER PUTTEN 1997, BRIX 1999). Auch der Bodensee war von einem Röhrichtrückgang betroffen. Zwischen etwa 1954 und 1978 starben allein am deutschen Ufer des Bodensee-Untersees rund 85 ha seewärtiger Schilfröhrichte ab (OSTENDORP 1990a). War man zunächst davon ausgegangen, dass die Eutrophierung ursächlich für den Rückgang verantwortlich war (KLÖTZLI & GRÜNIG 1976, SCHRÖDER 1979, 1987), stellte sich später anhand von Luftbild-, Pegel- und Witterungsauswertungen das Extremhochwasser vom Juni 1965 als wesentlicher Faktor heraus (OSTENDORP 1990a, b, 1991, KRUMSCHEID-PLANKERT et al. 1989).
Das Jahr 1999 brachte dem Bodensee ein neuerliches Extremhochwasser, das dritthöchste seit Beginn der regelmäßigen Pegelaufzeichnungen im Jahr 1816/17. Es war nicht nur ungewöhnlich hoch, sondern trat auch ungewöhnlich früh - Mitte Mai - ein, und der hohe Wasserstand dauerte ungewöhnlich lange an - von Mitte Mai bis Anfang Juli. Im Mai 2000 wurde ein Forschungsprojekt gestartet, das die Folgen des Hochwassers dokumentieren und analysieren soll, um die Mechanismen der Hochwasserschädigung besser zu verstehen und daraus Hinweise für eventuelle Röhrichtschutz- bzw. -Renaturierungsmaßnahmen zu gewinnen. Nach 2-jähriger Monitoringphase werden im Folgenden anhand der Ergebnisse der Luftbildauswertungen und der Felduntersuchungen an 50 Versuchsflächen die Bestandsentwicklung der en Uferröhrichte vorgestellt.

2. Methoden

2.1 Luftbildauswertung

In den Jahren 2000, 2001 und 2002 wurden kurz vor dem Austrieb der Schilfrispen (Mitte bis Ende Juli) photogrammetrisch auswertbare Colorinfrarot (CIR)-Luftbilder im Maßstab 1:5000 von den Röhrichtgebieten am baden-württembergischen Bodenseeufer erstellt. Zusätzlich zu diesen jeweils ca. 150 Luftbildern wurden Color-Befliegungen vom 29.06.1993 (vgl. SCHMIEDER 1998) und vom 29. Mai 1999 (IGKB 1999) als Vergleich zum Zustand vor dem Extremhochwasser herangezogen.

Tab. 1. Kartierschlüssel zur Differenzierung der Schädigungsgrade in den Seeuferröhrichten des Bodensees anhand von CIR-Luftbildern und Geländeerkundungen.

Klasse	Struktur	Seeseitiger Röhrichtrand	Rosa-Anteil
G 1 ungeschädigt	dichte, homogene Bestände	Rand scharf, wenig ausgefranst	> 95 %
G 2 schwach geschädigt	weitgehend homogene Bestände mit vereinzelten Auflichtungen oder Lücken	höchstens geringe Randauflockerung	> 75-95 %
G 3 deutlich geschädigt	inhomogene Bestände mit deutlichen Lücken	streckenweise mit deutlich sichtbarer Randauflösung	> 30-75 %
G 4 stark geschädigt	Einzelhalmauflösung oder Auflösung in Horste bzw. Halmgruppen; Stoppelanteile dominieren	starke Randauflösung	> 5-30 %
G 5 extrem geschädigt	Halmdichte sehr gering; sehr hoher Stoppelanteil	randlich sehr stark aufgelöste Bestände mit nicht mehr klar identifizierbarer Bestandsgrenze	0-5 %

Aus der 1999er Luftbildserie wurde mittels der gut erkennbaren Altschilfbestände die wasserseitige Röhrichtgrenze im Jahr vor dem Hochwasserereignis digitalisiert.
Anhand der Befliegung vom 22. Juli 2000 und einer Geländeerkundung wurden fünf Schädigungsgrade definiert (vgl. Tab. 1), welche die Grundlage für die weitere Luftbildinterpretation und die Geländeuntersuchungen bilden.
Die Luftbildauswertung wurde am Planicomp P33 (Zeiss Oberkochen) durchgeführt, die weitere Auswertung mit der GIS-Software ArcGIS/ArcView (ESRI, Kranzberg).
Neben der seewärtigen Bestandsgrenze von 1993, 1998 und 2000 wurden die Flächenumrisse der Schädigungsgrade der Röhrichtflächen von 2000 und 2002 digitalisiert. Dies dient einerseits der Flächenbilanzierung unterschiedlicher Schädigungsgrade, andererseits der Übertragung der Daten der Monitoringflächen auf den gesamten Röhrichtgürtel und der flächenscharfen Dokumentation der weiteren Bestandsentwicklung in den Jahren 2001 und 2002. Erfasst wurden nur die aquatischen Röhrichte, deren Obergrenze bei den Höhenlinien 395,7 (Obersee) bzw, 395,3 (Untersee) festgelegt wurde (Quelle: IGKB 1993).

2.2 Geländeuntersuchungen zur Bestandsstruktur und zur Biomasse-Produktion

Durch Freilanderhebungen und -probenahmen wurden die mutmaßlich wichtigen Faktoren erfasst, die für den Zustand eines Schilfbestandes und seine zukünftige Entwicklung von Bedeutung sind, v.a. der aktuelle Schädigungsgrad (G) und die Lokalisation (LOC).
Der Schädigungsgrad wurde gleichlautend mit den Klassen des Interpretationsschlüssels der Luftbildauswertung definiert (Tab. 1). Die Lokalisation umfasste zwei Ausprägungen, die ‘Außen-‘ und die ‘Binnenbestände’, d.h. ‘stressexponierte’ und ‘weniger stressexponierte’ Bestände. Jede Faktorenkombination wurde durch 5 Testflächen repräsentiert.
Die Reaktion des Schilfbestandes auf das Hochwasserereignis wurde durch eine Reihe von Variablen erfasst, u.a.

- Bestandsstruktur-Variable: Gesamt-Halmdichte [H m^{-2}], prozentuale Anteile der rispentragenden Primärsprosse (PSH), der rispenlosen Sekundärsprosse (SSH), der insektengeschädigten Sprosse (ISH), und der Sommersprosse (SUS);
- Bestandsbiomasse-Variable: Gesamt-Bestandsbiomasse [g TS m^{-2}], prozentuale Anteile der Halmklassen an der Gesamt-Bestandsbiomasse.

Die Messungen wurden von Ende August bis Anfang September 2000 und 2001 an 50 zufallsgemäß ausgewählten, fest markierten Monitoringflächen in den seewärtigen Schilfröhrichten am baden-württembergischen Ufer des Untersees, des Überlinger Sees und des Obersees vorgenommen. Detaillierte Angaben zur Methodik sind in SCHMIEDER et al. (2002) beschrieben. Zur Dokumentation der Bestandsentwicklung wurden relative Differenzen der Variablen zwischen den Jahren 2001 und 2000 gebildet.

3. Ergebnisse

3.1 Auswertung der Luftbildserien von 1993, 1999 und 2000

Die Bilanzierung der baden-württembergischen Röhrichtflächen aus den Luftbildserien von 1993, 1999 und 2000 ergab eine deutliche Zunahme im Zeitraum zwischen 1993 und 1998 (Tab. 2), worauf ein drastischer Rückgang zwischen 1998 und 2000 folgte. Insgesamt sind infolge des Extremhochwassers ca. 30 ha (nahezu 25%) der aquatischen Röhrichte innerhalb kurzer Zeit abgestorben.

Tab. 2. Flächenbilanz der en Röhrichtgebiete zwischen den Jahren 1993, 1998 und 2000.

	Baden-Württemberg (Gesamt)
Bestandsgröße 1993	115,0 ha
Bestandsgröße 1998	124,2 ha
Bestandsgröße 2000	94,0 ha
Änderung von 1993 bis 1998	+9,3 ha / +8,1%
Änderung von 1998 bis 2000	-30,3 ha / -24,4 %

Die Auswertung der Schädigungsgrade (Abb. 1) ergab neben 33 ha stark bis sehr stark geschädigten Flächen (G4, G5) noch einmal weitere 32 ha deutlich geschädigte Röhrichtbestände (G3), während bei 51 ha kaum Schäden durch das Extremhochwasser erkennbar waren (G1, G2).

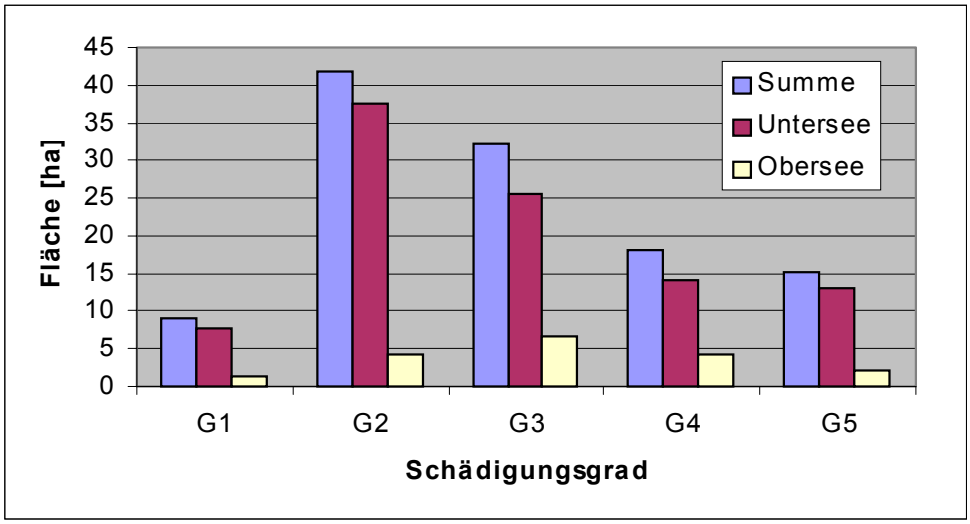


Abb. 1. Bilanzierung der Schädigungsgrade der gesamten aquatischen Röhrichtbestände Baden-Württembergs am Bodenseeufer für das Jahr 2000.

Die separate Betrachtung einzelner Uferabschnitte ergab sehr große Unterschiede im Verhältnis der einzelnen Schädigungsgrade (Abb. 2). Auffallend geringe Schäden traten in den Mündungsbereichen von Zuflüssen auf, während die größten Schäden in den Röhrichtgebieten des östlichen Gnadensees (Reichenau, Allensbach-Ost) auftraten, in denen die Schädigungsgrade G4 und G5 zusammen bis zu 70% der Röhrichtfläche ausmachten.

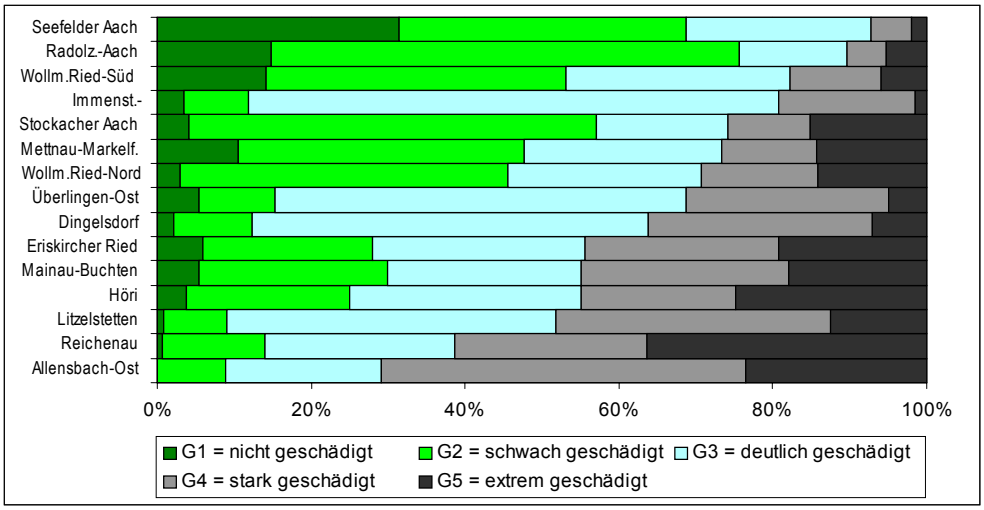


Abb. 2. Bilanzierung der Schädigungsgrade einzelner Uferabschnitte für das Jahr 2000, sortiert nach dem Anteil an stark bis extrem stark geschädigten Flächen.

Die Entwicklung der Röhrichtbestände nach dem Extremhochwasser ist in Abb. 3 am Beispiel des Röhrichtgebietes im Mündungsbereich der Stockacher Aach dargestellt. Die Flächenanteile der gering bis nicht geschädigten Bestände (G1, G2) nahmen zwischen 2000 und 2002 deutlich zu, während die Anteile an deutlich und stark geschädigten (G,3, G4) abnahmen. Die Anteile der extrem geschädigten Beständen (G5) änderten sich dagegen praktisch nicht.

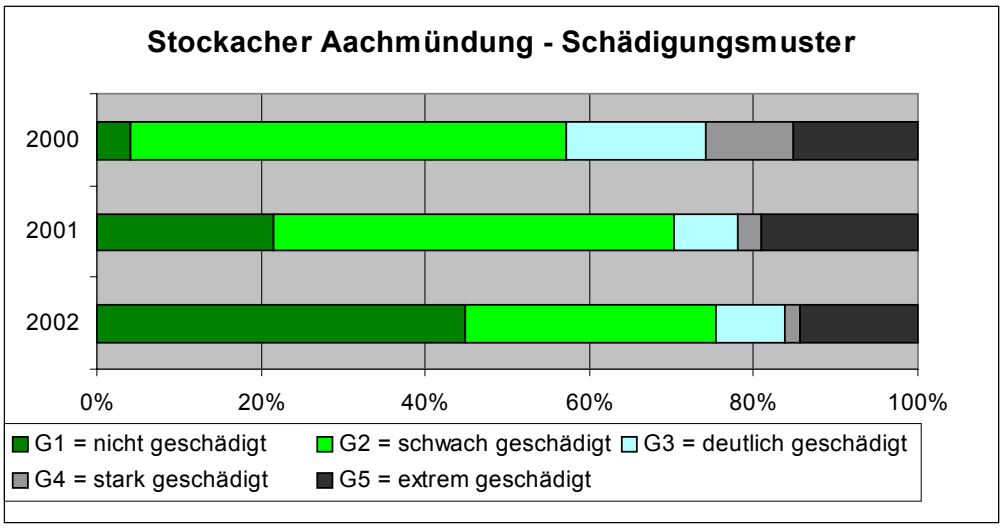


Abb. 3. Entwicklung der Bestände unterschiedlicher Schädigungsgrade in den Jahren nach dem Extremhochwasser am Beispiel Stockacher Aachmündung.

3.2 Vergleich der Bestandsstruktur und Biomasse-Produktion unterschiedlich geschädigter Bestände der Jahre 2000 und 2001 anhand der Geländeuntersuchungen

Der Vergleich der Halmdichten in den Monitoringflächen der unterschiedlichen Schädigungsgrade (Abb. 4) der Jahre 2000 und 2001 ergab für die nicht geschädigten Flächen keine Veränderungen, für die gering geschädigten Flächen eine leichte Erhöhung der Halmdichte, während in den stärker geschädigten Flächen eine Abnahme der Halmdichte vor allem in den Außenbeständen stattfand.

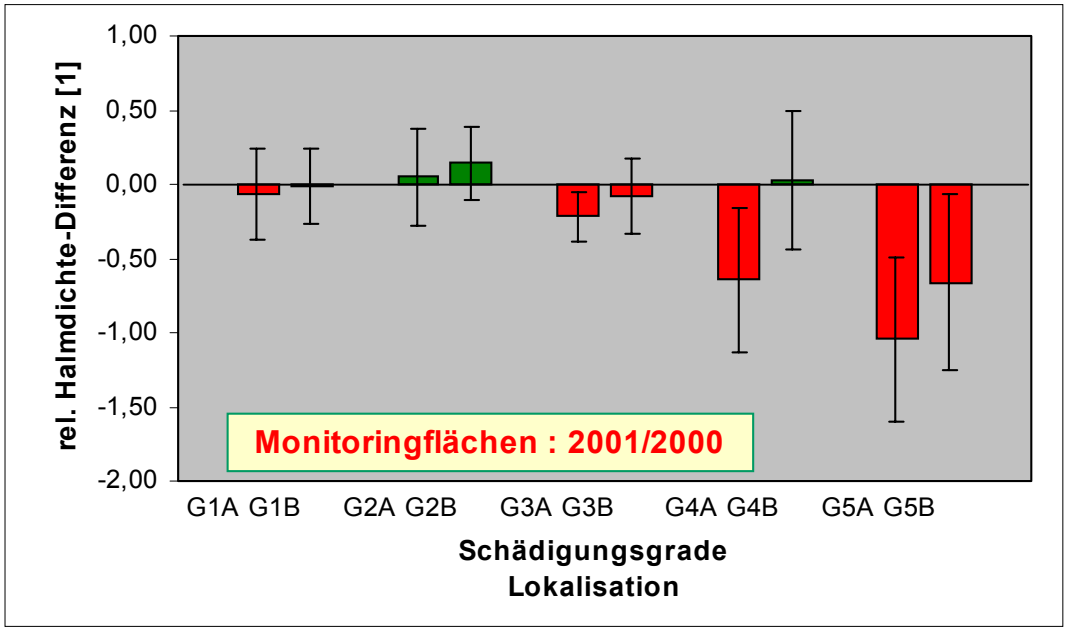


Abb. 4. Relative Halmdichte-Differenzen (± einfache Standardabweichung) in den Schädigungsgraden G1 bis G5 der Außen- und Binnen-Bestände der Jahre 2001 und 2000.

Im Gegensatz hierzu nehmen die Biomassen der vorhandenen Primärsprosse in den Beständen aller Schädigungsgrade zu (Abb. 5). Die Halme sind 2001 deutlich kräftiger ausgebildet als im Jahr nach dem Extremhochwasser. Vor allem in den stärker geschädigten Beständen ist dies aber mit einem Verlust an Halmen verbunden (Abb. 4).

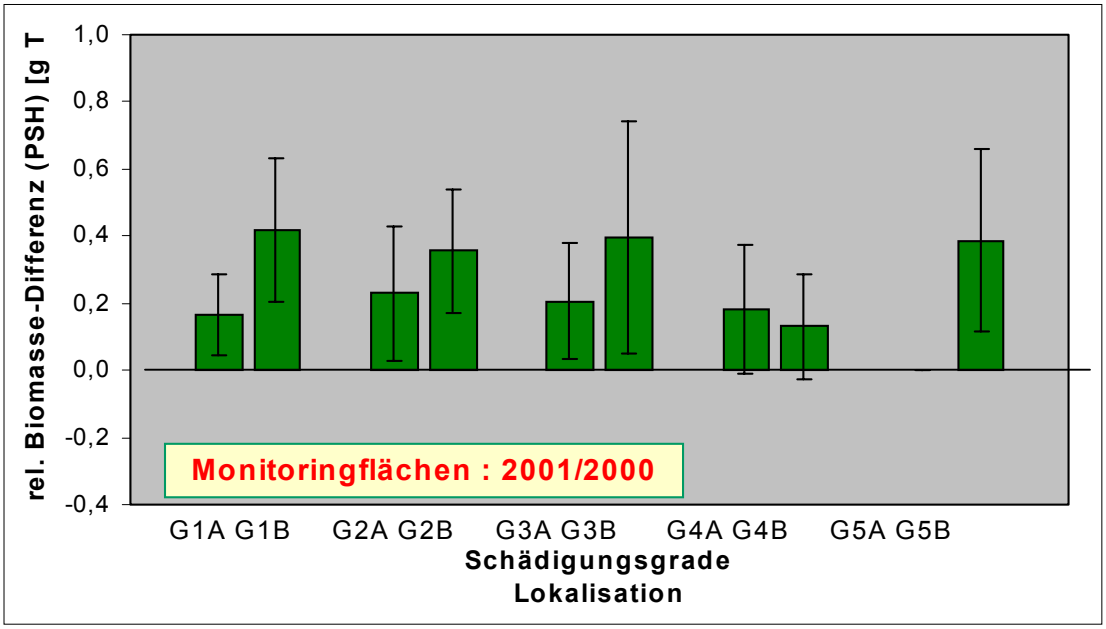


Abb. 5. Relative Biomasse-Differenz der Primärsprosse in den Schädigungsgraden G1 bis G5 der Außen- (A) und Binnen-Bestände (B) in den Jahren 2000 und 2001.

4. Diskussion

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen eine starke Schädigung der aquatischen Röhrichtbestände des Bodenseeufers infolge des Extremhochwassers von 1999. Die größten Bestandsverluste traten in den seewärtigen Beständen niedrigen Sohlniveaus auf, ein klares Indiz für die Hochwasserwirkungen, waren diese Bestände doch am längsten und höchsten überflutet. Jedoch ist das Ausmaß der Schäden in verschiedenen Uferabschnitten sehr unterschiedlich, was auf eine Beteiligung weiterer verstärkender oder abschwächender Faktoren schließen lässt. Vor allem in Flussmündungsbereichen wie z. B. der Seefelder Aach fallen die Schäden auffallend gering aus. Eine Ursache hierfür könnte in einer Auflandung der Mündungsbereiche durch die Schwebstofffracht der Zuflüsse liegen, so dass die Röhrichtbestände im Verhältnis zu den übrigen Uferabschnitten ein höheres Sohlniveau aufweisen. Auch könnte die Nährstoffversorgung dieser Bestände durch die stetige Zufuhr der Zuflüsse höher als die der übrigen Uferabschnitte und infolgedessen auch das für das subventionierte Wachstum zu Beginn der Vegetationsperiode entscheidende Reservestoffdepot in den Rhizomen größer sein. Eine Überprüfung dieser Hypothesen steht noch aus. Im Gegensatz hierzu lassen sich einzelne besonders stark geschädigte Uferabschnitte eindeutig auf Pflegemaßnahmen (Mahd oder Brand) zurückführen, wie zum Beispiel am Nordufer der Insel Reichenau. Bereits OSTENDORP (1990a) belegt extreme Bestandsverluste von Röhrichten infolge von Pflegemaßnahmen. Gerade am Nordufer der Insel Reichenau müssen jedoch noch weitere Einflussfaktoren wirksam sein, die eine Stagnation der Bestandsflächen in den 90er Jahren verursachten. Denn im gleichen Zeitraum breiteten sich die Schilfröhrichte aller übrigen Uferabschnitte infolge mehrerer Niedrigwasserjahre seewärts aus (SCHMIEDER et al. 2002). Auswirkungen des von intensivem Pestizid- und Düngereinsatz geprägten Gemüsebaus auf der Insel Reichenau liegen nahe, sind aber bisher nicht belegt.

Die weitere Entwicklung der Bestände nach dem Extremhochwasser hängt vor allem vom Schädigungsgrad ab. Die Flächenentwicklung der Schädigungsgrade im Mündungsgebiet der Stockacher Aach lässt eine klare Erholungstendenz erkennen, wobei es sich aber hier um den Abschnitt mit den geringsten Schäden überhaupt am baden-württembergischen Bodenseeufer handelt. Die Halmdichte innerhalb der Monitoringflächen entwickelte sich dagegen vor allem in den stärker geschädigten Flächen negativ. Eine Erholung dieser Bestände ist in bezug auf die Halmdichte noch nicht eingetreten, im Gegenteil, die Bestände lichten sich weiter auf. Die Biomassemessungen zeigen jedoch, dass zwischen 2000 und 2001 eine Stabilisierung der vorhandenen Primärsprosse erfolgt ist, was als Indiz für eine Erholung der Bestände gewertet werden kann.

Danach können für die zeitliche Entwicklung der Bestände nach dem Extremhochwasser drei verschiedene Phasen postuliert werden. Zunächst erfolgt eine Konsolidierung der einzelnen Halme, z. T. auf Kosten der Halmdichte vor allem in den stärker geschädigten Bereichen. Hierauf tritt eine Phase der Erhöhung der Halmdichte ein, bevor sich dann die Bestände wieder lateral ausdehnen. Die Länge der einzelnen Phasen hängt vom Schädigungsgrad ab. Die extrem geschädigten Bestände starben aber in den ersten Jahren nach dem Hochwasser vollständig ab. Eine Wiederbesiedlung dieser Flächen muss durch die umliegenden Bestände erfolgen. Selbst unter günstigen Voraussetzungen sind für eine vollständige Wiederbesiedlung der abgestorbenen Flächen mehrere Jahrzehnte anzunehmen. Dies bestätigen Untersuchungen der Röhricht-

entwicklung einzelner Uferabschnitte des Bodensees nach dem Extremhochwasser 1965 (SCHMIEDER et. al 2002b), nach denen die Ausdehnung der Röhrichtbestände von 1962 selbst bis 1998 nicht wieder erreicht werden konnte.

Danksagung

Dieses Projekt wird vom Land Baden-Württemberg innerhalb des Programms BWPLUS „Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherheit“ für die Jahre 2000-2003 finanziert.

Literatur:

BRIX, H. (1999): The European Research Project on Reed Die-back and Progression (EUREED). – Limnologica **29**: 5-10; Jena.

IGKB (1993): Internationale Bodenseetiefenvermessung, Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), digitaler Datensatz.

IGKB (1999): Seeumfassende Luftbildbefliegung anlässlich des Extremhochwassers von 1999. – unveröffentl. Bildmaterial der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB).

KLÖTZLI, F. & A. GRÜNIG (1976): Seeufervegetation als Bioindikator. – Fakten Dokumente Umweltschutz **19**: 109-131.

KRUMSCHEID-PLANKERT, P., H. STARK, M. PEINTINGER (1989): Decline of reed at Lake Constance (Obersee) since 1968 based on interpretations of aerial photographs. – Aquat. Bot. **35**: 57-62; Amsterdam.

OSTENDORP, W. (1989): "Die-Back" of reeds in Europe - A critical review of literature. – Aquat. Bot. **35**: 5-26; Amsterdam.

OSTENDORP, W. (1990a): Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee. – Carolinea **48**: 85-102; Karlsruhe.

OSTENDORP, W. (1990b): Ist die Seeneutrophierung am Schilfsterben schuld?. – In: H. SUKOPP & M. KRAUSS (Hg.), Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. – Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung (Berlin) **71**: 121-140; Berlin.

OSTENDORP, W. (1991): Zur Geschichte der Uferröhrichte des Bodensee-Untersees. – Schr. Ver. Gesch. Bodensee **109**: 215-233; Friedrichshafen.

??

SCHMIEDER, K. & A. PIER (2000): Lakeside reed border characteristics at Lake Constance (Untersee): A comparison between 1981-1983 and 1994. – Wetlands Ecology and Management **8**: 435-445.

SCHMIEDER, K. (1998): Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967. – Berichte Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee **46**, 171 S.

SCHMIEDER, K., M. DIENST & W. OSTENDORP (2002): Auswirkungen des Extremhochwassers 1999 auf die Flächendynamik und Bestandsstruktur der Uferröhrichte des Bodensees. – Limnologica 32: 131-146.

SCHMIEDER, K., M. DIENST & W. OSTENDORP (2002b): Entwicklung der Uferröhrichte an ausgewählten Uferabschnitten des Bodensees in den vergangenen 40 Jahren. – Schr. Ver. Besch. Bodensee (eingereicht)

SCHRÖDER, R. (1979): The decline of reed swamps in Lake Constance. – Symp. Biol. Hung. **19**: 43-48; Budapest.

SCHRÖDER, R. (1987): Das Schilfsterben am Bodensee-Untersee. Beobachtungen, Untersuchungen und Gegenmaßnahmen. – Arch. Hydrobiol. Suppl. **76**: 53-99; Stuttgart.

VAN DER PUTTEN, W.H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research programme on Reed Die-back and progression (1993-1994). – Aquat. Bot. **59**: 263-275; Amsterdam.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Quantifizierung der durch Makrophyten induzierten Nährstoffretention in der Müggelspree

Marcus Schulz, Karina Rinke & Jan Köhler

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

Keywords:

Müggelspree, submerse Makrophyten, Luftbilder, Pflanzenbiomasse, organische Sedimente, Nährstoffretention

Zusammenfassung

Aquatische Makrophyten verursachen in Fliessgewässern eine Retention von Nährstoffen durch Aufnahme aus dem Wasserkörper und Hyporheum sowie durch Erhöhung der Sedimentation von partikulären Nährstoffen. Ziel unserer Untersuchungen war die Quantifizierung des auf diese Weise bewirkten Nährstoffrückhaltes in einem 30 km langen Abschnitt der unteren Spree (Müggelspree). Dazu wurden Felduntersuchungen durchgeführt, die den Deckungsgrad von submersen Makrophyten, die räumliche Verteilung der Sedimente sowie Phosphor- und Stickstoffgehalte in Pflanzen und Sediment behandelten. Senkrechte Luftbildaufnahmen wurden ergänzend angefertigt. Sie dienten zur Extrapolation der Nährstoffdaten von Makrophyten und organischen Sedimenten auf die gesamte Müggelspree. Gemessen an der Stofffracht ergab sich für Gesamtphosphor während der Vegetationsperiode des Jahres 2001 eine monatliche Retention von 14-15% durch Sedimentation und von 2-3% durch Biomassefixierung. Der Nettorückhalt von Gesamtstickstoff variierte im selben Zeitraum zwischen 2% und 3% für die Sedimentation und zwischen 1% bis 3% für die Biomassefixierung. Durch einen Abgleich mit den Ergebnissen der Feldkartierung konnte der Fehler der Luftbildauswertung von 36% auf 11% reduziert werden. Hieraus ist zu schließen, dass Luftbilder in Kombination mit Felduntersuchungen ein effektives Mittel zur Bestimmung der durch submerse Makrophyten induzierten Retention in Fliessgewässern sind.

Einleitung

Makrophyten tragen auf unterschiedliche Weise zur Nährstoffretention in Fliessgewässern bei. Sie binden Nährstoffe in ihrer Biomasse, erhöhen die Sedimentation partikulärer Nährstoffe und verlängern die Verweilzeit des Wassers, wodurch die flussinterne Nährstoffspirale verkürzt wird (Carpenter & Lodge, 1986; Svendsen & Kronvang, 1993; Wanner and Pusch, 2001). Das Ziel der vorliegenden Studie war die Quantifizierung der durch submerse Makrophyten bewirkten Nährstoffretention in einem mittelgroßen Flachlandfluss. Dazu wurden in der Müggelspree Makrophyten und Sedimente kartiert, ihre Nährstoffgehalte bestimmt und diese Daten anhand von Luftbildern auf 30 km extrapoliert. Bisher fanden photogrammetrische Methoden zur Makrophytenkartierung nur für stehende Gewässer Anwendung, in denen eine Verdeckung und

Beschattung des Litorals durch Ufergehölze keinen bedeutenden Fehler verursacht (Lehmann et al., 1997; Schmieder, 1997). Es sollte daher auch geprüft werden, inwieweit eine Übertragung der Methodik auf Fliessgewässer möglich ist.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsobjekt, die Müggelspree, ist ein 30 km langer Fliessabschnitt der unteren Spree zwischen Große Tränke und Neu Zittau bei Berlin. Die Felduntersuchungen wurden unterhalb des Dorfes Freienbrink (13°48'E, 52°22'N) durchgeführt (siehe Abb. 1). Bei einer mittleren Breite von 25 m und einer mittleren Tiefe von 1,25 m wies die Müggelspree seit 1998 Abflüsse zwischen 2,5 $m^3 s^{-1}$ im Sommer und 30 $m^3 s^{-1}$ im Winter auf. Seit Beginn der 90er Jahre erfolgte eine rasche Wiederbesiedlung des Flussabschnittes durch aquatische Makrophyten. Zuvor befand er sich in einem planktondominierten Zustand (Köhler & Hoeg, 2000).

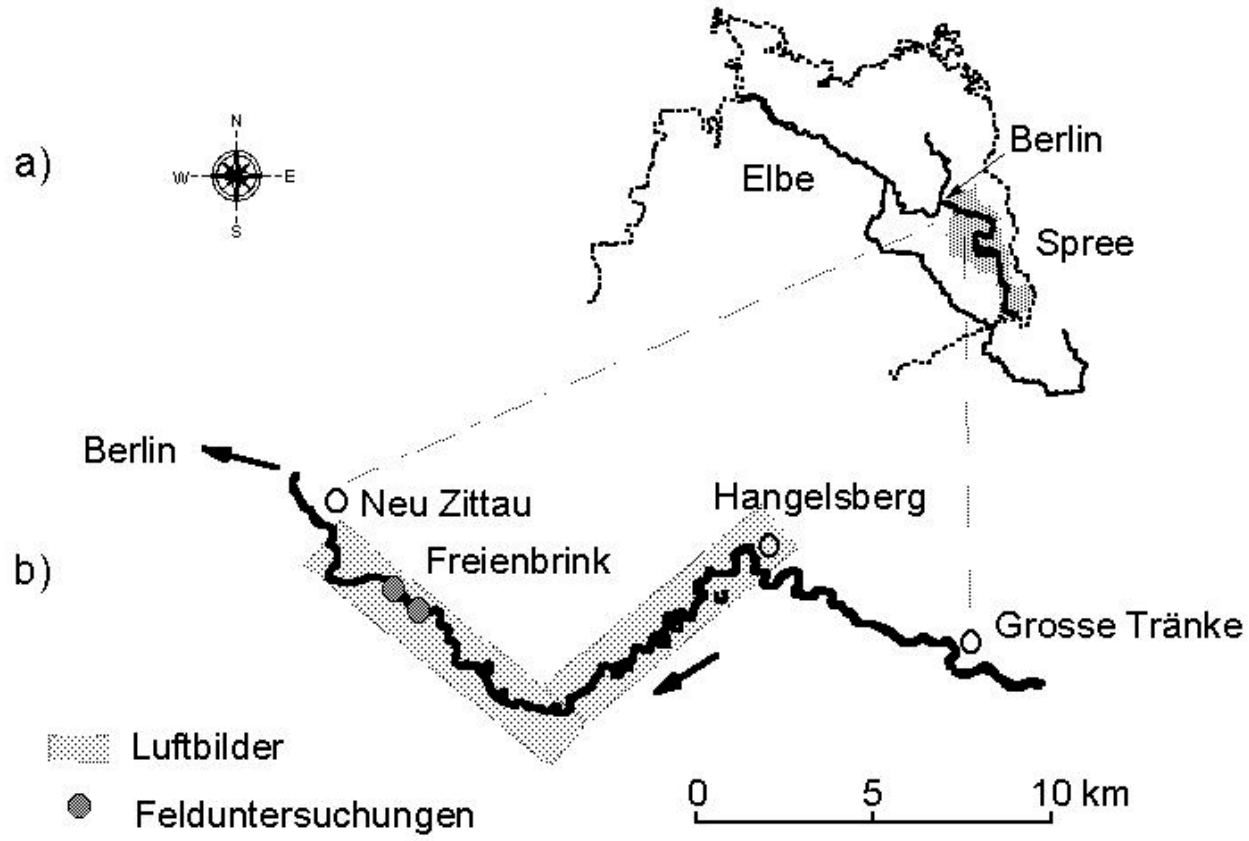


Abbildung 1: Topographische Karte des Untersuchungsgebietes

Methodik

Im August 2001 wurden senkrechte Luftbilder von einem 15 km langen Abschnitt der Müggelspree angefertigt (Maßstab 1:4000, 36 Echtfarbbilder, Überlappung 60 %, Aufnahmehöhe 1120 m, Kamera: LMK 30 Jenoptik, Blende: 5,6, Belichtungszeit 1/350 s). Vor der Weiterbearbeitung am Computer fand eine stereoskopische Luftbildauswertung statt.

Abgezeichnete Folien der Luftbilder wurden eingescannt, georeferenziert, entzerrt und vektorisiert (Arcinfo, Arcview).

Im selben Zeitraum wurde im Gelände an zwei ca. 50 m langen Fliessabschnitten die aquatische Flora in einem 2 m x 2 m- Raster kartiert. Je Flächendeckungsgrad (<33%, 33-66%, >66%) und Makrophytenart wurden 4 Pflanzenproben an verschiedenen Standorten in der Müggelspree über einer definierten Fläche (0,5 m x 0,5 m) abgeerntet. Aus den Makrophytenbeständen und angrenzenden Bereichen wurden 15 Sedimentkerne entnommen und stratigraphisch beschrieben. Die jeweiligen Unterproben des Sedimentes und der Pflanzen wurden im Labor gewogen, getrocknet, gemahlen und auf ihre Gehalte an TP, TON und TOC hin untersucht.

Die Luftbildkartierung diente der Extrapolation von Felddaten auf einen mesoskaligen Gewässerabschnitt. Mit den Feldergebnissen wurde andererseits die Luftbildauswertung korrigiert. Die berechnete Retentionsleistung bezieht sich auf tägliche Durchflüsse und zweiwöchentliche Konzentrationen an den Messstellen Große Tränke bei Fürstenwalde und Neu Zittau.

Ergebnisse

Die Verteilung der Makrophytenarten war kleinräumig sehr heterogen. Die geringe Auflösung der Luftbilder ließ eine Wiedergabe dieser Heterogenität im kleinen Maßstab nicht zu. Gleichwohl konnten auf den Aufnahmen Arten und Artengruppen unterschieden werden. Beschattung und Überdeckung der Wasserfläche durch Ufergehölze verursachten bei der Luftbildauswertung einen mittleren Fehler von 36%. Er konnte auf durchschnittlich 11% reduziert werden, indem die Ergebnisse von Feldkartierungen und Luftbildauswertungen abgeglichen wurden.

Während der Vegetationsperiode bildete sich auf der Flusssohle in und flussabwärts von Makrophytenbeständen eine organische Sedimentauflage, die nach der Seneszenz und Abrasion der Wasserpflanzen im Oktober zum großen Teil erodiert wurde. Die Nährstoffgehalte in der organischen Auflage variierten in Abhängigkeit von der Artenzusammensetzung der Makrophytenbestände. Weitere Felduntersuchungen ergaben einen linearen Zusammenhang zwischen dem Deckungsgrad der Makrophyten und den flächenbezogenen Nährstoffkonzentrationen in der Biomasse (siehe Abb. 2). Durch seine große flächenbezogene Biomasse unterschieden sich die Nährstoffgehalte von *Ranunculus aquatilis* signifikant von denen anderer dominanter Arten (*Nuphar lutea*, *Potamogeton pectinatus* und *Sagittaria sagittifolia*), weshalb eine Extrapolation der Feldergebnisse erschwert wurde.

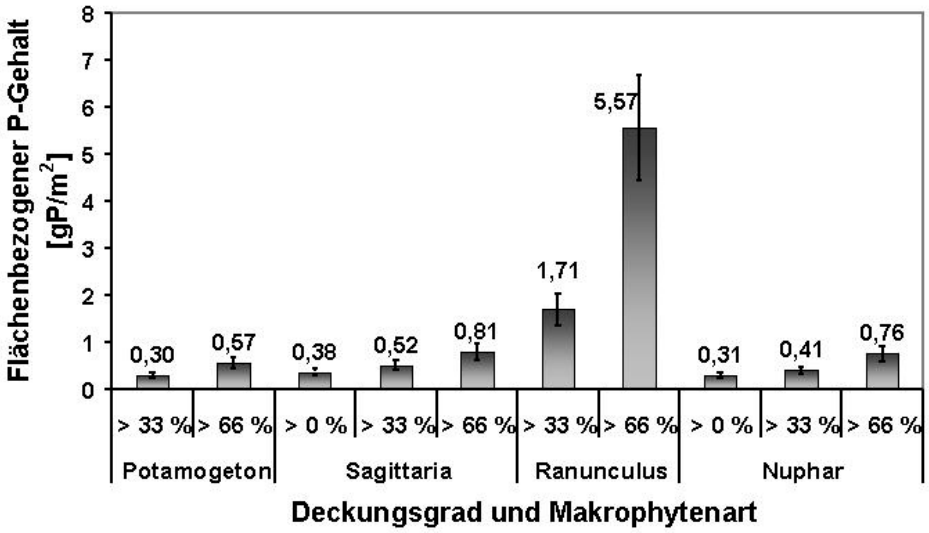


Abbildung 2: Flächenbezogene Phosphorkonzentrationen in der Biomasse der dominanten Makrophytenarten

Gemessen an der Fracht ergab sich für Gesamtphosphor während der Vegetationsperiode eine monatliche Retention von 14-15% durch Sedimentation und von 2-3% durch Biomassefixierung. Der Rückhalt von Gesamtstickstoff variierte im selben Zeitraum zwischen 2% und 3% für die Nettosedimentation und zwischen 1% bis 3% für die Biomassefixierung (siehe Abb. 3 und 4). Die im Sommer gebundenen Nährstoffe wurden im Herbst nach dem Absterben der Makrophyten zum großen Teil wieder freigesetzt. Nährstoffbilanzen für die Müggelspree bestätigen die saisonale Verteilung und die Größenordnung der gemessenen Retention.

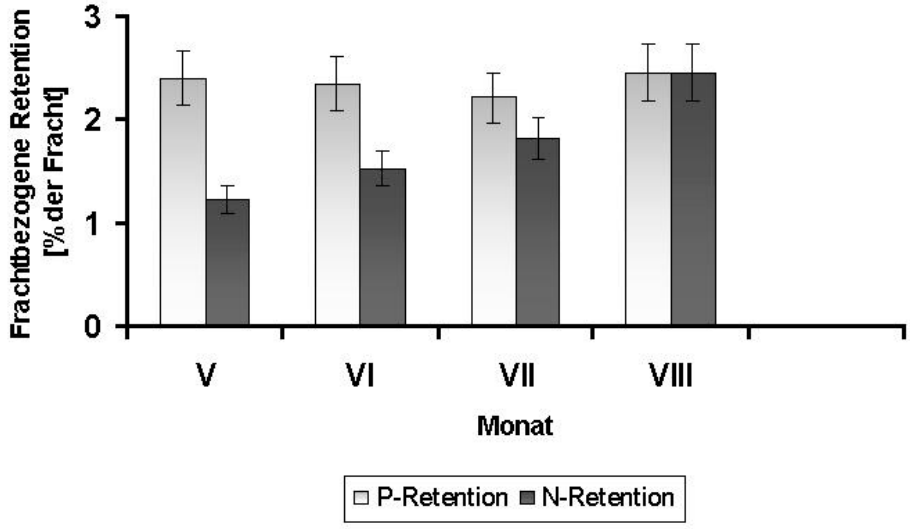


Abbildung 3: Frachtbezogene Nährstoffretention (netto) durch Biomassefixierung in der Vegetationsperiode 2001

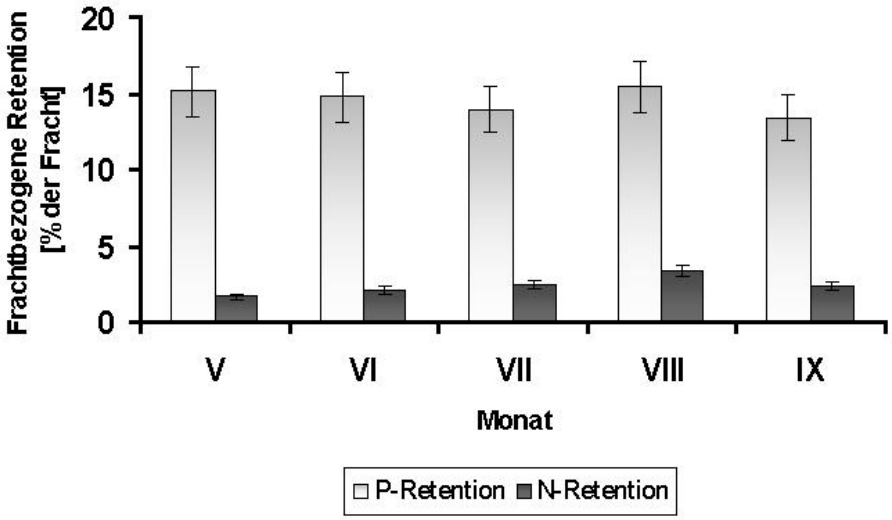


Abbildung 4: Frachtbezogene Nährstoffretention (netto) durch Sedimentation in der Vegetationsperiode 2001

Diskussion

In der Literatur wird kontrovers diskutiert, ob submerse Makrophyten eine Quelle oder eine Senke für Nährstoffe in Oberflächengewässern darstellen (Graneli & Solander, 1988; Robach et al., 1995). Unsere Ergebnisse basieren auf der Annahme, dass submerse Makrophyten in Fliessgewässern als Hydrophyten zu klassifizieren sind, die ihre Nährstoffe aus dem Wasserkörper und Hyporheum entnehmen (Pajevic et al., 2002). Insofern halten sie gelöste Nährstoffe aus dem Fliessgewässer während der Vegetationsperiode zurück. Gleichwohl hat der Beitrag durch Biomassefixierung im Verhältnis zur Gesamtretention einen geringen Stellenwert. Das wurde in vergleichbaren Felduntersuchungen an der Wuhle durch Körner (1995) bestätigt. Neben der direkten Nährstoffaufnahme führt eine verstärkte Sedimentation in den Pflanzenbeständen zu einem erhöhten Nährstoffrückhalt. Die Makrophyten wirken als Filter für organisches Seston, das im hochenergetischen Milieu des Freiwassers nicht annähernd im gleichen Ausmaß sedimentiert. Ständige Resuspension verhindert dort die Bildung einer organischen Auflage, wie sie in mehreren Zentimetern Mächtigkeit in den Makrophytenbeständen vorkommt. In der Muddeauflage sind die Nährstoffe jedoch nur temporär gebunden. Nach Abrasion der Makrophyten im November 2001 war die organische Schicht in den ehemaligen Pflanzenbeständen fast vollständig erodiert. Als ökologisch positiver Effekt ist aber festzuhalten, dass die für Algen und Bakterien verfügbaren Nährstoffe in stromabwärts gelegenen Seen und Flussabschnitten während der Wachstumsperiode in ihrer Menge reduziert werden. Die Größenordnung der gemessenen temporären Retention durch Sedimentation stimmt mit Ergebnissen überein, die Svendsen und Kronvang (1993) in einem dänischen Flachlandfluss erzielten. Sie fanden, dass während eines Hochwasserereignisses der überwiegende Anteil der in Sedimenten gebundenen Nährstoffe wieder freigesetzt wurde. Eine

zunehmende Häufigkeit solcher Ereignisse in Sommermonaten könnte der Selbstreinigung von Flüssen somit entgegen wirken.

Erstmalig wurde die Anwendung von Luftbildern auf ihre Tauglichkeit für ein mittelgroßes Fliessgewässer geprüft. Der erhebliche Fehler durch Überdeckung und Schattenwurf von Ufergehölzen konnte auf einen akzeptablen Wert reduziert werden, indem ein Abgleich mit Ergebnissen der Feldkartierung vorgenommen wurde. Die räumliche Auflösung erreichte indes bei der vorliegenden Arbeit ihre Grenzen. Kleine Flüsse und Bäche sind nach unserer Einschätzung für eine solche Vegetationskartierung daher nicht geeignet, zumal dort die Beschattung und Überdeckung durch Bäume sehr hoch ist. Eine Kombination photogrammetrischer Methoden mit Felduntersuchungen ist im Vergleich zur reinen Feldkartierung ein effektives Mittel zur Kartierung aquatischer Makrophyten in mittelgroßen Fliessgewässern.

Literatur

Carpenter S. R. & Lodge D. M (1986): Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. Aquatic Botany 39: 341-370.

Graneli W. & Solander D. (1988): Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. Hydrobiologia 170: 245-266.

Köhler J. & Hoeg, S. (2000): Phytoplankton selection in a river-lake system during two decades of changing nutrient supply. Hydrobiologia 424: 13-24.

Körner S. (1995): Selbstreinigungsprozesse im Klärwerksableiter Wuhle unter besonderer Berücksichtigung der submersen Makrophyten. Self-purification processes in the sewage effluent Wuhle considering the submersed macrophytes. Doctoral thesis at the Free University Berlin: 122 pp.

Lehmann A., Jaquet J.-M. & Lachavanne J.-B. (1997): A GIS approach of aquatic plant spatial heterogeneity in relation to sediment and depth gradient, Lake Geneva, Switzerland. Aquatic Botany 58: 347-361.

Pajevic S., Vuckovic M., Stankovic Z., Krstic B., Kevresan Z. & Radulovic S. (2002): The content of some macronutrients and heavy metals in aquatic macrophytes of three ecosystems connected to the Danube in Yugoslavia. Archiv für Hydrobiologie Supplements. 141/1-2: 73-83.

Robach F., Hajnsek I., Eglin I. & Trémolières, M. (1995): Phosphorus sources for aquatic macrophytes in running waters: water or sediment? Acta botanica Gallica 142: 719-731.

Schmieder K. (1997): Littoral zone – GIS of Lake Constance: a useful tool in lake monitoring and autecological studies with submersed macrophytes. Aquatic Botany 58: 333-346.

Svendsen L. M. and Kronvang B. (1993): Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river system: implications for the export from the watershed. Hydrobiologia 251: 123-135.

Wanner S. C. & Pusch M. (2001): Analysis of particulate organic matter retention by benthic structural elements in a lowland river (River Spree, Germany). Archiv für Hydrobiologie 151: 475-492.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Ungarische Donaukanäle als artenreiche Pflanzenbiotope

V. K. Sipos[1], E. Falusi[1], U. Veit[2] & A. Kohler[2]

[1]Universität Gödöllö, Institut für Ökologie, Páter K. u. 1, H - 2103 Gödöllö
[2]Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, D - 70593 Stuttgart

Keywords: Makrophyten, Kanäle, Ungarn, EU-Wasserrahmenrichtlinie, Leitbilder, Artendiversität

Einleitung

Südlich von Budapest durchziehen mehr als 30 künstlich geschaffene Kanäle im Gebiet des Kiskunság eine trockene Puszta-Landschaft. Diese eutrophen calciumhydrogencarbonat-reichen Gewässer gehören zum Gewässersystem der Donau und stellen als Ent- und Bewässerungskanäle der Region wichtige limnische Biotope für Pflanzen- und Tierarten dar. Neben einigen naturnahen Szik-Seen sind sie im Gebiet die einzigen aquatischen Lebensräume. Makrophyten-Vegetation und -Flora der Kanäle waren bis vor kurzem völlig unbekannt.

Ziel der Untersuchungen war es, die Makrophyten-Vegetation repräsentativer Kanäle im Kiskunság mit neueren vegetationskundlichen Methoden zu kartieren und anhand quantitativer Kenngrößen zu charakterisieren. Die verwendeten Methoden lassen eine exakte floristisch-vegetationskundliche Kartierung der limnischen Makrophyten zu und können im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2001) einen wichtigen Beitrag zur ökologischen Kennzeichnung, Bewertung und zum Gewässermonitoring leisten.

Untersuchungsgebiet

Die Kanäle des Untersuchungsgebiets sind in ihrer Längserstreckung, ihrer Breite, Wasserführung und ihrem Salzgehalt sehr unterschiedlich. Allen Kanälen gemeinsam ist, dass sie geradlinig verlaufen und nur wenige Knicke besitzen. In den größeren Kanälen wird die Wasservegetation gemäht. Etwa alle 20 Jahre werden Räumungsmaßnahmen durchgeführt.

Für die vorliegenden Untersuchungen wurden 5 Kanäle ausgewählt: der Hauptkanal (1), der Donau-Theiss-Kanal (2), der Harmincas-Kanal (3), der Apaji-Kanal (4) und der Sós-Kanal (5) (Abb. 1). Alle Kanäle werden beidseitig entlang des Ufers von bis zu 2 m hohen Hochwasserdämmen begleitet. Am Fuß dieser Dämme ist zum Wasser hin ein Schilfgürtel vorhanden, der stellenweise durch Menschen oder Weidetiere beeinflusst wird. Das Wasser ist durch eine langsame Strömung und im Sommer durch relativ hohe Wassertemperaturen gekennzeichnet.



Hauptkanal



Apaji-Kanal

Harmincas Kanal

Sós-Kanal

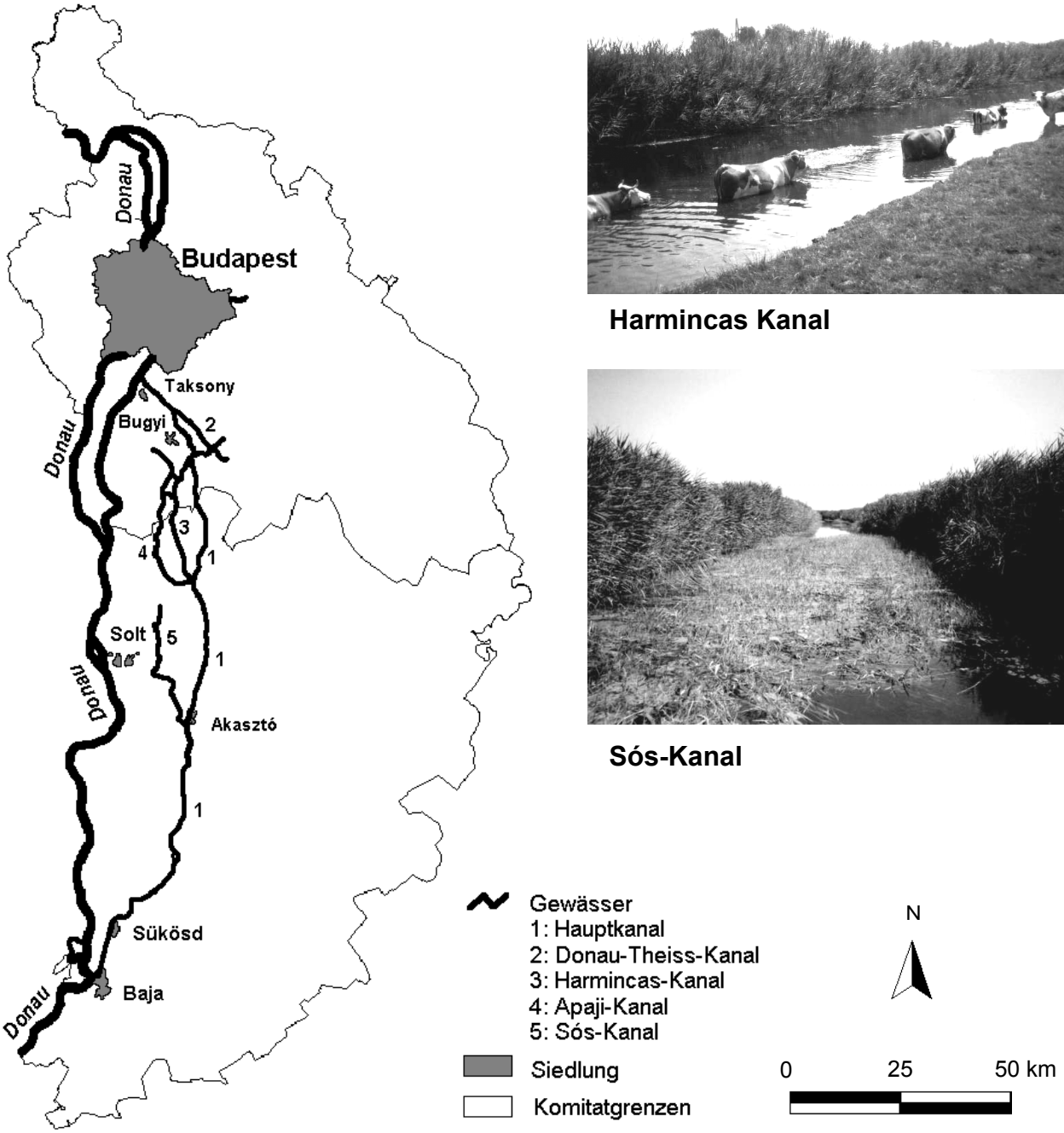


Abb. 1: Lage und Ansichten der untersuchten Kanäle im Kiskunság.

Neophyten

Im Kanalsystem des Kiskunság spielen neophytische Arten in der Wasservegetation eine wichtige Rolle. Vor allem die amerikanische Art *Cabomba caroliniana*, die 1998 für Ungarn neu entdeckt wurde (KÖDER et al. 1999), dominiert auf weiten Strecken das Vegetationsbild des Haupt- und des Harmincas-Kanals. Das sommerwarme eutrophe Wasser und die Schnittmaßnahmen bieten günstige Voraussetzungen für das Gedeihen dieser Art. Auch die Neophyten-Art *Elodea nuttallii* besitzt im Apaji-Kanal einen bemerkenswerten Anteil an der Vegetation (RPM = 10 %). Neophyten des Uferbereichs sind *Typha laxmannii*, die sich von Südosteuropa entlang der Donau westwärts ausbreitet und der in dem Gebiet seltene *Acorus calamus*.

Artenvielfalt (α-Diversität)

In Tab. 1 sind die Artenzahlen der Gefäß-Hydrophyten und -Amphiphyten für 5 Kanäle zusammengestellt. In allen Kanälen kommt eine hohe Zahl an echten Wasserpflanzenarten vor, wobei der Hauptkanal mit 23 Sippen den höchsten, der Sós-Kanal mit 16 Arten den geringsten Rang einnimmt. Einige Kanäle erreichen Hydrophyten-Artenzahlen, wie sie in naturnahen, eutrophen Flüssen Südschwedens und Nordbayerns nachgewiesen wurden (SIPOS 2001). Kennzeichnend für die Kanäle sind aber auch geringe Werte bei den Amphiphyten, wodurch die Strukturarmut der Kanäle im Uferbereich verdeutlicht wird.

Relative Pflanzenmenge

Die Kenngröße der „Relativen Pflanzenmenge“ (PALL & JANAUER 1995) gibt zusammen mit den Artenzahlen Auskunft über das Dominanzverhalten einzelner Taxa im Gewässer sowie über die Artenverteilung und Artenvielfalt. In den untersuchten Kanälen dominieren einige Hydrophyten-Arten (Abb. 2). Die hocheutraphente Makrophyten-Art *Ceratophyllum demersum* dominiert in fast allen untersuchten Kanälen mit RPM-Werten zwischen 16 % und 36 %. Nur im Apaji-Kanal, der als Vorfluter einer Kläranalage dient, wird sie von *Lemna minor* was die RPM-Werte betrifft knapp überholt. Zu den dominanten Hydrophyten zählt auch *Hydrocharis morsus-ranae*, welche RPM-Werte zwischen 10 % und 24 % erreicht. Der Neophyt *Cabomba caroliniana* spielt im Hauptkanal eine beachtliche Rolle (14 % RPM). Auf weiten Strecken dominiert diese Art die Hydrophyten-Vegetation dieses Gewässers (vgl. SIPOS 2001).

Tab 1: Artenzahlen für Hydrophyten und Amphiphyten in den untersuchten ungarischen Kanälen. Zum Vergleich wurden die Artenzahlen von drei anderen eutrophen Fließgewässern aus Süddeutschland (SONNTAG et al. 2000) und Südschweden (KOHLER et al. 2000) angegeben.

Name des Gewässers	Gesamt-länge (km)	davon kartiert (km)	Einzugs-gebiet (km^2)	Hydro-phyten	Amphi-phyten	Gesamt
kartierte Kanäle in Ungarn						
Hauptkanal	132	76	3039	23	13	36
Donau-Theiss-Kanal	39	21	477	12	7	19
Harmincas-Kanal	26	26	377	20	11	31
Apaji-Kanal	29	10	269	22	9	31
Sós-Kanal	33	21	286	16	11	27
naturnahe, eutrophe Fließgewässer zum Vergleich						
Vils (Bayern)	81	82	1096	26	24	50
Björka-Fluss (Südschweden)		22	399	21	30	51
Kävlinge-Fluss (Südschweden)	50	50	818	30	31	61

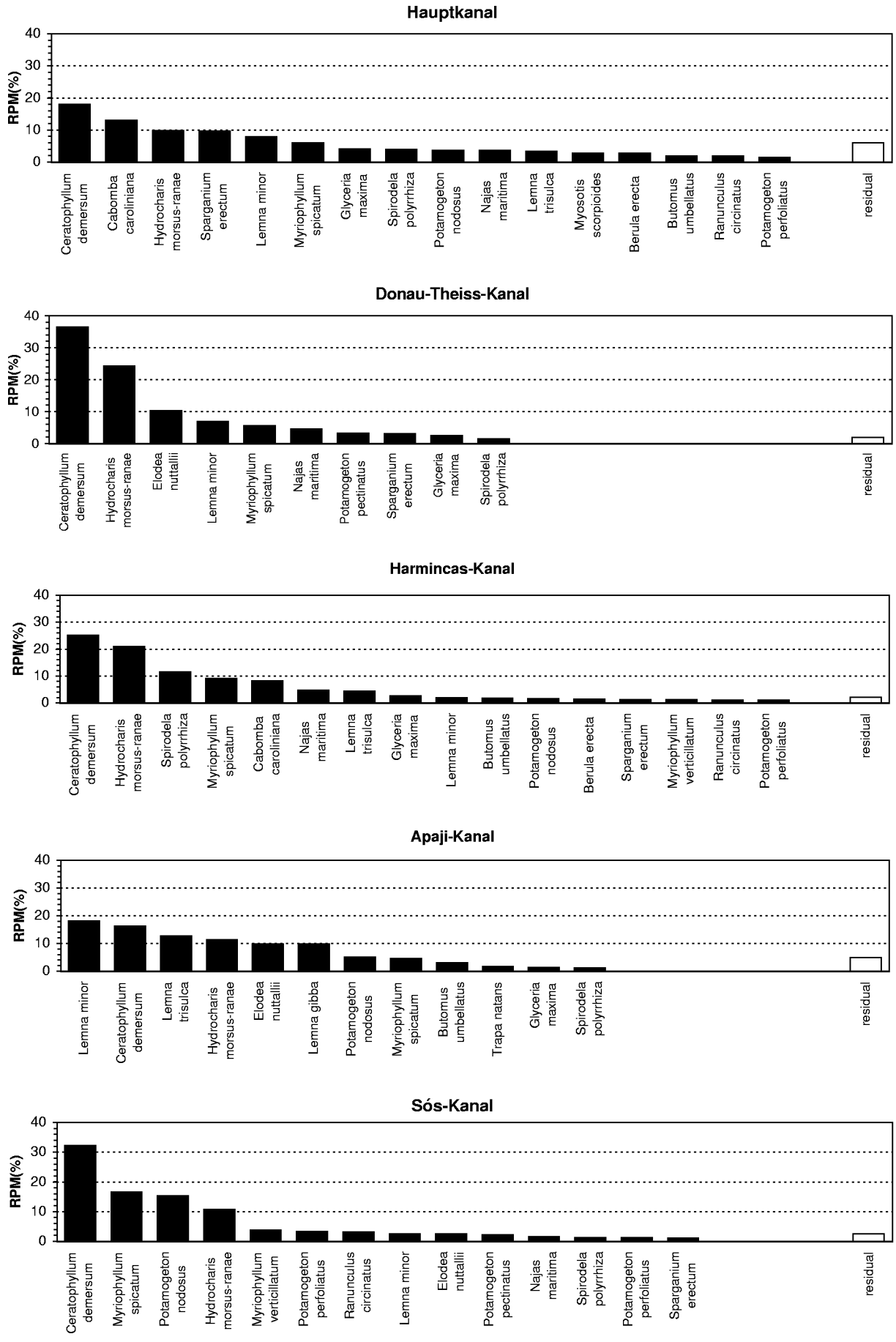


Abb. 2: RPM-Werte für die untersuchten ungarischen Kanäle (im „residual“ sind die RPM-Werte aller Arten mit einem RPM < 1 % aufsummiert).

Wasserrahmenrichtlinie und Leitbilder

Die Donaukanäle des Kiskunság sind künstlich geschaffene limnische Ökosysteme. Für solche Gewässer wird in der WRRL mindestens ein "gutes ökologisches Potential" gefordert. Das "ökologische Potential" orientiert sich am "ökologischen Zustand" vergleichbarer natürlicher Gewässer. In der Puszta-Landschaft existieren jedoch keine naturnahen Fließgewässer. Daher müssen für die Kanäle zur Erreichung des "guten ökologischen Potentials" eigene Leitbilder gefunden werden.

Das Vorkommen von hocheutraphenten Makrophyten und Neophyten ist für diese Gewässer kennzeichnend. Aufgrund ihrer üppigen Makrophyten-Vegetation sind sie als wertvolle und schützenswerte Gewässerbiotope mit einem zumindest "guten ökologischen Potential" in der Kulturlandschaft Puszta einzustufen. Ihre vielfältigen Funktionen (Be- und Entwässerung, Hochwasserschutz, Arten- und Biotopschutz) sollten weiterhin bei geringem Pflegeaufwand erhalten werden. Ihre ökologische Situation könnte durch Abwasserreinigung (z. B. im Apaji-Kanal), durch Bereicherung der Strukturvielfalt (z. B. Gehölzpflanzungen im Uferbereich) gesteigert werden.

Nicht nur für Makrophyten bilden diese Gewässer einen wichtigen Lebensraum, sondern auch für zahlreiche Tierarten wie die Europäische Sumpfschildkröte, Flusskrebse, verschiedene Fischarten (Welse, Zander, Hechte, Karpfen, Barsche), Muschel- und Schneckenarten, Würfelnatter, Ringelnatter, Rohrdommeln, Schilfrohrsänger, Rohrweihe u. a. Allerdings bestehen Bestrebungen, die trockene Puszta-Landschaft zumindest partiell wieder in eine naturnahe Feuchtgebietslandschaft zurückzuführen. Maßnahmen zur Wiedervernässung der Landschaft dürften die Verlandung und Zerstörung vieler Kanäle zur Folge haben. Im Rahmen der Leitbildfindung für diese künstlichen Gewässer sollte eine ökologische Bewertung unter Einbeziehung vegetationskundlicher, faunistischer und limnologischer Daten erfolgen. Erforderlich wäre ein komitatübergreifendes Gesamtkonzept für die Zukunft der Puszta-Landschaft unter Berücksichtigung ökologischer und sozioökonomischer Grundlagen.

Literatur

EU-WRRL (2001): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften **L 327**, 72 S.

KÖDER, M., SIPOS, V., ZELTNER, G.-H. & KOHLER, A. (1999): *Cabomba caroliniana* Gray – ein Neophyt in ungarischen Gewässern. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt): 650-654.

KOHLER, A., SIPOS, V., SONNTAG, E., PENKSZA, K., POZZI, D., VEIT, U. & BJÖRK, S. (2000): Makrophyten-Verbreitung und Standortqualität im eutrophen Björka-Kävlinge-Fluss (Skåne, Südschweden). – Limnologica **30**: 281-298.

PALL, K. & JANAUER,G.-A. (1995): Die Makrophyten-Vegetation von Flußstauen am Beispiel der Donau zwischen Fluß-km 2552,0 und 2511,8 in der Bundesrepublik Deutschland. – Arch. Hydrobiol. Suppl. **101**, Large Rivers 9/2: 91-109.

SIPOS, V. K. (2001): Makrophyten-Vegetation und Standorte in eutrophen und humosen Fließgewässern - Beispiele aus Südschweden und Ungarn. - Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beih. **13**, 180 S.

SONNTAG, E., KÖDER, M., KOHLER, A., PALL, K. & ZELTNER, G.-H. (2000): Makrophyten-Vegetation und Standorte der Vils (Oberpfalz, Bayern). – Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beih. **10**, 59 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Beurteilung von Fließgewässern am Beispiel einer Langzeituntersuchung der Makrophyten-Vegetation in der Friedberger Au (bei Augsburg)

U. Veit[1], K. Penksza[2] & A. Kohler[1]

[1]Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, D - 70593 Stuttgart
[2]Universität Gödöllö, Institut für Ökologie, Páter K. u. 1, H - 2103 Gödöllö

Keywords: Makrophyten, Langzeit-Monitoring, Vegetationsentwicklung, EU-Wasserrahmenrichtlinie, quantitative Kenngrößen

Einleitung

Zwischen 1972 und 2001 wurde die Makrophyten-Vegetation in vier Fließgewässern der Friedberger Au, die nordöstlich von Augsburg am Ostrand des Lechtals liegt, insgesamt sieben Mal nach derselben Methode (KOHLER 1978) kartiert. Bei den untersuchten Gewässern handelt es sich um die Friedberger Ach, die südlich von Friedberg entspringt und bei Marxheim in die Donau mündet, sowie drei benachbarte Grundwassergräben, von denen der Forellenbach südlich von Mühlhausen in die Ach mündet, wogegen der Hörgelaugraben und der Höhgraben nach einigen Kilometern Fließstrecke wieder in den Lechschottern versickern.

Die einen Untersuchungszeitraum von 29 Jahren umfassenden Vegetationsdaten bieten in Zusammenhang mit neueren Auswertungmethoden (JANAUER et al. 1993; KOHLER & JANAUER 1995; PALL & JANAUER 1995) die Möglichkeit, die Veränderungen und die Dynamik der Fließgewässer-Vegetation detailliert zu untersuchen und daraus praxisorientierte Vorschläge für Monitoring-Programme und die Bewertung von Fließgewässern, wie sie z. B. in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2001) vorgeschrieben werden, abzuleiten.

Berechnete Kenngrößen

Neben den Verbreitungsdiagrammen, die nach einer Reduktion der fünfstufigen Schätzskala der Kartierungsdaten auf eine vereinfachte, dreistufige Skala erstellt werden, wurden die „Relative Pflanzenmenge“ (RPM) sowie die „Mittleren Mengenindices“ (MMO, MMT) berechnet. Während die „Relative Pflanzenmenge“ ein Maß für den Anteil der Menge einer Art an der Gesamtmenge aller in einem Fließgewässer oder Fließgewässerbereich betrachteten Pflanzenarten darstellt und eine Beurteilung der Dominanzverhältnisse erlaubt (PALL & JANAUER 1995), geben die „Mittleren Mengenindices“ Auskunft über die Verteilung der Pflanzenmengen einzelner Arten im Fließgewässer (JANAUER et al. 1993).

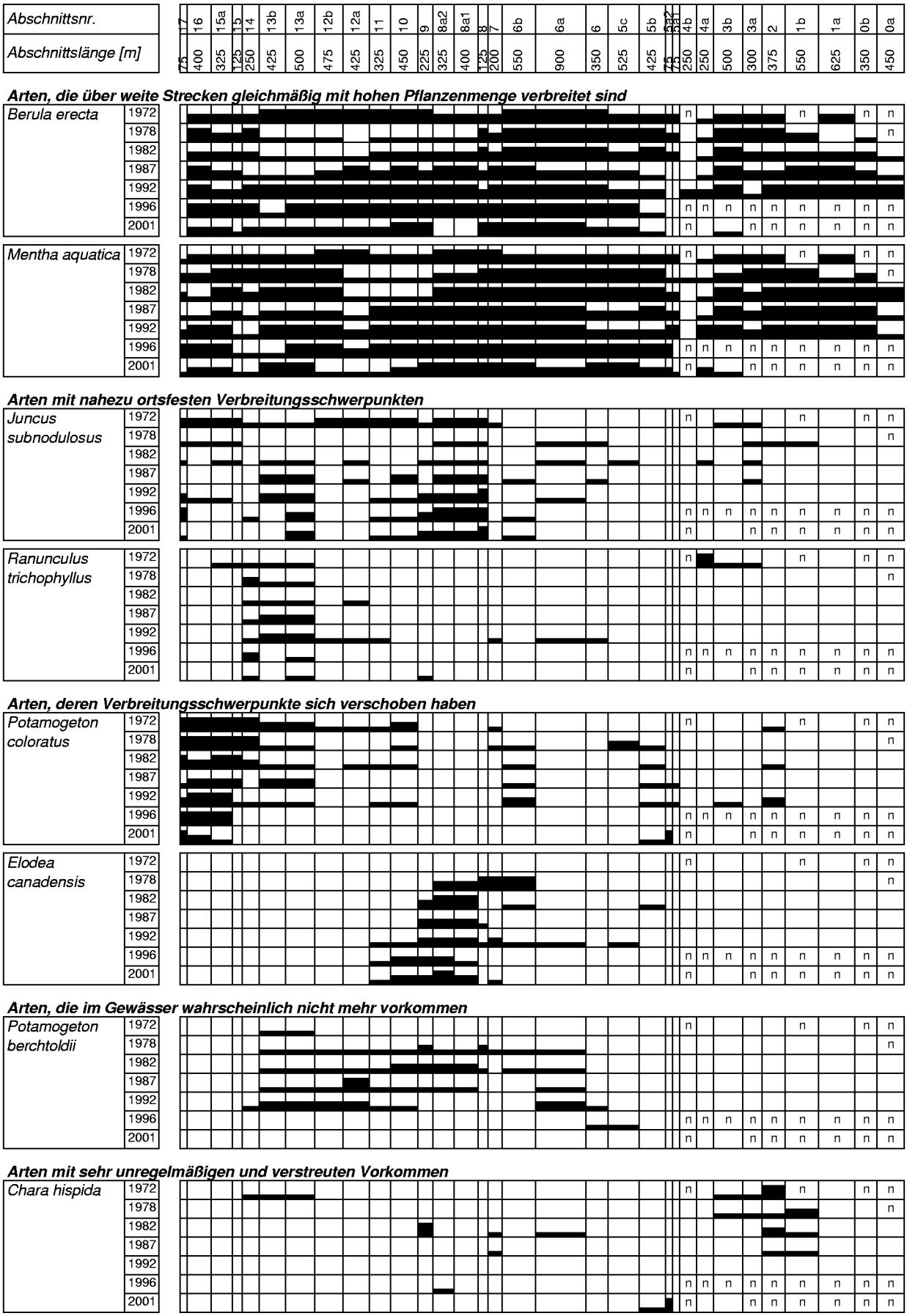


Abb. 1: Beispiele von Verbreitungsdiagrammen einiger Makrophyten-Arten im Hörgelaugraben, an denen die unterschiedlichen Bestandsentwicklungen während des Untersuchungszeitraums deutlich werden (selten, verbreitet, häufig, n: nicht kartiert).

Entwicklung der Vegetation zwischen 1972 und 2001

Die Vegetation in der Friedberger Au wird bedingt durch den grundwassergeprägten, kühlstenothermen und kalkreichen Fließgewässertyp überwiegend durch oligotraphente Makrophyten-Arten wie *Mentha aquatica*, *Juncus subnodulosus*, einige Characeen-Arten sowie *Berula erecta* geprägt. In der Friedberger Au kommen zudem verstärkt Eutrophierungszeiger wie *Myriophyllum spicatum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Callitriche obtusangula*, *Potamogeton pectinatus* und *Zannichellia palustris* vor.

Die Verbreitung von Makrophyten-Beständen innerhalb der Fließgewässer unterlag während des Untersuchungszeitraums einer gewissen Dynamik. Am Beispiel des Hörgelaugrabens lassen sich unterschiedliche Tendenzen in den Verbreitungsmustern im Verlauf der 29 Jahre erkennen (Abb. 1). So sind *Berula erecta* und *Mentha aquatica*, aber auch *Veronica anagallis-aquatica* und *Phalaris arundinacea* über die gesamte Länge dieses Gewässers mit z. T. hohen Pflanzenmengen verbreitet. Obwohl in einigen Untersuchungsjahren die Pflanzenbestände in einigen Abschnitten stark zurückgingen, hatte dies längerfristig keinen nachhaltigen Einfluss auf die Ausprägung der Vegetation. Andere Pflanzenarten wie beispielsweise *Ranunculus trichophyllus* und *Juncus subnodulosus* wiesen eine erstaunlich hohe Standorttreue auf. Im Gegensatz dazu zeigten *Elodea canadensis* und die Rote-Liste-Art *Potamogeton coloratus* eine langsame Verlagerung der Bestände. Die mesotraphenten Arten *Potamogeton berchtoldii* und *Groenlandia densa* wiesen sowohl im Hörgelaugraben als auch in den anderen untersuchten Gewässern der Friedberger Au einen starken Rückgang auf. Während bei diesen Arten damit zu rechnen ist, dass sie bei den nächsten Kartierungen wahrscheinlich nicht mehr nachgewiesen werden können, zeigen die Characeen-Arten im Hörgelaugraben typischerweise unregelmäßige und stark wechselnde Verbreitungsmuster, ohne dass sich daraus eine unmittelbare Gefährdung ableiten ließe.

Wie sich anhand der „Relativen Pflanzenmengen“ (RPM) zwischen 1972 und 2001 erkennen lässt, ist in den Grundwassergräben die Anzahl der Arten mit einem RPM ≥ 1% vor allem seit 1992 sehr stark zurückgegangen (Abb. 2). Gleichzeitig nahm die Dominanz weniger Amphiphyten-Arten wie *Mentha aquatica*, *Berula erecta*, *Veronica anagallis-aquatica* und *Phalaris arundinacea* stark zu, so dass diese vier Arten inzwischen bis zu 70% der Pflanzenmenge in den Grundwassergräben bilden. Die Bedeutung der Hydrophyten ging dementsprechend stark zurück. Im Jahr 2001 wiesen nur noch drei Hydrophyten-Arten einen RPM-Wert ≥ 1% auf. In der Friedberger Ach stellt sich die Situation etwas anders dar. Hier lässt sich kein eindeutiger Rückgang der Arten mit einem RPM-Wert ≥ 1% feststellen, wenngleich auch hier die Amphiphyten in den letzten Jahren an Bedeutung gewonnen haben. Dennoch wird die Makrophyten-Vegetation nach wie vor von mehreren Hydrophyten-Arten wie *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus glueckii*, *Ranunculus trichophyllus* und *Zannichellia palustris* geprägt.

Insgesamt scheint die Artenzahl in der Friedberger Ach höher zu sein als in den Grundwassergräben. Dabei muss aber berücksichtigt werden, dass entlang der Friedberger Ach ein Trophiegradient ausgeprägt ist, was sich in Form unterschiedlicher floristisch-ökologischer Flusszonen äußert (siehe VEIT et al. 1996). Daher kommen in der Friedberger Ach neben den in den Grundwassergräben verbreiteten oligotraphenten und mesotraphenten Arten zusätzlich mehrere Eutrophierungszeiger vor, wodurch die Artenzahl erhöht ist.

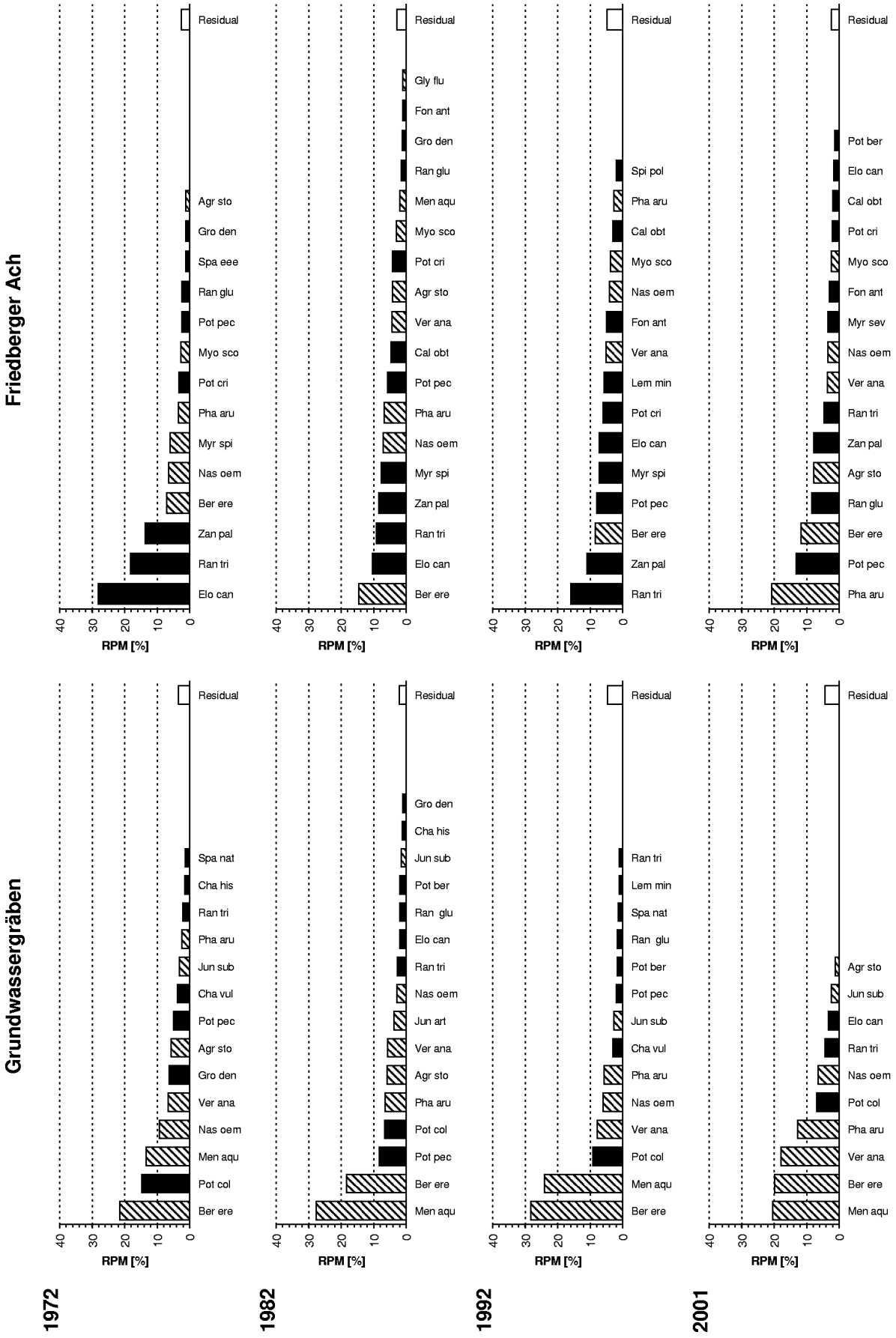


Abb. 2: „Relative Pflanzenmenge“ (RPM) für die drei Grundwassergräben (kartierte Länge: 19 km) und die Friedberger Ach (kartierte Länge: 33 km) zwischen 1972 und 2001(■ Hydrophyten, ▨ Amphiphyten, „Residual“: Summe der RPM-Werte aller Arten mit einem RPM < 1%).

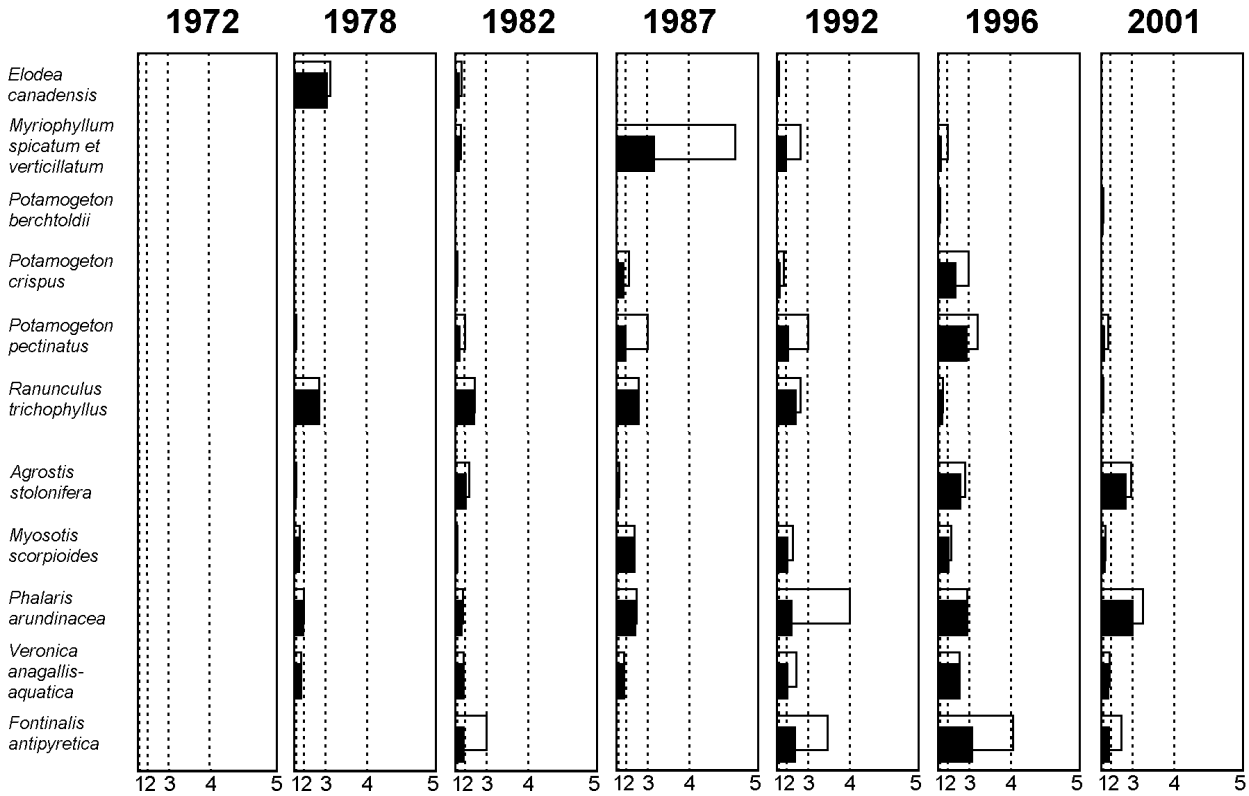


Abb. 3: „Mittlere Mengenindices“ in der ehemaligen Makrophyten-Verödungszone in der Friedberger Ach zwischen 1972 und 2001 (□ MMO: „Mittlerer Mengenindex“ über die Abschnitte, in denen die Art vorkommt; ■ MMT: „Mittlerer Mengenindex“ über alle Abschnitte).

Während sich die Makrophyten-Vegetation in den Fließgewässern der Friedberger Au über weite Strecken innerhalb des 29-jährigen Untersuchungszeitraums nur wenig verändert hat, konnte die etwa 20 Jahre dauernde Wiederbesiedlung einer bei der Erstkartierung 1972 durch eine Kläranlage nördlich von Friedberg verursachte Makrophyten-Verödungszone detailliert verfolgt werden. Anhand der „Mittleren Mengenindices“ MMO und MMT ist einerseits die Reihenfolge der eingewanderten Arten sowie deren Besiedlungsmuster erkennbar. Bereits 1978, vier Jahre nach Ende der Abwassereinleitungen, waren in diesem Fließgewässerbereich neben einigen Amphiphyten *Elodea canadensis* und *Ranunculus trichophyllus* gleichmäßig (MMO ≈ MMT) verbreitet. Später etablierten sich dann eher punktuell (MMO > MMT) *Myriophyllum spicatum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton crispus* und *P. pectinatus*. Seit 1996 gehen die Pflanzenmengen der Hydrophyten wieder deutlich zurück, dafür nehmen die der Amphiphyten zu. Ursache dafür dürfte eine zunehmende Beschattung des Wasserkörpers in diesem Bereich sowie die häufigere und längere Zeit anhaltende Trübung des Wassers sein, trophische Veränderungen können wohl ausgeschlossen werden.

Schlussfolgerungen

Die Langzeituntersuchung in der Friedberger Au zeigt, dass die Makrophyten-Vegetation ein sehr detailliertes Bild über den Zustand und die Entwicklung von Fließgewässern ermöglicht. Dabei reagieren Makrophyten nicht nur auf Veränderung der trophischen Situation, sondern spiegeln auch Einflüsse anderer Standortparameter wie Beschattung, Strömung, Trübung sowie Einflüsse unterschiedlicher Nutzungen wider. Da Makrophyten integrativ auf verschiedene Umweltfaktoren reagieren, eignen sie sich besonders gut als ökologische Bioindikatoren.

Aufgrund der Ergebnisse der vorliegenden Langzeituntersuchung sollten bei zukünftigen Monitoring-Programmen und daraus hervorgehenden ökologischen Bewertungen von Fließgewässern einige Gesichtspunkte berücksichtigt werden:

- Die Makrophyten-Vegetation in Fließgewässern unterliegt einer gewissen Dynamik. Nicht immer sind die Vorkommen von Pflanzenbeständen ortsfest, vielmehr zeigen nicht wenige Arten Arealverschiebungen, die nach einigen Jahren mehrere hundert Meter betragen können, oder vorübergehende Rückgänge der Pflanzenmenge, ohne dass sich der ökologische Zustand eines Gewässers als Ganzes geändert haben muss. Diese Populationsdynamik sollte bei der Ausweisung von Referenzgewässern und Dauerbeobachtungsstrecken sowie der Beurteilung von Kartierungsergebnissen berücksichtigt werden.
- Bei der Beurteilung der Artendiversität z. B. anhand von Artenzahlen sind sowohl die Länge der betrachteten Fließgewässerbereiche, deren ökologische Vielfältigkeit als auch der entsprechende Fließgewässertyp zu berücksichtigen. Fließgewässerbereiche, die in einem oder mehreren Standortfaktoren Gradienten aufweisen, werden immer höhere Artenzahlen haben als ökologisch einheitliche Fließstrecken. So sind beispielsweise ursprünglich oligotrophe Fließgewässer-Biotope von Natur aus artenärmer als eutrophe oder eutrophierte Gewässer (vgl. SIPOS 2001).
- Eine wie in der EU-WRRL geforderte Untersuchung eines Gewässers alle drei Jahre ist ausreichend. Selbst mit den in dieser Langzeitstudie ca. alle 5 Jahre durchgeführten Wiederholungskartierungen konnten Vegetationsveränderungen detailliert nachvollzogen werden.

Insgesamt bietet die Untersuchung der Makrophyten-Vegetation mit der vorgestellten Methode ein in der Durchführung relativ schnelles und einfaches, aber doch genaues und reproduzierbares Verfahren, um den ökologischen Zustand und die Veränderungen eines Fließgewässer-Ökosystems zu beurteilen.

Literatur

EU-WRRL (2001): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften **L 327**, 72 S.

JANAUER, G.-A., ZOUFAL, R., CHRISTOF-DIRRY, P. & ENGLMAIER, P. (1993): Neue Aspekte der Charakterisierung und vergleichenden Beurteilung der Gewässervegetation. – Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim **2**: 59-70.

KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. – Landschaft + Stadt **10**: 23-85.

KOHLER, A. & JANAUER, G.-A. (1995): Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. – In: STEINBERG, CH., BERNHARDT, H. & KLAPPER, H. (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie. **VIII-1.1.3**. Ecomed Verlag.

PALL, K. & JANAUER, G.-A. (1995): Die Makrophyten-Vegetation von Flußstauen am Beispiel der Donau zwischen Fluß-km 2552,0 und 2511,8 in der Bundesrepublik Deutschland. – Arch. Hydrobiol. Suppl. **101**, Large Rivers 9/2: 91-109.

SIPOS, V. K. (2001): Makrophyten-Vegetation und Standorte in eutrophen und humosen Fließgewässern - Beispiele aus Südschweden und Ungarn. - Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beih. **13**,180 S.

VEIT, U., ZELTNER, G.-H. & KOHLER, A. (1997): Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Friedberger Au (bei Augsburg). Ihre Entwicklung von 1972 bis 1996. – Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beih. **4:** 7-241.

ZOOPLANKTON

HÜLSMANN, S., W. M. MOOIJ & J. VIJVERBERG: Infochemikalien versus Größenselektion: Effekte von juvenilen Fischen auf die Life history und Demographie von Daphnien

BAUER, U & E. VON ELERT: Inhibition von Proteasen aus Därmen von Daphnien

MARTIN-CREUZBURG, D. & E. VON ELERT: Futterqualitätsunterschiede im Phytoplankton: Die Bedeutung von Sterolen für das Wachstum von Daphnien

RINKE, K. & T. PETZOLDT: Einfluß von Temperatur und Futter auf Wachstum und Vermehrung von Daphnia: Ein semi-empirischer Modellansatz

STEINER, S., WEILER, W., HAERTEL, S., JÄGER, I., FACCIN, R. & P. KASPRZAK: Die Sommerdepression von Daphnia hyalina im mesotrophen Großen Vätersee

SCHUMPELICK-DEUSCHEL, B.: Abundanzen, Zyklomorphose und Reproduktivität von Bosmina und Eubosmina in zwei verschiedenen Seen

HORN, W.: Das Crustaceen-Plankton in der oligotrophen Talsperre Neunzehnhain II – Dynamik und Struktur vor dem Abstau und nach der Neuflutung

STICH, H. B.: Diaphanosoma im Bodensee: Ist das neuerliche Vorkommen ein Effekt der Oligotrophierung des Sees?

SCHRÖDER, TH.: Diapause in Monogonont Rotifers from Permanent and Temporary Habitats – A Comparison of Different Subpopulations

PRAST, M., BERGFELD, T., SCHÖL, A., MÜLLER, D. & H. ARNDT: Dynamics of heterotrophic nanoflagellates in two large rivers (Rhine and Mosel)

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Infochemikalien versus Größenselektion: Effekte von juvenilen Fischen auf die Life history und Demographie von Daphnien

Stephan Hülsmann, Wolf M. Mooij & Jacobus Vijverberg
Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW), Centre for Limnology, Rijksstraatweg 6, 3631 AC Nieuwersluis, Niederlande. E-mail: s.huelsmann@nioo.knaw.nl

Keywords: größenselektiver Fraßdruck, Maulspaltenlimitation, Kairomone, phänotypische Plastizität, Reproduktion

Einleitung

Phänotypische Reaktionen von Daphnien auf Infochemikalien von Räubern gehören zu den bekanntesten Beispielen von Räuber-induzierten Verteidigungsmechanismen (Tollrian & Dodson, 1999). Daphnien können ihr Verhalten (z.B. Vertikalmigration), ihre Morphologie (z.B. Nackenzähne) oder ihre Life history (z.B. Größe und Alter bei erster Reproduktion) in spezifischer Weise anpassen, abhängig vom Prädationstyp, den sie über Infochemikalien (meist als Kairomone klassifiziert) wahrnehmen. Life history Reaktionen auf Räuber mit positiv größenselektivem Fraßverhalten (Fische, *Notonecta*) unterscheiden sich deutlich von denen auf Räuber mit einer Präferenz für kleine Beuteorganismen (z.B. *Chaoborus*) (Riessen, 1999). Insbesondere die Größe und das Alter bei der ersten Reproduktion werden unter Einfluss von Infochemikalien von Fischen deutlich reduziert, während beide Merkmale in Anwesenheit von *Chaoborus* erhöhte Werte annehmen. Diese Reaktionen werden generell als adaptive Anpassung an den vorherrschenden Fraßdruck interpretiert.

Bei dieser Interpretation der Anpassungsstrategien von Daphnien werden jedoch zwei Faktoren außer Acht gelassen, die möglicherweise den adaptiven "Wert" der Life history Reaktionen beeinflussen. Zum einen fressen planktivore Fische nicht immer streng positiv größenselektiv. Für juvenile Barsche wurde z.B. gezeigt, dass sie ausschliesslich kleine Größenklassen von Daphnien (und anderen Zooplanktern) konsumieren, solange sie kleiner als 25-30 mm (Totallänge, TL) sind (Mehner et al., 1998a). Während dieser Periode einer Maulspaltenlimitation der Fische sollte eine Reduzierung der Größe bei erster Reproduktion folglich die Gefährdung der Daphnien erhöhen, insbesondere, da diese kleinen Fische hoch selektiv gegenüber kleinen eitragenden Daphnien sind (Janßen et al., 2000). Es wurde jedoch noch nie gezeigt, dass maulspaltenlimitierte Fische tatsächlich Life history Reaktionen bei Daphnien auslösen.

Weitgehend unbekannt ist auch der Einfluss von limitierenden Futterbedingungen auf den Effekt von Infochemikalien auf Life history Merkmale von Daphnien. Da Futterlimitation oftmals Life

history Reaktionen auslösen, die den Effekten von Fischkairomonen entgegengesetzt sind (siehe (Hülsmann & Wagner, 2000), sind interaktive Effekte beider Faktoren auf die Life history von Daphnien zu erwarten.

Unseren Untersuchungen lagen folgende Fragen zugrunde: Induzieren Infochemikalien von maulspaltenlimitierten Fischen Life history Reaktionen in Daphnien? Wenn ja, sind diese Reaktionen verschieden von Reaktionen auf größere Fische? Welchen Einfluss haben Futterbedingungen auf den Effekt von Infochemikalien? Und schließlich, können Kairomoneffekte von maulspaltenlimitierten Fischen auf die Life history von Daphnien als adaptive Anpassung interpretiert werden?

Methoden

Die Experimente wurden in Durchflussgefäßen durchgeführt, in Anlehnung an das Protokoll von (Doksaeter & Vijverberg, 2001). Pro Durchflussgefäß (6 pro Ansatz) wurden 5 juvenile eines Klons von *Daphnia hyalina* x *galeata* aus Maarsseveen (Niederlande) eingesetzt. Als Medium diente Membran-filtriertes Seewasser. Für die Ansätze mit Fischkairomonen wurden 200 Barsche von ca. 20 mm TL , bzw.2 Barsche von ca. 90 mm TL 12 h in Aquarien mit einem Volumen von 20 L exponiert. Die kleineren Barsche waren maulspaltenlimitiert (Ansätze S), während die größeren Barsche (Ansätze XL) in der Lage waren, alle Größenklassen der Daphnien zu konsumieren. Jeweils 10 L des "Fischwassers" wurden täglich entnommen, filtriert und dem Daphnienmedium in einer Konzentration von 60% zugefügt. Die Fischansätze (Kontrolle, 60% S, 60% XL) wurden in zwei Futterkonzentrationen angeboten. Dazu wurden dem Medium Grünalgen (*Scenedesmus obliquus*) aus einer kontinuierlichen Kultur zugefügt in Dichten, die 1 mg C L^{-1} (nicht-limitierend), bzw. 0,1 mg C L^{-1} (limitierend) entsprachen. Täglich wurde je ein Tier pro Durchflussgefäß gemessen und zurückgesetzt, vorhandene Eier im Brutraum wurden gezählt. Geschlüpfte Neonate wurden ebenfalls gezählt und gemessen. Das Experiment wurde abgebrochen sobald die Tiere die dritte Brut angelegt hatten.

Ergebnisse und Diskussion

Generell unterschieden sich die Effekte der Infochemikalien von kleinen, maulspaltenlimitierten Fischen und größeren Fischen nicht. Die Reaktion der Daphnien auf diese Infochemikalien wurde jedoch stark durch die Futterbedingungen beeinflusst. Unter unlimitierten Futterbedingungen wurde die Größe bei Geschlechtsreife (size at first reproduction, SFR) bei Anwesenheit von Fisch-Infochemikalien deutlich reduziert, das Alter bei Geschlechtsreife (age at first reproduction, AFR), blieb dagegen unbeeinflusst (Abb. 1). In den Ansätzen mit limitierenden Futterbedingungen war dagegen die SFR generell gering und unbeeinflusst von Infochemikalien. Das Merkmal AFR war

bei futterlimitierten Daphnien generell erhöht gegenüber den Ansätzen mit guten Futterbedingungen. Unter Einfluss von Fisch-Infochemikalien war AFR bei Futterlimitation jedoch deutlich erniedrigt gegenüber dem Kontrollansatz.

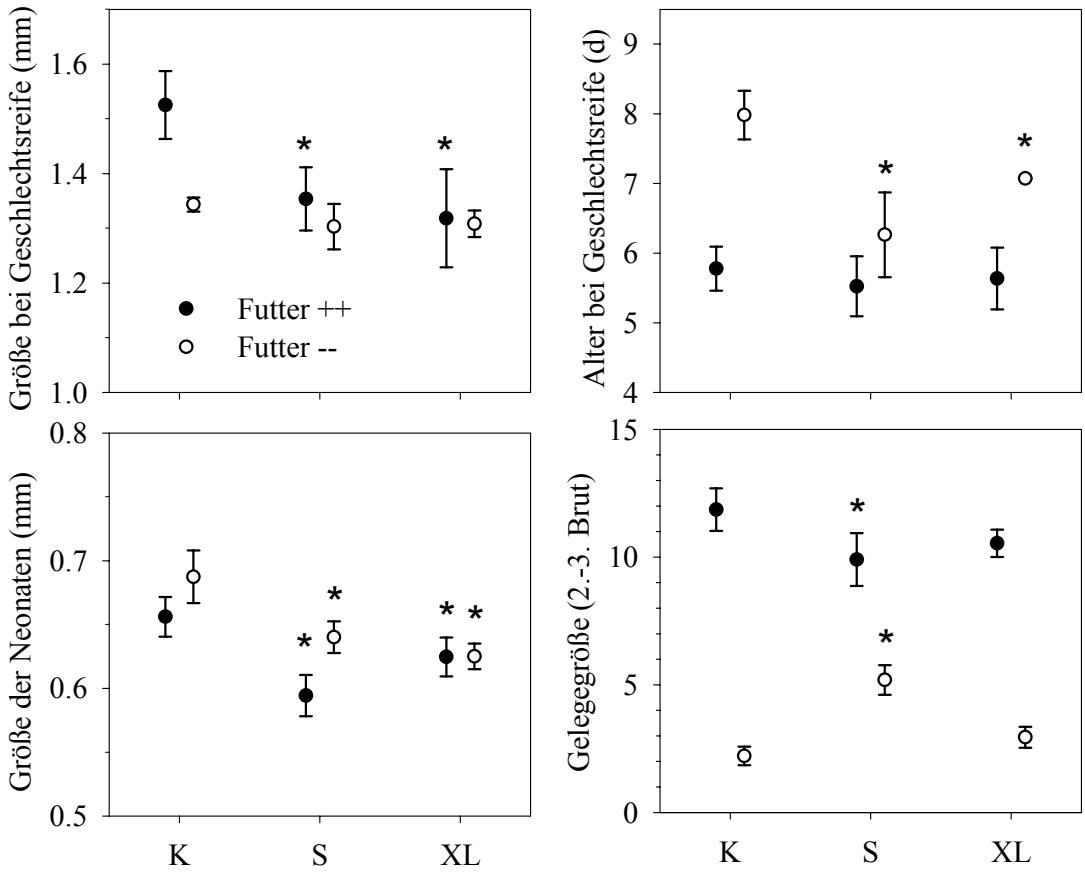


Abb. 1. Der Einfluss von Infochemikalien von kleinen, maulspaltenlimitierten Fischen (S) und größeren Fischen (XL) auf Life history Merkmale von *D. hyalina* x *galeata* im Vergleich zu einem Kontrollansatz (K) bei zwei Futterbedingungen (unlimitiert: Futter++ und limitierend: Futter--). Angezeigt werden die Mittelwerte ± 2 SE. Signifikante Unterschiede (Tukey HSD) zum jeweiligen Kontrollansatz sind markiert (*).

Die Größe der Neonaten war in allen Ansätzen mit Fisch-Infochemikalien gegenüber den Kontrollansätzen reduziert. Futtermangel induzierte eine Erhöhung der Größe der Neonaten. Die Gelegegröße war bei guten Futterbedingungen nur im Ansatz S signifikant reduziert. Unter Bedingungen der Futterlimitation wurden generell nur wenige Eier angelegt. Tendenziell waren hier die Gelegegrößen in den Ansätzen mit Fischkairomonen gegenüber der Kontrolle erhöht, signifikant war dieser Effekt jedoch nur im Ansatz S.

Wir vermuten, dass die Signifikanz-Unterschiede zwischen S und XL hinsichtlich der Gelegegröße ein Effekt unterschiedlicher Konzentrationen der Infochemikalien war (Reede, 1995). Die Biomasse der Fische war zwar in beiden Ansätzen etwa gleich, jedoch kann davon ausgegangen werden, dass

die kleinen Barsche eine höhere gewichtsspezifische metabolische Aktivität aufweisen und außerdem eine höhere Körperoberfläche besitzen, so dass die Konzentration der Infochemikalien im Ansatz S vermutlich größer war als in XL. Insgesamt bestätigen unsere Ergebnisse somit frühere Befunde, dass es sich bei den Infochemikalien um relativ unspezifische Exkretionsprodukte von Fischen handeln muss (Loose et al., 1993; von Elert & Pohnert, 2000). Kürzlich wurde gezeigt, dass Barschlarven schon im Dottersackstadium Infochemikalien produzieren (Van Gool & Ringelberg, 2002).

Wenn die Daphnien folglich nicht zwischen Infochemikalien von maulspaltenlimitierten Fischen und positiv größenselektiven Fischen unterscheiden (können), ergibt sich ein "Strategiedilemma", denn Life history Reaktionen (Verminderung der SFR), die während der meisten Zeit des Jahres eine Gefährdung durch Fische reduzieren, bewirken während einer kritischen Periode im Frühsommer das Gegenteil. Dass es sich hierbei um ein wirkliches Dilemma handelt, ergibt sich aus der Tatsache, dass maulspaltenlimitierte Fische extrem selektiv gegenüber kleinen eitragenden Daphnien sind (Janßen et al., 2000) und sich oftmals gerade während dieser Periode der Maulspaltenlimitation der Fische entscheidet, ob es zu einem Zusammenbruch der Daphnienpopulation im Sommer kommt oder nicht (Mehner et al., 1998a, b; Hülsmann & Wagner, 2000). Eine "falsche" Strategie der Daphnien könnte also zu einer Sommerdepression der Daphnien beitragen. Es ließe sich sogar argumentieren, dass während dieser Periode die Fische einen Vorteil von der Produktion der der Infochemikalien haben, da sie eher in der Lage sind, profitablere eitragende Daphnien zu konsumieren. In diesem Fall müssten die Infochemikalien als Allomone klassifiziert werden anstatt als Kairomone (Brown et al., 1970).

Aus der Perspektive der Daphnien sollte es tatsächlich vorteilhafter sein, während der Periode der Maulspaltenlimitation der Fische nicht in der üblichen Weise auf deren Infochemikalien zu reagieren. Daphnien, die zu verschiedenen Zeiten im Verlauf der Saison (Juli-Dezember) gesammelt wurden, zeigten starke Unterschiede in ihrem Antwortverhalten auf Infochemikalien (Stibor & Lampert, 2000). Falls nicht-reagierende Klone die Daphnienpopulation während der Periode der Maulspaltenlimitation dominierten und im Verlauf des Sommers durch reagierende Klone abgelöst würden, gäbe es kein "Strategiedilemma". Für dieses Szenario gibt es jedoch keinen Beleg, denn Stibor & Lampert (2000) begannen ihre Untersuchungen erst im Sommer und selbst in der untersuchten Periode spiegelten die untersuchten genetischen Marker nicht die Veränderungen in den Life history Merkmalen wieder. Der in unseren Untersuchungen eingesetzte Klon von *D. hyalina* x *galeata* wurde im Frühjahr aus dem Freiland isoliert und repräsentiert eine klonale Gruppe, die in Maarsseveen (Niederlande) sowohl vor als auch während der Anwesenheit von juvenilen Barschen dominant war.

Unsere Untersuchungen zeigen, dass zur Bewertung des adaptiven Wertes von Life history Reaktionen unbedingt die Futterbedingungen mit berücksichtigt werden müssen (Weber, 2001). Die aus anderen Untersuchungen (Riessen, 1999) bekannten Reaktionen (vor allem in Bezug auf eine Reduzierung der SFR) traten in unserer Studie nur bei unlimitierten Futterbedingungen auf. Bei Futterlimitation reagierten die Daphnien dagegen nicht hinsichtlich SFR, wohl aber hinsichtlich AFR. Dieses Merkmal trägt viel mehr zur allgemeinen Fitness (bezogen auf die Populationswachstumsrate) bei als SFR. Maulspaltenlimitierte Fische treten üblicherweise während einer Periode im Frühsommer auf, in der die Daphnien stark futterlimitiert sind (Tessier, 1986; Mehner et al., 1998; Hülsmann & Wagner, 2000). Unter Freilandbedingungen kommt es folglich aufgrund der Futterbedingungen nicht zu einer "falschen" Reaktion der Daphnien.

Danksagung

Wir danken Robert Radke für die Bereitstellung von Barschlaich zur Anzucht der 0+ Barsche sowie Guus Postema und Koos Swart für technische Unterstützung. Die Arbeiten wurden gefördert durch die Europäische Union (Marie Curie Fellowship of the European Community programme "Improving Human Research Potential and the Socio-economic knowledge Base" Projekt Nr. HPMF-CT-2000-00903).

Literatur

Brown, W. L. J., T. Eisner & R. H. Whittaker, 1970. Allomones and kairomones: transspecific chemical messengers. BioScience 20: 21-22.

Doksaeter, A. & J. Vijverberg, 2001. The effects of different food and temperature regimes on life-history responses to fish kairomones in *Daphnia hyalina* x *galeata*. Hydrobiologia 442: 207-214.

Hülsmann, S. & A. Wagner, 2000. Daphnien im Strategiedilemma? Reaktionen auf Futterlimitation und Fraßdruck in der hoch eutrophen, biomanipulierten Talsperre Bautzen. DGL Tagungsbericht 1999: 656-660.

Janßen, M., S. Hülsmann & A. Wagner, 2000. Fische sind findiger Extreme Nahrungsselektivität bei 0+ Barschen. DGL Tagungsbericht 1999: 676-680.

Loose, C. J., E. von Elert & P. Dawidowicz, 1993. Chemically-induced diel vertical migration in *Daphnia*: a new bioassay for kairomones exuded by fish. Arch. Hydrobiol. 126: 329-337.

Mehner, T., M. Plewa, S. Hülsmann & S. Worischka, 1998a. Gape-size dependent feeding of age-0 perch (*Perca fluviatilis*) and age-0 zander (*Stizostedion lucioperca*) on *Daphnia galeata*. Arch. Hydrobiol. 142: 191-207.

Mehner, T., S. Hülsmann, S. Worischka, M. Plewa & J. Benndorf, 1998b. Is the midsummer decline of *Daphnia* really induced by age-0 fish predation? Comparison of fish consumption and *Daphnia* mortality and life history parameters in a biomanipulated reservoir. J. Plankton Res. 20: 1797-1811.

Reede, T., 1995. Life history shifts in response to different levels of fish kairomones in *Daphnia*. J. Plankton Res. 17: 1661-1667.

Riessen, H. P., 1999. Predator-induced life history shifts in *Daphnia*: a synthesis of studies using meta-analysis. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 2487-2494.

Stibor, H. & W. Lampert, 2000. Components of additive variance in life history traits of *Daphnia hyalina*: seasonal differences in the response to predator signals. Oikos 88: 129-138.

Tessier, A. J., 1986. Comparative population regulation of two planktonic cladocera (*Holopedium gibberum* and *Daphnia catawba*). Ecology 67: 285-302.

Tollrian, R. & S. I. Dodson, 1999. Inducible defenses in cladocera: constraints, costs, and multipredator environments. In Tollrian, R. & C. D. Harvell (ed.), The Ecology and evolution of inducible defenses. Princeton University Press, Princeton, New Jersey: 177-202.

Van Gool, E. & J. Ringelberg, 2002. Relationship between fish kairomone concentration in a lake and phototactic swimming by *Daphnia*. J. Plankton Res. 24: 713-721.

von Elert, E. & G. Pohnert, 2000. Predator specifity of kairomones in diel vertical migration of *Daphnia*: a chemical approach. Oikos 88: 119-128.

Weber, A., 2001. Interactions between predator kairomone and food level complicate the ecological interpretation of *Daphnia* laboratory results. J. Plankton Res. 23: 41-46.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Inhibition von Proteasen aus Därmen von Daphnien

U. Bauer, E. Von Elert

Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz.

Email: eric.vonelert@uni-konstanz.de, uli.bauer@web.de

Keywords: Verdauungsenzyme, Crustaceae, *Daphnia magna*, Proteasen, Proteaseinhibitoren, *Microcystis aeruginosa*

Einleitung

Zooplankter der Gattung *Daphnia* ernähren sich herbivor, indem sie im Wasser suspendierte planktische Algen und Bakterien, deren Größe 30µm nicht überschreitet, ingestieren. Aufgrund dieses Fraßdrucks entwickelten sich im Phytoplankton im Laufe der Evolution zahlreiche Verteidigungsstrategien. Insbesondere Cyanobakterien sind für ihre schlechte Verwertbarkeit durch Daphnien bekannt. Neben morphologischen Ursachen (z. B. schlecht ingestierbare Trichome) gelten sekundäre Inhaltsstoffe der Cyanobakterien als eine wichtige Ursache für deren schlechte Freßbarkeit durch Daphnien. Wie an terrestrischen Primärproduzenten bereits untersucht wurde, ist die Produktion von Proteaseinhibitoren ein möglicher Abwehrmechanismus. Auch in Cyanobakterien wurden bereits Proteaseinhibitoren gefunden (Weckesser et al., 1996). Da deren inhibitorische Aktivität ausschließlich an Proteasen aus Vertebraten getestet wurde, von denen nicht bekannt ist, inwieweit sie zu Proteasen aus dem Verdauungstrakt von Daphnien homolog sind, ist die ökologische Relevanz der bisher bekannten Proteaseinhibitoren aus Cyanobakterien deshalb noch fraglich.
Es wurden erstmalig gelelektrophoretisch Proteasen im Darm von *Daphnia magna* nachgewiesen und gezeigt, dass diese, zumindest teilweise, durch Inhaltsstoffe aus Cyanobakterienstämmen der Art *Microcystis aeruginosa* gehemmt werden. Außerdem konnten einige der Proteasen aufgrund ihrer Inhibitorspezifität näher charakterisiert werden.

Material und Methoden

Versuchsorganismen und Kulturbedingungen
Die Versuche wurden mit *Daphnia magna* STRAUS clone 84 durchgeführt, ein Klon, der aus dem Großen Binnensee in Schleswig-Holstein isoliert wurde. Der Klon war schon einige Jahre unter Laborbedingungen weitergezüchtet worden. Die Tiere wurden in natürlichem Seewasser gehältert, welches oberflächennah aus dem meso-oligotrophen Bodensee entnommen und über mehrere Reinigungsstufen aufbereitet wurde. Die Daphnien wurden bei 20±1 °C bei Schwachlicht gehalten und täglich mit Grünalgen des Stamms *Scenedesmus obliquus* (MPI, Plön) gefüttert. Die zugeführte Algenmenge ergab einen Gehalt an partikulärem organischen Kohlenstoff (POC) von ca. 2mgC/l.
Microcystis aeruginosa PCC 7806, *Microcystis aeruginosa* mcy$^-$ PCC 7806 und *Microcystis aeruginosa* NIVA CYA 43 wurden als Batch-Kulturen in Cyanobakterienmedium (nach Jüttner et al. 1983) bis zum stationären Wachstum gezogen.

Gewinnung der Daphniendärme und der cyanobakteriellen Substanzen
Die Därme wurden freipräpariert, in Dithiothreitol homogenisiert und die Zellbruchstücke abzentrifugiert. Der Überstand wurde in den darauffolgenden Versuch eingesetzt.
Die Cyanobakterien wurden durch Zentrifugation geerntet, und ein methanolischer Extrakt aus den zuvor lyophilisierten Zellen hergestellt. Dieser Rohextrakt wurde einer lipophilen Festphasenextraktion unterzogen, um den eigentlichen methanolischen Extrakt zu erhalten, welcher in den Versuch eingesetzt wurde.
Außerdem wurde der methanolische Extrakt der drei *Microcystis aeruginosa*-Stämme mittels HPLC fraktioniert und die einzelnen Fraktionen in den Versuch eingesetzt.

Aktivitätstest am Photometer
Zur Bestimmung der trypsinähnlichen Proteaseaktivität wurde das Substrat Benzoyl-Arginin-*para*-Nitroanilid, zur Bestimmung der chymotrypsinähnlichen Aktivität Succinyl-Alanin-Alanin-Prolin-Phenylalanin-*para*-Nitroanilid eingesetzt. In beiden Fällen wird bei vorhandener Proteaseaktivität *para*-Nitroanilin freigesetzt, ein Chromophor, der ein Absorptionsmaximum bei 390 nm besitzt.
Für die Hemmversuche wurden die Proteasen vor Versuchsbeginn in Chymostatin zur Hemmung der chymotrypsinähnlichen Aktivität, bzw. 4–Amidinophenylmethansulfonylfluorid (APMSF) zur Hemmung der trypsinähnlichen Aktivität, inkubiert.

SDS-PAGE und Aktivitätsfärbung der Proteasen
Der Überstand des Darmhomogenats wurde in denaturierende Polyacrylamidgelelektrophorese nach Lämmli (1970) eingesetzt. Die Gele mit den getrennten Proteinen wurden nach Beendigung der Elektrophorese nach Díaz et al. (1997) in Casein inkubiert und auf Proteaseaktivität hin gefärbt.

Hemmung der Proteasen im Gel
Zur Hemmung mit synthetischen Proteaseinhibitoren wurden die Proteasen im Gel vor der Aktivitätsfärbung mit Chymostatin bzw. APMSF inkubiert.
Der Nachweis der Proteaseinhibitoren aus *Microcystis aeruginosa* wurde durchgeführt, indem der Überstand des Darmhomogenats vor der Elektrophorese 12 h mit dem jeweiligen methanolischen Extrakt bzw. der HPLC-Fraktion inkubiert und daraufhin einer Gelelektrophorese mit anschließender Aktivitätsfärbung unterzogen wurde.

Ergebnisse

Spezifische Proteaseaktivität
Im Darmhomogenat von *Daphnia magna* konnte sowohl trypsinähnliche als auch chymotrypsinähnliche, spezifische proteolytische Aktivität nachgewiesen werden. Die chymotrypsinähnliche, spezifische proteolytische Aktivität war dabei dreifach höher. Es konnte ausgeschlossen werden, dass die proteolytische Aktivität aus ingestierten Futteralgen stammte oder von ubiquitär in allen Körperzellen der Daphnien vorhandenen Proteasen herrührte.
Mit den Inhibitoren Chymostatin und APMSF konnten spezifische Hemmungen der proteolytischen Aktivität von bis zu 98% erreicht werden.
Substrat-Gelelektrophorese und Charakterisierung der Proteasen anhand synthetischer Inhibitoren
Nach SDS-PAGE und anschließender Aktivitätsfärbung konnten erstmalig Proteasen aus *Daphnia magna* gelelektrophoretisch aufgetrennt werden. Es wurden sechs Proteasen unterschiedlichen Molekulargewichts (20 kDa, 24 kDa, 34 kDa, 42 kDa, 46 kDa und 91 kDa) nachgewiesen.
Die drei Proteasen mit den Molekulargewichten 20 kDa, 24 kDa und 91 kDa waren chymostatinsensitiv. Die Inhibition der durch SDS-PAGE getrennten Proteasen mit APMSF war mit dieser Methode nicht möglich.

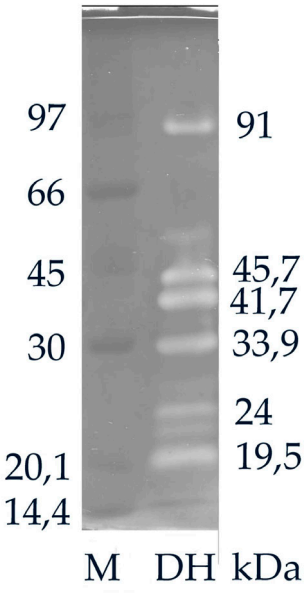


Abb. 1: Aktivitätsfärbung der getrennten Proteasen aus Darmhomogenat von *Daphnia magna* im Polyacrylamidgel nach SDS-Gelelektrophorese. Jede der weißen Banden deutet auf Proteaseaktivität hin; M = Marker, DH = Darmhomogenat

Inhibition der Proteasen durch Extrakte aus Cyanobakterien

Die mittels Festphasenextraktion vorgereinigten methanolischen Extrakte aus *M. aeruginosa* PCC 7806 und mcy $^-$ PCC 7806 zeigten in Bezug auf die Inhibition der durch SDS-PAGE aufgetrennten Proteasen das gleiche Muster. Der Extrakt aus *M. aeruginosa* NIVA CYA 43 zeigte jedoch ein völlig anderes Hemmmuster.

Die Fraktionen der unterschiedlichen *M. aeruginosa*-Extrakte wiesen Unterschiede in Bezug auf die jeweils inhibierten Darmproteasen auf. Die Proteaseinhibitoren befanden sich in den drei lipophilsten Fraktionen (5 bis 7).

Eine Übersicht über die Hemmmuster der methanolischen Extrakte sowie der HPLC-Fraktionen ist in Tabelle 1 gegeben.

Tabelle 1: Effekte der methanolischen Extrakte und der HPLC-Fraktionen 5, 6 und 7 aus methanolischen Extrakten auf die Aktivität der elektrophoretisch aufgetrennten Proteasebanden aus Darmhomogenat; angegeben sind die Molekulargewichte der jeweiligen Banden; + = vollständige Hemmung, ± = unvollständige Hemmung, – = keine Hemmung

Protease-bande:	Hemmung durch Extrakte aus *M. aerug.*:			Hemmung durch Fraktionen aus *M. aeruginosa*:								
	PCC 7806	mcy $^-$ PCC 7806	NIVA CYA 43	PCC 7806			mcy $^-$ PCC 7806			NIVA CYA 43		
				5	6	7	5	6	7	5	6	7
20 kDa	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	+	+
24 kDa	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	±	-
34 kDa	+	+	±	-	±	+	-	-	+	-	-	-
42 kDa	±	±	-	±	±	+	-	-	-	-	-	-
46 kDa	±	±	-	±	+	±	-	-	-	-	-	-
91 kDa	+	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-

Diskussion

Proteaseaktivität

Es gibt fundierte Nachweise trypsinähnlicher, proteolytischer Aktivität im Verdauungstrakt von Crustaceen (DeVillez & Buschlen, 1967; Resch-Sedlmeier & Sedlmeier, 1999). Das Vorhandensein von chymotrypsinähnlichen Proteasen im Crustaceendarm wird hingegen kontrovers diskutiert, da in manchen Arbeiten deren proteolytische Aktivität entweder nicht nachgewiesen werden konnte (Lee et al., 1980; Galgani et al., 1984) oder nicht aus dem Verdauungstrakt der untersuchten Crustaceen stammte (Lovett & Felder, 1990).

In *Daphnia magna* konnte anhand von spezifischen Substraten sowie Inhibitoren sowohl trypsin- als auch chymotrypsinähnliche Aktivität nachgewiesen werden.

Inhibition durch cyanobakterielle Sekundärmetabolite

Nach der Gelelektrophorese konnte für mittels HPLC fraktionierte, bioaktive Stoffe aus drei verschiedenen *Microcystis aeruginosa*-Stämmen deutliche inhibitorische Aktivität nachgewiesen werden. Dabei wurden von den inhibitorisch aktiven Fraktionen selektiv nur manche der Darmproteasen gehemmt; sowohl trypsin- als auch chymotrypsinähnliche Proteasen wurden inhibiert.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass in dem Cyanobakterium *Microcystis aeruginosa* Proteaseinhibitoren vorkommen, die Proteasen aus dem Darmhomogenat von *Daphnia magna* hemmen. Diese sind nach SDS-PAGE und anschließender Aktivitätsfärbung nachweisbar.
Proteaseinhibitoren stellen somit einen weiteren Mechanismus dar, der die schlechte Verwertbarkeit von Cyanobakterien durch Daphnien erklärt.

Literatur

DeVillez, E. Buschlen, K. (1967) Survey of a Tryptic Digestive Enzyme in Various Species of Crustacea. Comparative Biochemistry and Physiology - B: Comparative Biochemistry, **21**: 541–546

Díaz M., Moyano F. J., García-Carreño F. L., Alarcón F. J., Sarasquete M. C. (1997) Substrate-SDS-PAGE Determination of Protease Activity through Larval Development in Sea Bream. Aquaculture International, **5**: 461–471

Galgani F. G., Benyamin Y., Ceccaldi H. J. (1984) Identification of Digestive Proteinases of *Penaeus kerathurus* (FORSKÅL): A Comparison with *Penaeus japonicus* (BATE). Comparative Biochemistry and Physiology - B: Comparative Biochemistry, **78(2)**: 355–361

Jüttner F., Leonhardt J., Mähren S. (1983) Environmental Factors Affecting the Formation of Mesityloxid, Dimethylallylic Alcohol and other Volatile Compounds Excreted by *Anabaena cylindrica*. Journal of General Microbiology, **129**: 407–412

Lämmli U. K. (1970) Cleavage of Structural Proteins during the Assembly of the Head of Bacteriophage T4. Nature, **227**: 680–685

Lee P. G., Blake N. J., Rodrick G. E. (1980) A Quantitative Analysis of Digestive Enzymes from the Freshwater Prawn *Macrobrachium rosenbergii*. Proceedings of theWorld Mariculture Society, **11**: 392–402

Lovett D. L., Felder D. L. (1990) Ontogenetic Change in Digestive Enzyme Activity of Larval and Postlarval White Shrimp *Penaeus setiferus* (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). The Biological Bulletin, **178(2)**: 144–159

Resch-Sedlmeier G., Sedlmeier D. (1999) Release of Digestive Enzymes from the Crustacean Hepatopancreas: Effect of Vertebrate Gastrointestinal Hormones. Comparative Biochemistry and Physiology - B: Comparative Biochemistry, **123(2)**: 187–192

Weckesser J., Martin C., Jakobi C. (1996) Cyanopeptolins, Depsipeptides from Cyanobacteria. Systematic and Applied Microbiology, **19**: 133–138

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Futterqualitätsunterschiede im Phytoplankton:

Die Bedeutung von Sterolen für das Wachstum von Daphnien

Dominik Martin-Creuzburg, Eric von Elert

Limnologisches Institut der Universität Konstanz, 78467 Konstanz

e-mail: Dominik.Martin-Creuzburg@uni-konstanz.de

keywords: Sterole, Futterqualität, *Synechococcus, Daphnia galeata*

Einleitung

Die Abundanz des herbivoren Zooplanktons wird nicht nur von der Quantität, sondern auch von der Qualität der Nahrung bestimmt. Daphnien haben aufgrund ihrer unselektiven Nahrungsaufnahme keinen Einfluss auf den Gehalt des Futters an lebensnotwendigen Inhaltsstoffen, und können aus diesem Grunde nicht nur von der Gesamtmenge der Nahrung limitiert sein, sondern auch durch bestimmte Nahrungsbestandteile. Als limitierende Komponenten für *Daphnia* werden neben mineralischen neuerdings vor allem auch biochemische Nahrungsinhaltsstoffe diskutiert. Es zeigte sich, dass der Gehalt an bestimmten mehrfach ungesättigten Fettsäuren (PUFAs) für den Nahrungswert des Phytoplanktons von Bedeutung sein kann (Ahlgren et al. 1990; Müller-Navarra 1995). Neben PUFAs stellen Sterole eine weitere wichtige Klasse von Lipiden dar, die ebenfalls für Daphnien essentiell sind (Goad 1981). Crustaceen sind, wie alle Arthropoden, nicht zur de novo Synthese von Sterolen befähigt und deshalb auf die Aufnahme von Sterolen aus der Nahrung angewiesen. Cholesterol ist das wichtigste Sterol im tierischen Organismus, bei Crustaceen macht es häufig über 90% des Gesamtsterolgehalts der Tiere aus (Jarzebski et al. 1985; Idler & Wiseman 1971). Cholesterol ist als Membrankomponente an der Regulation der Membranfluidität beteiligt und dient als Vorstufe für die Häutungshormone (Ecdysteroide). Eigene Untersuchungen haben gezeigt, dass sich die Futterqualität von Cyanobakterien durch gezielte Supplementierung mit Cholesterol erheblich verbessern lässt (Von Elert & Martin-Creuzburg subm.). Da Cyanobakterien als Prokaryonten keine oder nur Spuren von Sterolen enthalten, ist von einer Sterollimitierung der Daphnien bei Wachstum auf Cyanobakterien auszugehen. Eukaryontische Phytoplankter enthalten dagegen verschiedene Phytosterole (z.B. Rzama 1994), die sich von Cholesterol häufig durch Alkylsubstituenten am C_{24} oder durch Anzahl oder Lage von Doppelbindungen unterscheiden. Mit der Nahrung aufgenommene Phytosterole müssen dann im Stoffwechsel der Tiere in Cholesterol umgewandelt werden (Teshima & Kanazawa 1971). Da sich nicht alle Sterole aus der Nahrung in gleichem Maße als Cholesterolvorstufe eignen, entscheidet die Fähigkeit der Tiere, Nahrungssterole in Cholesterol umzuwandeln, über die Bedeutung eines Sterols in der Nahrung. Um den Einfluss von Nahrungssterolen auf die Futterqualität zu untersuchen, wurden Wachstumsversuche mit *Daphnia galeata* durchgeführt, wobei das Cyanobakterium *Synechococcus elongatus* mit verschiedenen Sterolen angereichert und an *D. galeata* verfüttert wurde. *S. elongatus* gilt als für Daphnien prinzipiell gut fressbar und ist nicht toxisch. Da es selbst keine Sterole enthält eignet es sich sehr gut als „Transfer-Vehikel“ für die Übertragung von Sterolen auf Daphnia.

Material & Methoden

Verwendete Organismen und Kulturbedingungen

Alle experimentellen Untersuchungen wurden mit einem Laborklon von *Daphnia galeata* durchgeführt, der ursprünglich von Stich aus dem Bodensee isoliert wurde (Stich & Lampert 1984). Als Standardfutter für *D. galeata* wurde während der Zucht und während der Hälterung in einem Durchflusssystem die Chlorophycee *Scenedesmus obliquus* KÜTZING (MPI für Limnologie Plön)

verwendet, die als Batch-Kultur unter konstanten Licht- und Temperaturbedingungen kultiviert wurde. *Synechococcus elongatus* (SAG 89.79, Göttingen) wurde in Chemostat-Gefäßen kultiviert. Die Kulturen wurden mit einer Verdünnungsrate von 0,25 d^{-1} bei einer Temperatur von 20°C und einer Lichtintensität von 50 $\mu E*s^{-1}*m^{-2}$ betrieben. Zur Kultivierung von *S. elongatus* und auch zur Kultivierung von *S. obliquus* wurde ein Cyanobakterien-Medium (Jüttner et al. 1983) verwendet. *D. galeata* wurde vor Beginn eines Experiments in ein Durchflusssystem überführt, um konstante Futterbedingungen gewährleisten zu können. Die Wachstumsversuche selbst wurden in 1,5 Liter Gläsern in einem Klimaraum bei 20°C und Dauerlicht (ca. 20 $\mu E*s^{-1}*m^{-2}$) durchgeführt.

Supplementierung

Um den Einfluss von Sterolen auf das Wachstum von *D. galeata* untersuchen zu können, wurde *S. elongatus* mit verschiedenen Sterolen angereichert, die aufgrund ihrer chemischen Struktur bzw. möglichen ökologischen Relevanz ausgesucht wurden. Alle Sterole (Bezugsquelle: Sigma, Steraloids) wurden in Ethanol gelöst (2,5 mg/ml) und bei -20°C gelagert. Für die Supplementierung wurde aus der Chemostat-Kultur eine ausreichende Menge Cyanobakterien entnommen, die Suspension auf eine optische Dichte von 0,8 eingestellt und unter Verwendung von Rinderserum-Albumin (BSA) mit den Lipiden inkubiert. Anschließend wurden überschüssige Sterole und BSA durch mehrmaliges Waschen mit frischem Medium aus der Futtersuspension entfernt (Von Elert 2002., Von Elert & Martin-Creuzburg subm.). Die auf diese Weise erhaltenen Futtersuspensionen wurden dann in den standardisierten Wachstumsexperimenten eingesetzt.

Wachstumsexperimente

Für die standardisierten Wachstumsexperimente mit *D. galeata* wurden Neonate des dritten Geleges verwendet, die in einem möglichst engen Zeitfenster (±6h) geboren wurden. Um hohe Mortalitätsraten zu vermeiden, wurden die Tiere zunächst zwei Tage auf *Scenedesmus* vorgehältert, bevor sie in den Experimenten eingesetzt wurden. Die Versuche selbst wurden in 0,5 Liter filtriertem (0,45 µm) Bodenseewasser durchgeführt. Vier Tage lang wurden je nach Ansatz unterschiedlich supplementierte Cyanobakterien zugegeben und die Versuchstiere täglich in neue Weckgläser umgesetzt. Für jeden Ansatz waren drei Replikate vorgesehen, wobei jedes Weckglas mit 20 Tieren besetzt wurde. Die Futterkonzentration in den Gläsern betrug 2 mg C/l. Als Maß für das somatische Wachstum der Tiere wurde aus der Differenz der Trockengewichte zu Beginn und am Ende eines Versuchs die Wachstumsrate g (d^{-1}) errechnet.

Sterolanalytik

Begleitend zu den Wachstumsexperimenten wurden mittels Gaschromatographie mögliche durch die Supplementierung entstandene Veränderungen des Sterolgehalts der Tiere untersucht. Zu diesem Zweck wurden zunächst die Lipide (CH_2CL_2/MeOH; 2:1) und nach Verseifung mit 0,2N methanolischen KOH die Sterole extrahiert (Isohexan/Diethylether; 9:1). Die Analyse der Sterole erfolgte mit einem Gaschromatographen (HP6890, Säule HP-5), die Detektion mit einem Flammenionisationsdetektor. Durch den Vergleich der gemessenen Retentionszeiten mit den Retentionszeiten der Reinsubstanzen wurden die Sterole identifiziert (vgl. Martin-Creuzburg & Von Elert in prep.).

Ergebnisse

Einfluss der Sterole auf Wachstum und Reproduktion

Herbivore Zooplankter nehmen mit ihrer Nahrung in erster Linie verschiedene Phytosterole auf, die sie zunächst in Cholesterol umwandeln müssen. Die Supplementierung des Futters mit Sterolen erbrachte Wachstumsraten zwischen +0,26 d^{-1} und –0,03 d^{-1}, woraus sich schließen lässt, dass nicht alle verwendeten Sterole in gleichem Maße als Cholesterolvorstufe geeignet sind. Die höchsten Wachstumsraten wurden dabei mit Sitosterol und 7-Dehydrocholesterol erzielt; ebenfalls hohe

Wachstumsraten ergab die Supplementierung mit Stigmasterol und Ergosterol (Abb. 1). Die mit diesen Sterolen erreichten Wachstumsraten waren höher als die, die mit Cholesterol erzielt wurden. Durch die Supplementierung mit Lathosterol ließen sich die Wachstumsraten nur geringfügig steigern. Lanosterol und Dihydrocholesterol hatten keinen positiven Einfluss auf das Wachstum der Tiere, während Allocholesterol zu negativen Wachstumsraten führte.

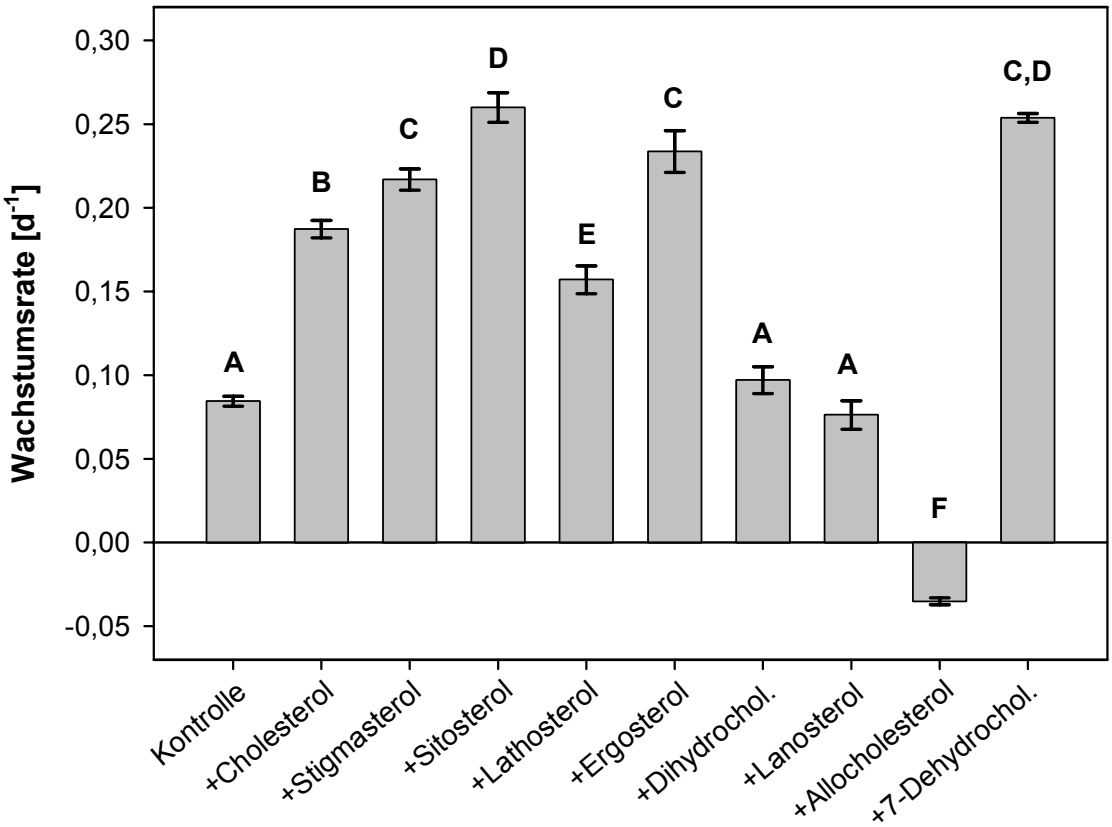


Abb. 1 Somatische Wachstumsraten von *D. galeata* (n=3), bei Hälterung auf mit verschiedenen Sterolen supplementiertem *S. elongatus*. Die Kontrolle zeigt das Wachstum auf unbehandeltem *S. elongatus*. Die Fehlerbalken repräsentieren die einfache Standardabweichung. Mittelwerte, die mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet sind, sind bei einem Signifikanzniveau von $p< 0,01$ von einander verschieden [Tukey´s HSD nach ANOVA $F_{9,20}= 520$; $p< 0,001$].

Die Auswirkungen der Supplementierung mit verschiedenen Sterolen auf das somatische Wachstum von *D. galeata* spiegeln sich in den Gelegegrößen der Tiere wieder (Abb. 2). Die größten Gelege wurden nach Supplementierung mit Sitosterol, Ergosterol und 7-Dehydrocholesterol angelegt. Mittlere Gelegegrößen wurden entsprechend der Wachstumsraten nach Anreicherung mit Stigmasterol, Lathosterol und Cholesterol erreicht. Im Kontrollansatz und nach Supplementierung mit Lanosterol und Allocholesterol wurden keine Eier angelegt, in diesen Ansätzen konnte auch kein positiver Effekt auf das Wachstum der Tiere festgestellt werden. Dass sich von den somatischen Wachstumsraten nicht zwangsläufig auf die Gelegegrößen schließen lässt, zeigte sich nach Anreicherung mit Dihydrocholesterol. Hier waren die Wachstumsraten nicht signifikant von denen des Kontrollansatzes verschieden; während aber in der Kontrolle keine Eier angelegt wurden, hatten die Daphnien im Ansatz mit Dihydrocholesterol durchschnittlich 0,6 Eier pro Individuum.

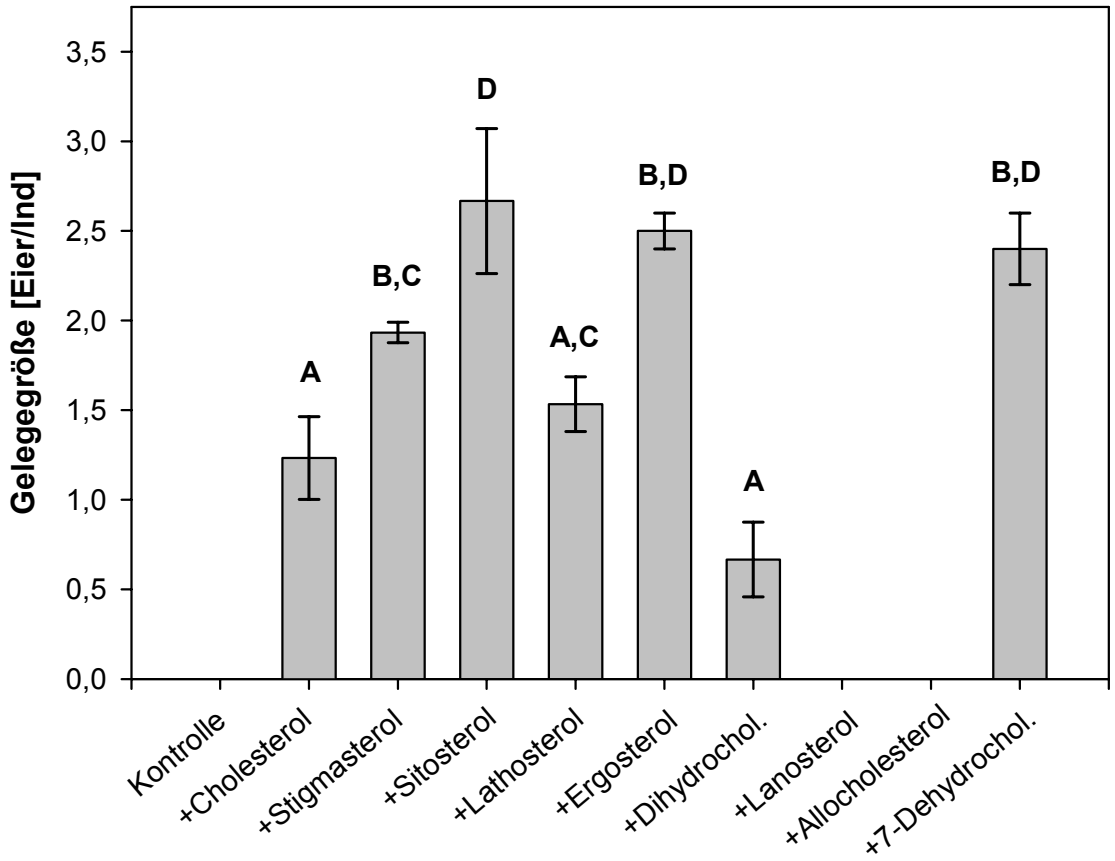


Abb. 2 Gelegegrößen von *D. galeata* nach Wachstum auf unterschiedlich supplementiertem *S. elongatus* (n=3). Die Kontrolle zeigt die Gelegegröße bei Wachstum auf unbehandeltem *S. elongatus*. Die Fehlerbalken geben die einfache Standardabweichung an. Mittelwerte, die mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet sind, sind bei einem Signifikanzniveau von $p< 0,05$ von einander verschieden [Tukey´s HSD nach ANOVA $F_{6,14}= 34,1$; $p< 0,001$]. Nur Ansätze mit Gelegegrößen >0 wurden in die Varianzanalyse mit einbezogen.

Diskussion

In den letzten Jahren sind bei herbivoren Insekten eine Reihe von Synthesewegen von Nahrungssterolen zu Cholesterol aufgeklärt worden (Svoboda & Thompson 1985), und es ist davon auszugehen, dass auch bei Crustaceen verschiedene Wege beschritten werden. Dennoch gibt es einige allgemeingültige Synthesemuster. Phytosterole unterscheiden sich von Cholesterol häufig durch Alkylsubstituenten am C_{24} oder durch Anzahl oder Lage von Doppelbindungen. Die Fähigkeit der Tiere zur C_{24}-Dealkylierung und zur Reduktion oder Neubildung von Doppelbindungen entscheidet in diesen Fällen über die Bedeutung des Sterols in der Nahrung. Carnivore Arthropoden, deren Nahrung reich an Cholesterol ist, sind häufig nicht zur C_{24}-Dealkylierung befähigt. Der Sterolgehalt von marinen Zooplanktonproben kann im Jahresverlauf schwanken und steht mit dem Sterolgehalt des Phytoplanktons in Beziehung (Serrazanetti et al. 1992). Eukaryontische Phytoplankter unterscheiden sich häufig ganz erheblich in ihrem Sterolgehalt und sind möglicherweise aus diesem Grund nicht alle in gleichem Maße für Daphnien verwertbar.

In vorliegender Arbeit wurden die Auswirkungen der Supplementierung des Futters mit verschiedenen Sterolen auf das Wachstum von *D. galeata* untersucht. Die höchsten Wachstumsraten wurden dabei durch Supplementierung mit Sitosterol erreicht. Sitosterol ist ein weit verbreitetes Phytosterol, was sich nur durch eine Ethylgruppe am C_{24} von Cholesterol

unterscheidet (Abb. 3). Unter der Annahme, dass auch in *D. galeata* die mit der Nahrung aufgenommenen Sterole zunächst in Cholesterol umgewandelt werden müssen, ist davon auszugehen, dass *D. galeata* zur C_{24}-Dealkylierug befähigt ist. Ein ebenfalls weit verbreitetes Phytosterol ist Stigmasterol, dessen Zugabe sich ebenfalls positiv auf das Wachstum der Tiere auswirkte. Zur Umwandlung von Stigmasterol in Cholesterol ist neben der C_{24}-Dealkylierung die Reduktion einer Doppelbindung am C_{22} notwendig. Dies mag ein Grund dafür sein, dass die mit Stigmasterol erzielten Wachstumsraten niedriger sind als jene, die mit Sitosterol erzielt wurden.

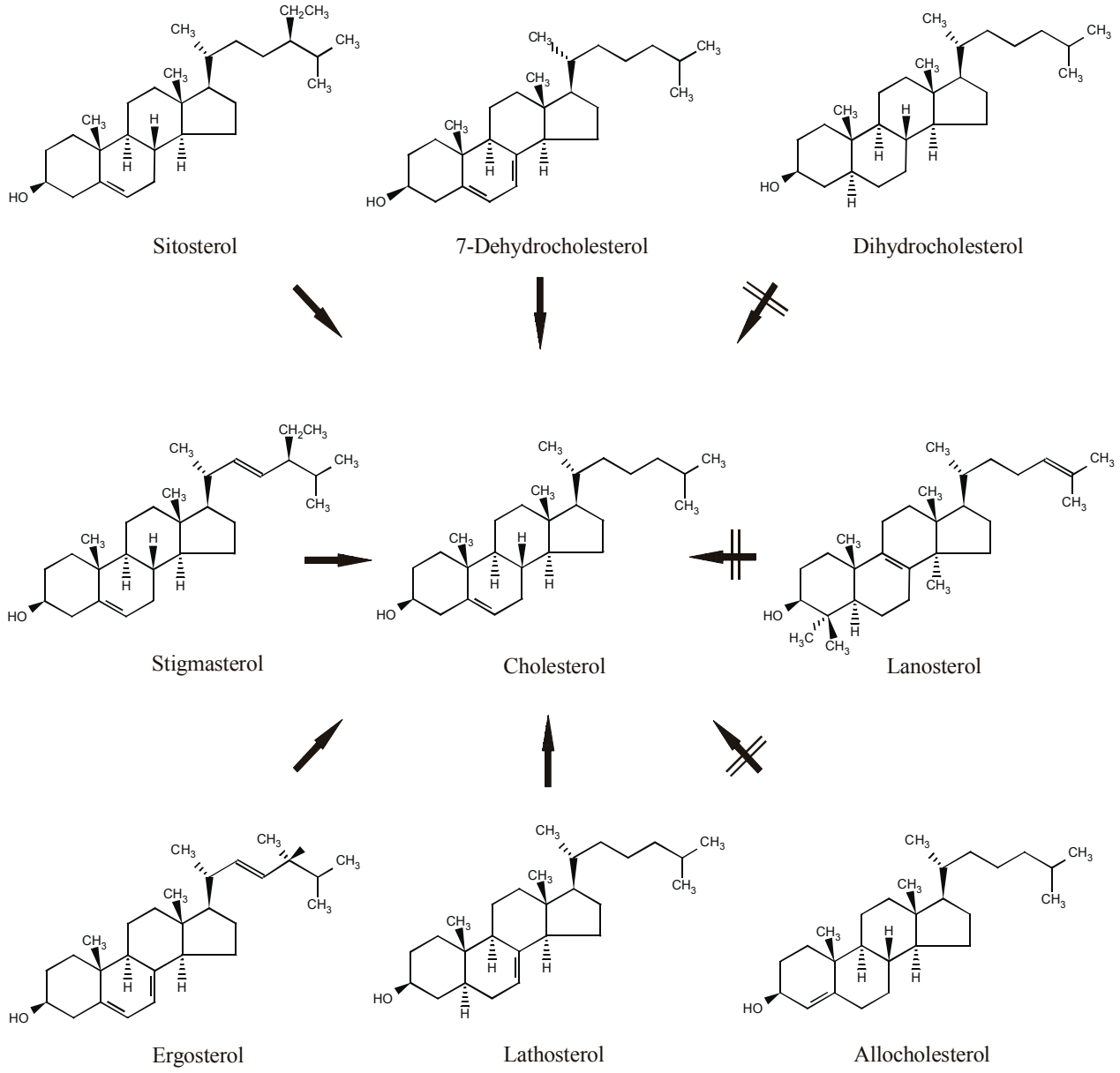


Abb. 3 Synthese von Cholesterol aus verschiedenen Nahrungssterolen im Metabolismus von *D. galeata*. Sitosterol, Stigmasterol, Ergosterol, 7-Dehydrocholesterol und Lathosterol eignen sich als Cholesterolvorstufe, Dihydrocholesterol, Lanosterol und Allocholesterol dagegen nicht. Mögliche Zwischenstufen der einzelnen Synthesewege wurden nicht berücksichtigt.

Ergosterol besitzt zusätzlich zur Doppelbindung an C_{22} eine weitere am C_7, die auf dem Syntheseweg zu Cholesterol entfernt werden muss. Dennoch hatte auch Ergosterol einen stark positiven Einfluss auf das Wachstum der Tiere, woraus zu schließen ist, dass auch die Reduktion von Doppelbindungen innerhalb des Ringsystems für *D. galeata* möglich ist. Entsprechendes gilt

auch für 7-Dehydrocholesterol, was allerdings an Position C_{22} gesättigt ist. Die bisher besprochenen Sterole waren alle nur in geringen Mengen in den Tieren nachweisbar, durch die Supplementierung stieg dagegen der Cholesterolgehalt der Tiere teilweise erheblich an, was wiederum für eine Umwandlung der Sterole in Cholesterol spricht. Das die mit diesen Sterolen erzielten Wachstumsraten über denen lagen, die mit Cholesterol erreicht wurden lässt sich möglicherweise damit erklären, dass sich im Laufe der Evolution Mechanismen zur Aufnahme von Sterolen aus der Nahrung entwickelt haben, beispielweise durch unterschiedliche Permeabilitätseigenschaften der Zellmembranen für die verschiedenen Sterole. Positiv, wenn auch in geringerem Maße, wirkte sich auch die Supplementierung mit Lathosterol auf das Wachstum aus. Während Cholesterol an Position 5 ungesättigt ist, befindet sich die Doppelbindung des Lathosterols an Position 7. Möglicherweise ist die Einführung einer Doppelbindung am C_5 der limitierende Schritt, der die relativ geringen Wachstumsraten bedingt. Die Supplementierung mit Lanosterol und Dihydrocholesterol hatte keinen Einfluss auf das Wachstum der Tiere. Diese beiden Sterole besitzen ebenfalls keine Doppelbindungen am C_5. Es wäre denkbar, dass im Falle von Lathosterol eine Verlagerung der Doppelbindung von Position 7 nach Position 5 zwar prinzipiell möglich ist, dass es sich dabei aber um den geschwindigkeitsbestimmenden Schritt auf dem Syntheseweg zu Cholesterol handelt. Eine Verlagerung der Doppelbindung von Position 8 nach Position 5, die bei der Umwandlung von Lanosterol nötig wäre, scheint allerdings nicht möglich zu sein, ebenso wenig wie die Neubildung einer Doppelbindung am C_5. Lanosterol entsteht bei den meisten Tieren die zur de novo-Synthese von Cholesterol befähigt sind als primäres Zwischenprodukt bei der Cyclisierung von Squalen zu Cholesterol. Die Ergebnisse dieser Arbeit legen die Vermutung nahe, dass Crustaceen die Enzyme, die für die Umwandlung von Lanosterol in Cholesterol nötig sind, nicht besitzen. Auch Allocholesterol eignet sich nicht als Cholesterolvorstufe. Das Sterol besitzt zwar eine Doppelbindung, diese liegt allerdings an Position 4 und damit in Ring A des Sterolnukleus. Eine ringübergreifende Verlagerung der Doppelbindung scheint demnach nicht möglich zu sein, was zu der Schlussfolgerung geführt hat, dass sich nur in Ring B ein- oder mehrfach ungesättigte Nahrungssterole für die Synthese von Cholesterol eignen.

Literaturverzeichnis

Ahlgren, G.; Lundstedt, L.; Brett, M. T. & Forsberg, C. (1990) Lipid composition and food quality of some freshwater phytoplankton for cladoceran zooplankters. *Journal of Plankton Research* **12,** pp. 809-818

Goad, L. J. (1981) Sterol biosynthesis and metabolism in marine invertebrates. *Pure & Appl.Chem.* **51,** pp. 837-852

Idler, D.R. & Wiseman, P. (1971) Sterols of Crustacea. *Int. J. Biochem.* **2**, pp. 91-98

Jarzebski, A.; Falkowski, L.; Kusmierz, J.; Szafranek, J. & Albaiges, J. (1985) Sterol composition of *Mesidothea entomon* L. (Isopoda, Crustacea). *Com. Biochemistry & Physiology - B: Comp. Biochemistry* **81B,** pp. 733-735

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,** pp. 407-412

Martin-Creuzburg, D. & Von Elert, E. (in prep.) Impact of dietary sterols on somatic growth of *Daphnia galeata*.

Müller-Navarra, D. C. (1995) Biochemical versus mineral limitation in *Daphnia*. *Limnol. Oceanogr.* **40,** pp. 1209-1214

Rzama, A.; Dufourg, E. J. & Arreguy, B. (1994) Sterols from green and blue-green algae grown on reused waste water. *Phytochemistry* **37**, pp. 1625-1628

Serrazanetti, G. P.; Conte, L. S.; Pagnucco, C.; Bergami, C. & Milani, A. L. (1992) Sterol content in zooplankton of Adriatic sea open waters. *Comp. Biochemistry & Physiology – B: Comp. Biochemistry* **102B,** pp. 743-746

Stich, H.-B. & Lampert, W. (1984) Growth and reproduction of migrating and non-migrating Daphnia species under simulated food and temperature conditions of diurnal vertical migration. *Oecologia* **61,** pp. 192-196

Svoboda, J. A. & Thompson, M. J. (1985) Steroids. *Comprehensive insect physiology, biochemistry and pharmacology* (eds. Kerkut, G. A. & Gilbert, L. I.), pp. 137-175; Pergamon Press, Oxford

Teshima, S. & Kanazawa, A. (1971) Bioconversion of the dietary Ergosterol to Cholesterol in *Artemia salina*. *Comp. Biochemistry & Physiology* **38B,** pp. 603-607

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. *Limnol. Oceanogr.* **47**(6), pp. ?

Von Elert, E. & Martin-Creuzburg, D. (subm.) Absence of sterols constrains carbon transfer between cyanobacteria and a freshwater herbivore (*Daphnia galeata*).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Einfluß von Temperatur und Futter auf Wachstum und Vermehrung von *Daphnia*: Ein semi-empirischer Modellansatz

KARSTEN RINKE & THOMAS PETZOLDT

Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden
Kontakt: Karsten.Rinke@mailbox.tu-dresden.de; Thomas.Petzoldt@mailbox.tu-dresden.de
Keywords: *Daphnia*, Wachstum und Vermehrung, individuenbasierte Modelle, Populationsdynamik, Temperatur

Erweiterte Zusammenfassung

Um die Fitness einer Daphnienpopulation unter verschiedenen Futter- und Temperaturbedingungen quantitativ beschreiben zu können, wurde ein semi-empirisches Modell zu Wachstum und Vermehrung von *Daphnia* entwickelt. Auf der Ebene des Individuums beschreibt das Modell die Prozesse somatisches Wachstum und Reproduktion von *Daphnia galeata*, *Daphnia hyalina* und deren Hybrid. Durch eine individuenbasierte Simulation werden die Ausgaben des Modells auf die Ebene der Population übertragen und können somit über die Populationswachstumsrate ein Maß für die Fitness der Population liefern. Der Modellansatz basiert auf einem multiplen Regressionsmodell zur Berechnung einer somatischen Wachstumskurve und einer Körperlängen-abhängigen Gelegegröße. Als Input in das Modell dienen die Wassertemperatur (°C) und die Futterkonzentration (mgC L^{-1}).

Entwicklung des Modells:

Die Entwicklung eines multiplen Regressionsmodells kann grundsätzlich in zwei Aspekte unterteilt werden. Zum einen müssen geeignete Funktionstypen gefunden werden, um die zu beschreibende Kinetik befriedigend wiederzugeben. Des weiteren müssen die Parameter des Modells mit sinnvollen Werten belegt werden. Für den ersten Schritt wurde ein Datensatz von HALL (1964) gewählt, in dem Wachstum und Vermehrung von *Daphnia galeata mendotae* unter verschiedenen Futter- und Temperaturbedingungen untersucht wurden. Der Hall-Datensatz bietet durch die simultane Untersuchung von Temperatur und Futterkonzentration eine optimale Voraussetzung, um diese funktionellen Zusammenhänge zu erkunden. Hierdurch werden systematische Fehler durch unterschiedliche Experimentatoren oder experimentelle Designs ausgeschlossen. Das somatische Wachstum wurde durch die von Bertalanffy-Gleichung beschrieben (BERTALANFFY 1957). Die beiden Parameter der von Bertalanffy-Gleichung L_{max} (maximale Körperlänge, mm) und *k* (von Bertalanffy Wachstumsrate, d^{-1}) werden durch das Regressionsmodell in Abhängigkeit der Temperatur- und Futterbedingungen berechnet (siehe Tab. 1). Die Reproduktion der Daphnien wird in die Komponenten Eiproduktion und Eientwicklungsdauer unterteilt. Für die Berechnung der Eientwicklungsdauer, die vornehmlich temperaturabhängig ist, existieren bereits allgemein akzeptierte Funktionen (z.B. BOTTRELL, 1976). Demgegenüber fehlen bisher entsprechende Modellansätze zur Berechnung der Gelegegröße unter variablen Temperatur- und Futterbedingungen. Aus diesem Grunde wurde ein entsprechender Regressionsansatz zur Berechnung der Gelegegröße entwickelt. Ausgangspunkt hierfür war die Annahme eines linearen Zusammenhanges zwischen Körperlänge und Gelegegröße. Steigung und Achsenabschnitt werden

in Abhängigkeit von der Futterkonzentration berechnet (Tab. 1). Im Datensatz von HALL (1964) konnte kein signifikanter Einfluss der Temperatur auf die lineare Beziehung zwischen Körpergröße und Gelegegröße festgestellt werden (ANCOVA, p=0.18, n=99).

Bei dem numerischen Optimierungsverfahren wurden hohe Anpassungsgüten erreicht (somatisches Wachstum: $r^2 = 0.983$, n = 110; Reproduktion: $r^2 = 0.872$, n = 99). Trotzdem zeigte die gefundene Parametrisierung eine schlechte Übertragbarkeit auf Wachstumskurven von *D. galeata* in anderen experimentellen Arbeiten. Das Modell hat durch die optimale Anpassung an den Hall-Datensatz offensichtlich seine Allgemeingültigkeit verloren. Dieser Effekt wird gemeinhin als Überoptimierung bezeichnet. Während die gewählten funktionellen Zusammenhänge durchaus geeignet sind, die Einflüsse von Temperatur und Futterangebot auf Wachstum und Vermehrung von *Daphnia* zu simulieren, ist die gewählte Parametrisierung nicht allgemeingültig. Als Lösung wurde in einem zweiten Schritt die Parametrisierung unter Beibehaltung der funktionellen Zusammenhänge auf Basis einer repräsentativen Auswahl experimenteller Arbeiten kalibriert (RINKE & PETZOLDT, in prep.). Hierzu wurden Arbeiten zu Wachstum und Vermehrung von *Daphnia galeata*, *Daphnia hyalina* und deren Hybrid benutzt (STICH & LAMPERT 1984, GLIWICZ & LAMPERT 1990, GIANI 1991, VANNI & LAMPERT 1992). Aufgrund der morphologischen Ähnlichkeit dieser drei Taxa erscheint eine gemeinsame Verwendung für die Kalibrierung als zulässig (WOLF & MORT 1986, FLÖßNER 2000). Die kalibrierte Parametrisierung zeigte eine hohe Anpassungsgüte (somat. Wachstum: r^2=0.95, n=88; Eiproduktion: r^2=0.93, n=35). Da in den verwendeten Arbeiten ausschließlich *Scenedemus acutus* als Futter verwendet wurde, wird das Futter als mgC/L (*S. acutus*) interpretiert.

Im Rahmen einer individuenbasierten Simulation wurde das Regressionsmodell auf verschiedene Kombination von Futter- und Temperaturbedingungen angewendet. Hierdurch können die Modellaussagen von der Ebene des Individuums auf die Ebene der Population überragen werden. Als zusätzliche Parameter werden hierfür die Körperlänge der Neonaten, sowie die Primipara-Größe benötigt. Die Simulationen starten mit einem neonaten Tier. Es wurden jeweils 50 Tage simuliert, wobei zunächst bewusst keine Mortalität berücksichtigt wurde (exponentielles Wachstum). Als Ergebnis der Simulation erhält man die Abhängigkeit der Populationswachstumsrate, die aufgrund der Vernachlässigung der Mortalität mit der Geburtenrate identisch ist, von Temperatur und Nahrungsangebot. Weiterhin wurde eine juvenile Wachstumsrate (LAMPERT & TRUBETSKOVA 1996; g=[ln(W_6) - ln(W_0)]/6) nach Umrechnung der Körperlänge in Biomasse (GELLER 1989) ermittelt. Beide Größen – sowohl die Populationswachstumsrate, als auch die juvenile Wachstumsrate – werden in vielen experimentellen Arbeiten als Maß für die Fitness verwendet.

Ergebnisse:

Die Populationswachstumsrate der Individuen schwankte zwischen 0.0 und etwa 0.25 d^{-1} (Maximum), während die juvenile Wachstumsrate Werte zwischen 0.05 und 0.7 d^{-1} (Maximum) aufweist. Mit zunehmender Temperatur verkürzen sich die Eientwicklungszeiten und es kommt zu einem rascheren somatischen Wachstum. Steigende Futterkonzentrationen erhöhen die Eiproduktion und beschleunigen das somatische Wachstum. In der individuenbasierten Simulation steigt deshalb die Wachstumsrate der Population mit Temperatur und Futterkonzentration erwartungsgemäß an. Hierbei äußert sich unter Betrachtung typischer Umweltbedingungen in

geschichteten Seen (z.B. Vergleich der Bedingungen im Epi- und Hypolimnion) der Temperatureinfluss als dominierende Einflussgröße. Bei Temperaturen unter 5°C konnte kein Populationswachstum festgestellt werden. Mit zunehmender Temperatur kommt es zu einem exponentiellen Anstieg der Populationswachstumsrate. Demgegenüber beschreibt die Abhängigkeit der Populationswachstumsrate von der Futterkonzentration eine Monod-Kinetik. Bei Futterkonzentrationen unter 0.4 mgC L^{-1} äußert sich die limitierende Wirkung des Futterangebotes. Das Populationswachstums von Daphnien kann deshalb unter diesen Bedingungen als futterlimitiert betrachtet werden. Während die maximale Körperlänge der Individuen vornehmlich durch die Futterkonzentration bestimmt wird, zeigt die Steilheit der somatischen Wachstumskurve (von Bertalanffy-Wachstumsrate), eine starke Temperaturabhängigkeit. Für hohe Futterkonzentrationen nähert sich die maximale Körperlänge der Individuen einem Wert von 2.7 mm an. Weiterhin zeigt die Populationswachstumsrate eine hohe Korrelation mit der somatischen Wachstumsrate (r^2 = 0.95). Bei sehr geringen Futterkonzentrationen entstehen jedoch beträchtliche Abweichungen von der berechneten Regressionsgraden.

Table 1: Aufbau des Modells.

Somatisches Wachstum:

von Bertalanffy Gleichung

$$L = L_{\max} - (L_{\max} - 0.35)e^{-kt} + \Delta L$$

mit:

$$L_{\max} = \frac{a1 \cdot F}{a2 + F} - a3 \cdot k + a4$$

$$k = b1 \cdot e^{b2 \cdot T}$$

$$\Delta L = L_0 - 0.35$$

Eiproduktion:

$$E = \alpha L + \beta$$

mit:

$$\alpha = \frac{X_{\max,slope} \cdot F}{K_{s,slope} + F}$$

$$\beta = \beta_{\min} \cdot (1 - e^{-F})$$

L	= Körperlänge (mm)
t	= Alter (d)
L_{max}	= Maximale Körperlänge (mm)
ΔL	= Additiver Längenterm (mm)
F	= Futterkonzentration (mgC l^{-1} *S. acutus*)
T	= Temperatur (° C)
L_0	= Körperlänge Neonate (mm)
E	= Gelegegröße

Diskussion:

Die durch das multiple Regressionsmodell errechneten Wachstumskurven und Gelegegrößen erscheinen plausibel. Ein Anwendung auf Wachstumskurven, die nicht im Rahmen der Optimierung verwendet wurden, zeigt eine gute Wiedergabe der gemessenen Werte. Sowohl die maximale Körperlänge unter gesättigten Futterbedingungen, als auch die juvenile Wachstumsrate der Individuen zeigen als abgeleitete Modellergebnisse gute Übereinstimmung mit gemessenen Werten (FLÖßNER 2000, LAMPERT & TRUBETSKOVA 1996). Die lineare Beziehung zwischen Körperlänge und Gelegegröße wird mit zunehmender Futterkonzentration steiler, wobei der Schnittpunkt mit der Y-Achse immer weiter in den negativen Bereich abnimmt. Die Körperlänge, ab der positive

Gelegegrößen erreicht werden, steigt mit zunehmender Futterkonzentration. Da diese Körperlänge als theoretische Primiparagröße interpretiert werden kann, ist eine Zunahme der Primipara mit der Futterkonzentration aus dem Modell abzuleiten. Diese Aussage deckt sich mit Beobachtungen von BOERSMA et al. (1996). Aufgrund des durch die Kalibrierung festgelegten Gültigkeitsbereiches sollte das multiple Regressionsmodell nur für die Bereiche von 2...20°C und 0.05....4 mgC/L angewendet werden.

Literatur:

BOTTRELL, H.H., DUNCAN, A., GLIWICZ, Z.M., GRYGIEREK, E., HERZIG, A., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., KURASAWA, H., LARSSON, P. & WEGLENSKA, T. (1976). A review of some problems in zooplankton production studies. - Norw. J. Zool. **24**: 419-456.

BOERSMA, M., VAN TONGEREN, O.F.R. & MOOIJ, W.M. (1996). Seasonal patterns in the mortality of *Daphnia* species in a shallow lake. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. **53**: 18-28.

FLÖßNER, D. (2000). Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

GELLER, W. (1989). The energy budget of two sympatric *Daphnia* species in Lake Constance: productivity and energy residence times. - Oecologia **78**: 242-250.

GIANI, A. (1991). The nutritive value of different algae as food for two *Daphnia* species. - Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. **24**: 2788-2791.

GLIWICZ, Z.M. & LAMPERT, W. (1990). Food tresholds in *Daphnia* species in the absence and presence of blue-green filaments. - Ecology **71**: 691-702.

GURNEY, W.S.C., MCCAULEY, E., NISBET, R.M. & MURDOCH, W.W. (1990). The physiological ecology of *Daphnia*: a dynamic Model of growth and reproduction. - Ecology **71**: 716-732.

HALL, D.J. (1964). An experimental approach to the dynamics of a natural population of *Daphnia galeata mendotae*. - Ecology **45**: 94-112.

KOOIJMAN, S.A.L.M. (1986). Population dynamics on the basis of budgets. pp. 266-297. - In: Metz, J.A.J. & Diekman, O. (eds.) The dynamics of physiologically structured populations. - Springer Verlag, Berlin, Germany.

LAMPERT, W. & TRUBETSKOVA (1996): Juvenile growth rate as a measuer of fitness in *Daphnia*. – Oecologia **10**: p631-635.

STICH, H.B. & LAMPERT, W. (1984). Growth and reproduction of migrating and non-migrating *Daphnia* species under simulated food and temperature conditions of diurnal vertical migration. - Oecologia **61**: 192-196.

VANNI, M.J. & LAMPERT, W. (1992). Food quality effects on life history traits and fitness in the generalist herbivore *Daphnia*. - Oecologia **92**: 48-57.

WOLF, H.G. & MORT, M.A. (1986). Inter-specific hybridization underlies phenotypic variability in *Daphnia* populations. - Oecologia **68**: 507-511.

Die Sommerdepression von *Daphnia hyalina* im mesotrophen Großen Vätersee

Steiner, Silke; Weiler, Winfried; Haertel, Susanne; Jäger, Ines; Faccin, René; Kasprzak, Peter

Keywords: *Daphnia hyalina*, Großer Vätersee, Sommerdepression, Prädation, Populationsdynamik

Einleitung

Hohe Abundanzen großer Cladoceren, insbesondere Daphnien, sind aus ökotechnologischer Sicht in eutrophen Gewässern erwünscht, da diese aufgrund hoher effektiver Filtrierleistung wirksam gegen Algenblüten sind. Der starke Rückgang von Daphnienpopulationen am Ende des Klarwasserstadiums im Frühsommer und niedrige Abundanzen im Sommer sind ein häufiges Phänomen in gemäßigten, meso-/eutrophen Seen. Diese sogenannte Sommerdepression hält meist mehrere Wochen an (SOMMER et al. 1986). Als Gründe für den Rückgang kommen mangelhafte Futterbedingungen und erhöhter Fraßdruck durch planktivore Fische in Frage. Einige Untersuchungen zeigten, dass der Fischfraßdruck, speziell der 0+ Fische, nicht ausreicht, um den Rückgang der Daphnienabundanz zu erklären, jedoch um die Population im Sommer auf niedrigem Niveau zu halten (WU & CULVER 1994; BOERSMA et al. 1996). In anderen Untersuchungen wurde der Einfluss von invertebraten Räubern auf die Daphnien- bzw. Cladocerenentwicklung, besonders in biomanipulierten, Gewässern deutlich (LUECKE et al. 1990; SELL 1996).

Vorliegende Ergebnisse aus Freilanduntersuchungen konzentrieren sich auf Populationsentwicklung und altersspezifische Mortalität von *D. hyalina*, und stellen diese in Zusammenhang mit der Konsumtion durch vertebrate und invertebrate Prädatoren. Sie liefern damit einen Beitrag zur Klärung der Ursachen für Initiierung und Fortdauer der Sommerdepression der Daphnien.

Material und Methoden

Zooplanktonproben (Netzzüge, 90 µm) wurden 1997 bis 1999 von April bis Oktober im zweiwöchentlichen Abstand, von Oktober bis März im vierwöchentlichen Abstand an der tiefsten Stelle (11,5 m) des mesotrophen Großen Vätersees (KASPRZAK et al. 2000) entnommen. Der Große Vätersee liegt im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, Brandenburg. 1998 wurde der See von Ende April bis Anfang August alle drei bis vier Tage beprobt, die Daphnienabundanz erfasst, je 100 *D. hyalina* vermessen, Eizahl und Eientwickungsstadien (THRELKELD 1979) bestimmt. Die Berechnung von Populationsänderungs- (r), Geburten- (b) und Sterberate (d) erfolgte nach PALOHEIMO (1974):

$r = (\ln N_2 - \ln N_1)/(t_2 - t_1)$ $\quad b = \ln (E/N + 1)/D$ $\quad d = b - r$

N_i: Anzahl Individuen pro Liter zum Zeitpunkt t_i, E: Anzahl Eier pro Liter, D: Eientwicklungsdauer

Die Eientwicklungsdauer wurde nach BOTTRELL (1976) berechnet. Die Bestimmung der Umgebungstemperatur der Daphnien erfolgte über die Kenntnis von Vertikalverteilung bzw. -wanderung der eitragenden Daphnien. Es wurde ein nach Tiefen und Tageszeit gewichtetes Mittel der Umgebungstemperatur berechnet (STEINER, unveröff.).

Zur besseren Interpretation der Verlustrate der Daphnien wurde die Mortalität von Juvenilen und Adulten nach HÜLSMANN & WEILER (2000) getrennt berechnet: Mit Hilfe der Längenwachstumsraten g_L (WEILER, unveröff.), die in Freilandmedium bestimmt wurden, konnten die Längen der Daphnien (L) zum nächsten Zeitpunkt (t+1) berechnet und im Vergleich zur Primipara (Size at Maturity= SAM nach STIBOR & LAMPERT (1993)) in juvenil und adult eingeteilt werden.

Anhand der Längenberechnungen und der Anzahl der neugeschlüpften Daphnien wurde der Anteil adulter und juveniler Daphnien kalkuliert, mit dem tatsächlichen Verhältnis verglichen und die Anzahl potentieller (calc) und tatsächlicher (obs) adulter und juveniler Daphnien berechnet. Aus der Differenz ließen sich die Mortalitätsraten berechnen:

$$m_{ad} = (\ln N_{ad/t+1/calc} - \ln N_{ad/t+1/obs})/\Delta t$$
$$m_{juv} = (\ln N_{juv/t+1/calc} - \ln N_{juv/t+1/obs})/\Delta t$$

Die Bestimmung der Konsumtion durch vertebrate Prädatoren erfolgte über Wachstumsbestimmung der Fische, mikroskopische Nahrungsanalyse und bioenergetische Berechnungen nach HANSON et al. 1997 (HAERTEL 2001). Das konsumierte Frischgewicht an Daphnien pro Hektar wurde in konsumierte Individuen pro Liter umgerechnet. Der Konsumtionsabschätzung durch die invertebraten Prädatoren *Chaoborus flavicans* und *Leptodora kindtii* liegen die Abundanzbestimmungen und Konsumtionsannahmen für *C. flavicans* von DODSON (1970) mit 3,2 Daphnien Larve^{-1} d^{-1} und für *L. kindtii* von LUNTE & LUECKE (1990) mit 1,6 Daphnien Tier^{-1} d^{-1} zugrunde.

Ergebnisse

In den Jahren 1997, 1998 und 1999 stieg die Biomasse von *D. hyalina* im Mai auf ihr Jahresmaximum an und lag zwischen 270 und 392 µg dw L^{-1} (Abb. 1). Im Anschluss nahm die Biomasse stark ab und lag unter 50 µg dw L^{-1}, bevor sie im Sommer (1999) bzw. Herbst (1997, 1998) wieder anstieg. Diese Sommerdepression von *D. hyalina* dauerte 1997 vom 23. Juli bis 16.Okt., 1998 vom 9. Juli bis 01. Okt. und 1999 vom 17. Juni bis 01. Juli.

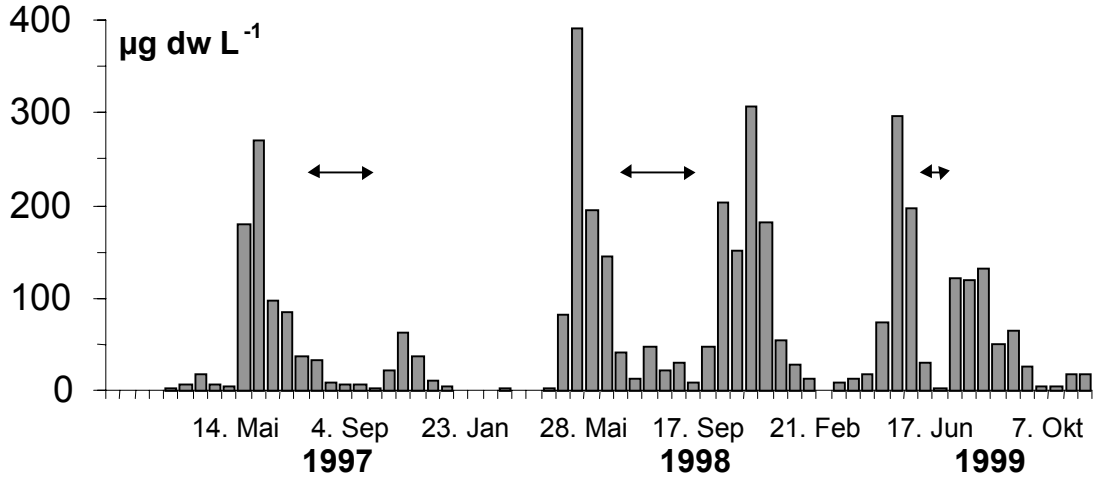


Abb. 1: Trockengewicht (µg dw L^{-1}) von *D. hyalina* im Großen Vätersee. Die Pfeile kennzeichnen die Zeiträume mit Sommerbiomassen unter 50 µg dw L^{-1} (Sommerdepression).

Von Anfang Mai 1998 bis zum Ende des Klarwasserstadiums Anfang Juni verschoben sich die Anteile kleiner Daphnien hin zu großen (Abb. 2). Am Ende des Klarwasserstadiums (02. Juni) bestand die Population zu 80 % aus Daphnien, die größer als 0,88 mm waren.

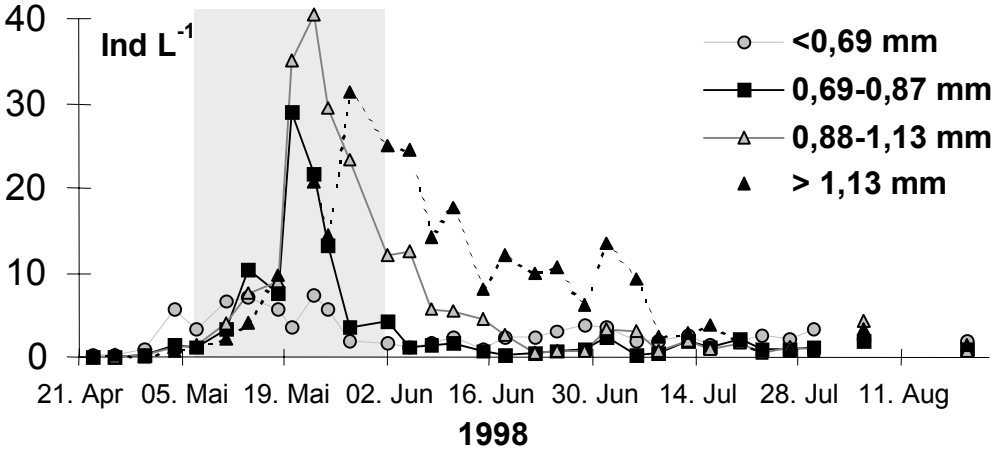


Abb. 2: Abundanz (Ind L^{-1}) verschiedener Größenklassen von *D. hyalina* von 1998. Klarwasserstadium (Secchitiefe > 4,4 m) ist als graue Schattierung hinterlegt.

Anhand der Populationsparameter von *D. hyalina* wird deutlich (Tab. 1), dass diese Verschiebung in einer mangelnden Rekrutierung der Daphnien begründet lag: Der Anteil der eitragenden Daphnien an den adulten nahm von 100 % auf 28 % ab und die Gelegegröße reduzierte sich von 10 auf 0,3 Eier pro Gelege. Damit erreichte die Geburtenrate Ende Mai mit 0,1 ihr Minimum.

Tab. 1: Populationsparameter von *D. hyalina* in wöchentlichen Abständen mit N: Individuenzahl, N_{adult}: Anzahl adulter Daphnien, N_{eitr}: Anzahl eitragender Daphnien

Datum	N_{adult} pro N	$N_{eitr.}$ pro N_{adult}	Eier pro Gelege	Geburtenrate b
26.04.98	0,33	1,00	9,14	0,12
30.04.98	0,07	0,99	11,99	0,05
07.05.98	0,15	1,00	5,47	0,05
14.05.98	0,15	1,00	3,11	0,04
20.05.98	0,51	0,84	1,64	0,06
28.05.98	0,57	0,63	0,30	0,01
05.06.98	0,81	0,28	1,13	0,04
11.06.98	0,85	0,49	1,12	0,08
18.06.98	0,84	0,56	1,30	0,10
25.06.98	0,71	0,87	1,78	0,18
02.07.98	0,66	0,80	2,45	0,20
09.07.98	0,46	0,89	1,35	0,09
16.07.98	0,55	0,76	2,69	0,16
23.07.98	0,11	0,64	5,20	0,08
30.07.98	0,16	0,69	2,81	0,07

Der extreme Rückgang der Populationsdichte Ende Mai/Anfang Juni war jedoch nicht auf eine erhöhte Mortalität Juveniler zurückzuführen, sondern die Daphnien erreichten das adulte Stadium und unterlagen im Anschluss einer hohen Mortalität von max. 7 Ind. L^{-1} d^{-1} (Abb. 3). Ende Juni überwog hingegen die Mortalität juveniler Daphnien, sie blieb aber unter 1 Ind L^{-1} d^{-1}.

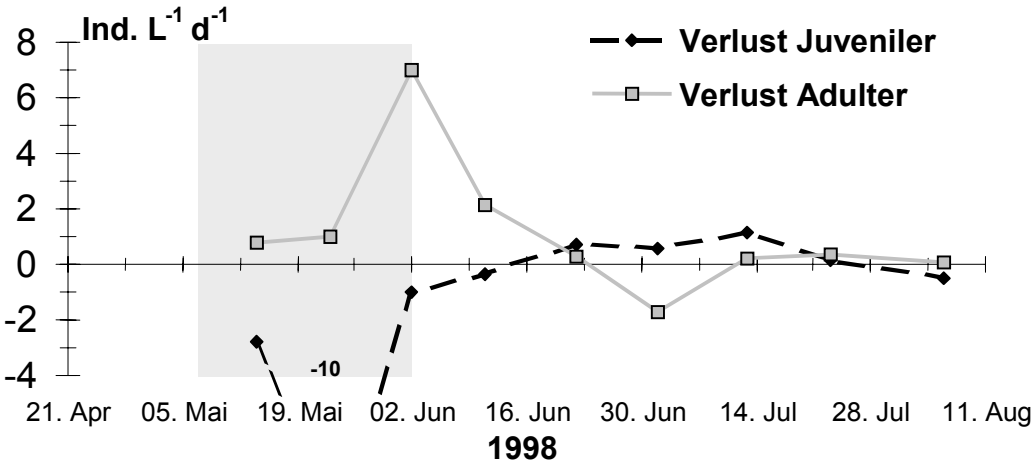


Abb. 3: Verlustraten *von D. hyalina* 1998 in Juvenile und Adulte getrennt. Klarwasserstadium (Secchitiefe > 4,4 m) ist als graue Schattierung hinterlegt.

Parallel zur maximalen Verlustrate der Daphnien am Ende des Klarwasserstadiums erreichte auch die Konsumtionsrate der Prädatoren ihr Maximum (Abb. 4). 0+ Barsche und 3+ Plötzen stellten vorwiegend die vertebraten und *C. flavicans* und *L. kindtii* die invertebraten Prädatoren. Erstere spielten als Daphnienkonsumenten mit einem Anteil an der Konsumtion von 8 % eine untergeordnete Rolle. 90 % der Konsumtion wurde nach vorliegenden Berechnungen durch *C. flavicans* geleistet. Insgesamt erklärte die Konsumtion nur 20 % der Verlustrate der Daphnien am Ende des Klarwasserstadiums. Hingegen reichte der Fraßdruck vorwiegend der Invertebraten im weiteren Verlauf des Sommers aus, die Population der Daphnien auf geringem Niveau zu halten.

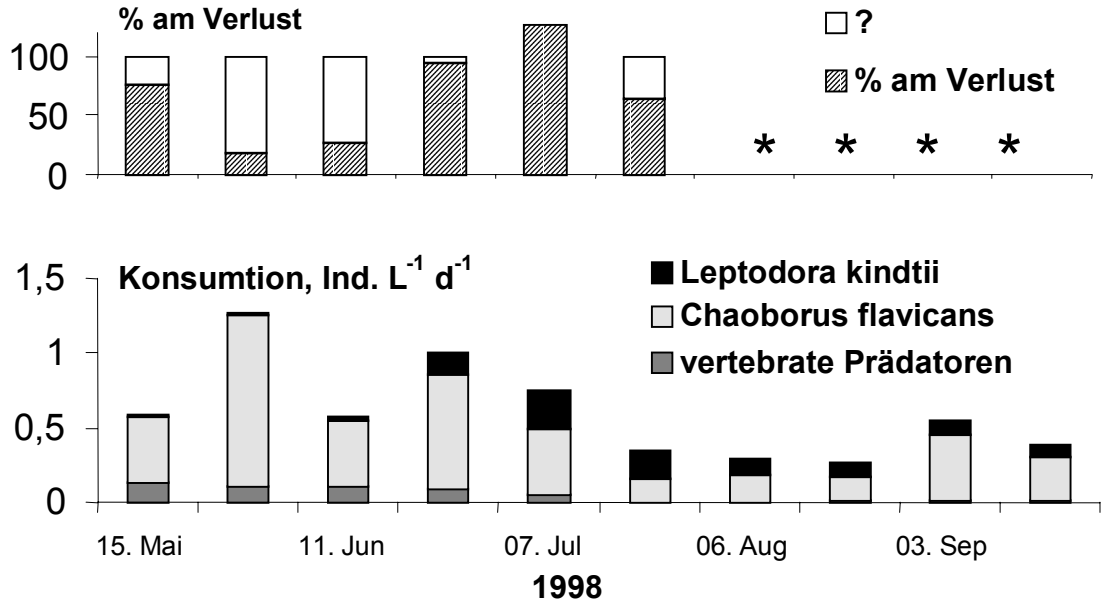


Abb. 4: Konsumtion von *D. hyalina* durch vertebrate und invertebrate Prädatoren (unten) und deren Anteil an der Verlustrate von *D. hyalina* (oben). *: keine Mortalitätsraten der Daphnien bestimmt.

Diskussion

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass zu Beginn der Sommerdepression eine hohe Mortalität von Daphnien eintrat, wobei es sich um junge Adulte handelte. Gleichzeitig fand keine Rekrutierung juveniler Daphnien statt. Es konnte gezeigt werden, dass die hohe Anfangsmortalität, die zum Zusammenbruch des Abundanzmaximums führte, nicht von Prädation herrührte, sondern zu 80 % andere Ursachen hatte (z. B. die Nahrungsgrundlage).

Generell erniedrigt sich die Lebenserwartung der Daphnien bei POC-Konzentrationen unter 0,5 mg L^{-1} (LYNCH 1989). Dieser Grenzwert wurde zwischen dem 23. Mai und 02. Juni unterschritten. Zusätzlich zur Nahrungsknappheit vollzog sich Ende April eine Umstellung des Nahrungsangebots von grünem Picoplankton zu Picocyanobakterien (GERVAIS et al., im Druck). Die schlechte Futterqualität (Assimilierbarkeit, essentielle Inhaltsstoffe) kann also ein weiterer Grund für die geringe Fitness der Daphnien zu dieser Zeit gewesen sein (URABE & WATANABE 1991).

Die berechnete Konsumtion des invertebraten Räubers *C. flavicans* stellt wahrscheinlich eine maximale Konsumtion dar, da die Larven nachts nur wenige Stunden in der Wassersäule schwammen und nur für kurze Zeit mit ihrer Beute in Kontakt waren (JÄGER in Vorb.). Andererseits wurde in Laborversuchen eine weitaus höhere Konsumtion durch vierte Larvalstadien von *C. flavicans* festgestellt (bis zu 18 Daphnien $Larve^{-1}$ d^{-1}, (KRYLOV 1992).

Die Konsumtionsrate der vertebraten Prädatoren war über den gesamten Untersuchungszeitraum sehr gering. Sie entsprach Ende Mai einem Anteil an der Verlustrate von 1,65 %. Ab Mitte Juni reduzierte sich die absolute Konsumtionsrate sowohl von 3+ Plötzen als auch von 0+ Barschen. Da die Biomasse der Daphnien jedoch stärker abnahm als die Konsumtion von Daphnien durch Fische, erhöhte sich der Anteil der Konsumtion planktivorer Fische an der Verlustrate auf max. 4,25 %. Auch in anderen Untersuchungen mit z. T. hohen Dichten an 0+ Barschen war der Anteil deren Prädation am Verlust der Daphnien von untergeordneter Bedeutung (BOERSMA et al. 1996, MEHNER et al. 1997).

Im Zeitraum Mitte Juni bis Ende Juli erreichte der Anteil der Mortalität durch Prädatoren durchschnittlich 94 % an der Gesamtverlustrate der Daphnien. Der Hauptteil der Prädation (85 %) ging dabei wiederum von invertebraten Räubern aus. Dies spiegelt sich auch darin wider, dass in diesem Zeitraum ausschließlich juvenile Daphnien von der Mortalität betroffen waren. Damit bewirkten die invertebraten Räuber eine zeitliche Ausweitung der Sommerdepression. Unsere Untersuchungen unterstützen andere Ergebnisse, wonach in biomanipulierten Gewässern die ökologische Nische der planktivoren Fische durch invertebrate Räuber besetzt werden kann (BENNDORF 1995).

Literaturverzeichnis

BENNDORF, J. (1995): Possibilities and Limits for Controlling Eutrophication by Biomanipulation. - Int. Revue ges. Hydrobiol. **80:** 519-534.

BOERSMA, M.; VAN TONGEREN, O. F. R.; MOOIJ, W. M. (1996): Seasonal patterns in the mortality od *Daphnia* species in a shallow lake. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. **53:** 18-28.

BOTTRELL, H. H., DUNCAN, A., GLIWICZ, Z. M. ,. G. E., HERZIG, A., HILLBRICHT-ILKOWSKA, H. LARRSON, A. & Weglenska, T. (1976): A review of some problems in zooplankton production studies. - Norw. J. Zool. **24:** 419-456.

DODSON, S. I. (1970): Complementary feeding niches sustained by size-selective predation. - Limnol. Oceanogr. **15:** 131-137.

GERVAIS, F., SIEDEL, U., HEILMANN, B., WEITHOFF, G., HEISIG-GUNKEL, G. & NICKLISCH, A. (im Druck): Vertical distribution of phytoplankton, nutrients and sulphide below the oxycline of a mesotrophic lake. - J. Plankt. Res.

HAERTEL, S. S. (2000): Quantification of fish predation on zooplankton in a small mesotrophic lake (Großer Vätersee). - Dissertation. UNIVERSITÄT Konstanz, 90 S..

HANSON, P.C.; JOHNSON, T.B.; SCHINDLER, D.E. & KITCHELL, J.F. (1997): Fish Bioenergetics 3.0. University of Madison Sea Grant Institute, Madison.

HÜLSMANN, S. &. WEILER W. (2000): Adult, not juvenile mortality as a major reason for the midsummer decline of a *Daphnia* population. - J. Plankt. Res. **22:** 151-168.

JÄGER, I. S. (in Vorb.): Kaskadeneffekte der top-down-Steuerung über *Chaoborus*-Larven an der Schnittstelle Fische - Zooplankton. - Dissertation. Humboldt Universität Berlin.

KASPRZAK, P., GERVAIS, F., ADRIAN, R., WEILER, W., RADKE, R., JÄGER, I., RIEST, S., SIEDEL, U., SCHNEIDER, B., BÖHME, M., ECKMANN, R. & WALZ, N. (2000): Trophic characterization, pelagic food web structure and comparison of two mesotrophic lakes in Brandenburg (Germany). - Internat. Rev. Hydrobiol. **85:** 167-189.

KRYLOV, P. I. (1992): Density-dependent predation of *Chaoborus flavicans* on *Daphnia longispina* in a small lake: The effect of prey size. - Hydrobiologia **239:** 131-140.

LUECKE, C., VANNI, M. J., MAGNUSON, J. J., KITCHELL, J. F. & Jacobson, P. T. (1990): Seasonal regulation of *Daphnia* populations by planktivorous fish: Implications for the spring clear-water phase. - Limnology and Oceanography **35:** 1718-1733.

LUNTE, C. C. & LUECKE, C. (1990): Trophic interactions of *Leptodora* in Lake Mendota. - Limnol. Oceanogr. **35:** 1091-1100.

LYNCH, M. (1989): The life history consequences of resource depression in *Daphnia pulex*. - Ecology **70:** 246-256.

MEHNER, T., PLEWA, M., HÜLSMANN, S., VOIGT, H. & BENNDORF, J. (1997): Age-0 fish predation on daphnids - spatial and temporal variability in the top-down manipulated Bautzen Reservoir, Germany. - Arch. Hydrobiol. Spec. Iss. Advanc. Limnol. **49:** 13-25.

PALOHEIMO, J. E. (1974): Calculation of instantaneous birth rate. - Limnol. Oceanogr. **19:** 692-694.

SELL, A. (1996): Reaktionen der Zooplanktongemeinschaft auf eine extreme Biomanipulation: Die Rolle des invertebraten Räubers *Chaoborus*. - Dissertation. Technische Universität Dresden.

SOMMER, U., GLIWICZ, Z. M., LAMPERT, W. & Duncan, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. - Archiv für Hydrobiologie **106:** 439-463.

STIBOR, H. & LAMPERT W. (1993): Estimating the size at maturity in field populations of *Daphnia* (Cladocera). - Freshwater Biology **30:** 433-438.

THRELKELD, S. T. (1979): Estimating cladoceran birth rates: The importance of egg mortality and the egg age distribution. - Limnology and Oceanography **24:** 601-612.

URABE, J. & WATANABE, Y. (1991): Effect of food concentration on the assimilation and production efficiencies of *Daphnia galeata* G.O. Sars (Crustacea: Cladocera). - Functional Ecology **5:** 635-641.

WU, L. & Culver, D. A. (1994): *Daphnia* population dynamics in western Lake Erie: Regulation by food limitation and yellow perch predation. - Journal of Great Lake Research **20:** 537-545.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden von der Deutschen Forschungsgesellschaft finanziert (Ka 1206/2-1). Technische Hilfe leisteten Adelheid Scheffler und Julia Eitel.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Abundanzen, Zyklomorphose und Reproduktivität von *Bosmina* und *Eubosmina* in zwei verschiedenen Seen

Bettina Schumpelick - Deuschel

Schmarjestr.1, D -14169 Berlin, Fax: 030 - 805 82 302, mail: b.schumpelick@t-online.de

Einleitung und Fragestellung

Bei Forschungsprojekten an einem hypertrophen Flachlandsee (Heiligensee, Berlin, **(1)**) und einem eutrophen Mittelgebirgssee (Hallwilersee, Schweiz, **(2)**) zeigte das Zooplankton eine deutliche Zyklomorphose. Die resultierenden Größen- und Biomasseschwankungen betrafen im Hallwilersee alle Arten und Stadien und wurden in **(3)** quantifiziert.
Im Folgenden soll geklärt werden:

- ob sich die Zooplanktonpopulation in beiden Seentypen unterschied,
- ob die Zyklomorphose von *Bosmina* und *Eubosmina* ähnlich verlief und
- welche Faktoren die Größe, Gestalt und Fruchtbarkeit möglicherweise beeinflussten.

Methoden

Die Untersuchungen am Heiligensee waren Teil einer Langzeitstudie (1975-1992) zur exemplarischen, physikalisch – chemischen und biologischen Charakterisierung der Berliner Gewässer (Gemeinschaftsprojekt von TU und FU Berlin, s**. (1, 4 – 9)**). Die Probennahme erfolgte 14 - tägig, mittags, in Seemitte, in Meter-Stufen (0 - 9 m). Das Zooplankton wurde mit einem 12 l PATALAS-Schöpfer bzw. ab 1980 mit dem transparenten 6.65 l DÖHRING-Fallschöpfer und einem 28 µm Planktonnetz (qualitative Proben) entnommen. Die *Bosminen* wurden mit Eiern, Embryonen und Ephippien von April – November 1980 quantitativ gezählt. Pro Termin und Subspecies wurden je 3 - 76 juvenile bzw. adulte Weibchen gezeichnet und vermessen (Länge der Dorsalkontur mit Zirkel, Totallänge). Chlorophyll und Phaeophytin a wurden photometrisch bestimmt **(10).**

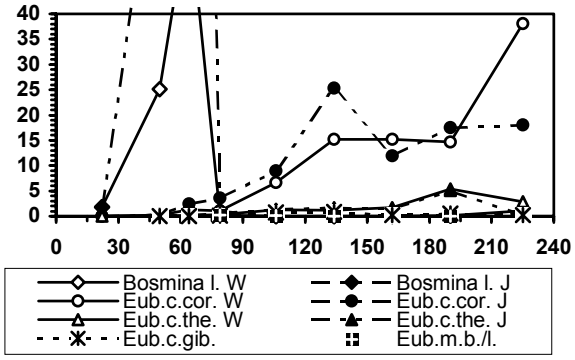
Die Untersuchungen am Hallwilersee waren Teil einer 2 - jährigen Studie zur Populationsdynamik, Grazing- und Wanderaktivität des Zooplanktons (EAWAG / AGS – Begleitstudie zur Hallwilerseesanierung, s. **(2, 11, 12)**). Die Zooplanktonentnahme erfolgte von Mai 1985 – November 1986 an 15 Terminen, in Seemitte rund um die Uhr mit dem transparenten 10 l BÜRGI-Fallschöpfer (max. 16 Proben/24h, meist 2.5 m Tiefe). Alle Makrozooplanktonarten und Stadien (>95 µm) wurden - samt Eiern, Embryonen und Ephippien - quantitativ erfasst und soweit möglich 2-4 wöchentlich vermessen. Die Totallängen von *Bosmina* beziehen sich, wegen ihrer Seltenheit, auf je 2 - 5 , diejenigen von *Eubosmina* auf je 3 - 50 juvenile bzw. adulte Weibchen. Die Bestimmung der Bakterien-, Algen- und Nanoalgen - Biomasse erfolgte nach der AODC- und UTERMÖHL - Methode an 20:00 Uhr BÜRGI - Schöpfproben aus 2.5 m Tiefe (Details s. **(2)**).

Ergebnisse und Schlussfolgerungen

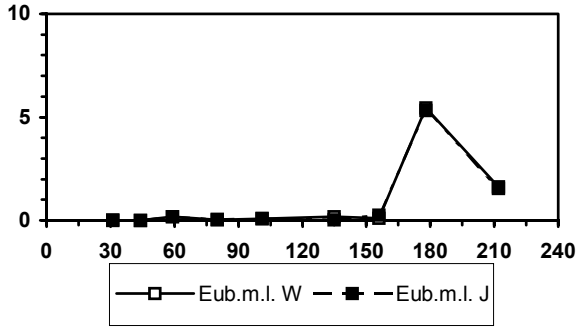
Wichtigste Kenndaten:	Heiligensee	Hallwilersee (2)
Koordinaten	52°36' N, 13°13' E	47°20' N, 8°10' E
Höhe über N.N.	~ 35 m	449 m
Seeoberfläche	0.3 km²	10.2 km²
Volumen	1.89 x 10^6 m^3	290 x 10^6 m^3
Maximale Tiefe	9.5 m	48 m
Mittlere Tiefe	5.9 m	28 m
Mittl. Sichttiefe	2.1 m 81/82 **(4)**	4.3 m 85/86
Mittl. Chla-Konz.	36.8 mg/m³ 81/82 **(4)**	8.3 mg/m³ 85/86
Mittl. P.-Konz.	273 mg/m³ 81/82 **(4)**	160 mg/m³ F-Zirk.87
Daphnia - Max.	57 Ind./l 78 **(6)**	89 Ind./l 85/86
Diaphanosoma- Max	253 Ind./l 80 **(7)**	47 Ind./l 85/86
Bosmina Max	364 Ind./l 80 **(1)**	vereinzelt 85/86
Eubosmina Max	62 Ind./l 80 **(1)**	11 Ind./l 85/86
Eudiaptomus - Max	20 Adulte/l 77/78 **(8)**	12 Adulte/l 85/86
Cyclopiden Max	~ 48 Ind./l 75/76 **(9)**	252 Ind./l 85/86

Trotz der erheblichen Größen- und Trophie- Differenz zwischen beiden Seen war die *Daphnien*- und *Eudiaptomus* - Dichte recht ähnlich (s. **Tabelle**). Allerdings schien die Artenzahl im – ufernahen – Pelagial des Heiligensees höher (*Daphnia cucullata / hyalina / longispina* und *Eudiaptomus graciloides / gracilis* vs. *D. hyalina / galeata* und *E. gracilis* im Hallwilersee). Auffällig war auch die Dominanz der kleinen *Cladoceren* (*Diaphanosoma, Bosmina, Eubosmina*) im Heiligensee und diejenige der *Cyclopiden* im Hallwilersee (*Cyclops abyssorum / vicinus* und *Mesocyclops leuckartii* vs. *Cyclops kolensis* / *vicinus* sowie *Thermo- Meso-* und *Acanthocylops* im Heiligensee*).* Dort dominierte *Bosmina longirostris,* die - nach ihrem peak am 3. Juni (368 Ind./l) nahezu aus dem Pelagial verschwand - vor *Eubosmina coregoni coregoni* (42/58 Ind./l im August und November) und *Eubosmina c. thersites* (11 Ind./l, am 7. Oktober). Daneben traten, wenn auch selten, *E. c. gibbera, E. mixta berolinensis* und *E. m. longicornis* auf. Im Hallwilersee wurden nur *Bosmina longirostris* und *Eubosmina m. longicornis* gefunden, erstere vereinzelt und letztere in ähnlichen Dichten wie *E.c. thersites* im Heiligensee (11 Ind./l im September 85).

Heiligensee (Apr.-Nov. 80) Individuen/l



Hallwilersee (Apr.-Nov. 85) Individuen/l

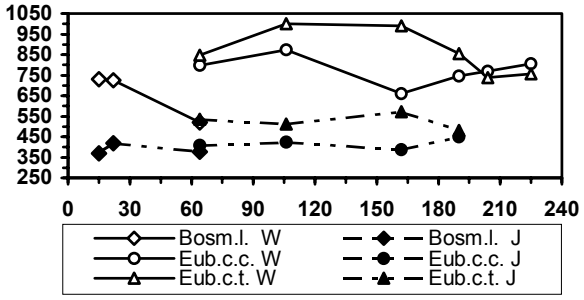


Beide Untergattungen schienen im Hallwilersee länger zu sein, als im Heiligensee (*Bosmina* Juvenile = 377/370, Weibchen = 507/450 µm; *Eubosmina* Juvenile = 438/329-331, Weibchen = 611/482-506 µm), wobei allerdings zu berücksichtigen ist, dass im Hallwilersee nur 10 juvenile und 17 adulte *B. longirostris* vermessen werden konnten und *E. coregoni* und *E. mixta* verschiedene Arten sind. Die Differenz zwischen minimaler und maximaler Total- / Rückenlänge war bei den Adulten größer und betrug im Heiligensee 8,6-27,4% / 13,6-40,3% des Minimalwertes (Hallwilersee : 11-42% (TL)).

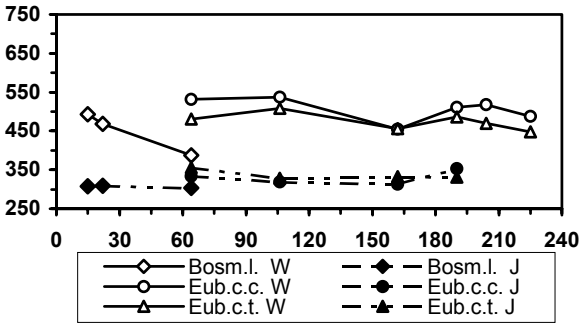
Heiligensee (Apr.-Nov. 80)

Hallwilersee (Apr.-Nov. 85)

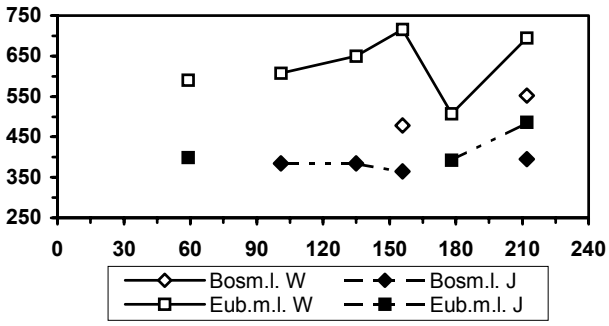
Rückenlänge (µm)



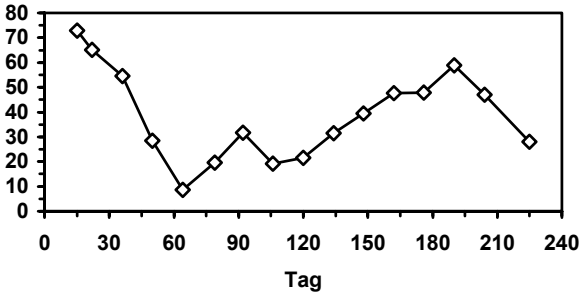
Totallänge (µm)



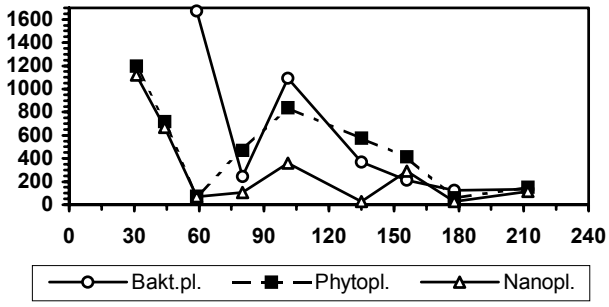
Totallänge (µm)



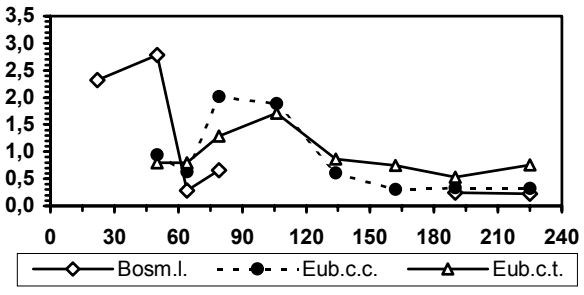
Chlorophyll+Phaeophytin a (µg/l)



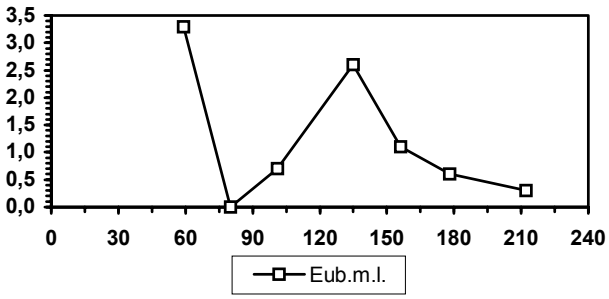
Bakterien-, Algen- und Nanoalgen-Biomasse (µg C/l)



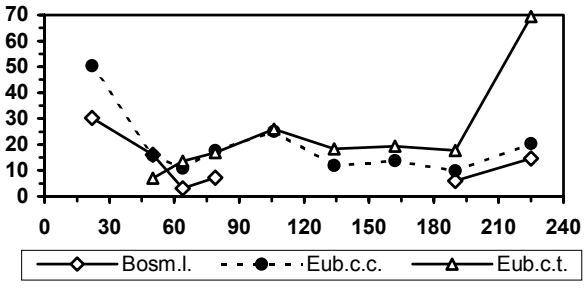
Adulten - Eirate



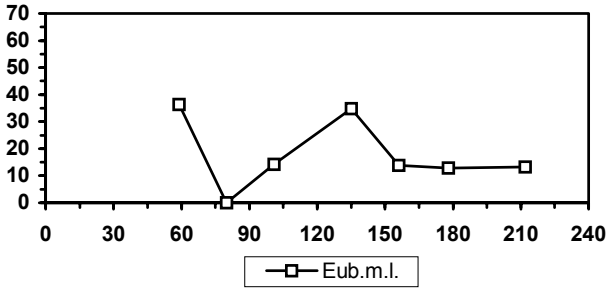
Adulten - Eirate



% ovigorer Weibchen



% ovigorer Weibchen



Bosmina war im April und Okt./Nov. am größten und z. Z. des KW-stadiums (3.6.) am kleinsten. Im Frühjahr und Herbst dominierte die Varietät *pellucida* mit längeren, nur schwach gebogenen Antennen, längerem Mukro und größeren Augen, im Juni die Varietät *cornuta* mit kurzen, stark gekrümmten Antennen, kurzem Mukro und kleineren Augen. *Eubosmina* Adulte wurden nach dem KW-stadium größer und erreichten zwischen Juli und Anfang September ein Größenmaximum, Mitte September ein Größenminimum und wurden im Okt./Nov. wieder länger (*E. c. coregoni, E. c. thersites, E. m. longicornis*) und höher (*E. c. coregoni*). *Eubosmina* Juvenile wurden von Juni bis September (*E. c. coregoni, E. m. longicornis*) bzw. Oktober (*E. c. thersites*) geringfügig kleiner und dann wieder größer. *Eubosmina coregoni* erreichte ihren Zyklomorphosepeak wahrscheinlich im Juli, denn anschließend nahm die „Buckel"-Höhe und die Antennenlänge in % der Totallänge ab. Typische hohe und lange *Eubosmina mixta l.*, mit langem, breiten, nach unten gerichteten Mukro und langen, S-förmig gebogenen Antennen traten dagegen Anfang September auf, während die Tiere im Juni und November eher *kessleri* – artig aussahen.

Der Anteil reproduktiver Weibchen zeigte, mit Maxima im April/Mai, Juni/Juli und November (*Bosmina longirostris, Eubosmina coregoni*) bzw. Mai und August (*Eubosmina mixta l.*) eine ähnliche Saisonalität wie die jahreszeitliche Größenentwicklung. Dagegen nahmen die Eiraten nach Peaks im April/Mai und Juni/Juli (Heiligensee) bzw. Mai und August (Hallwilersee) zum Herbst hin ab.

Von April bis Juli/August schien eine relativ enge Beziehung zwischen Körpergröße, Reproduktivität und Futterangebot zu bestehen - und die Hallwilerseekurven deuten darauf hin, dass *Eubosmina mixta* eher Bakterien als Nanoplankton nutzte -. Deren Entkopplung im August und September lag möglicherweise an der Algenzusammensetzung (*Ceratien, Fragilaria*, *Cyanophyceen*). Die Bildung von kleineren Augen sowie langen Antennen und Mukronen und die unterschiedliche sommerliche Größenentwicklung von Juvenilen und Adulten deuten aber auch auf Räuber - Einflüsse hin (Fische, *Mesocyclops, Leptodora, Chaoborus*).

Literatur

(1) SCHUMPELICK, B., 1983, Untersuchungen zur Populationsökologie von *Bosmina longirostris, Eubosmina c. coregoni* und *Eubosmina c. thersites* im Heiligensee*,* Diplomarbeit, FU Berlin, 120 p **(2)** SCHUMPELICK - DEUSCHEL, B**.**, 1995, Einfluß der Populationsstruktur, Verteilung und Biomasse des Planktons auf das community grazing im Hallwilersee, Diss. ETH Zürich, Nr. 11293, 168 p **(3)** SCHUMPELICK - DEUSCHEL, B., 2002, Zyklomorphose und Zooplanktonbiomasse, Zusammenhänge und potentielle Ursachen, DGL Tagungsbericht 2001 (Kiel), 644-646 **(4)** ADRIAN, R., 1988, Untersuchungen zur herbivoren und carnivoren Ernährungsweise von *Cyclops kolensis* und *C. vicinus* (*Crustacea, Copepoda*), Diss. FU Berlin 188 p, **(5)** ADRIAN, R. et al 1995, An long-term study of the Heiligensee (1975-1992). Evidence for effects of climatic change on the dynamics of eutrophied lake ecosystems, Arch.Hydrobiol., 133, 3, 315-337 **(6)** SIEBOLD, G., 1980, Jahreszeitliche Populationsentwicklung von *Daphnia cucullata, D. hyalina* und *D. longispina* im Heiligensee 1978, Diplomarbeit TU Berlin **(7)** ROSENBERG, M., 1984, Populationsentwicklung, Längen / Gewichts-Relation und Biomasse von *Diaphanosoma brachyurum* (Levin) im Heiligensee, Diplomarbeit FU Berlin **(8)** EWALD, S., 1981 Populationsökologische Analyse der Adultenbestände der dominierenden *Calanoiden* (*Copepoda, Crustacea*) im Jahresgang (1977/78), Diplomarbeit TU Berlin **(9)** SCHUBERT, M., 1978, Saisonale und vertikale Verteilung der *Cyclopiden* (*Crustacea, Copepoda*) im Heiligensee, Diplomarbeit FU Berlin **(10)** NUSCH, E.A., 1980, Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination, Arch.Hydrobiol.Beih. 14, 14-36 **(11)** STÖCKLI, A. & SCHMID, M., 1987 Die Sanierung des Hallwilersees, Wasser, Energie, Luft.. 79, 7/8, 143-149 **(12)** BÜRGI, H.R. & STADELMANN, P., 1991 Plankton succession in Lake Sempach, Lake Hallwil and Lake Baldegg before and during internal restoration measures. Verh.Internat.Verein.Limnol. 24, 931-936

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Das Crustaceen-Plankton in der oligotrophen Talsperre Neunzehnhain II – Dynamik und Struktur vor dem Abstau und nach der Neuflutung

Wolfgang Horn

Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Arbeitsgruppe „Limnologie von Talsperren", Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld (e-mail: horn.hw@t-online.de)

Keywords: Talsperre Neunzehnhain, Wiederanstau, Zooplankton, *Daphnia*, Fische, Waldkalkung

Die Trinkwassertalsperre Neunzehnhain II – auch als Obere Talsperre Neunzehnhain bezeichnet – liegt im Mittleren Erzgebirge und wurde 1911 bis 1914 errichtet (Abb. 1). Das relativ kleine Gewässer enthält bei Vollstau 2,9 Mio. m³ Wasser. Die große Bedeutung der seit ihrer Entstehung oligotrophen Talsperre ergab sich durch ihre ausgezeichnete Wasserqualität (Sichttiefen teilweise über 12 m), Eutrophierungserscheinungen wurden nicht beobachtet. Grund für den guten Zustand ist das nahezu vollständig bewaldete Einzugsgebiet. Allerdings bestand eine gewisse Gefahr der Versauerung (HORN & HORN 1995) infolge hoher atmosphärischer Belastung und des wegen des weichen Wassers geringen Pufferungsvermögens.

Die Talsperre verfügt bei Vollstau über eine Wasserfläche von 29 ha und ist maximal 31, im Mittel 10,1 Meter tief (Wasserspiegel 525 m ü. NN). Die theoretische Aufenthaltszeit des Wassers schwankt zwischen 0,4 und 0,6 Jahren. Das Einzugsgebiet weist eine Fläche von 13,7 km² auf und besteht zu 84 % aus Wald, überwiegend Fichte. Die restlichen Flächen werden landwirtschaftlich genutzt, Besiedlung ist nicht vorhanden. Die Höhenlage des Einzugsgebietes reicht bis 675 m ü NN.

Zur Sanierung des Absperrbauwerkes wurde die Talsperre Mitte 1995 entleert, Ende 1999 erfolgte die Wiederbefüllung, Ab- und Anstauphase dauerten jeweils nahezu ein Jahr (Abb. 2). Die aufgekommene Vegetation im Becken wurde zuvor mechanisch entfernt.

Da die Talsperre bereits längere Zeit regelmäßig untersucht wird, bestand die seltene Chance, die Auswirkungen der Trockenlegung auf die sich anschließende Wasserqualität zu untersuchen. Neben Chemismus und Phytoplankton (s. H. HORN 2003, dieser Band), sollte auch das Zooplankton untersucht werden, wobei in diesem Beitrag schwerpunktmäßig die Crustaceen vorgestellt werden. Vor allem interessiert die Frage, wie sich diese wichtige Planktonkomponente ohne den Einfluß der Fische entwickeln wird. Welche Arten werden erscheinen? Gibt es Veränderungen im saisonalen Entwicklungsverlauf und werden die Abundanzen ansteigen?

Zeitgleich mit der Rekonstruktion wurde das bewaldete Einzugsgebiet flächendeckend gekalkt. So konnte auch ein Einfluß auf den Wasserchemismus (als wichtige Umweltgröße), das Phytoplankton als Futterkomponente und die Zooplanktonstruktur selbst (Arten) erwartet werden.

Methodik: Die monatlichen Untersuchungen des Talsperrenwassers (Zuflüsse 14tägig) umfaßten alle wichtigen physikalisch-chemischen und biologischen Parameter sowie die Sedimentation. Zur Anwendung kamen die üblichen nasschemischen bzw. biologischen Methoden (s. H. HORN 2003). Die Untersuchungen endeten im November 1995 und begannen erneut im April 2000. Um Veränderungen während und kurz nach der Anstauphase besser zu erfassen, wurde der Probenahmeabstand 2000 auf 14 Tage und 2001 auf 3 Wochen verkürzt. Das Zooplankton wurde mit Schließnetzen entnommen. 1992 bis 1995 erfolgte die Erfassung mittels zweier Netzzüge von 10 m bis zur Oberfläche und vom Grund bis 10 m Wassertiefe. Ab 2000 wurde von Grund bis Oberfläche in einem Netzzug beprobt (mit den selben Netzen). Die verwendeten Netze hatten einen Öffnungsdurchmesser von 3 dm. Die Maschenweiten lagen für die Crustaceen bei 175 µm. Für Rotatorien und Nauplien kam ein Netz mit einer Maschenweite von 55 µm zum Einsatz. Die Fänge wurden im Labor so in Teilproben (10 ml Kammern) aufgeteilt, daß in jeder Parallelprobe wenigstens 100 der dominierenden Individuen erfaßt wurden. Die Auszählung selbst erfolgte im Umkehrmikroskop bei den Crustaceen, im Normalmikroskop (1 ml Kammern) bei den Rotatorien (Bearbeitung B. KOCH). Auch die

Größe der Crustaceen wurde vermessen (10 bis 100 Tiere je Kategorie) und über Längen-Biovolumen-Beziehungen das mittlere individuelle Biovolumen ermittelt. Alle Werte wurden zeitlich gewichtet.

Der Wasserchemismus (pH, Säurebindungsvermögen, Al) der Talsperre Neunzehnhain

a) vor dem Abstau der Talsperre:

Auf Grund des basenarmen Untergrundgesteines (Gneis, Glimmerschiefer), des hohen Waldanteils im Einzugsgebiet und des Dominierens von Fichtenforsten war das Talsperrenwasser schon immer schwach gepuffert und wies meistens pH-Werte unter 7 auf. Die zunehmende Luftverschmutzung seit den 60er Jahren – durch Schwefeldioxid, Stickoxide, später außerdem durch Ammoniakemissionen aus Gülle und Massentierhaltung am Rande des Einzugsgebietes – führte zu einer akuten Versauerungsgefährdung (s. HORN & HORN 1995, HORN et al. 2000). Dem versuchte man im Einzugsgebiet mit forstlichen Kompensationskalkungen 1996 und 1997 entgegen zu steuern. Im Untersuchungszeitraum lagen die pH-Werte im Talsperrenwasser im Schnitt bei 6,6 und das Säurebindungsvermögen (SBV, Endpunkt pH 4,3) bei 0,15 mmol/l (Abb. 3). Besonders niedrige pH-Werte im zufließenden Wasser (z.B. während der Schneeschmelze in den Zuflüssen um 4,0) konnten im Wasserkörper der Talsperre noch immer ausreichend abgepuffert werden, nicht jedoch in den Zuflüssen, die periodisch (Lautenbach) oder schon permanent (Gänsebach) versauert waren. So waren auch die gelösten (filtrierten) Al-Gehalte in der Talsperre deutlich niedriger als in den Zuläufen. Hier wurden zeitweise mehr als 1 mg/l gemessen, während sie in der Talsperre (Abb. 4) infolge Verdünnung und Pufferung im µg-Bereich lagen (gemessenes Maximum in der Einschichtungslamelle eines Hochwassers über 150 µg/l; HORN & HORN 1995, HORN et al. 2000).

b) nach der Wiederbefüllung:

Die pH-Werte im Wasser der Talsperre änderten sich praktisch nicht. Dagegen stieg das Säurebindungsvermögen, das vor allem den Hydrogenkarbonatgehalt charakterisiert, deutlich an (Abb. 3). Die erhöhte Pufferkapazität des Wassers wird hauptsächlich auf die Kalkungen im Einzugsgebiet zurückgeführt, wie die Zuflüsse anzeigen. Als weitere Quellen kommen Alkalinität generierende reduktive Prozesse (Abbau organischer Substanz am Gewässergrund) sowie die verminderte atmosphärische Belastung in Frage (BfUNR 1998). Im Zuge der Neutralisierung verringerten sich auch die Konzentrationen an gelöstem Aluminium (nur die Gehalte an Gesamtaluminium erhöhten sich kurzfristig infolge Resuspension beim Ab- und Anstau, Abb. 4). In den Zuflüssen stiegen SBV und pH ebenfalls an, die tiefsten beobachteten pH-Werte lagen im Lautenbach, der ca. 95 % der Zuflußmenge beisteuert, bei 5,9 (vorher nur wenig über 4), die mittleren pH-Werte stiegen von 6,1 auf 7,0 (PAUL, mdl. Mitt.). Während also in den 90er Jahren die Talsperre als Senke für gelöstes importiertes Aluminium funktionierte (s. HORN et al. 2000), weil durch die pH-Wert Anhebung des zufließenden Wassers in der Talsperre eine Überführung in schwer lösliche Al-Spezies erfolgte, womit gleichzeitig Fällungen verbunden waren, existiert gegenwärtig eine solche Al-Sedimentation auf Grund des Ausbleibens von gelöstem Aluminium praktisch nicht mehr. Damit verbunden ist auch eine verminderte Aus- und Mitfällung von Phosphor, gelösten organischen Stoffen und kleinen Phytoplanktern.

Das Futterangebot in der Talsperre Neunzehnhain und seine Veränderungen

Die wichtigste Nahrungsquelle, zumindest für das Crustaceen-Zooplankton, stellt das Phytoplankton dar. Dieses hat nach dem Wiederanstau deutlich zugenommen: 2001 konnte fast doppelt so viel davon beobachtet werden wie in den 90er Jahren. Allerdings wurde diese Zunahme hauptsächlich durch größere, weniger gut oder gar nicht freßbare Algen verursacht (*Dinobryon* spp., große koloniebildende Cyanobakterien und Chlorophyceen, *Ceratium hirundinella*) (s. H. HORN 2003, dieser Band). Aber auch das durchschnittliche Biovolumen des Nanoplanktons erhöhte sich deutlich, allem voran das der gut freßbaren Cryptophyceen. Die Konzentrationen des Pikoplanktons (wichtig vor allem für die Rotatorien) waren 2001 ebenfalls ausreichend groß (ähnlich hoch wie in der mesotrophen Talsperre Saidenbach) (H. HORN, mündl. Mitt.) Insgesamt läßt sich also keinesfalls eine Verschlechterung der Futterbedingungen für das Zooplankton erkennen, so daß (auch unter der Annahme eines fehlenden Fischfraßdruckes - und fehlender wirbelloser Räuber!)

eigentlich eine starke und „ungebremste“ Entwicklung des Zooplanktons hätte erwartet werden können.

Die Zooplankton-Dynamik in der Talsperre Neunzehnhain

Crustaceen und Rotatorien stellen die wichtigsten Zooplanktonkomponenten in der Talsperre Neunzehnhain dar, während die Ciliaten nur geringe Abundanzen besitzen. Von besonderer Bedeutung für den Stoffhaushalt sind im allgemeinen die filtrierenden Kleinkrebse (vor allem die der Gattung *Daphnia*), weshalb auf diese ausführlicher eingegangen wird.

a) vor dem Abstau der Talsperre:

Das Crustaceenbiovolumen (Abb. 5) bestand 1992 – 1994 zu 50 bis 60 % aus *Daphnia rosea* und 20 – 30 % aus *Eudiaptomus gracilis*. Der Rest setzte sich aus unterschiedlichsten Arten zusammen. Cyclopoide Copepoden waren relativ schwach vertreten, obwohl dies allgemein als ungewöhnlich für oligotrophe Gewässer angesehen wird. 1995, im Jahr des Abstaus, ging *D. rosea* auf etwa 10 % zurück und es dominierte der calanoide Krebs *E. gracilis* mit fast 80 % Anteil.

Die Entwicklung der Daphnien setzte in den meisten Jahren im Mai/Juni ein, das Maximum an Biomasse wurde in der Regel Ende Juli überschritten. 1995 verlief die Entwicklung deutlich langsamer, und der Höhepunkt wurde erst in den letzten Augusttagen erreicht.

Das Gesamtbiovolumen des Crustaceenplanktons lag im Jahresmittel bei 80 mm^3/m^3 und war damit deutlich niedriger als in der benachbarten tieferen und mesotrophen Talsperre Saidenbach (300 mm^3/m^3). Erstaunlicherweise wich das Jahr 1995 nur wenig ab: die niedrigere Menge an Daphnien wurde vollständig durch *Eudiaptomus* kompensiert.

Das Rotatorienplankton (KOCH, pers. Mitt.) bestand hauptsächlich aus *Polyarthra dolichoptera* bzw. *vulgaris*, *Keratella cochlearis* und *Conochilus unicornis* und erreichte 1992 – 1995 im Jahresmittel Konzentrationen von ca. 9 bis 22 Tieren pro Liter. Das Jahr 1995 zeigte, abgesehen von höheren Sommerabundanzen, keine große Veränderungen. Auffallend sind lediglich die hohen Konzentrationen 1993. Die Rotatorien kommen offensichtlich immer dann in besonders hohen Dichten vor, wenn ihre Konkurrenten – die Daphnien – nur schwach vertreten sind (z.B. auch 1995, 2000).

b) nach der Wiederbefüllung:

Das Crustaceenplankton-Biovolumen zeigte keine signifikanten Veränderungen nach dem Wiederanstau (Abb. 5), ganz gleich, ob auf Flächen- oder Volumeneinheiten bezogen wurde. Ein Konzentrationseffekt auf Grund der unterschiedlichen Wassertiefen blieb (wie auch beim Phytoplankton) aus.

Es gab nur kleinere Änderungen des jahreszeitlichen Verlaufes bei *D. rosea*, aber diese lagen innerhalb der bekannten saisonalen Variationsbreite (Abb. 6). Im Frühjahr 2001, dem 2. Jahr nach Befüllung, setzte allerdings das Wachstum der Daphnien deutlich früher ein. Grund dafür war wahrscheinlich die jetzt größere Menge an überwinternden Tieren (bzw. an Dauerstadien). Zugleich nahmen jedoch 2001 die absoluten Werte und der relative Anteil bereits wieder ab.

Die relativen Verhältnisse der einzelnen Arten des Crustaceenplanktons blieben annähernd wie in den Jahren vor dem Abstau: *Daphnia rosea* dominierte deutlich, gefolgt von *E. gracilis* und *Cyclops* spp.

In beiden Jahren, vor allem aber 2000, erschienen die Rädertiere weit vor dem Aufkommen der Kleinkrebse, also früher als in den 90er Jahren (Abb. 6). Neben verminderter Konkurrenz (die Daphnien mußten sich erst wieder etablieren) waren möglicherweise auch die Ernährungsbedingungen in dieser Zeit für die beiden dominierenden Arten *Polyarthra dolichoptera* / *vulgaris* und *Keratella cochlearis* besonders gut. Es kommen dabei vor allem Bakterien in Betracht, die durch den Abbau der überstauten organischen Reste gute Wachstumsbedingungen vorgefunden haben sollten. Dafür spricht auch die große Zahl phagotropher Phytoflagellaten im Phytoplankton, z.B. *Dinobryon* spp.

Die etwas veränderten wasserchemischen Verhältnisse zeigten bei den Massenformen der planktischen Crustaceen und Rotatorien offensichtlich keine nachweisbaren Auswirkungen. Und auch das nun stark verminderte Auftreten von *Ceriodaphnia quadrangula*, eine Art, die saure und kalkarme Gewässer bevorzugt, und die Neubesiedlung mit *Diaphanosoma brachyurum* ab 2000 sind wahrscheinlich nicht nur auf die erhöhte Alkalinität zurückzuführen. Das gilt auch für das Neuerscheinen von *Cyclops vicinus*. Andere Faktoren, wie veränderte Nahrungsnetze, spielen mit Sicherheit ebenfalls eine Rolle. Bemerkenswert ist auch, daß der Zooplankter *Holopedium gibberum*, der 1968 noch in der Unteren Talsperre Neunzehnhain beobachtet wurde (FLÖßNER, mündl. Mitt.) - die überwiegend von der Oberen Talsperre Neunzehnhain gespeist wird und praktisch die gleiche Besiedlung aufweist - weiterhin fehlt.

Der erwartete gravierende Einfluß des Fehlens der Fische in der Wiederbefüllungsphase auf die Zooplankton-Biomasse blieb weitestgehend aus: Grund war die schnelle Wiederbesiedlung durch die Elritze (*Phoxinus phoxinus*). Dieser Kleinfisch wurde im Frühjahr 2000 eingesetzt (mit ca. 15 St./ha; SCHRÖTER, PETERS mündl. Mitt.) und reproduzierte sich schon im gleichen Jahr. Bereits 2001, also schon im zweiten Jahr nach dem Einstau, konnten große Schwärme beim Aufsuchen von Laichplätzen beobachtet werden.

Nach dem Anstau wurden deutlich höhere Werte der maximalen Tierlänge bei *D. rosea* und bei den geschlechtsreifen Weibchen und Männchen von *E. gracilis* beobachtet (Abb. 7). Diese Änderungen in der Größenstruktur des Zooplanktons sind ein deutlicher Hinweis auf die mit dem Neuanstau veränderte Fischstruktur: Während vor dem Abstau junge bzw. unterwüchsige Barsche dominierten, sind es jetzt die viel kleineren Elritzen.

Zusammenfassung

- Das Zooplankton zeigte nach dem Wiederanstau bisher keine signifikanten Veränderungen, weder hinsichtlich des Biovolumens (auch wenn sich eine geringe Abnahme der Biomasse anzudeuten scheint) noch bezüglich der Artenzusammensetzung und der saisonalen Dynamik. Die Neubesiedlung erfolgte ohne Verzögerung und in fast der gleichen Zusammensetzung.

- Obwohl, zumindest im ersten Jahr, der Fischbestand nur gering und die Futterbedingungen wenigstens genauso gut wie in den Jahren vor dem Abstau waren, blieben die erwarteten erhöhten Biomassen an Crustaceen aus. Im 2. Jahr nach dem Anstau können die im Vergleich zu den 90er Jahren leicht verringerten Abundanzen dagegen eindeutig auf die höhere Fischbesiedlung (bei noch geringem Raubfischbestand) zurückgeführt werden.

- Bei den Rotatorien wird aus den Jahresgängen deutlich, daß sie mit den Daphnien in Nahrungskonkurrenz stehen. Sie nahmen immer dann zu, wenn die Entwicklung von *Daphnia rosea* etwas geringer ausfiel. Verzögerte sich im Frühjahr das Wachstum der Daphnien, dann markierten sie den ersten Zooplanktongipfel. Besonders deutlich war das im Jahr 2000, wo sich die Daphnien erst etablieren mußten.

- Die deutliche Zunahme des Säurebindungsvermögens (Karbonatpuffer) wird primär auf die Kalkungen im Einzugsgebiet zurückgeführt, auch wenn eine gewisse Erhöhung auf Grund des verstärkten Abbaus organischer Substanzen am Gewässergrund infolge des Überstaus in Betracht gezogen wird, zumal zeitweise O_2-Mangel im Hypolimnion auftrat. Infolge der höheren pH-Werte im Zuflußwasser blieben bisher höhere Gehalte an gelöstem Aluminium im Talsperrenwasser aus. Diese, vor allem für die Zooplanktonarten eines Gewässers, bedeutsamen Änderungen im Wasserchemismus zeigten aber noch keine entsprechenden Auswirkungen, weder in der Zusammensetzung der Crustaceen noch in der der Rotatorien. Offensichtlich sind die Futterbedingungen und mehr noch die Fraßverluste durch die Fische ausschlaggebend für die Wiederbesiedlung und die saisonale Dynamik des Zooplanktons gewesen.

Literaturbefunde zur Wiederbesiedlung mit Zooplankton sind nicht häufig. Beim Wiedereinstau der Kerspetalsperre (mesotroph) lag die maximale Anzahl der Daphnien im ersten Jahr bei ca. 23 Tieren pro Liter (im Juni), im zweiten bei etwa 10/l (im April; NIENHÜSER & BRACHES 1998). In der oligo-mesotrophen Brucher Talsperre wurden im Sommer in der euphotischen Zone 11 *Daphnia*

galeata im Liter beobachtet (in den Folgejahren 3 – 6/l; SCHARF 2002). Ergebnisse zu Rotatorien wurden noch nicht gefunden.

Literatur

BfUNR (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) **(1998):** Luftreinhaltebericht Erzgebirge. 46 S. // **HORN, H. (2003):** Ab- und Wiederanstau der Talsperre Neunzehnhain: Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt und die Phytoplanktongemeinschaft. – DGL-Tagungsbericht 2002 (Braunschweig): dieser Band. // **HORN, W., H. HORN (1995):** Limnological Features of Different Acidic Drinking Water Reservoirs in the Erzgebirge (Germany). – Int. Revue ges. Hydrobiol. 4, 80: 623-638. // **HORN, W., L. PAUL, H. HORN (2000):** Eintrag, Wechselbeziehungen und Retention von Aluminium: Untersuchungen im Einzugsgebiet und in der versauerungsgefährdeten Talsperre Neunzehnhain (Erzgebirge). – DGL-Tagungsbericht 1999 (Rostock): 291-295. // **NIENHÜSER, A. E., P. BRACHES (1998):** Erfahrungen während und nach dem Wiedereinstau von Trinkwassertalsperren am Beispiel der Kerspetalsperre. – GWF Special Talsperren 139: 13-16. // **SCHARF, W. (2002):** Refilling, ageing and water quality management of Brucher Reservoir. – Lakes & Reservoirs: Research and Management 7: 13-23.

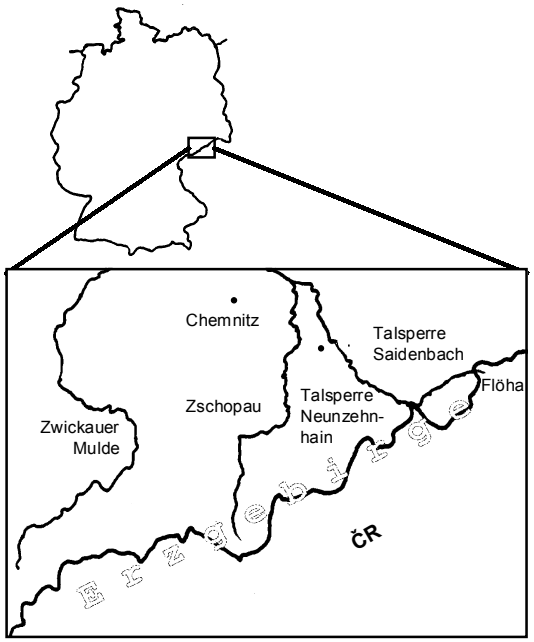


Abb. 1: *Die Lage des Untersuchungsgebietes.*

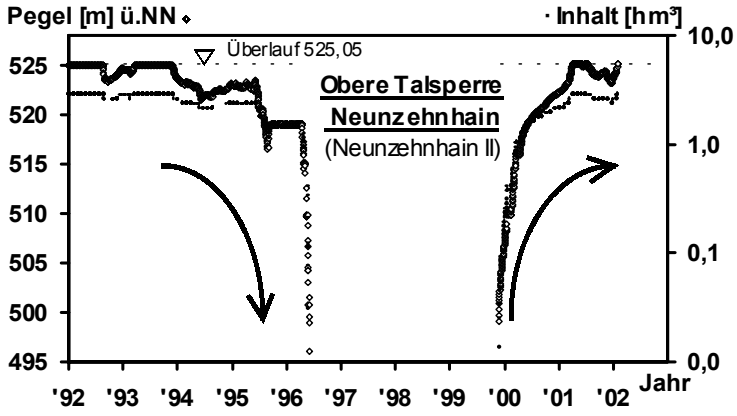


Abb. 2: *Pegelstände und Volumen der Talsperre Neunzehnhain während des Ab- und Wiederanstaus.*

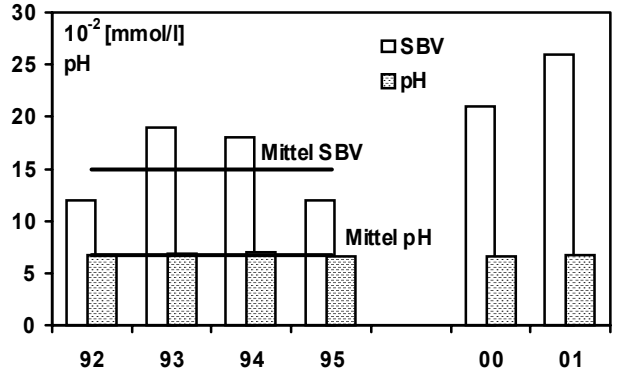


Abb. 3: *Säurebindungsvermögen und pH-Werte in der Talsperre Neunzehnhain vor und nach der Entleerung (Jahresmittel).*

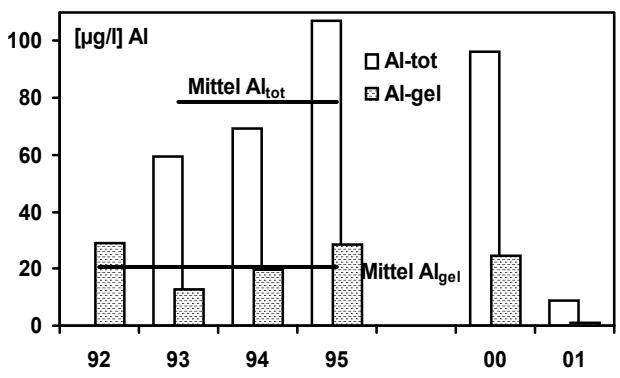


Abb. 4: *Konzentrationen an gesamten und gelösten Aluminium in der Talsperre Neunzehnhain vor und nach der Entleerung (Jahresmittel).*

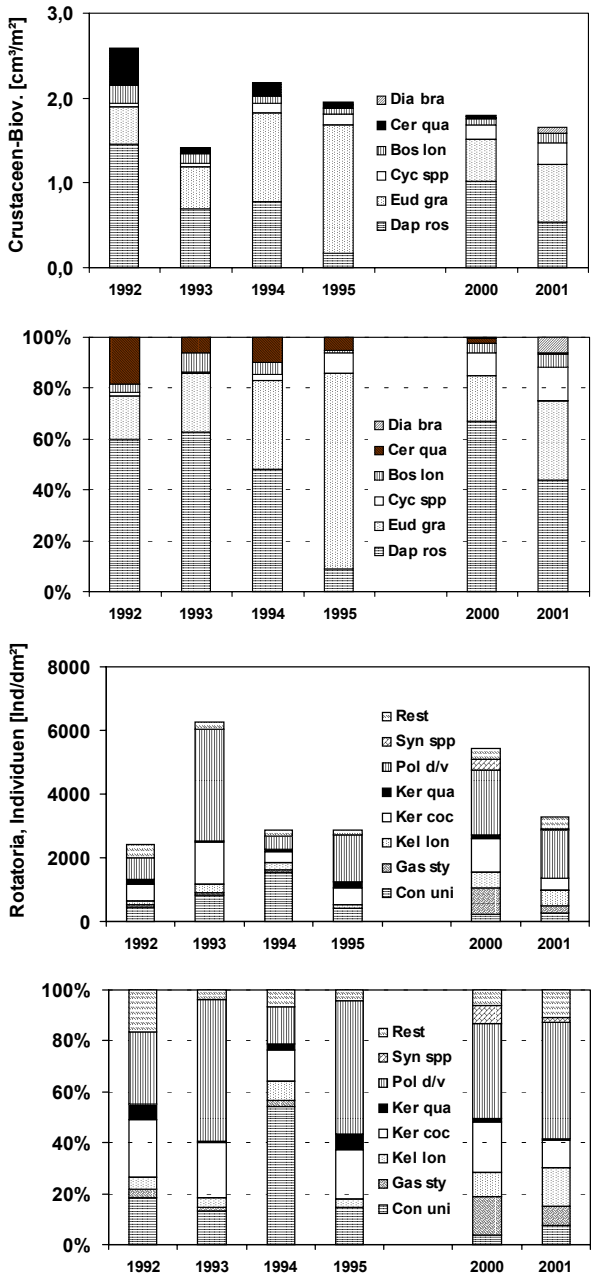


Abb. 5: *Die Jahresmittel des Biovolumens des Crustaceenplanktons und der Individuenzahl des Rotatorienplanktons in der Talsperre Neunzehnhain sowie deren relative Anteile (Daphnia rosea, Eudiaptomus gracilis, Cyclops spp., Bosmina longirostris, Ceriodaphnia quadrangula, Diaphanosoma brachyurum; Conochilus unicornis, Keratella cochlearis, K. quadrata, Polyarthra dolichoptera/vulgaris, Synchaeta spp. und weitere Arten).*

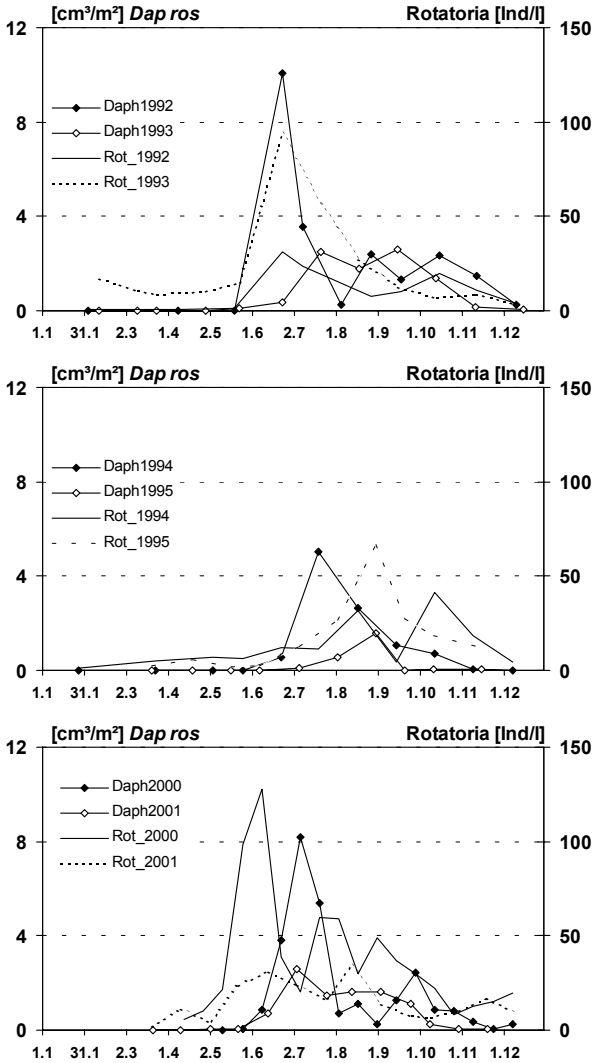


Abb. 6: *Die saisonale Entwicklung von Daphnia rosea und der Rotatorien (Summe aller Arten) in der Talsperre Neunzehnhain.*

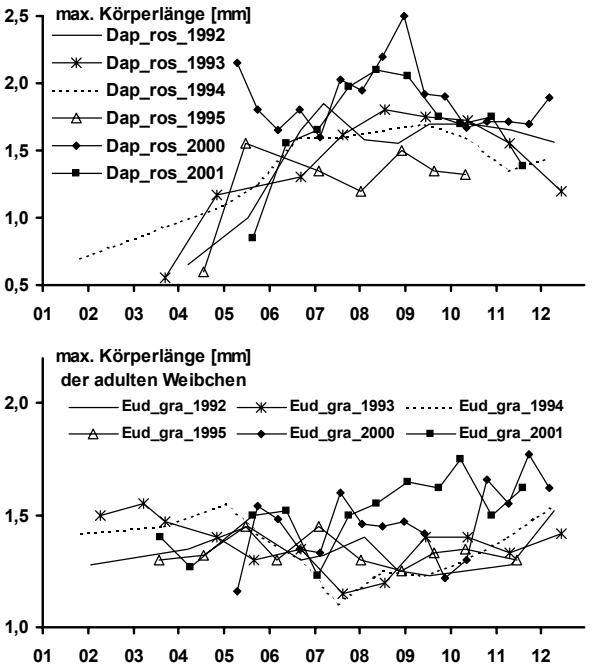


Abb. 7: *Die beobachteten maximalen Körperlängen von Daphnia rosea und Eudiaptomus gracilis (Weibchen) in der Talsperre Neunzehnhain im Jahresverlauf.*

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Diaphanosoma im Bodensee:
Ist das neuerliche Vorkommen ein Effekt der Oligotrophierung des Sees?

Hans Bernd Stich
Institut für Seenforschung, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen

Keywords: Diaphanosoma, Bodensee, Oligotrophierung, Cladoceren

In den Jahren 1952 bis 1954 lag die Abundanz von Diaphanosoma brachyurum im Bodensee-Überlingersee zwischen 2500 und 2900 Individuen m^{-2} (0- 60 m). Danach nahmen die Zahlen kontinuierlich ab und 1962 betrachtete Muckle (1972) D.brachyurum im Bodensee-Überlingersee als ausgestorben.

Auch im Bodensee-Obersee fand Muckle (1972) in den Jahren ab 1962 nur noch wenige Individuen. Lediglich 1964 konnte er von August bis September noch eine kleine Population feststellen. Die Individuendichten lagen < 3000 Ind m^{-2} (0 – 60 m). Seit 1968 galt die Population auch im Bodensee-Obersee als ausgestorben.

Im Bodensee-Untersee kam D.brachyurum bis in die späten 60er Jahre vor. Die von Einsle (1978a) beobachtete maximale Individuendichte lag bei 29 900 Individuen m^{-2} (0 – 20 m). Aber in den frühen 70er Jahren verschwand D.brachyurum auch aus dem Bodensee-Untersee (Einsle 1978b).

D.brachyurum hatte einen monocyclischen Entwicklungszyklus. Erste Tiere wurden im Juli / August gefunden, das Populationsmaximum wurde in der Regel im September / Oktober erreicht. Im November / Dezember wurden nur noch wenige Tiere gefunden. Die vertikale Verteilung beschränkte sich auf die oberen Wasserschichten.

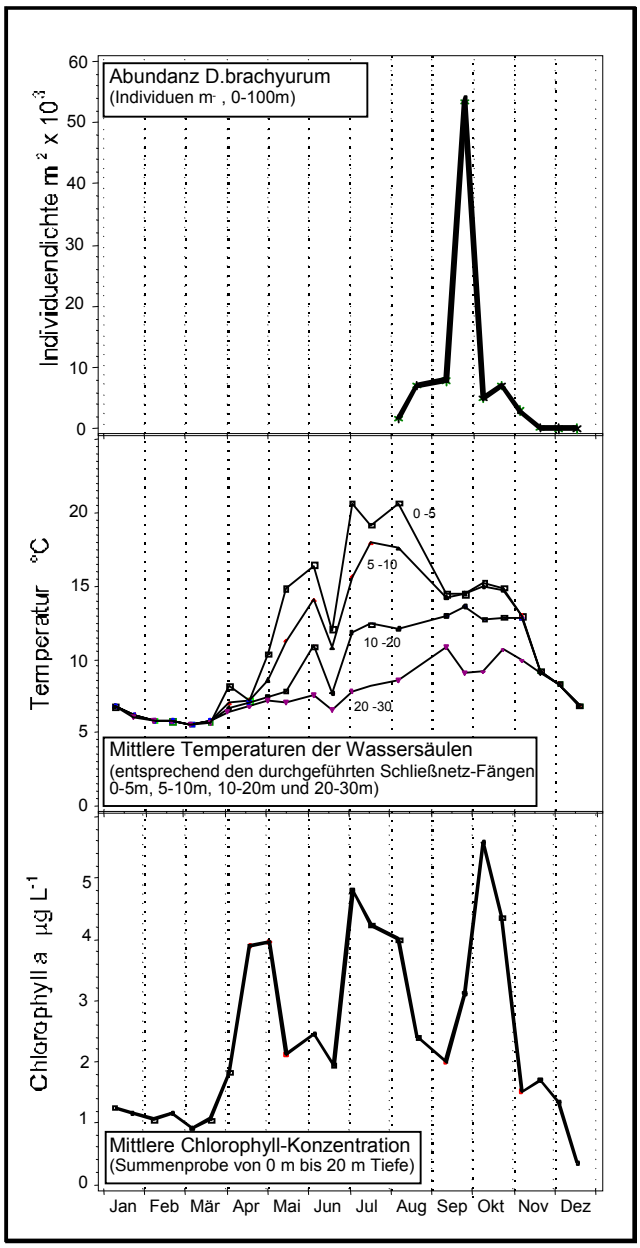
Das Aussterben der Art erfolgte zeitgleich mit der Eutrophierung des Bodensees. Charakteristisch war die Zunahme des Phytoplanktons, insbesondere von filamentösen Blaualgen. Aber auch die Anzahl der Daphnien stieg an, ebenso wie die Abundanzen der invertebraten Räuber L.kindtii und B.longimanus sowie der vertebraten Räuber. Neben den Felchen nahmen auch Barsche und Weißfische an Zahl zu. Kennzeichnend war außerdem eine Pelagialisierung der Fischbestände (Hartmann 1982). Als mögliche Ursache für das Aussterben von D.brachyurum wurde zunächst die starke Zunahme der Algen, insbesondere der fädigen Blaualgen, vermutet. Da aber der Bodensee-Untersee in den frühen 60er Jahren bereits eutroph war und die Cladocere dort noch vorkam, vermutete Muckle (1972) die höheren Individuendichten von invertebraten und vertebraten Räuber als Ursache für das Aussterben der Art im Bodensee-Obersee.

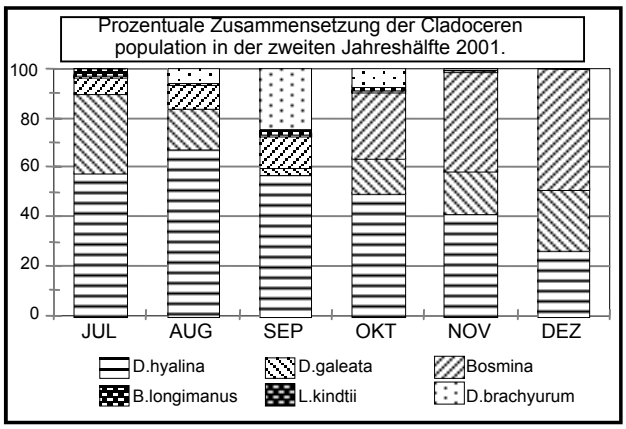
Seit den 90er Jahren zeichnet sich eine Oligotrophierung des Bodensees ab, die sich zunächst in einer veränderten Artenzusammensetzung des Phytoplanktons dokumentierte (eg. Kümmerlin 1998, Gaedcke 1998). Ab Juli /August 2001 wurde auch wieder D.brachyurum im Bodensee-Obersee gefunden. Die Individuendichten lagen in der Regel < 9000 Ind m^{-2}, also höher als in den 60er Jahren. Auch das im September beobachtete Populationsmaximum lag mit 50 000 Ind m^{-2} deutlich höher als das von Einsle (1978a) im Bodensee-Untersee beobachtete Maximum. Nur noch wenige Tiere wurden im Oktober / November gefunden. Nicht nur saisonaler Abundanzzyklus sondern auch vertikale Einschicht waren damit vergleichbar zu denen der früheren Jahre.

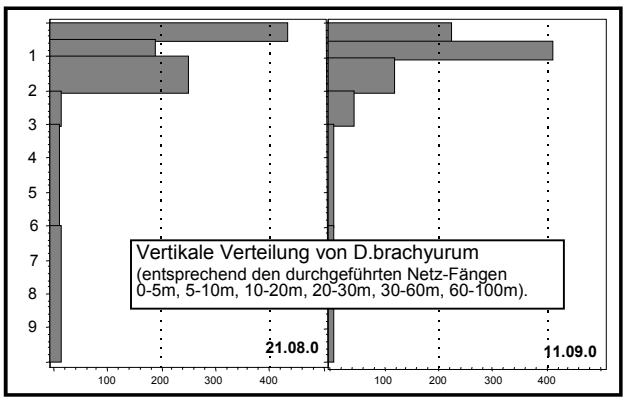
Während des Vorkommens von Diaphanosoma brachyurum dominierten im Bodensee-Obersee kleine Algen, insbesondere Algen der Größenklasse >5µm<30µm. Aber auch Algen der Größenklasse < 5µm waren häufig, die D.brachyurum auf Grund der feinen Maschenweite von 0.16 – 0.24 µm (Geller und Müller 1981) gut filtrieren kann.

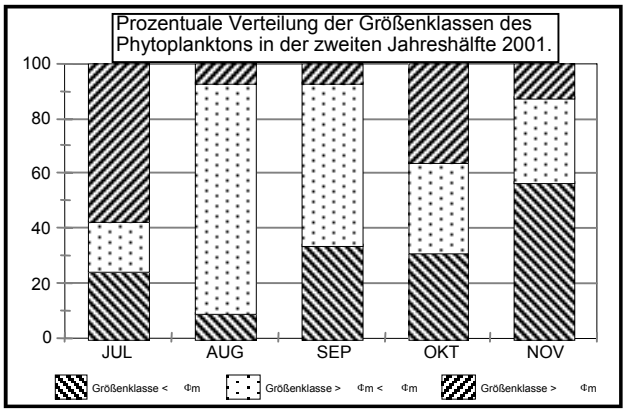
Die Cladocerenpopulation wurde von D.galeata und D.hyalina dominiert. Später nahm die Abundanz von Bosmina zu, bei gleichzeitiger Abnahme der Individuendichten beider Daphnienarten. Während des Vorkommens von Diaphanosoma waren die Dichten von D. galeata gering, im September sogar sehr gering. Wie D.brachyurum kommt D.galeata hauptsächlich in den oberen Wasserschichten vor. D.hyalina hingegen befindet sich insbesondere in den Sommermonaten tagsüber in tieferen Wasserschichten. Durch seine Vertikalwanderung kommt die Art nur nachts in den oberen Wasserschichten vor. (Stich 1989, Geller 1986). Die Anzahl der invertebraten Räuber L.kindtii und B.longimanus lag ständig unter 2 % der Gesamtabundanz der Cladocerenpopulation. Die Anzahl der vertebraten Räuber im Pelagial des Bodensees hat sich ebenfalls verringert.

Schlussfolgerung:
Mit der Oligotrophierung hat sich Qualität und Quantität des Phytoplanktons verändert. Dadurch haben sich die Produktionsbedingungen der Cladoceren verschlechtert, seine Abundanz hat sich vermindert. Im Sommer sind L.kindtii, B.longimanus und D.galeata die bevorzugten Beuteorganismen der Felchen. Durch den anhaltenden Fraßdruck der vertebraten Räuber ist auch ihre Mortalität hoch. Für D.brachyurum hat sich sowohl der Fraßdruck der invertebraten Räuber L.kindtii und B.longimanus verringert und gleichzeitig hat sich auch der Druck des Nahrungskonkurrenten D.galeata reduziert. Diese für Diaphanosoma günstige Situation für ein "Come back" wird durch die Dominanz kleiner Algen verstärkt.









Literatur

Einsle U. 1978a, Faunistische und systematische Untersuchungen über das Zooplankton der größeren Seen der Schweiz und ihrer Grenzgebiete. Revue Suisse Zool. 7:353-715

Einsle U. 1978b, Das Crustaceenplankton im Gnadensee (Bodensee-Untersee) 1963/64 Schrr Vg Bodensee 96:217-240

Geller W. 1986, Diurnal vertical migration of zooplabkton in a temperate lake (L. Constance): A starvation avoidancr mechanism. Arch. Hydrobiol.Suppl.Monogr.Beitr.74:11-60

Geller W und H. Müller, 1981, The filtration apparatus of cladocera: Filter mesh sizes and teir implications on food selectivity. Oecologia (Berl.) 49:316-321

Hartmann J. 1982, Hierarhy of niches of the fishes of Lake Constance, a lake ndergoing eutrophication. Schweiz.Z.Hydrol. 44:315-323

Muckle R. 1972 Beobachtungen am Crustaceenplankton des Überlinger Sees (Bodensee) 1952- 1962. II. Jahreszeitliches Auftreten der Arten 1957 – 1962 und Tiefenverteilung. Beitr.naturk.Forsch.SüdwDtl. 31:103-131

Gaedcke U. 1998, Functional and taxonomical properties of the phytoplankton community of large and deep Lake Constance: interannual variability and response to re-oligotrophication. Arch.Hydrobiol.Spec.Issues Advanc.Limnol.53:119-141

Kümmerlin R.E. 1988, Taxonomical response of the phytoplankton community of Upper lake Constance (Bodensee-Obersee) to eutrophication and re-oligotrophication. Arch.Hydrobiol.Spec.Issues Advanc.Limnol.53:109-117

Stich H.B. 1989, Seasonal changes of diel vertical migration of crustacean plankton in Lake Constance. Arch. Hydrobiol.Suppl.Monogr.Beitr.83:355-405

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Diapause in Monogonont Rotifers from Permanent and Temporary Habitats – A Comparison of Different Subpopulations

Thomas Schröder, Biological Sciences, Dartmouth College, Hanover, NH 03755, USA
Email: Thomas.Schroeder@Dartmouth.edu

Keywords: diapause, rotifers, permanent habitats, temporary floodplain habitats, genetic differentiation, Unteres Odertal

Introduction:

The temporary floodplain habitats of the Lower Oder Valley are colonized by several monogonont rotifer species in winter and spring. Unlike floodplains of the Amazon basin which are characterized by a regular monomodal flood pulse, flooding regimes of European lowland rivers as the Oder are more unpredictable (Fig. 1a). Populations of the same rotifer species also occur in nearby permanent ponds and lakes, where unpredictable habitat existence does not influence life history strategies. A predictable flooding event favors synchronization of life cycles with the alternating aquatic and terrestrial phases whereas organisms coping with unpredictable flooding often pursue "risk strategies" (ADIS & JUNK 2002). Unpredictable habitat existence in floodplains of European lowland rivers should favor bet-hedging strategies in resting egg production and hatching.

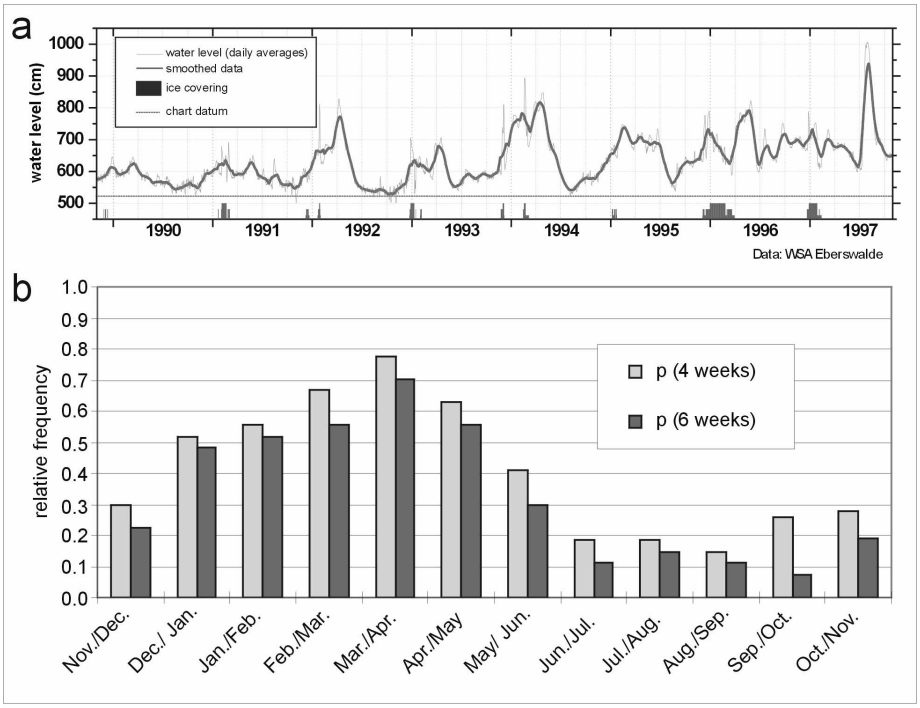


Fig. 1: (a) Water level of the River Oder at the Stützkow gauge from 1990 to 1997. The trend line was computed by adjacent averaging of the daily mean. (b) Relative frequencies of 4-week and 6-week periods with a water level of 6.5 m or more at the gauge at Stützkow, calculated for a total of 27 years. Relative frequencies of 4-week and 6-week periods with a water level of 6.5 m or more at the gauge at Stützkow, calculated for a total of 27 years.

Resting egg production during the aquatic phase is crucial for survival of populations in temporary habitats. GILBERT (2002) has found that the propensity to react to mixis stimuli can be suppressed in early generations after hatching from the resting egg. Such an endogenous block of mictic reproduction in early generations should increase fitness in predictable environments because population growth is maximized first. This in turn leads to a higher yield of resting eggs later during

population development. In unpredictable habitats such a strategy might be disadvantageous, if the habitat ceases to exist while mictic reproduction is still suppressed. A mixed strategy of mictic and amictic reproduction soon after hatching from the resting egg should be more favorable. Theoretical models (e.g. COHEN 1968, ELLNER 1985a, 1985b) suggest that diapause termination should also be influenced by habitat predictability. Increased unpredictability should lead to a decrease in hatching fractions of diapausing stages. A resting stage bank ensures population survival, should production of new resting stages fail.

To test these hypotheses, populations of 2 species, *Rhinoglena frontalis* and *Epiphanes senta* from temporary and permanent habitats were investigated for clonal differences in resting egg production and hatching. An allozyme analysis was carried out to test whether subpopulations of these species in temporary and permanent habitats are genetically differentiated.

Material and methods:

Populations of *E. senta* and *R. frontalis* were sampled at different locations in the temporarily inundated floodplain of the Lower Oder and in nearby permanent ponds (Fig. 2), which are not connected to the floodplain. Clone cultures were established to yield resting eggs for experiments and An allozyme analysis of the sampled populations was conducted following methods described by HEBERT & BEATON (1989) and by GÓMEZ (1998). 5 polymorphic loci were analyzed in *R. frontalis* (GPI, ME, MDH, PGM-1, PGM-2) and 4 polymorphic loci in *E. senta* (PGM, LDH, MDH, ME).

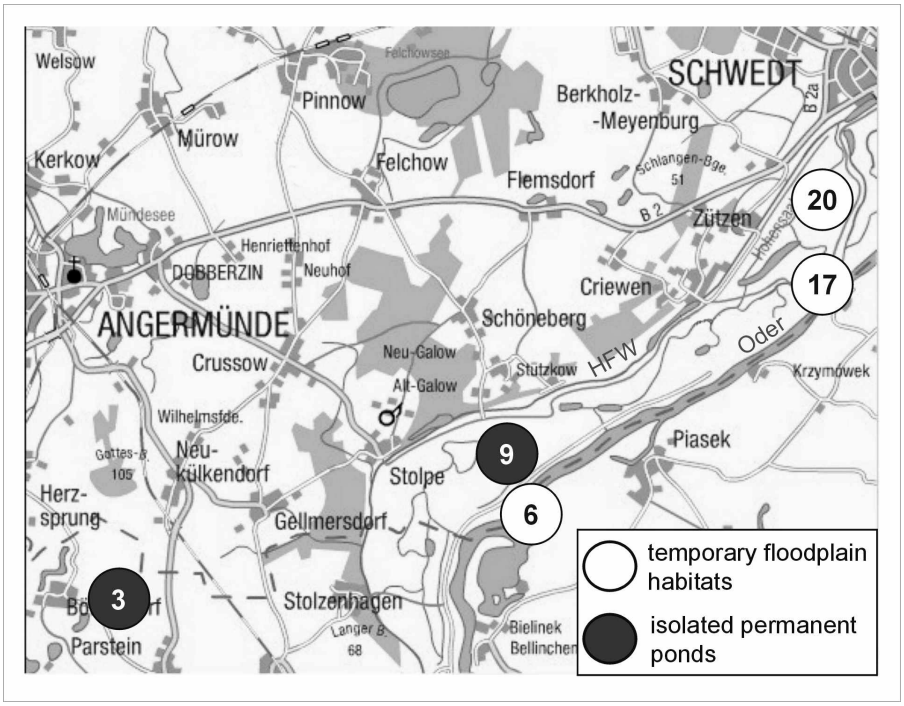


Fig. 2: locations of sampled temporary floodplain habitats and isolated permanent ponds near Schwedt/Oder

The supression of mictic female production in the first generations after hatching from the resting egg was tested in experiments using genetically distinct clones of both species from permanent and temporary habitats. The experimental design was the same as described in GILBERT (2002). Experiments were conducted at 15°C, LD 12:12. For the experiment with *R. frontalis*, a medium of filtered lake water with *Rhodomonas minuta* (1 x 10^5 cells/ml) was used. The experiment with *E. senta* was conducted in modified MBL medium (STEMBERGER 1981) with *Cryptomonas erosa* var. *reflexa* (3 x 10^4 cells/ml).

In *R. frontalis* resting eggs can be induced to hatch by changing the water temperature from high to low temperatures (SCHRÖDER 1999). The fraction of resting eggs that could be induced to hatch was determined for resting eggs produced by 3 floodplain clones and 3 clones from a permanent pond. For each clone 5 replicates with 100 eggs each in filtered pond water were transferred from 20°C to 10°C (LD 12:12). Hatching was recorded daily. After 3 weeks when no more hatching occurred the resting eggs were transferred back to 20°C. The influence of light and temperature on hatching induction of *E. senta* resting eggs was tested with resting eggs that had been produced by 1 floodplain clone and 1 clone from a permanent pond and had been stored in darkness at 20°C for 3 months thereafter. 5 replicates of each clone with 33 eggs in filtered pond water were exposed to each of the following combinations of the 2 factors: 10°C – LD 0:24, 10°C – LD 16:8, 20°C - LD 0:24, 20°C – LD16:8. The eggs were checked daily for hatching.

Results and discussion:

Allozyme analysis of subpopulations in temporary floodplain habitats and permanent ponds

An allozyme analysis of 4 (*E. senta*) respectively 5 (*R. frontalis*) enzyme loci revealed the existence of 14 distinct clones in *E. senta* and 25 clones in *R. frontalis* (Figs 3 & 4). Genotypic differentiation between subpopulations is statistically significant (p-values ≤ 0.00036 for all pairs of subpopulations; G-based exact test, GOUDET et al. 1996), except for the subpopulations of *E. senta* from the floodplain (sites 17 and 20), which do not differ significantly in their distributions of genotypes (p = 0.804).

Overall F_{st}-values are 0.0982 for *E. senta* and 0.4302 for *R. frontalis*. Both values are significantly different from 0 (p ≤ 0.01; bootstrapping as in WEIR & COCKERHAM 1984) which indicates limited gene flow between subpopulations.

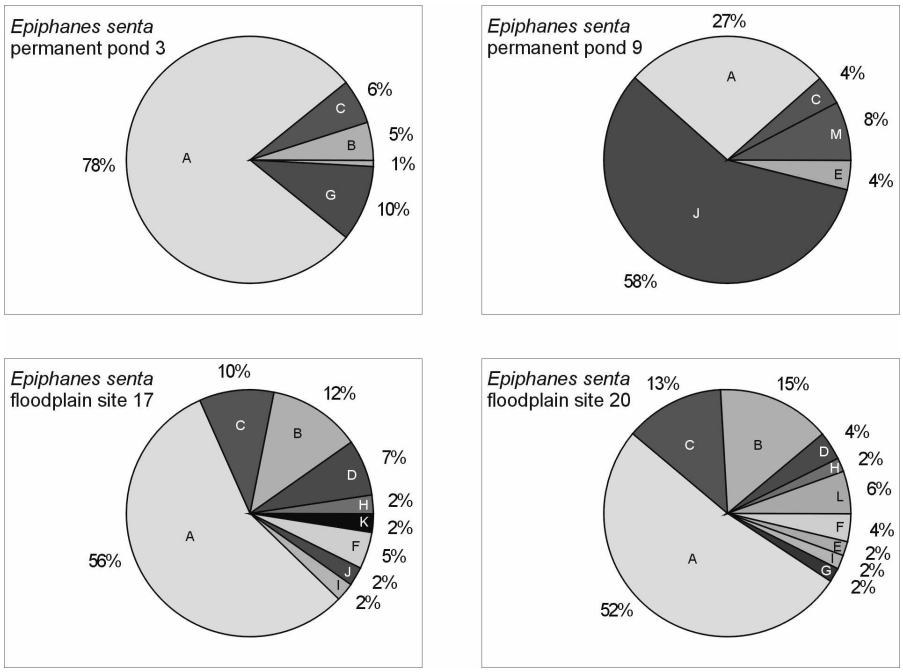


Fig. 3: clonal diversity of *E.senta* subpopulations based on genotypes of 4 polymorphic enzyme loci (PGM, LDH, MDH, ME). Different letters denote different genotypes.

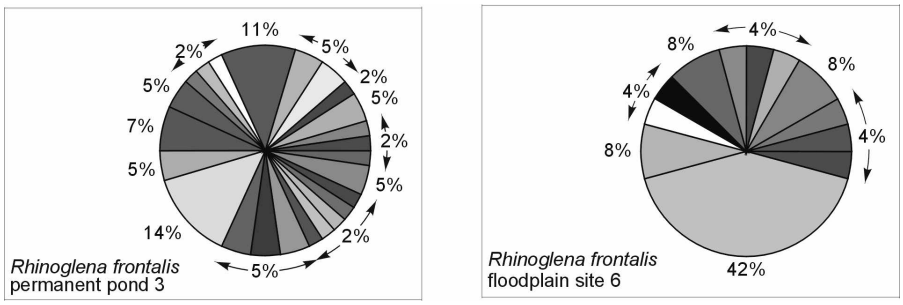


Fig. 4: clonal diversity of *R. frontalis* subpopulations based on genotypes of 5 polymorphic enzyme loci (GPI, ME, MDH, PGM-1, PGM-2). None of the genotypes identified in the subpopulation of pond 3 was found in the subpopulation of floodplain site 6.

Resting egg production and hatching

Rhinoglena frontalis

Mictic female production and hence resting egg production in *R. frontalis* is induced by high population densities. In clones from temporary floodplain habitats females of the first generations after hatching from the resting egg are less sensitive to this crowding stimulus than females from later generations (Fig. 5). Thus in the first weeks after hatching from the resting egg the ability of population growth is maximized in these clones rather than an early production of new resting stages. Clones from the permanent pond did not show a significant endogenous block of mixis induction in the early generations.

Hatching of resting eggs can be induced at low temperatures typical for winter and spring after resting eggs have experienced high temperatures typically occurring in summer (SCHRÖDER 1999). The fraction which could be induced to hatch by temperature changes was lower in resting eggs produced by pond clones than in resting eggs produced by floodplain clones (Fig. 6). Resting eggs of 1 pond clone continued to hatch at a high water temperature.

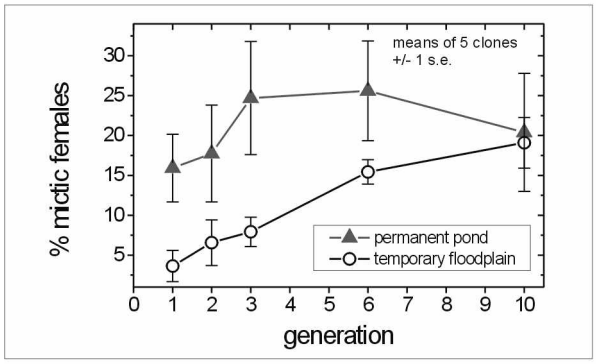


Fig. 5: effect of generation from the resting egg on the propensity of pond and floodplain clones of *R. frontalis* to produce mictic females in response to crowding

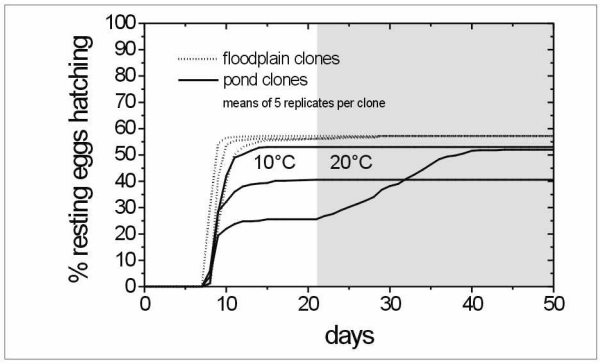


Fig. 6: fractions of hatching resting eggs which were produced by floodplain and by pond clones of *Rhinoglena frontalis.*

Epiphanes senta

As in *R. frontalis* crowding induces mictic female production in *E. senta*. The endogenous block of mixis induction in *Epiphanes* clones is even stronger than in *Rhinoglena* clones. No mictic females were produced in crowded females from the 1st to the 7th generation. No difference between floodplain and pond clones could be observed (Fig. 7).

Resting eggs from floodplain and pond clones can be induced to hatch at low temperatures (Fig. 8). Light enhances hatching. At high temperatures no resting eggs from the floodplain clone could be induced to hatch, whereas a small fraction of resting eggs from the pond clone hatched when they were subjected to light (LD 16:8).

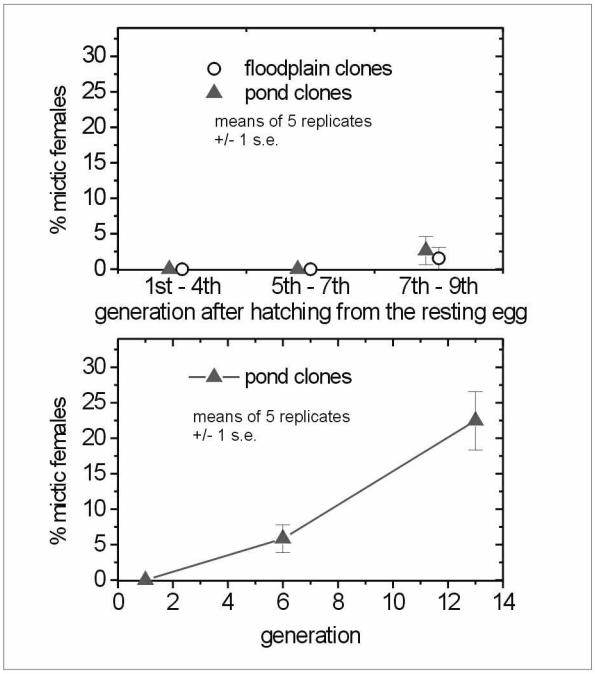


Fig. 7: effect of generation from the resting egg on the propensity of clones of *E. senta* to produce mictic females in response to a crowding stimulus.

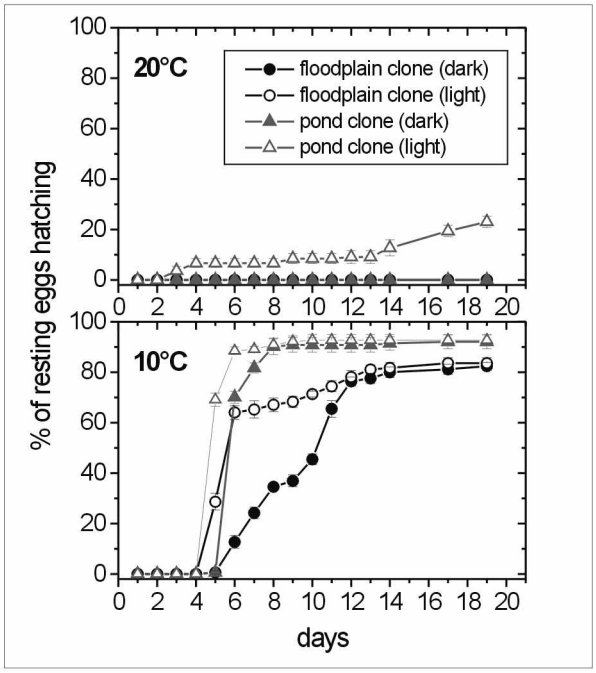


Fig. 8: hatching induction of resting eggs produced by a pond clone and a floodplain clone of *E. senta* by low and high water temperature and light conditions

Conclusions

Contrary to expectations, resting egg production in both species is delayed in populations inhabiting the temporary floodplains. In addition, clones of *R. frontalis* from the permanent pond do not show a significant block of mictic reproduction. Also hatching fractions of resting eggs were lower in *Rhinoglena* clones from the permanent pond than in clones from the floodplain. The inundated floodplains seem to provide a habitat for monogonont rotifers as least as predictable as nearby permanent ponds, where factors other than habitat existence may contribute to unpredictability.

In *E. senta* water temperature seems to be a reliable cue for hatching into longer lasting environments. Resting eggs of floodplain clones only hatch at low temperatures which occur when

a long flooding period is highly probable (Fig. 1b). Resting eggs of pond clones also hatch at higher temperatures since their habitat continues to exist during summer.

References:

ADIS, J., JUNK, W.J. (2002): Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. Freshwat. Biol. 47: 711-731

COHEN, D. (1966): Optimizing reproduction in a randomly varying environment. J. Theoret. Biol. 12: 119-129

ELLNER, S. (1985a): ESS germination strategies in randomly varying environments. I. Logistic-type models. Theor. Pop. Biol. 28: 50-79

ELLNER, S. (1985b): ESS germination strategies in randomly varying environments. II. Reciprocal yield-law models. Theor. Pop. Biol. 28: 80-116

GILBERT, J.J. (2002): Endogenous regulation of environmentally induced sexuality in a rotifer; a multigenerational parental effect induced by fertilisation. Freshwat. Biol. 47: 1633-1641

GÓMEZ, A. (1998): Allozyme electrophoresis: its application to rotifers. Hydrobiologia 387/388: 385-393

HEBERT, P.D.N., BEATON, M.J. (1989): Methodologies for allozyme analysis using cellulose acetate electrophoresis: a practical handbook. Helena Laboratories, Beaumont, TX

STEMBERGER, R.S. (1981): a general approach to the culture of planktonic rotifers. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 721-724

GOUDET, J., RAYMOND, M., DE MEEUS, T., ROUSSET, F. (1996): Testing differentiation in diploid populations. Genetics 144: 1933-1940

SCHRÖDER, T. (1999): Lebenszyklusstrategien planktischer Rotatorien (Monogononta, Rotifera) im Zusammenhang mit den saisonalen Überflutungen in der Flussaue des Unteren Odertals. Ph.D. Dissertation. Freie Universität Berlin, 183 pp.

WEIR, B.S., COCKERHAM, C.C. (1984): Estimating F-statistics for the analysis of population structure. Evolution 38: 1358-1370

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Dynamics of heterotrophic nanoflagellates in two large rivers (Rhine and Mosel)

Mario Prast[1], Tanja Bergfeld[1,2], Andreas Schöl[2], Dieter Müller[2] & Hartmut Arndt[1]

[1]Universität zu Köln, Zoologisches Institut, Abteilung für allg. Ökologie und Limnologie, Weyertal 119, D-50923 Köln,
[2]Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat U2: Ökologische Wirkungszusammenhänge, Postfach 20 02 53, D-56002 Koblenz

Keywords: Rhine, Mosel, HNF, Potamoplankton, microbial food web

Introduction

The heterotrophic nanoflagellates (HNF) are an important component of the microbial food web in the potamoplankton. Although HNF all use bacteria as their primary food source, they are a non-uniform group as they differ in their ecological niches by different feeding types and substrate preferences. In most studies so far, they have been adressed as one homogeneous group because they were investigated with fixed samples and epifluorescence microscopy, which allows only a rough determination at the best. In our study we used a live-counting technique which allows the taxonomic determination of the HNF and thus gives more detailed information on the ecological function of the HNF.

Material & Methods

For a long-term investigation samples were taken every two weeks from the rivers Rhine and Mosel in Koblenz (Germany) from January until October 2001. HNF were counted Formol-fixed and DAPI-stained using epifluorescence microscopy as well as alive using phase contrast microscopy (only April until October).

For a short-term investigation during one week in May 2001 samples were taken daily.

Additional data like discharge, chlorophyll *a*-content, nutrients and bacterial and ciliate abundances were also measured.

Results

The taxonomic composition of the HNF in the potamoplankton of the rivers Rhine and Mosel was dominated by chrysomonads. Other important groups were choanoflagellates, kinetoplastids, bicosoecids and ancyromonads, other flagellates contributed generally less than 10% to total HNF abundance. 21 higher taxa were found with some taxa containing several species (e.g. *Salpingoeca spp*).

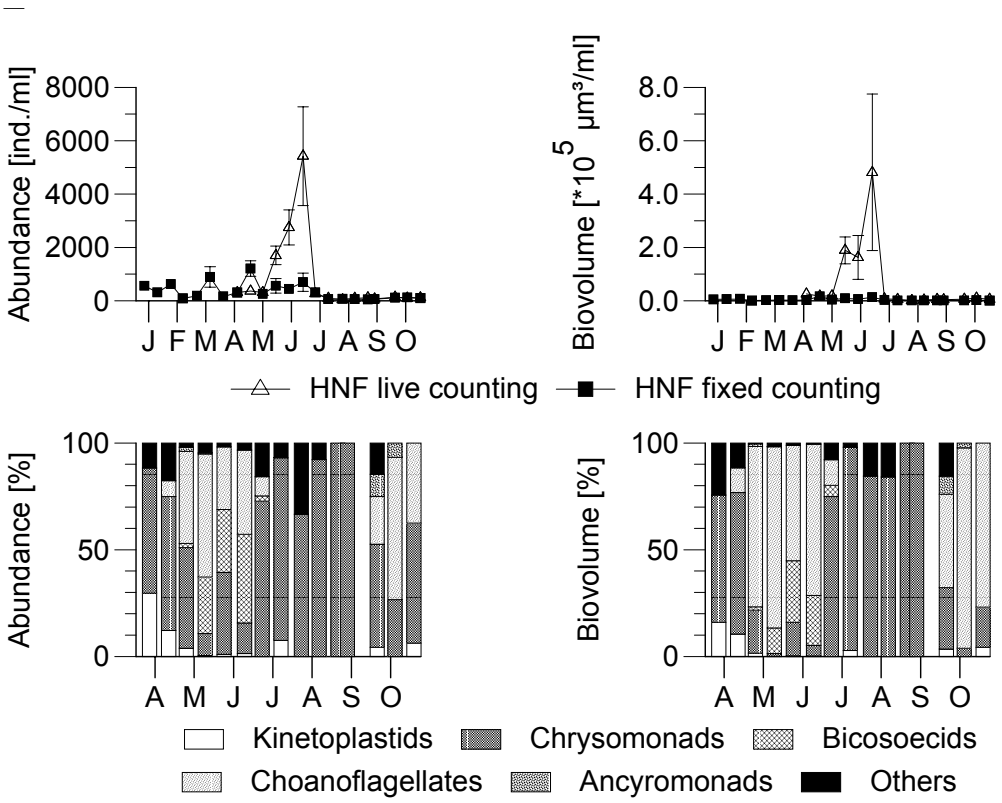


Fig. 1: River Rhine: HNF abundance, -biovolume and taxonomic composition

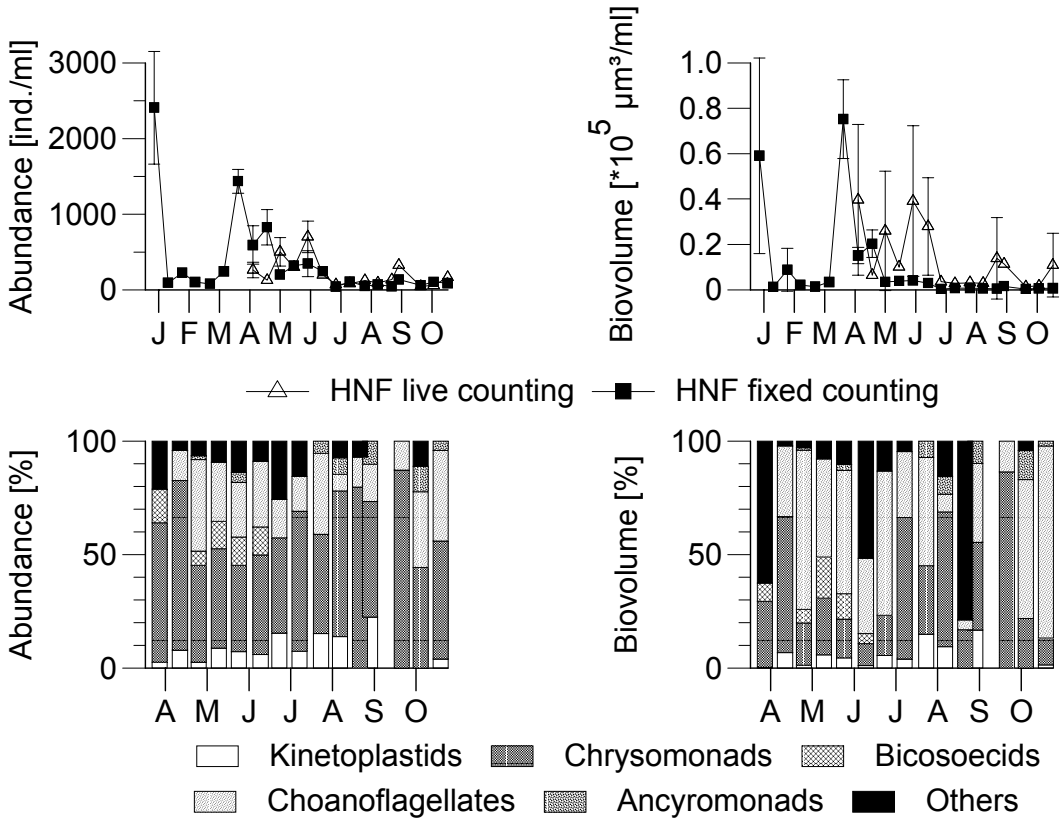


Fig. 2: River Mosel: HNF abundance, -biovolume and taxonomic composition

HNF abundance in the River Mosel was three times higher than in the River Rhine on annual average, but this was only due to a HNF abundance peak in the River Mosel during early summer 2001. For most of the investigation time, abundances were similar in both rivers.

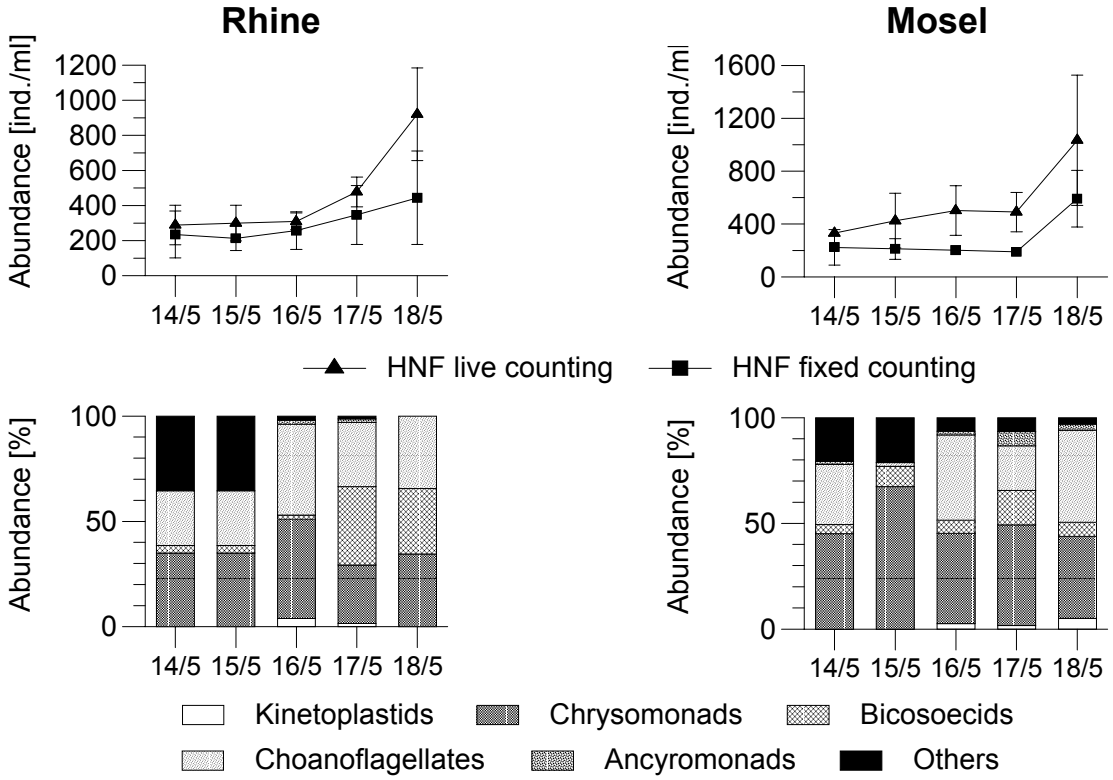


Fig. 3: HNF abundance and taxonomic composition for the short-term investigation

During the one-week investigation on short-term variability HNF abundances increased to the end of the week in both rivers. In the River Rhine there is a significant change in the taxonomic composition from Wednesday to Thursday.

Conclusions

There is no significant difference in the taxonomic composition of the HNF in between the two rivers. The composition found in this study matches in a standard composition of HNF found in many different types of freshwater and marine habitats.

Abundances were similar in both rivers for most of the investigation period, but in early summer in the River Mosel HNF abundance was more than three times higher than in the River Rhine.

Investigations on short-term variability showed that there can be a clear change in HNF-abundance and –composition in the potamoplankton within 24 hours.

The enrichment of the HNF load in the River Rhine by the confluence of the River Mosel was enormous during the early summer. On one day, for example, the contribution of the River Mosel to the total HNF load after the confluence was 83% when its contribution to discharge was 5%! Similar effects are already known for algae.

A comparison between live and fixed samples showed that the HNF-peak in early summer was not depicted in the fixed samples, especially in the River Mosel.

Literature

ARNDT, H., DIETRICH, D., AUER, B., CLEVEN, E.-J., GRÄFENHAHN T., WEITERE, M. & MYLNIKOW, A. P. (2000): Functional diversity of heterotrophic flagellates in aquatic ecosystems. - in: Leadbeater, B. S. C. and Green, J. C. (eds.): The Flagellates – Unity, diversity and evolution. The Systematics Association Special Volume Series 59: 240-268, Taylor and Francis, London & New York

BERGFELD, T. (2002): Dynamics of microbial food web components in three large rivers (Rhine, Mosel and Saar) with the main focus on heterotrophic nanoflagellates. - PhD thesis, University of Cologne

PRAST, M. (2002): Dynamics of heterotrophic nanoflagellates in two large rivers (Rhine and Mosel): abundance, taxonomic composition and impact of inorganic particles. – Thesis, University of Cologne

MAKROZOOBENTHOS

BRENDELBERGER, H., WEICHBRODT, S. & B. LÖSKEN: Omnivorie bei Asellus aquaticus und Gammarus pulex

EGGERS, T. O.: Verbreitungsmuster neozoischer Malacostraca in norddeutschen Schifffahrtsstraßen

FINK, P. & E. VON ELERT: Chemosensorische Futterwahl limnischer Gastropoden

WACKER, A. & E. VON ELERT: Einfluss der Futterqualität auf die Investition von Dreissena polymorpha in die Qualität der Eizellen

HAAS, G.: The importance of invasive predatory amphipod Dikerogammarus villosus for the macroinvertebrate community in the Rhine river

HAESLOOP, UWE: Das Grabensystem des NSG „Westliches Hollerland", Bremen – Lebensraum einer außergewöhnlich bemerkenswerten Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos)

HAIDEKKER, A.: Untersuchungen zum anthropogen beeinflussten Temperaturhaushalt eines Fließgewässers im Mittelgebirge am Beispiel der Lenne

HÜBNER, G. & U. BRAUKMANN: Makrozoobenthos der unteren Werra und ihrer Hauptzuflüsse – Eine erste Analyse des naturräumlichen Wiederbesiedlungspotenzials

JÄSCHKE, K., WINKELMANN, C., PÖTSCHKE, G. & J. H. E. KOOP: Der Einfluss von Nahrungsmangel auf den Reservestoffhaushalt von Rhithrogena semicolorata (Ephemeroptera)

KIEL, E.: Untersuchungen zum Vorkommen von Leptophlebia vespertina (L., 1767) (Ephemeroptera, Leptophlebiidae) in Hochmoorregenerationsflächen

KRAMM, S., FELD, C. K. & D. HERING: Vergleichende Untersuchung der Besiedlung von Hartsubstraten durch Makroinvertebraten in Sandbächen

MEYER, A., GERLACH, P., ILLIES, E. & E. I. MEYER: Karstquellen und quellnahe Karstbäche der Paderborner Hochfläche – eine hydrologisch-faunistische Charakterisierung eines regionalen Bachtyps

PAULS, S., LUMBSCH, TH. & P. HAASE: Genetische Isolation von Drusus discolor RAMBUR 1842 (Trichoptera: Limnephilidae) in montanen Mittelgebirgen Mitteleuropas – Erste Ergebnisse

WINKELMANN, C., HELLMANN, C. & J. H. E. KOOP: Beeinflusst der Ernährungszustand das Driftverhalten von Makrozoobenthosorganismen?

BLANKE, D. & H. SCHULZ: Situation des Edelkrebses (Astacus astacus L.) sowie weiterer Flusskrebsarten in Niedersachsen

GIMPEL, K.: Populationsökologische Untersuchungen an isolierten Edelkrebsbeständen (Astacus astacus L.) in Fließgewässern.

SCHULZ, H., PRZEMYSLAW S., WENDT, H. & R. SCHULZ: GIS-gestützte Bestandsanalyse von Flusskrebsen in Nordostbrandenburg und Nordwestpolen als Basis für die Ableitung von angepassten Schutzstrategien

GUMPINGER, C. & S. SILIGATO: Das Artenschutzprojekt Flussperlmuschel in Österreich

VOGT, C. & A. SCHÄFER: Der Einfluss der Populationsdynamik von Makrozoobenthos auf die biologische Gewässerbewertung am Beispiel des Ruwer Einzugsgebietes

MARTIN, P. & R. BRINKMANN: Zur Eignung der Wassermilben als Bioindikatoren in Fließgewässern – vorläufige Befunde aus Baden-Württemberg

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Omnivorie bei *Asellus aquaticus* und *Gammarus pulex*

Heinz Brendelberger, Sonja Weichbrodt & Barbara Lösken

Zoologisches Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel,
Olshausenstrasse 40, D-24098 Kiel; e-mail: hbrendelberger@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: *Asellus*, *Gammarus*, Shredder, Wachstum, Omnivorie

Die beiden Benthosarten *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda) und *Asellus aquaticus* (Crustacea: Isopoda) dominieren die Makrofauna des Rhithrals zahlreicher Fliessgewässer (Minshall, 1967). Dort ernähren sie sich als Zerkleinerer (Shredder) von allochthonem Fallaub (Moore, 1975). Da die Arten in zahlreichen Gewässern syntop vorkommen und ansonsten einen sehr ähnlichen Lebenszyklus zeigen, ist zu vermuten, dass sie zumindest in diesen Habitaten eine gewisse Separation der realisierten Nahrungsnische zeigen.

Wir haben deshalb in sechswöchigen Laborexperimenten unter kontrollierten Bedingungen (15 °C, L : D = 16 : 8) die Wachstumsrate von *Asellus aquaticus* bei unlimitierter Fütterung mit inkubierten Ahornblättern (*Acer pseudoplatanus*) und lebenden Makrophyten (*Myriophyllum verticillatum*) mit derjenigen einer nicht gefütterten Hungerkontrollt untersucht (Abb. 1).

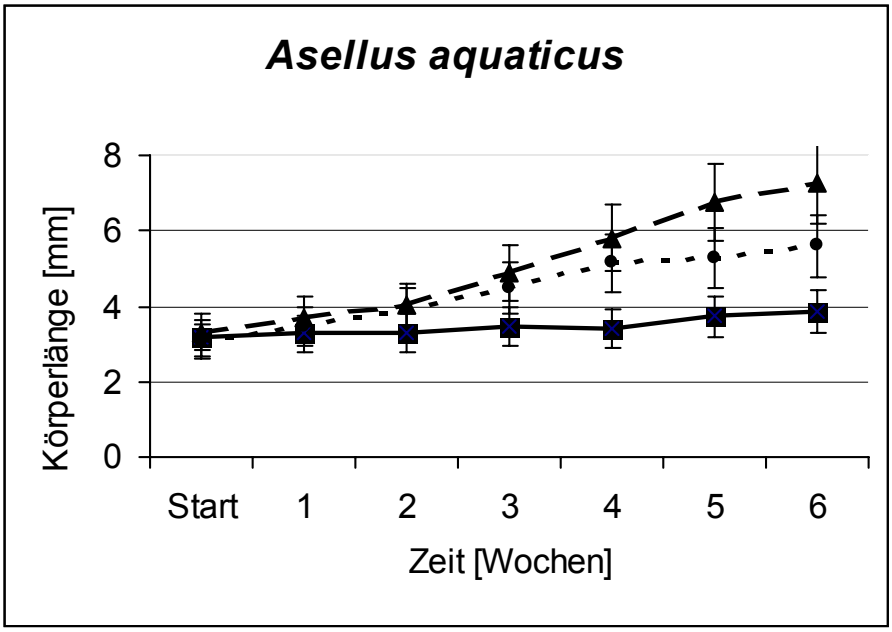


Abbildung 1: Wachstum von *Asellus aquaticus* mit CPOM (Ahorn-Falllaub: Punkte) und mit *Myriophyllum verticillatum* (Dreiecke, gestrichelt), verglichen mit einer Hungerkontrolle (Quadrate, durchgezogene Linie).

Weiterhin wurde eine konventionelle (Fallaub-) Fütterung beider Arten einmal mit arteigenen Fäzes, und einmal mit arteigenen bzw. artfremden Jungtieren ergänzt. Dadurch sollten die potentiellen Ernährungsmodi der Koprophagie, des Kannibalismus bzw. der räuberischen Ernährungsweise überprüft werden. Die zu untersuchenden Tiere wurden einzeln gehältert, mit 20 Parallelen pro Versuchsansatz und unlimitierter Futtermenge. Als potenzielle Beute wurden pro Gefäss fünf Jungtiere (3 mm Körperlänge) der eigenen bzw. der anderen Art zugegeben.

Asellus aquaticus wuchs am schnellsten mit lebenden Makrophyten (Abb.1) und mit einer Kombination aus inkubiertem Fallaub und arteigenen Fäzes (Tab. 1). Der Zusatz arteigener *(A. aquaticus*) bzw. artfremder (*G. pulex*) Jungtiere zur Falllaub-Fütterung erhöhte die Wachstumsrate nicht (nicht dargestellt).

Tabelle 1: Spezifische Wachstumsrate von *Asellus aquaticus* mit CPOM und mit CPOM + Fäzes, im Vergleich zur Hungerkontrolle:

Futter:	[mm mm^{-1} $Woche^{-1}$]
Hunger-Kontrolle	0,002 ± 0,001
CPOM: Ahorn-Falllaub	0,028 ± 0,003
CPOM (Falllaub) + Fäzes	0,041 ± 0,004

Gammarus pulex dagegen zeigte signifikant besseres Wachstum, wenn arteigene (*G. pulex*) bzw. artfremde (*A. aquaticus*) Jungtiere als potenzielles Futter verfügbar waren (Tab. 2). Die Zugabe von Fäzes dagegen veränderte die Wachstumsraten von *Gammarus pulex* nicht (nicht dargestellt).

Tabelle 2: Spezifische Wachstumsrate von *Gammarus pulex* mit CPOM und mit CPOM + tierischer Nahrung (= juvenile *A. aquaticus* und juvenile *G. pulex*), im Vergleich zur Hungerkontrolle:

Futtter	(mm mm^{-1} $Woche^{-1}$)
Hunger-Kontrolle	0,003 ± 0,002
CPOM: Ahorn – Falllaub	0,010 ± 0,002
CPOM (Falllaub) + juvenile *Asellus*	0,023 ± 0,004
CPOM (Falllaub) + juvenile *Gammarus*	0,016 + 0,003

Koprophagie bei juvenilen *Asellus aquaticus* wurde auch von Rossi & Vitagliano-Tadini (1978) beschrieben. Ein Nachweis darüber, dass *Gammarus pulex* Fäzes nicht nutzen kann, fehlte bislang. Die räuberische Ernährungsweise von *Gammarus pulex*, den Fraß von Insekten und Copepoden,

beschrieb Moore (1975). Den Fraß von Artgenossen bei *Gammarus* beschrieb bereits Sexton (1926). Bislang nicht nachgewiesen war, dass *Asellus aquaticus* weder Artgenossen (Koprophagie) noch artfremde lebende Tiere (Prädation) frisst. Ebenfalls neu ist, dass *Asellus aquaticus* mit lebenden Makrophyten als alleinigem Futter besser wächst als mit inkubierten Ahornblättern.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass sowohl *Asellus aquaticus* als auch *Gammarus pulex* Futter von mehr als einer trophischen Ebene nutzen und somit als Omnivore angesprochen werden können.

Literatur:

Minshall, G.W., 1967: Role of allochthonous detritus in the trophic structure of a woodland springbrook community. Ecology 48: 139-149.

Moore, J.W., 1975: The role of algae in the diet of Asellus aquaticus L. and Gammarus pulex. Journal of Animal Ecology 44: 719 – 730.

Rossi, L. & G. Vitagliano-Tadini, 1978: Role of adult faeces in the nutrition of larvae of Asellus aquaticus (Isopoda). Oikos 30: 109-113.

Sexton, E. W., 1928: On the rearing and breeding of Gammarus in laboratory conditions. Journal of the Marine Biological Association of the UK 15: 33-55.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Verbreitungsmuster neozoischer Malacostraca in norddeutschen Schifffahrtsstraßen

Thomas Ols EGGERS
Zoologisches Institut der Technischen Universität Braunschweig - Ökologie -
Fasanenstraße 3, D-38092 Braunschweig, t.eggers@tu-bs.de

Keywords: large rivers, navigable canals, distribution pattern, invasive species, Amphipoda, Isopoda

Abstract

Until the late 1990th *Gammarus tigrinus*, which originated from North America, was the most abundant gammaroidean amphipod speciesin the waterways of Northern Germany. Meanwhile this species is mostly displaced by the pontocaspian *Dikerogammarus villosus*. In the Mittellandkanal and river Elbe both species are still found sympatric. Main reasons for the parallel presence of both species seems to be the kind of embankment structure and the bottom structure of the river bed. *D. villosus* is often found in structerous riprap, *G. tigrinus* dominates in sections with sheet-piling or sandy-gravel soil. Other invasive Malacostraca like *Corophium curvispinum, Jaera istri* or *Echinogammarus ischnus* show also different distribution pattern in waterways.

Zusammenfassung

Während bis zum Ende der 1990er Jahre der aus Nordamerika stammende *Gammarus tigrinus* der häufigste Flohkrebs in norddeutschen Wasserstraßen war, wurde er jetzt weitgehend durch den aus der Pontokaspis stammenden *Dikerogammarus villosus* verdrängt. Im Mittellandkanal und in der Elbe kommen beide Arten weiterhin sympatrisch vor. Die entscheidenden Faktoren für das parallele Vorkommen der Arten scheinen zum einen die Art der Uferbefestigung, aber auch die Beschaffenheit des Gewässergrundes zu sein. *D. villosus* kommt bevorzugt an strukturreichen Steinschüttungen vor, wohingegen *G. tigrinus* in Spundwandstrecken und sandig-kiesigen Bereichen dominiert. Andere neozoische Malacostraca, wie *Corophium curvispinum, Jaera istri* oder *Echinogammarus ischnus* weisen ebenso eine heterogene Verteilung in Schifffahrtsstraßen auf.

Einleitung

In den letzten Jahren und Jahrzehnten ist es wiederholt zur Neueinwanderung von Arten der Malacostraca in deutsche Schifffahrtsstraßen gekommen (TITTIZER 1996). Besonders der internationale Schiffsverkehr und Ausbreitungswege durch das Kanalnetz über Wasserscheiden hinweg ermöglicht es diesen Arten neue Gewässersysteme zu besiedeln (THIENEMANN 1950). Die Auswirkung einer solchen Neueinwanderung auf das Lebensgefüge im Gewässer ist von vielen Faktoren abhängig. Neben der Zusammensetzung der bisherigen Artengemeinschaft und dem allgemeinen ökologischen Zustand des Gewässers spielt auch die Gewässermorphologie inklusive der Beschaffenheit der Ufersicherung eine entscheidene Rolle. So kam es z.B. sowohl im Rhein (DICK & PLATVOET 2000, HAAS 2002, HAAS et al. 2002), wie auch in der Oder (MÜLLER et al. 2001) nach der Einwanderung von *Dikerogammarus villosus* zu einer Abundanzabnahme und Verdrängung des bis dahin hochabundanten *Gammarus tigrinus*. An der mittleren Elbe und am Stichkanal Salzgitter können auch 4 Jahre nach der Einwanderung von *D. villosus* noch beide Arten regelmäßig festgestellt werden. Gibt es vergleichbare Verbreitungsmuster dieser und anderer neozoischer Malacostraca in den beiden Gewässern? Was könnte die Koexistenz dieser Arten im Mittellandkanal und in der Elbe bewirkt haben?

Untersuchungsgewässer

Die Probennahmestellen an der Elbe lagen bei km 441-445, oberhalb Wittenberge. Die Proben wurden im Rahmen des BfG/BAW-Projektes 'Ökologische Optimierung von Buhnen an der Elbe' genommen (nähere Beschreibung s. ANLAUF & HENTSCHEL 2002, KLEINWÄCHTER et al. 2003). Sie stammen aus Buhnenfeldern mit konventionellen Buhnen am westlichen Elbeufer.

Der Stichkanal Salzgitter (SkS) ist ein südlicher Seitenkanal des Mittellandkanals, der ca. 6 km nordwestlich von Braunschweig bei MLK-km 213,5 abzweigt. Die ersten 3,5 km des SkS sind beidseitig mit Spundwänden versehen. Die übrigen 14 km sind außerhalb der Schleusenbereiche mit lockerer Steinschüttung befestigt. Im Bereich des Stahlwerkes Salzgitter (SkS-km 15,0 - 18,0) ist das östliche Kanalufer mit Spundwand befestigt.

Methoden

Für die Untersuchungen an der Elbe konnte auf das Probenmaterial von insgesamt 4 Probennahmen zwischen Herbst 1999 und Herbst 2001 zurückgegriffen werden. Je Probennahme wurden 6 Buhnenfelder mit jeweils angrenzenden konventionellen Buhnen beprobt. Sämtliche Buhnenfelder wurden mit einem starren Probenraster von je 26 Probenstellen überzogen (Probenstellen bei Abb. 1-5). Weichsubstrat wurde mittels VanVeen-Greifer, Hartsubstrat mittels manuellem Abbürsten beprobt (KLEINWÄCHTER et al. 2003). Ziel war die Verteilung vom Makrozoobenthos innerhalb von Buhnenfeldern zu untersuchen. Zur grafischen Darstellung in der Abbildung 1 wurde für jede vergleichbare Probenstelle der einzelnen Buhnenfelder die mittlere Dichte per m^2 ermittelt.

Die Untersuchungen im Stichkanal Salzgitter wurden im Spätsommer/Herbst 1998 durchgeführt. Die Auftrennung der Daten erfolgte in jeweils 500 m langen Abschnitten entsprechend der Kanalkilometrierung. Pro Abschnitt wurden 2 Probennahmestellen gewählt. In Bereichen mit lockerer Steinschüttung (SkS-km 3,5 bis 18,0) erfolgte die Aufsammlung direkt von der Oberfläche der Steine. In dem mit Spundwand versehenen Kanalabschnitt (SkS-km 0,0 bis 3,5) wurden die Krebse von eingebrachten Siedelsubstraten (EGGERS 2001) entnommen. Bis zum Sommer 2002 wurden regelmäßig Nachkontrollen durchgeführt. Ziel war eine mögliche ungleichmäßige Verteilung von Makrozoobenthos in Längsverlauf eines Schifffahrtskanales mit quasihomogener Uferstruktur zu untersuchen.

Ergebnisse

Bei den Probennahmen im Untersuchungsgebiet der Elbe traten in der Reihenfolge ihrer Abundanz *Corophium curvispinum*, *Dikerogammarus villosus, Gammarus tigrinus* und seit 2001 auch *Jaera istri* auf. Diese Arten ließen ein artspezifisch sehr differenziertes Verbreitungsmuster erkennen.

C. curvispinum war mit der höchsten Abundanz direkt an den angeströmten Buhnenköpfen zu finden. An den übrigen Stellen mit Hartsubstrat war er nur vereinzelt vertreten. Funde auf Weichsubstrat und innerhalb des Buhnenfeldes waren stets Einzelnachweise (Abb. 1a).

D. villosus hatte ebenso seine Hauptverbreitung entlang der Buhnen. Hier war er aber nicht allein auf den angeströmten und durchströmten Stellen zufinden, sondern auch an den Probennahmestellen mit Hartsubstrat ohne Strömung. Auch von dieser Art wurden innerhalb des Buhnenfeldes Einzelindividuen gefunden (Abb. 1b & 2).

G. tigrinus wurde zwar ebenfalls in relativ hohen Abundanzen entlang der Buhnen gefunden, war aber genauso häufig innerhalb des Buhnenfeldes zufinden. Am häufigsten jedoch direkt im Uferbereich oder im ausströmenden Teil der Kreisströmung des Buhnenfeldes. Lediglich an den Probenstellen direkt an der Stromelbe wurde er nur vereinzelt festgestellt (Abb. 1c & 2).

J. istri wurde besonders an den gut durchströmten aber nicht direkt vom Strom angeströmten Probennahmestellen mit Hartsubstrat gefunden (Abb. 1d).

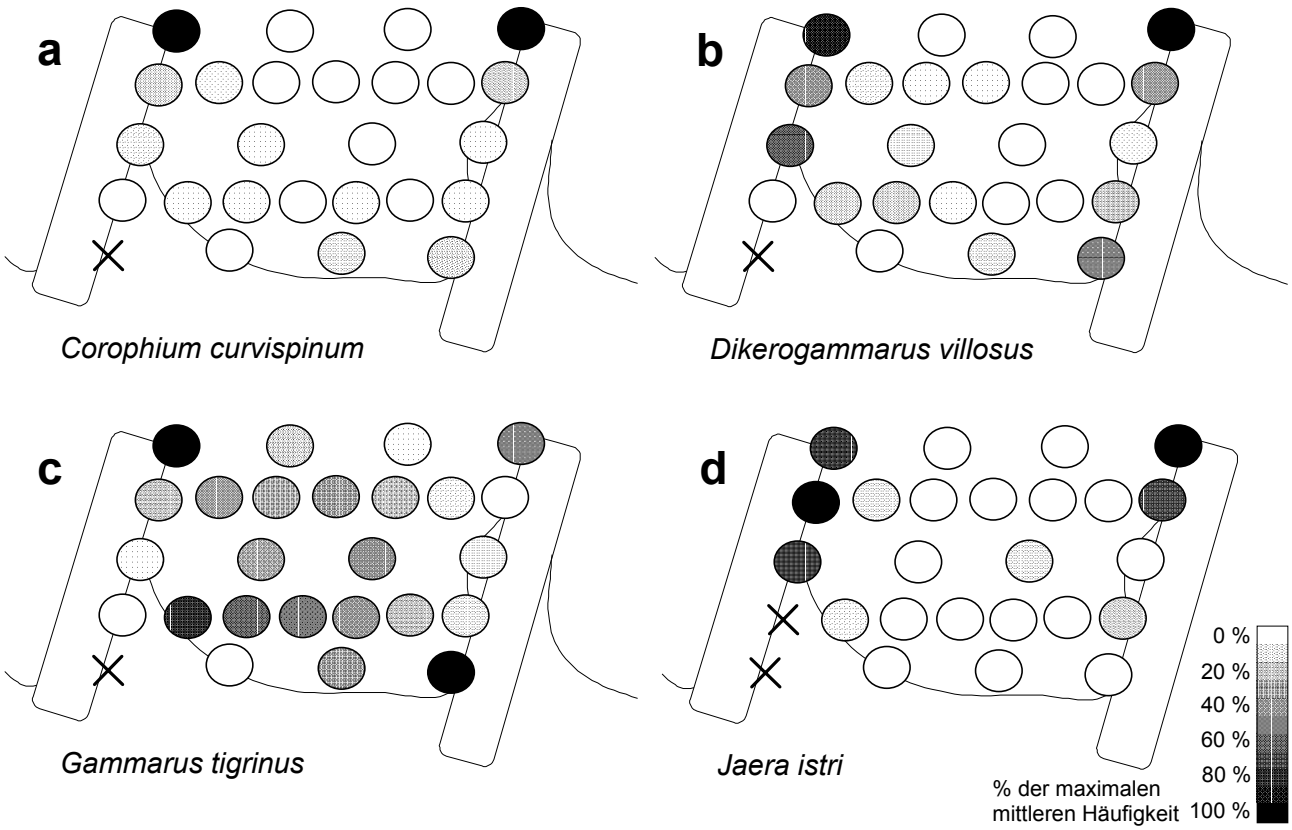


Abb. 1: Verbreitungsbild von *Corophium curvispinum* (a), *Dikerogammarus villosus* (b), *Gammarus tigrinus* (c) *und Jaera istri* (d) in einem idealisiertem Buhnenfeld. Datengrundlage Probenkampagnen 1999-2001

Im direkten Vergleich zu *G. tigrinus* war *D. villosus* entlang der Buhnen die dominierende Art. Innerhalb des Buhnenfeldes, wo aufgrund der vorherrschenden Strukturarmut meist geringere Gesamtabundanzen erreicht werden überwog hingegen aber *G. tigrinus.* Dies galt besonders für flache sandige Uferbereiche und die ausströmenden Bereiche der Kreisströmungen der Buhnenfelder (Abb. 2).

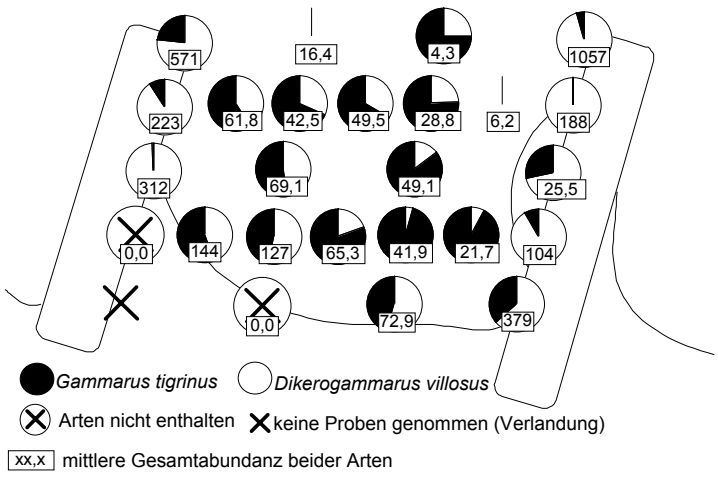


Abb. 2: Prozentuale Anteile von *Dikerogammarus villosus* und *Gammarus tigrinus* an der mittleren Gesamtabundanz beider Arten in einem idealisierten Buhnenfeld. Datengrundlage Probenkampagnen 1999-2001

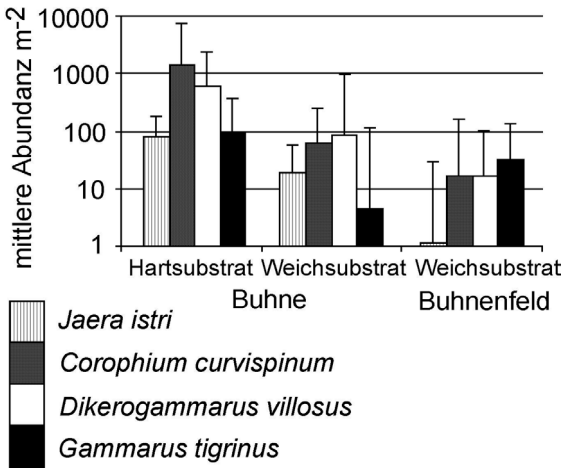


Abb. 3: Mittlere Abundanz und Standardabweichung der neozoischen Malacostraca auf verschiedenen Substratypen. Exponentielle Darstellung

Die Verteilung der vier näher untersuchten Malacostraca auf die Substrattypen zeigte, dass *C. curvispinum* die höchsten Abundanzen auf dem Hartsubstrat entlang der Buhnen erreichte, zweithäufigste Art war hier *D. villosus*. *J. istri* hatte 2001 recht geringe Abundanzen. Auch *G. tigrinus* war hier recht selten. Auf sandigen Stellen entlang der Buhnen besaß weiterhin *C. curvispinum* und *D. villosus* die höchsten Abundanzen, wenngleich *C. curvispinum* als Hartsubstratbesiedler nicht mehr die häufigste Art war. *G. tigrinus* war hier schon deutlich häufiger als *J. istri*. Innerhalb des Buhnenfeldes war es so, dass auch hier noch mal eine Abnahme der mittleren Abundanzen der Arten zu verzeichnen war. *G. tigrinus* war hier die häufigste Art (Abb. 3).

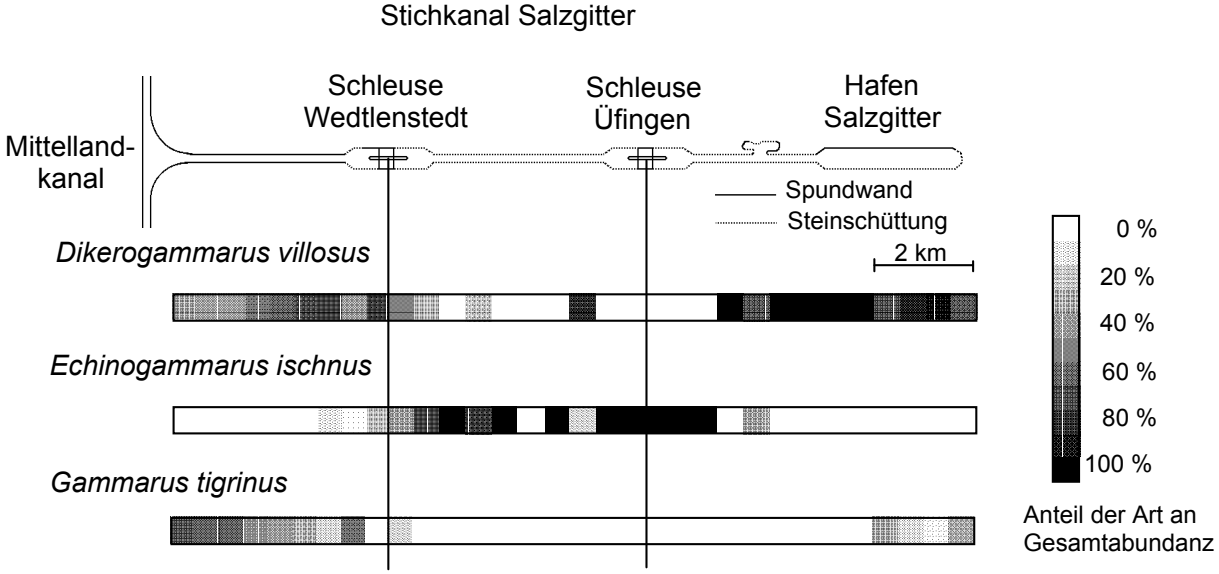


Abb. 4: Verbreitungsmuster der im Stichkanal Salzgitter vorkommenden Gammaroidea im Herbst 1998.

Im Stichkanal dominierte im Bereich des Überganges zum Mittellandkanal *G. tigrinus* gegenüber *D. villosus.* Im Verlauf des SkS zur Schleuse Wedtlenstedt nahm die relative Häufigkeit von *D. villosus* stetig zu. Diese Bereiche waren ebenso wie die letzten km des Stichkanales durch eine hohe Abundanz an Gammaroidea gekennzeichnet. Kurz vor der Schleuse traten auch die ersten Exemplare von *Echinogammarus ischnus* auf. Letztere Art dominierte oberhalb der Schleuse Wedtlenstedt. Besonders im sehr individuenarmen Zwischenbereich bis SkS-km 13,0 war er fast überall die einzige Art. Ab SkS-km 13,0 trat wieder verstärkt *D. villosus* auf, der bis zum Kanalende seine Dominanz beibehielt. Im letzten Abschnitt des SkS trat dann auch wieder *G. tigrinus* auf, während *E. ischnus* nicht mehr vorkam (Abb. 4). Stichprobenartige Kontrollen bis zum Sommer 2002 zeigten jeweils ein sehr ähnliches Dominanzverhältnis der Arten.

Diskussion

Die großen Flüsse Deutschlands waren bis in die 1970er Jahre aufgrund ihrer Nutzung als Industriegewässser und Schifffahrtsstraßen stark belastet und wiesen nur noch eine sehr verarmte Fauna auf (TITTIZER et al. 1991). Nach Verbesserung besonders der Wasserqualität kam es zu einer stetigen Wiederbesiedlung der Gewässer. Die Besiedler waren oft aber nicht die ursprünglichen Flussarten Deutschlands, sondern vielfach Tiere anderer Faunengebiete, die die freigewordenen Nischen in hohen Maße nutzen konnten, da die künstlichen Lebensbedingungen bzw. Faktorenkombinationen (MARTENS & EGGERS 2000) von diesen Arten besser genutzt werden können. Auch in der Elbe stellen die Neozoen einen hohen Anteil am Makrozoobenthos. Besonders von den neozoischen Malacostraca wird ein entscheidender Anteil an der Gesamtbiomasse gestellt. fanden Auf Hartsubstrat entlang der Buhnen weist das Makrozoobenthos eine mittlere Biomasse von 10 gm^{-2}

auf, wobei *Corophium curvispinum* und *Dikerogammarus villosus* 85 % der Biomasse stellen (KLEINWÄCHTER et al. 2003). Besonders der hohe Anteil von Hartsubstrat durch die Buhnen bewirkt, dass die Hartsubstrat besiedelnden Neozoen eine für diesen Flussabschnitt überdurchschnittlich hohe Repräsentanz besitzen. Die dargestellten unterschiedlichen Verbreitungsmuster zeigen aber auch, dass die aktuell vorkommenden Arten sich räumlich und strukturell differenziert eingenischt haben. Die hierbei auftretende Besiedlungsdynamik zeigt sich aktuell besonders bei *Jaera istri*, die erst 1999 in der Elbe gefunden wurden (SCHÖLL & HARDT 2000), und stetig zunehmende Abundanzzahlen aufweist. Hier kann es aktuell zu einer Verschiebung der Artendominanz kommen. Diese aufgefundenen Verteilungsmuster können aber durchaus auch aus einer Konkurrenzsituation entstanden sein. Besonders *Gammarus tigrinus* wurde in bestimmte Habitate abgedrängt

Im Stichkanal Salzgitter sind 83% der aktuell vorkommenden Malacostraca nicht indigen. So konnten bisher 10 Arten neozoischer Malacostraca festgestellt werden: *Atyaephyra desmaresti, Corophium curvispinum, Dikerogammarus villosus, Echinogammarus ischnus, Eriocheir sinensis, Gammarus tigrinus, Hemimysis anomala, Orchestia cavimana* und *Orconectes limosus.* Als indigene Arten werden *Asellus aquaticus* und *Gammarus pulex*, letzterer nur im unmittelbaren Einfluss-Bereich des Fuhse-Kanals (SkS-km 9,5) gefunden (EGGERS 1999, EGGERS et al. 1999, GRABOW 1995, WIMMER 2001).

Im Stichkanal Salzgitter zeigte sich ein ähnliches Verbreitungsmuster wie es an der Elbe gefunden wurde. Während *G. tigrinus* in den reinen Spundwandbereichen dominierte, und in den teilweise verspundeten Abschnitten, wie z.B. im Gewässerabschnitt am Stahlwerk Salzgitter, noch mit relativ hoher Dichte vorkam, hatte *D. villosus* seine Hauptverbreitung in den Abschnitten mit Steinschüttung, die eine ausgeprägte Makrophytenflora aufwiesen (GRABOW & EGGERS 1998). Die dritte im Stichkanal Salzgitter vorkommende Art *E. ischnus* zeigt wieder ein vollkommen abgetrenntes Verbreitungsbild indem sie die strukturarmen Steinschüttungen besiedelt, in *den D. villosus* nicht vorkommt.

Im Rhein kam es schon nach ca. einem Jahr nach der Einwanderung von *D. villosus* zu einer deutlichen Bestandsabnahme von *G. tigrinus* bis hin zu m vollständigen Verschwinden der Art (DICK & PLATVOET 2000, HAAS 2002, HAAS et al. 2002). Ähnliches ist auch an der Oder beobachtet worden (MÜLLER et al. 2001). Die vorliegenden Ergebnisse lassen hingegen vermuten, dass es nicht immer zu einem vollständigen Unterliegen von *G. tigrinus* gegenüber *D. villosus* (DICK & PLATVOET 2000) kommen muss. Unter bestimmen Voraussetzungen ist eine Koexistenz beider Arten auf relativ engen Raum möglich. *G. tigrinus* wird, wenn auch in geringen Abundanzen, vermehrt auf relativ strukturarmen Substraten gefunden. An der Elbe ist dies auf sandig-kiesigen Bereichen im Stichkanal Salzgitter im Spundwandstrecken und den mit Muschelschill bedeckten Grund dieser Bereiche der Fall. In beiden Gewässern scheinen Rückzugsgebiete für *G. tigrinus* vorhanden zu sein, in denen *D. villosus* trotz seiner sonstigen Überlegenheit (DICK & PLATVOET 2000) ungern eindringt oder in denen *G. tigrinus* konkurrenzstärker ist als sein Kontrahent und sich demzufolge dort zu behaupten vermag. Somit könnte es im Gegensatz zum stark ausgebauten Rhein, der aufgrund seiner Morphologie im Niederrheingebiet eine kiesige Sohle aufweist, sowohl im Mittellandkanal, mit seinen vollkommen künstlichen Gewässerstrukturen, wie auch in der relativ gering ausgebauten mittleren Elbe, die im Untersuchungsgebiet ein Sandfluss des Flachlandes ist, zu einem dauerhaften Überleben von *G. tigrinus* kommen.

Literatur

ANLAUF, A. & B. HENTSCHEL (2002): Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Buhnenformen auf die Lebensräume in Buhnenfeldern der Elbe. - In: GELLER, W., P. PUNCOCHAR, H. GUHR, W. VON TÜMPLING JUN., J. MEDEK, J. SMRT´AK, H. FELDMANN & O. UHLMANN (eds.): Die Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar: 199-202, Stuttgart

DICK, J.T.A. & D. PLATVOET (2000): Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. - Proceedings of the Royal Society of London B **267**: 977-983, London

EGGERS, T.O. (1999): Vertikalzonierung und saisonale Dynamik sessiler Makroinvertebraten in einem Schifffahrtskanal (Stichkanal Salzgitter). - unpubl. Diplomarbeit, Zoologisches Institut der TU Braunschweig: 1-112, Braunschweig

EGGERS, T.O. (2001): Verbreitung der Süßwasserschwämme (Porifera: Spongillidae) im Stichkanal Salzgitter (Mittellandkanal) bei Braunschweig. - Braunschweiger naturkundliche Schriften **6 (2)**: 433-446, Braunschweig

EGGERS, T.O., A. MARTENS & K. GRABOW (1999): *Hemimysis anomala* SARS im Stichkanal Salzgitter (Crustacea: Mysidacea). - Lauterbornia **35**: 43-47, Dinkelscherben

GRABOW, K. (1995): Eine Expedition zu Schwämmen, Garnelen und Napfschnecken. - Naturschutz Nachrichten **2/1**: 26-29, Salzgitter

GRABOW, K. & T.O. EGGERS (1997): Wasser- und Uferpflanzen des Salzgitter-Stichkanals (Mittellandkanal) bei Braunschweig. - Lauterbornia **28**: 77-83, Dinkelscherben

GRIMM, R. (1968): Biologie der gestauten Elbe. - Archiv für Hydrobiologie Supplement **31**: 281-378, Stuttgart

HAAS, G. (2002): Entwicklung der Makro-Invertebratengemeinschaft im hessischen Rhein- und Untermainabschnitt in den Jahren 1993 bis 1999. - Umwelt und Geologie: 1-176, Wiesbaden

HAAS, G., M. BRUNKE & B. STREIT (2002): Fast turnover in dominance of exotic species in the Rhine river determines biodiversity and ecosystem funktion: an affair between amphipods and mussels. – In: LEPPÄKOSKI, E, S. GOLLASCH & S. OLENIN (eds): Invasive aquatic species of Europe : distribution, impacts, and management : 426-432, Dordrecht

KLEINWÄCHTER, M., T.O. EGGERS & A. ANLAUF (2003): Makrozoobenthos und Laufkäfer als Indikatoren für verschiedene Buhnentypen der mittleren Elbe. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2002 (Braunschweig): (in diesem Band)

KOTHÉ, P. (1961): Hydrobiologie der Oberelbe. - Archiv für Hydrobiologie Supplement **26**: 221-343, Stuttgart

MARTENS, A. & EGGERS, T.O. (2000): Limnische Neozoen Norddeutschlands – Herkunft und ökologische Rolle. – Naturschutzbund Deutschland, NABU-Fachtagungsbericht: Was macht der Halsbandsittich in der Thujahecke? – Zur Problematik von Neophyten und Neozoen und ihrer Bedeutung für den Erhalt der biologischen Vielfalt (Braunschweig): 30-34, Bonn

MÜLLER, O., M.L. ZETTLER & P. GRUSZKA (2001): Verbreitung und Status von *Dikerogammarus villosus* (SOVINSKY 1894) (Crustacea: Amphipoda) in der mittleren und unteren Strom-Oder und angrenzenden Wasserstraßen. - Lauterbornia **41**: 105-112, Dinkelscherben

SCHÖLL, F. & D. HARDT (2000): *Jaera istri* (VEUILLE) (Jaeridae, Isopoda) erreicht die Elbe. - Lauterbornia, **38**: 99, Dinkelscherben

THIENEMANN, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. - In: THIENEMANN, A. (ed.): Die Binnengewässer **18**: 1-809, Stuttgart

TITTIZER, T. (1996): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den Bundeswasserstraßen. - In: GEBHARDT, H., R. KINZELBACH & S. SCHMIDT-FISCHER (eds): Gebietsfremde Tierarten: 49-86, Landsberg

TITTIZER, T., F. SCHÖLL, M. DOMMERMUTH, J. BÄTHE & M. ZIMMER (1991): Zur Bestandsentwicklung des Zoobenthos des Rheins im Verlauf der letzten 9 Jahrzehnte. - Wasser und Abwasser **35**: 125-166, Wien-Kaisermühlen

WIMMER, W. (2001): Zur Flora und Fauna von Beddingen. - Beiträge zur Stadtgeschichte **17**: Beddingen - Zwölf Jahrhunderte Geschichte: IV. Landschaft und Bevölkerung: 291-307 + Literatur 448-449, Salzgitter

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Chemosensorische Futterwahl limnischer Gastropoden

P. Fink, E. Von Elert

Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz.

Email: patrick.fink@uni-konstanz.de

Keywords: chemosensorische Futterwahl, Gastropoda, *Gomphonema parvulum*, optimal foraging, Phosphatidylcholin, *Radix ovata*, *Scenedesmus obliquus*, *Ulothrix fimbriata*

Gastropoden zählen zu den wichtigsten Aufwuchsgrazern in marinen und limnischen Benthos-Ökosystemen. Sie strukturieren durch ihre Fraßaktivität maßgeblich die Periphytongemeinschaft auf den litoralen Hartsubstraten und tragen durch selektiven Fraß auf bestimmten Primärproduzenten zur Musterbildung im Periphyton bei. Zudem weisen Schnecken im Vergleich zu den anderen litoralen Makroinvertebraten (meist Insektenlarven und Amphipoden) eine relativ hohe individuelle Körpergröße auf, so dass sie bereits bei relativ geringen Abundanzen einen verhältnismäßig starken Fraßdruck auf die Aufwuchsgemeinschaft ausüben können. Mitunter treten Gastropoden aber in sehr hohen Abundanzen von bis zu mehreren tausend Individuen pro Quadratmeter auf, wodurch sie dann den absolut dominanten top-down Einfluss auf das Periphyton und die damit assoziierte Meiofauna ausüben können.

Die Ressourcen der aufwuchsabweidenden Schnecken sind aber keineswegs gleichförmig verteilt. Da das Litoral ein hoch variabler Lebensraum ist, entsteht durch eine Vielfalt von Faktoren eine hoch fragmentierte Ressourcenverteilung für die Gastropoden. Daher wäre es adaptiv für diese Grazer, chemosensorische Mechanismen zu entwickeln, die ihnen das Auffinden präferierter Ressourcen über eine gewisse Distanz ermöglicht. Von Schnecken ist schon lange bekannt, dass sie über ausgeprägte chemosensorische Fähigkeiten verfügen (Croll 1983). Sie setzen diese zum Beispiel zur gezielten Auswahl präferierter Habitate, Nahrungsquellen und Sexualpartner ein. So zeigt zum Beispiel die tropische aquatische Lungenschnecke *Biomphalaria glabrata*, der Zwischenwirt in der Übertragung der parasitären Tropenkrankheit Schistomiasis eine ausgeprägte Chemotaxis auf gelöste Aminosäuren, Buttersäure und Phosphatidylcholin (Thomas et al. 1983), die auch als Phagostimulanzien wirken (Thomas et al. 1989). Es gibt auch Studien zu den Futterpräferenzen einheimischer limnischer Gastropoden (Brendelberger 1992, 1995). In diesen wurde die Futterpräferenz immer als Fraß auf einem bestimmten Futter quantifiziert, nicht aber eine mögliche chemotaktische Futterfindung untersucht.

Ziel dieser Arbeit war es, am Beispiel des Modellsystems *Radix ovata* (Pulmonata, Lymnaeidae) zu untersuchen, ob auch bei einheimischen limnischen Gastropoden chemosensorisch vermittelte Futterwahl zu beobachten ist und wenn ja, ob es eine Präferenz für qualitativ höherwertiges Futter und damit ein „optimal foraging“ – Verhalten gibt.

Material und Methoden

Versuchstiere
Als Modellorganismus diente *Radix ovata* (Pulmonata, Lymnaeidae), eine in Mitteleuropa sehr häufige, hermaphroditische Lungenschnecke, die eine maximale Gehäuselänge von 20 bis 25 mm erreicht. *R. ovata* ernährt sich ausschließlich durch das Beweiden von Aufwuchs auf Hartsubstraten und eignet sich damit hervorragend für die Untersuchungen zur Präferenz zwischen verschiedenen benthischen Algenarten. Während des Frühjahrs und Sommers 2002 wurden mehrere hundert juvenile *R. ovata* (Gehäuselänge zwischen 4 und 8 mm) im Litoral des Bodensee-Überlingersee gesammelt und vor dem Einsatz in den Futterwahlversuchen für mehrere Tage im Labor (bei konstant 20° C und schwachem Licht) in Aquarien mit Kopfsalat als Futter gehältert, um Unterschiede zwischen den Versuchstieren durch mögliche Adaptation an unterschiedliche Futterarten im Freiland (Imrie et al. 1990) auszuschließen.

Algen
Die auf ihre Attraktivität für *R. ovata* getesteten Algen waren die planktische, kokkale Grünalge *Scenedesmus obliquus* (Chlorophyceae), die benthische, filamentöse Grünalge *Ulothrix fimbriata* (Chlorophyceae) und die benthische Diatomee *Gomphonema parvulum* (Bacillariophyceae).
Alle drei Algenarten wurden semikontinuierlich bei 20° C und einer Lichtintensität von ca. 100 $\mu E \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$ und kontinuierlicher Belüftung kultiviert. Während der exponentiellen Wachstumsphase wurde ein Teil der Algenkultur entnommen und das Medium durch eine Zentrifugation bei 4000 g entfernt. Anschließend wurden alle drei Algen in filtriertem Bodenseewasser resuspendiert und photometrisch über die optische Dichte bei 800 nm auf eine gleiche Kohlenstoffmenge (von 0,1 mg $POC \cdot ml^{-1}$) eingestellt.

Versuchsaufbau
In eine Platte aus Teflon (22 x 22 x 2 cm) wurden zehn parallele Rinnen mit 20 cm Länge, 1,5 cm Breite und 1,5 cm Tiefe eingefräst (Abb. 1) und mit filtriertem (0,45 µm) Bodenseewasser befüllt. Jeweils die letzten 2,5 cm jeder Rinne wurden auf beiden Seiten durch eine Sperre aus Teflon vom Rinnen-„Hauptraum“ abgetrennt. In diese „Endkammern“ wurden die zu testenden Filter bzw. Algen eingebracht. Durch eine 1 mm große Bohrung in der Sperre konnten gelöste Stoffe in Richtung Rinnenmitte diffundieren, wodurch sich ein Konzentrationsgradient einstellte. Zehn Minuten nach dem Einbringen der Filter bzw. Algen in die Endkammern wurde in die Mitte jeder der 10 Rinnen je eine juvenile *R. ovata* eingesetzt. Daraufhin wurde alle fünf (im Systemtest alle 10) Minuten aufgenommen, wie viele der Tiere sich in der rechten bzw. linken Rinnenhälfte aufhielten und die Verteilung der Tiere als Präferenz für die angebotenen (aber hinter der Sperre nicht zum Fraß zugänglichen) Futterarten erfasst. Alle Wahlversuche hatten eine Dauer von 60 Minuten und wurden bei konstant 20° C und schwachem Licht (~ 20 $\mu E \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$) durchgeführt.

Systemtest
Um das Versuchssystem zu testen, wurde zunächst ein bereits für Pulmonaten bekanntes Attraktans, Phosphatidylcholin (Thomas et al. 1983) eingesetzt. 0,38 mg Phosphatidylcholin, gelöst in 50% Ethanol wurden auf ein Filterstück aufgetropft und dieses in einer der beiden Endkammern angeboten. In die gegenüberliegende Endkammer jeder Rinne wurde ein mit einem entsprechenden Volumen an 50% Ethanol betropfter Kontrollfilter gegeben.

Test der Algenpräferenzen
Die Futterpräferenzen von *R. ovata f*ür die Primärproduzenten *Scenedesmus obliquus*, *Ulothrix fimbriata* und *Gomphonema parvulum* wurde anschließend ebenfalls in dem Rinnensystem getestet. Dazu wurde ein Teil der Algenkultur entsprechend einer Kohlenstoffkonzentration von 0,1 mg POC (s.o.) in die eine Endkammer gegeben und die selbe Menge an Kohlenstoff einer der anderen Algenarten in die gegenüberliegende Endkammer. So wurden alle drei Algenarten zweimal

gegeneinander getestet. Tiere, die sich während der 60minütigen Versuchsdauer weniger als 2 cm von der Startposition wegbewegt hatten, wurden als inaktiv eingestuft und von der Analyse ausgeschlossen.

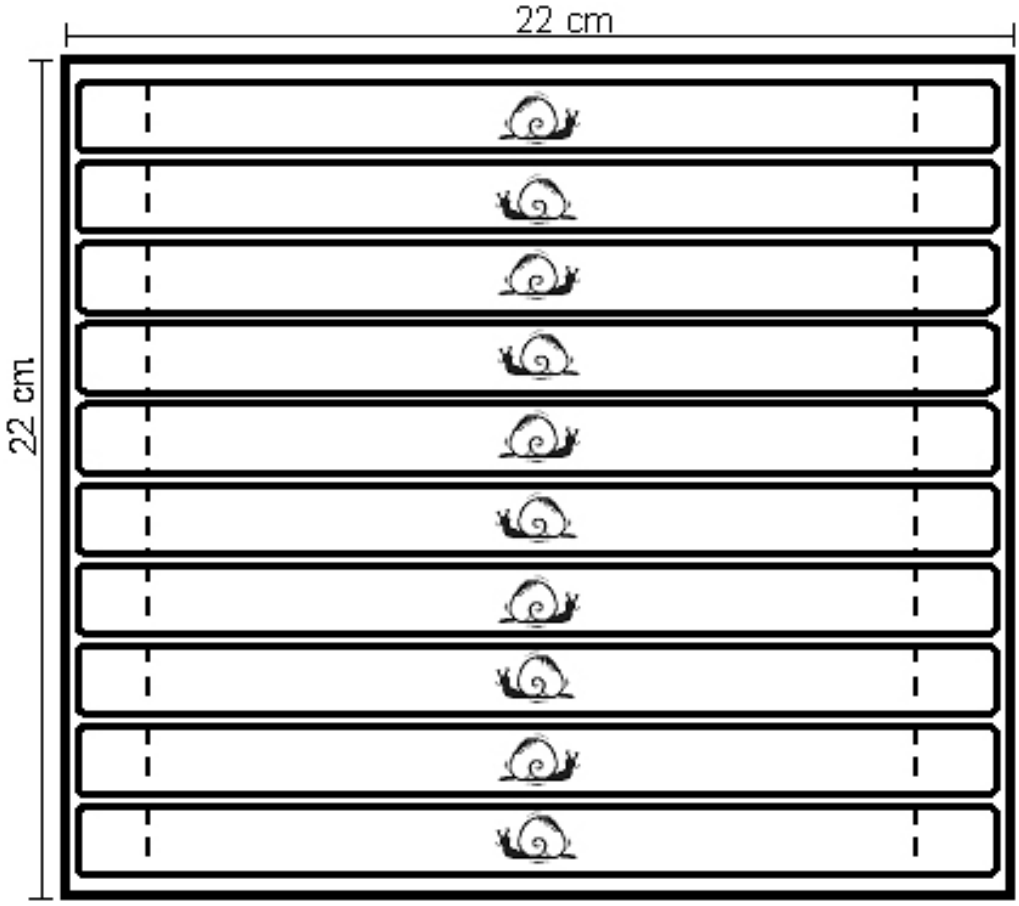


Abbildung 1 schematische Darstellung des Versuchsaufbaus zur Messung der chemotaktischen Futterwahl bei *Radix ovata*; bei Versuchsstart sind alle Tiere in der Rinnenmitte.

Ergebnisse und Diskussion

Systemtest

Zunächst wurde überprüft, ob juvenile Radix ovata in der Lage sind, in dem verwendeten Rinnensystem chemotaktisch auf gelöste Substanzen zu reagieren. Dazu wurde in einer der Endkammern ein mit Phosphatidylcholin getränktes Filterstück angeboten, in der anderen Endkammer ein Kontrollfilter, der nur mit 50% Ethanol getränkt worden war. Die Tiere brauchten offensichtlich zunächst einige Minuten um sich zu orientieren und bis sich ein wahrnehmbarer Konzentrationsgradient eingestellt hatte (Abb. 2), dann aber bewegten sich 90 % der Schnecken auf die Rinnenhälfte mit dem Phosphatidylcholin-getränkten Filter (Abb. 2). Lediglich 10 % der Tiere befanden sich ab der 30. Minute noch in der Rinnenhälfte mit dem Kontrollfilter. Dies zeigt eine deutliche chemotaktische Reaktion von *Radix ovata* auf Phosphatidylcholin und bestätigt, dass die Ergebnisse von Thomas et al. (1983) für die tropische Lungenschnecke *Biomphalaria glabrata* auch auf einheimische Gastropoden übertragbar sind.

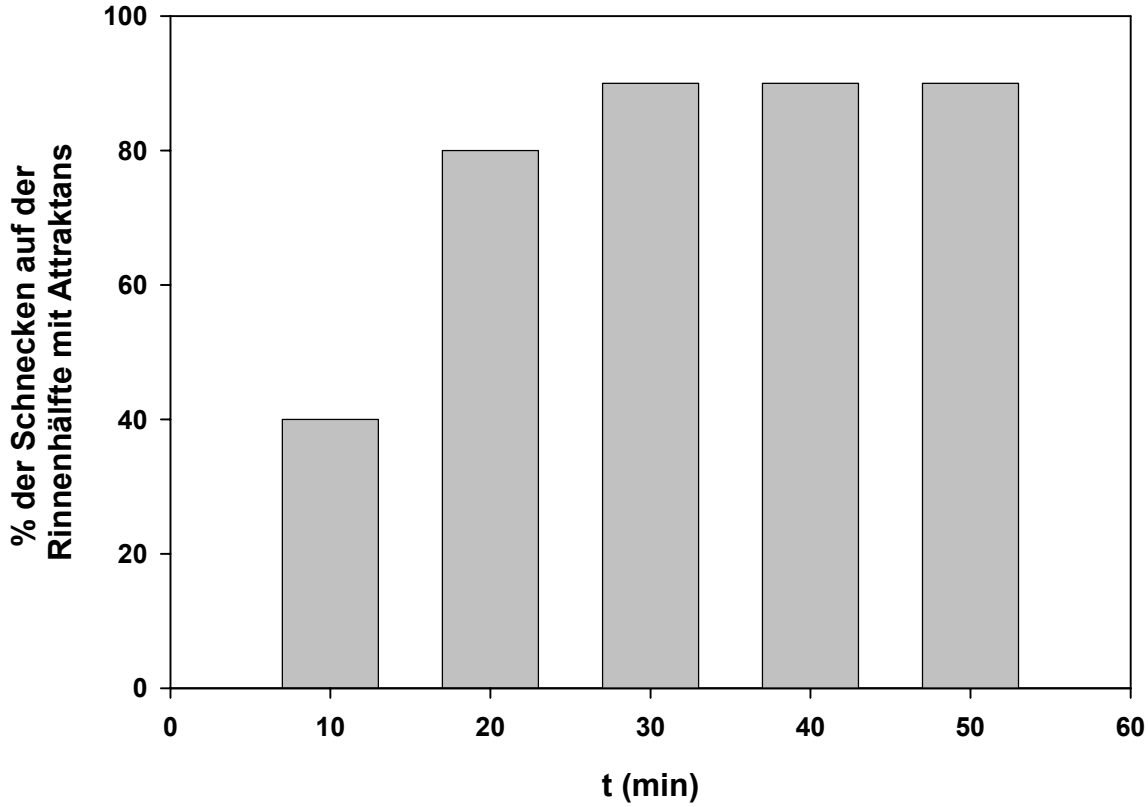


Abbildung 2 Präferenz von Radix ovata für Phosphatidylcholin; dargestellt ist der Prozentsatz der Tiere, die sich in der Rinnenhälfte mit dem Phosphatidylcholin-getränkten Filterstück aufhielten; Versuchsdauer 60 Minuten; n=10.

Vergleich der drei Algen

Beim Vergleich der Attraktivität von *G. parvulum* und *S. obliquus* befanden sich nie mehr als 64 % und nie weniger als 36 % auf einer der beiden Rinnenhälften. Im Wesentlichen waren die Tiere etwa gleich über beide Rinnenhälften verteilt (Abb. 3 A). Auch beim Vergleich von *S. obliquus* mit *U. fimbriata* (Verteilung zwischen 63 und 38 % der Ind.) und von *U. fimbriata* mit *G. parvulum* (74 bis 26 %) konnten keine eindeutigen Präferenzen für die Rinnenhälfte mit einer bestimmten Alge festgestellt werden (Abb. 3 B, C). Beim Vergleich zwischen *U. fimbriata* mit *G. parvulum* (Abb. 3 C) traten zwar teilweise relativ stark unterschiedliche Verteilungen (von bis zu 74 zu 26%) auf, diese wechselten aber für die beiden angebotenen Algen während der Versuchsdauer mehrmals ab, so dass auch hier keine Präferenz erkennbar war.

Somit konnten keine Hinweise auf eine chemosensorische Diskriminierung zwischen verschiedenen Algenarten gefunden werden. Den im Freiland beobachteten Verteilungsmustern (Lodge 1986) müssen also andere Mechanismen zugrunde liegen. Ein solcher Mechanismus könnte zum Beispiel eine höhere Verweildauer auf präferierten Futterpatches gegenüber weniger attraktiven Futterquellen sein. Dies könnte, ähnlich wie eine chemosensorisch vermittelte Futterwahl zu lokal erhöhten Abundanzen von Gastropoden auf präferierten Futterquellen führen und ebenfalls eine „optimal foraging“ – Strategie darstellen. Es bleibt zu klären, warum die Schnecken, die eindeutig chemotaktisch auf Phosphatidylcholin reagierten, nicht zwischen den angebotenen Algenarten diskriminieren konnten. Möglicherweise bedarf es dazu zunächst des Aufbrechens der Algenzellen (z.B. durch einen anderen Grazer), um die attraktiv wirkenden niedermolekularen Säuren (Thomas et al. 1983) freizusetzen.

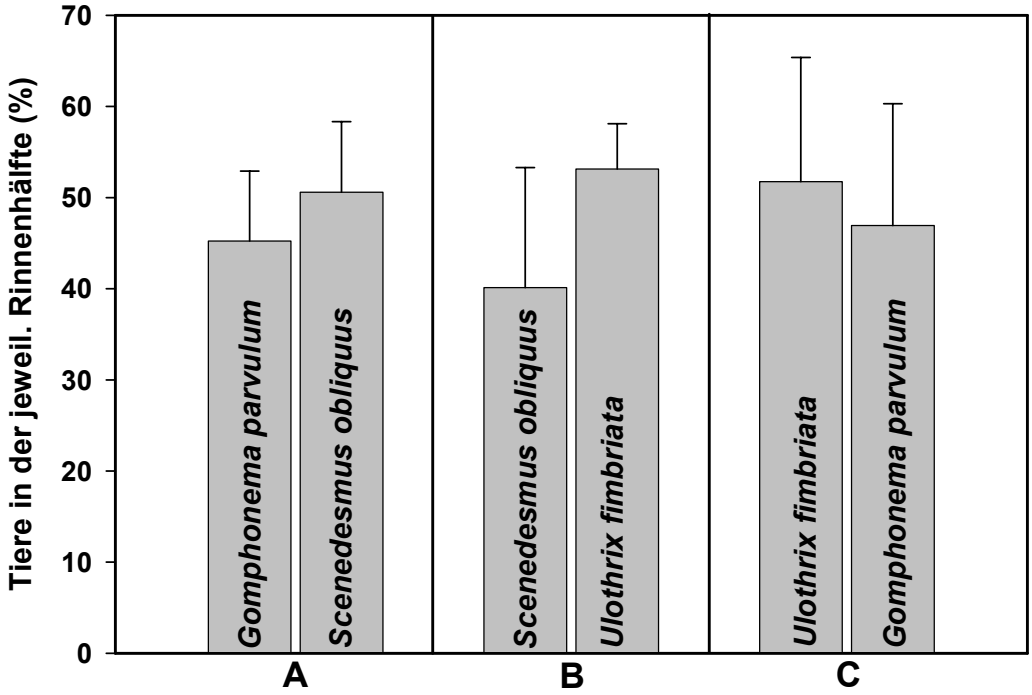


Abbildung 3 Ergebnisse der drei Futterwahlversuche (A – C), in denen *Radix ovata* jeweils die Wahl zwischen zwei verschiedenen Algen hatte; dargestellt ist der Prozentsatz der Tiere, die sich in der jeweils dem einen oder dem anderen Futter zugewandten Rinnenhälfte aufhielten; Balken zeigen die mittlere Verteilung über die Versuchsdauer von 60 Minuten, n=14 (in A), 16 (in B), bzw. 19 (in C).

Zusammenfassung

Gastropoden sind die dominanten Aufwuchsgrazer in limnischen Litoralsystemen. Durch die hohe Variabilität in der Verteilung der Futterressourcen wäre ein chemosensorisch vermittelter Futterfindungsmechanismus hoch adaptiv für diese Grazer. In einem speziell entwickelten Futterwahlsystem konnte im Labor für die einheimische Lungenschnecke *Radix ovata* gezeigt werden, dass ein chemotaktisches Verhalten in Bezug auf gelöste Substanzen möglich ist. In einem weiterführenden Versuch konnten allerdings keine Hinweise auf eine chemotaktische Präferenz zwischen Grünalgen und Diatomeen gefunden werden. Falls es ein „optimal foraging“ bei diesen Gastropoden gibt, wird es daher möglicherweise eher durch verlängertes Verweilen auf präferierten Futterpatches als durch eine aktive chemosensorische Auswahl derselben vermittelt.

Literatur

Brendelberger, H. 1992. Food selection experiments with two freshwater gastropods. Verh. Int. Verein. Limnol. 25: 4341-4345.

Brendelberger, H. 1995. Dietary preference of three freshwater gastropods for eight natural foods of different energetic content. Malacologia 36: 147-153.

Croll, R.P. 1983. Gastropod chemoreception. Biol. Rev. 58: 293-319

Imrie, D.W., McCrohan, C.R. and Hawkins, S.J. 1990. Feeding behaviour in *Littorina littorea*: a study of the effects of ingestive conditioning and previous dietary history on food preference and rates of consumption. Hydrobiologia 193: 191-198.

Lodge, D.M. 1986. Selective grazing on periphyton: a determinant of freshwater gastropod microdistributions. Freshw. Biol. 16: 831-841.

Thomas, J.D., Ofosu-Barko, J. and Patience, R.L. 1983. Behavioural responses to carboxylic and amino acids by *Biomphalaria glabrata* (Say), the snail host of *Schisostoma mansoni* (Sambon), and other freshwater molluscs. Comp. Biochem. Physiol. C 75: 57-76.

Thomas, J.D., Kowalczyk, C. and Somasundaram, B. 1989. The biochemical ecology of *Biomphalaria glabrata*, a snail host of *Schisostoma mansoni*: short chain carboxylic and amino acids as phagostimulants. Comp. Biochem. Physiol. A 93: 899-911.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Einfluss der Futterqualität auf die Investition von *Dreissena polymorpha* in die Qualität der Eizellen

Wacker, Alexander; von Elert, Eric

Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz,
alexander.wacker@uni-konstanz.de

Einleitung:
Die als Wander-, Dreikant- oder auch Zebramuschel bekannte *Dreissena polymorpha* spielt eine wichtige Rolle in litoralen Lebensgemeinschaften von Süßwasserseen. Die Faktoren, die die Rekrutierung dieses benthischen Filtrierers beeinflussen, sind noch weitgehend unklar. Die Futterqualität dürfte deutliche Effekte auf die Rekrutierung ausüben, indem sie den Zeitpunkt der Reproduktion, die Menge und die Qualität der abgegebenen Eizellen, das larvale Wachstum und den Erfolg der Metamorphose beeinflusst. In vergleichenden Freiland- und Laboruntersuchungen wurde der Einfluss der Futterqualität auf die Reproduktion von *D. polymorpha* untersucht. Dabei werden hier nicht quantitative Parameter wie die Ablaichbereitschaft der Tiere und die Anzahl der abgelaichten Eizellen, sondern qualitative Parameter, die für eine erfolgreiche Reproduktion der Muscheln wichtig sind, betrachtet.

Methoden:
Zur Untersuchung von Umweltfaktoren wie der Futterqualität, die die Investition in die Reproduktion von *D. polymorpha* im Freiland beeinflussen, wurden im Frühjahr 2000 durch die Forschungstauchergruppe der Universität Konstanz Muscheln aus dem Litoral des Bodensees entnommen. Um zu untersuchen, ob unterschiedliche Futterbedingungen im Litoral zu unterschiedlichen Zusammensetzungen der abgelaichten Eizellen führen könnte, wurden Muscheln drei Monate lang mit verschiedenen Futterorganismen gehältert. Die Einflüsse der Futterqualität wurden mit vier verschiedenen Futterorganismen untersucht, die sich deutlich in ihrer Fettsäurezusammensetzung unterschieden (Abbildung 1): die Algen *Cryptomonas erosa*, *Nannochloropsis limnetica, Scenedesmus obliquus* und das Cyanobakterium *Aphanothece* sp.. Das Temperaturregime im Labor simulierte die Temperatur im Bodenseelitoral.

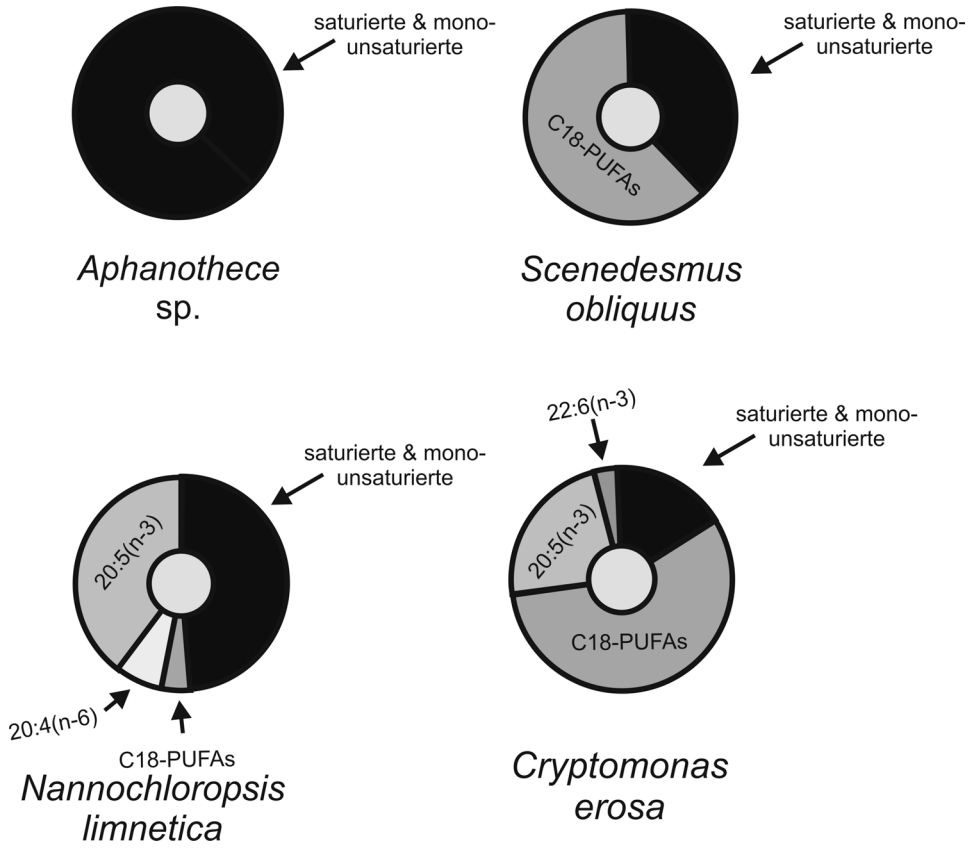


Abbildung 1. Prozentuale Fettsäurezusammensetzung der Organismen, die als Futter für die adulten *Dreissena polymorpha* verwendet wurden. [C18-PUFAs = mehrfach ungesättigte Fettsäuren mit 18 Kohlenstoffatomen]

Ergebnisse und Diskussion:

Die Zusammensetzung des Futters zeigte einen deutlichen Effekt auf die Investition in die Reproduktion. Von frisch abgelaichten Eizellen war deren Gehalt an einzelnen PUFAs, der als Parameter für die Eiqualität herangezogen wurde, von dem Gehalt der PUFAs im Futter der Elterntiere abhängig. Es gab einen eindeutigen Hinweis auf einen Anstieg von spezifischen langkettigen PUFAs der (n-3) und (n-6) Familien in den Eizellen, wenn diese Fettsäuren im Laborfutter vorhanden waren. Muscheln, die mit Futter versorgt wurden, das defizient in langkettigen PUFAs war, waren immer noch in der Lage, Arachidonsäure (ARA, C20:4n-6), Eicosapentaensäure (EPA, C20:5n-3) und Docosahexaensäure (DHA, C22:6n-3) in ihre Eizellen zu verlagern (Abbildung 2), was als Hinweis auf die Einhaltung eines Minimalgehaltes bestimmter Fettsäuren in den Eizellen zu sehen ist. Dieser offensichtliche Mindestgehalt von ARA, EPA und DHA in den Eizellen deutet auf eine wichtige Funktion dieser langkettigen PUFAs hin und ermöglicht den Tieren bei schlechten Futterbedingungen zumindest ein eingeschränktes Maß der Reproduktion.

Die Rekrutierung von *D. polymorpha* hängt von der erfolgreichen Entwicklung der pelagischen Larven ab, die zu Beginn ihres pelagischen Daseins von maternal mitgegebenen Speicherstoffen leben müssen. Dabei spielen insbesondere Lipide (Sprung 1995) und mehrfach ungesättigte Fettsäuren (PUFAs) eine große Rolle (Wacker et al. 2002). Da die Reproduktion dieser Muscheln im Sommer stattfindet, wenn das natürliche Seston nur geringe Mengen an langkettigen PUFAs enthält, kann ein Bedarf an langkettigen PUFAs der Adulten klare Auswirkungen auf die Rekrutierung von *D. polymorpha* Populationen im Freiland haben. Larven, die mehr Speicherstoffe „erben", sind weniger von einer PUFA-Verarmung im Seston betroffen.

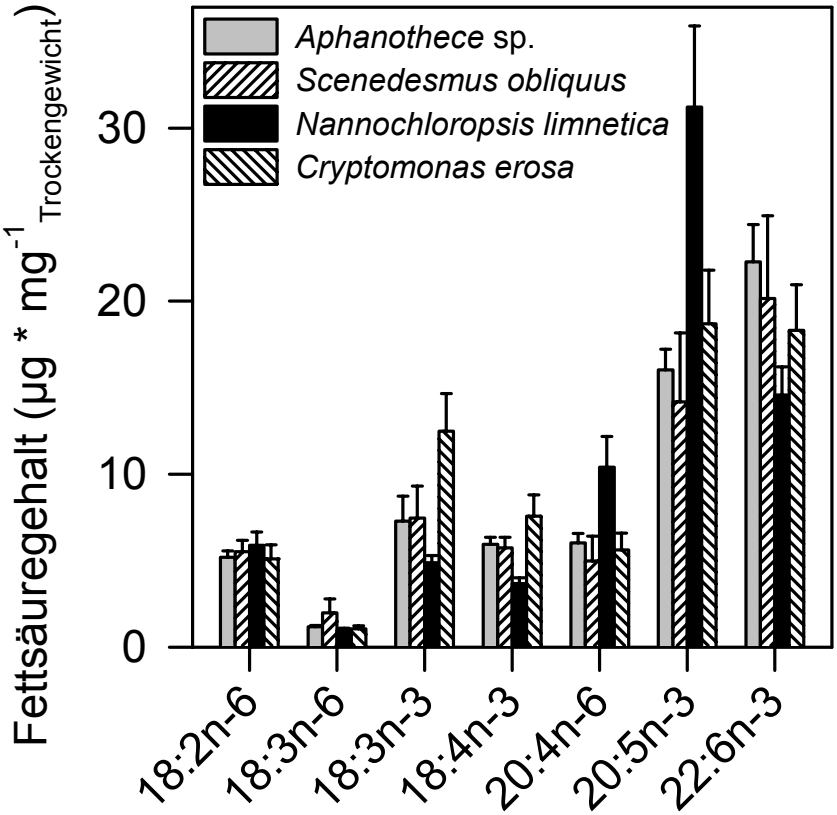


Abbildung 2. Fettsäuregehalte der abgegebenen Eizellen von *D. polymorpha* als Resultat der Hälterung der adulten Muscheln auf verschiedenen Futterregimen. Die Werte sind Mittelwerte (± SE) von Eizellen, die von Muscheln abgegeben wurden, die zuvor mit *Aphanothece* sp., *Scenedesmus obliquus*, *Nannochloropsis limnetica*, und *Cryptomonas erosa* gefüttert worden waren.

Literatur:

Sprung M. 1989 Field and laboratory observations of *Dreissena polymorpha* larvae: abundance, growth, mortality and food demands. *Archiv für Hydrobiologie* **115** , 537-561.

Wacker A., Becher P. & Von Elert E. 2002 Food quality effects of unsaturated fatty acids on larvae of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Limnology & Oceanography* **47**, 1242-1248.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

The importance of invasive predatory amphipod *Dikerogammarus villosus* for the macroinvertebrate community in the Rhine river

Dr. phil. Guido Haas, Kaiser-Friedrich-Ring 15, 65185 Wiesbaden, haas-limno@t-online.de

Key words:
Rhine river, littoral boulders, invasive amphipods, *Dikerogammarus villosus*, predatory behaviour, interspecific competition

Summary. Within a five years period after its introduction in 1995, *Dikerogammarus villosus* become the most successful amphipod species in the Northern Upper Rhine. Today, *D. villosus* is the largest gammaridean species in the Rhine system and spreaded, at least since 1999, all over the navigable river sections, included the High Rhine up to Rheinfelden. At least supplementary to its filter feeding activity, *D. villosus* exerts a strong predatory effect on other nonindigenous amphipods, especially on *Chelicorophium curvispinum* and *Gammarus tigrinus*. The latter disappeared finally out of the entire Northern Upper Rhine since 1999, whereas the species numbers of *C. curvispinum* declined significantly in the river section below the conjunction with the Main river. Meanwhile, other Rhine river sections show similar shifts in macroinvertebrate species composition and abundance structure, too.
Recent investigations in 2002 showed mass developments of *D. villosus* in the river section between the Main mouth at Rhine-km 496,6 and Oestrich, Rhine-km 518,5 with more than 6.000 ind./m². According to its abundant occurrence in the Northern Upper Rhine and its predatory behaviour, *D. villosus* is classified to be a key stone species, ranked at the trophic level of fishes. The probability of further mass invasions of Ponto-Caspian amphipod species is discussed.

Introduction. In 1995 the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* was introduced into the Rhine by passing the Rhine-Main-Danube canal (BIJ DE VAATE A & KLINK AG 1995, HAAS & STREIT 1998). Predominantly colonizing littoral boulders, the crustacean also occurs in high species numbers away from the solid stone surfaces of the river banks on sandy-gravel substrates (FENSKE 1996, HAAS 2001). Today, the predatory *D. villosus* dominates the macroinvertebrate fauna throughout the navigable sector of the Rhine. Before its invasion, *Chelicorophium curvispinum, Gammarus tigrinus* and *Echinogammarus ischnus* were the co-occurring nonindigenous amphipods (HAAS 2001). Native amphipod species *Gammarus pulex* and *G. roeseli* have already disappeared in the 1980ies. From 1996 on, all gammarid species declined, except *D. villosus* (HAAS et al. 2002).

Study site and Methods. The faunal investigations were conducted at 16 stations along the Upper and Middle Rhine from 1993 to 2001 (Fig. 1). The samples were taken by the aid of the laboratory ship "Argus" (HLUG Wiesbaden) allowing an water-level independent sampling. A polyp grab crane was used to remove boulders from the riprap. Surface areas between 0.3 m^2 and 0.5 m^2 were brushed carefully under water. The water containing animals and organic matter was drained through a 0.5 mm mesh. Animals were removed alive by the aid of a stereomicroscope and transferred into alcohol.
Physical and chemical variables were measured onboard from 1993 to 1996 and analyzed by the laboratory of the HLUG Wiesbaden. Water-quality stations located at the cities of Worms and Mainz provided also chemical and physical data. The water quality improved throughout the period from 1993 to 1999 as indicated by a reduced mean specific conductance from 1,070 µs cm^{-1} in 1993 to 643 µS cm^{-1} in 1999. In the same period, mean chloride concentrations declined from 160 mg/l to 80 mg/l due to the "Chloride-arrangement" of the Rhine's resident states (a first contract in the 1980ies followed by a second in the 1990ies) and the closure of French potash mine industries. The average oxygen saturation showed no trend and ranged between 101 and 112% in this period.

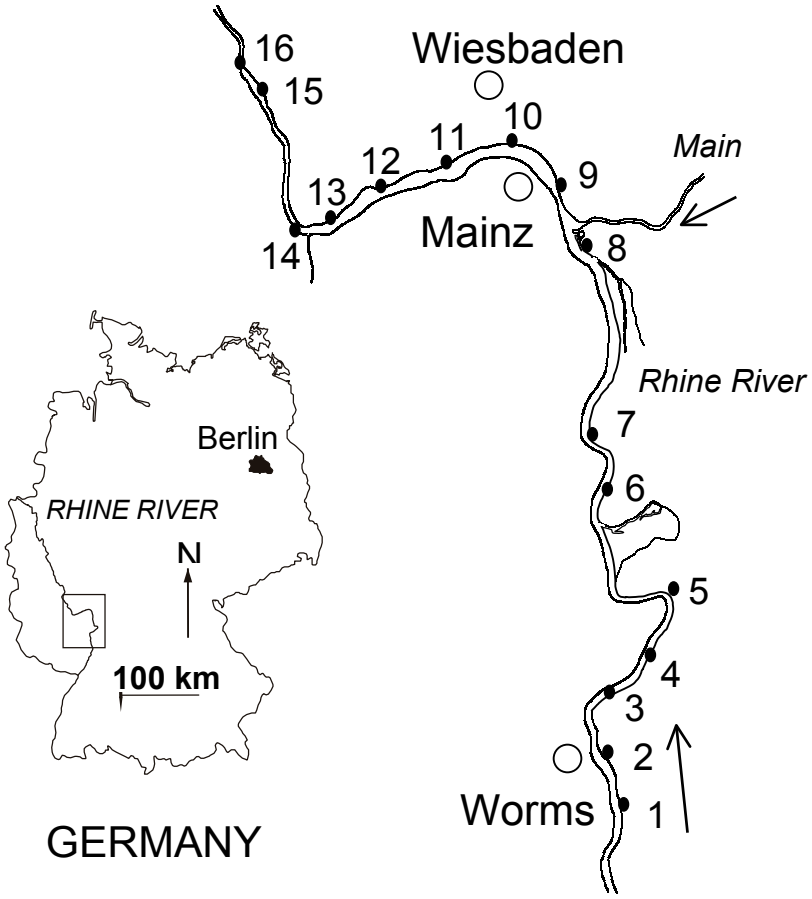


Figure 1. Map showing the 16 sites along the Upper and Middle Rhine and the location within Germany

Results and Discussion. *D. villosus* were already detected for 1995 in the Northern Upper Rhine (densities of 50 to 100 ind m^{-2}) below the conjunction with the Main river. In 1996, *D. villosus* also spreaded further upstream and reached average densities of about 500 ind m^{-2} (HAAS & STREIT 1998). In 2000 and 2001 maximum densities of 3,000 ind m^{-2} (in 2002 locally more than 6,000 ind. m^{-2}) were recorded. Juvenile specimens smaller than 5 mm were not counted, so that the actual abundance of *D. villosus* might be much higher.
Described to be an filter-feeder (PONYI 1956), *D. villosus* shows, at least supplementary, a predatory feeding behaviour (HAAS & STREIT 1998, DICK & PLATVOET 2000) and interfered into the competition between the two filter-feeders *D. polymorpha* and *C. curvispinum* by exerting a strong predatory effect, especially on *C. curvispinum* (HAAS 2001). Gut content analyses showed that *D. villosus* captured in particular *C. curvispinum* (HAAS et al. 2002).

Since 1996, population densities of *Chelicorophium curvispinum* dropped from more than 10,000 locally to 500 ind m^{-2}. In the period of abundant *C. curvispinum* population densities from 1989 till 1995 in the Northern Upper Rhine, the muddy crustacean reduced available habitat areas by transferring coarse and hard surfaces into fine and muddy areas. Littoral boulders become coated by an 1 to 2 cm thick muddy layer to such an extent, so that other epilithic species were negatively affected. In particular, the sessile zebra mussel *Dreissena polymorpha* was the most impaired species by a lost competition for space (HAAS 1993, VAN DER VELDE et al. 1994). With the immigration of Ponto-Caspian amphipod *D. villosus* in the Northern Upper Rhine in the middle of the 1990ies, far-reaching dynamic processes within the macroinvertebrate community were triggered, which are still in progress.

Subsequent to the appearance of *D. villosus*, *G. tigrinus* disappeared finally in 1999 out of the transitional zone of the Northern Upper and Middle Rhine (HAAS 2001, HAAS et al. 2002). At the same time, the species numbers of *Echinogammarus ischnus* decreased there too, but *E. ischnus* still sparsely occurs in the examined river section.
Depleted *Gammarus tigrinus*-populations are no longer restricted to the river section of the Northern Upper Rhine: the area, where *G. tigrinus* was replaced, reaches upstream to the Southern Upper Rhine, for instance at Karlsruhe (A. Martens, personal communication 2003). Downstream, in the dutch part of the Lower Rhine, the population densities of *Chelicorophium curvispinum* lowered (personal communication G. van der Velde 2002), whereas presently G*ammarus tigrinus*-populations in the Lower Rhine seems not to be negatively affected by the mass development of *D. villosus*.
Further decreases in abundances of characteristic species in the Rhine such as *Heptagenia sulphurea* (Ephemeroptera), *Aphelocheirus aestivalis* (Heteroptera) and turbellarian species were recorded (HAAS et al. 2002). The influence on these species by *D. villosus* cannot be excluded, however, it remains partially unresolved (see Figure 2.). KURECK et al. (2001) detected that *Ephoron virgo* (Ephemeroptera) was negatively affected in the presence of *D. villosus*.
MUSKÓ (1994) described *D. villosus* to be an strong competitor, in Hungary, *D. villosus* displaced *Gammarus roeseli* out of the Plattensee in 1950.

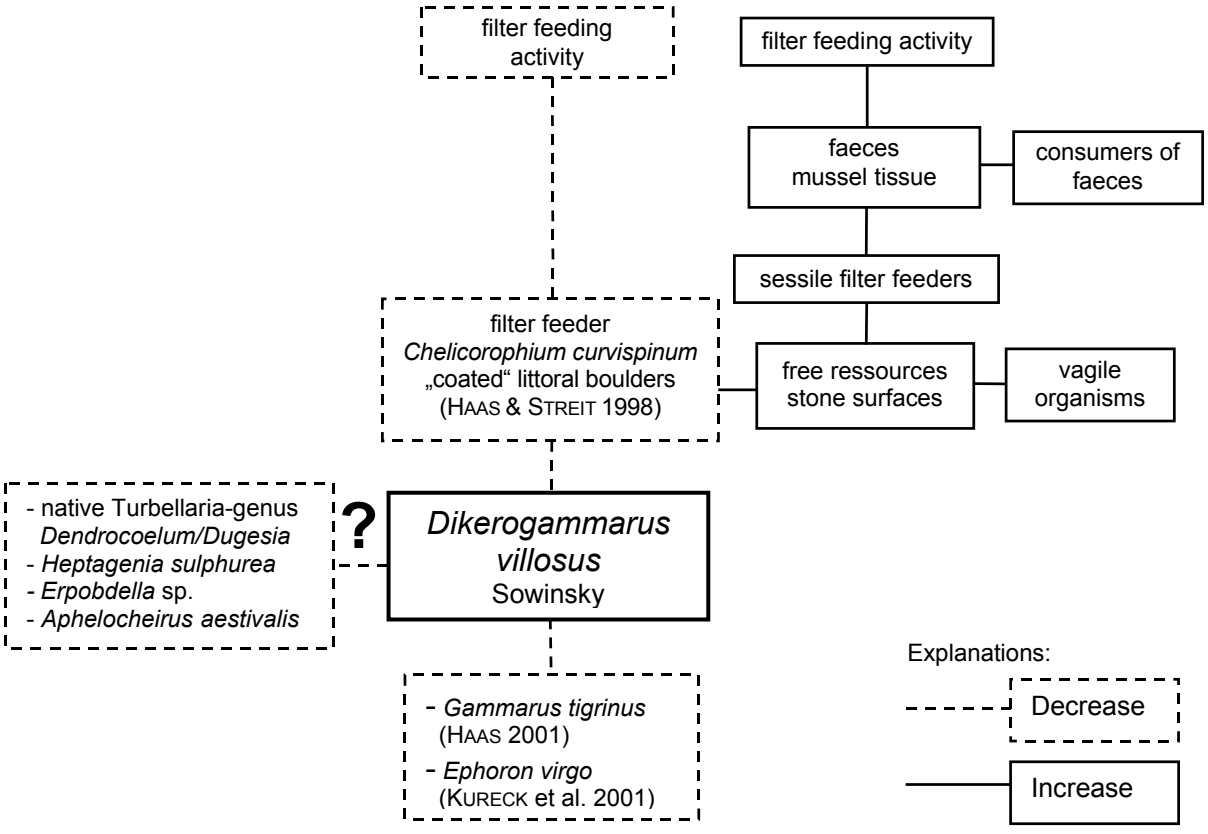


Figure 2. Status and ecological importance of invasive amphipod *Dikerogammarus villosus* for the macroinvertebrate community of the Northern Upper Rhine river

But *D. villosus* is not only restricted to littoral boulders: beside the riprap nearby the shipping lane, the Ponto-Caspian gammaridean can be found on mussel beds of abundant *Corbicula* spp.-populations (Corbiculidae, Bivalvia) on the sandy-gravel river bottom (HAAS 2001). More than 1.500 ind/m² of *D. villosus* were detected. The occurrence of *D. villosus* on the dense populated

river bottom by *Corbicula* spp. can be presumably explained by its nutritional behaviour: perhaps filter feeding *D. villosus* profits from the mussel's excretory substances (faeces, pseudofaeces) and act, additionally to its predatory behaviour, as an consumer of faeces.
Presently *D. villosus* is developing relatively dense populations in the lower reaches of the Rhine river (BIJ DE VAATE et al. 2002) and currently distributes into other large navigable rivers (Moselle, Rhône, DEVIN et al. 2001). Because of its broad salinity, temperature and oxygen tolerances (BRUIJS et al. 2001), *D. villosus* is identified as a potential invader of waterways worldwide possibly resulting in a cosmopolitan distribution (HAAS 2001, HAAS et al. 2002).

Forthcoming mass invasions of nonindigenous amphipods in the Rhine river – what about *Dikerogammarus bispinosus*, *Obesogammarus obesus* and *Pontogammarus robustoides* ?

Since the introduction of *D. villosus* in 1995 in the Rhine system, no further mass invasion of another Ponto-Caspian amphipod can be delineated. In the period before, from 1980 to 2000, several gammaridean species invaded the Rhine like the Ponto-Caspian *Echinogammarus ischnus* (in 1992) and north American *Gammarus tigrinus* (1982). The following reasons can be assigned: (1) due to the mass development of predatory *D. villosus* as an top-consumer, the aquatic community is composed of highly competitive faunal components, (2) the recent mass invasions of *D. villosus, Jaera sarsi, Dendrocoelum romanodanubiale* and *Hypania invalida* finally has driven the Rhine's fauna to become saturated, allowing no other mass invader to establish or to be successful.
Potentially forthcoming Ponto-Caspian invaders into the Rhine are *Obesogammarus obesus, Pontogammarus robustoides* and *Dikerogammarus bispinosus. O. obesus* can be found today in the upper parts of the Danube (WEINZIERL et al. 1996), and is expected to invade the Main-Danube-Canal in the near future (BIJ DE VAATE et al. 2002). *Pontogammarus robustoides* occurs nowadays in the mouth of the Oder River, in Mecklenburgian waters and the Mittelland Canal (MARTENS et al. 1999, EGGERS & MARTENS 2001). Finally *Dikerogammarus bispinosus* was recently found in the Danube at Vienna (MÜLLER & SCHRAMM 2001) and spread westwards.

Conclusions. *D. villosus* is responsible for unprecedented biotic interactions in the Rhine river, is more predatory than other gammarids (BIJ DE VAATE et al. 2002) and triggered some predator-prey-relationships (HAAS 2001, HAAS et al. 2002). Isotope analysis indicate that *D. villosus* is active at the same trophic level as fish species (MARGUILLIER et al. 1998).
D. villosus represents a highly competitive faunal component with the capability to inhibit or probably prevent the invasion of further expected exotic gammarid species in the Rhine.
Continued investigations of the Rhine's macroinvertebrate fauna will be necessary to give detailed information about future introductions of nonindigenous species in the river system.

The results of this study partly refer to the thesis: HAAS (2001), free available at: vertrieb@hlug.de

References

Bij de Vaate A & Klink AG (1995) *Dikerogammarus villosus* Sowinsky (Crustacea: Gammaridae) a new immigrant in the Dutch part of the Lower Rhine. Lauterbornia 20: 51-54

Bij de Vaate A, Jazdzewski K, Ketelaars HAM, Gollasch S and Van der Velde G (2002) Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol 59

Bruijs MCM, Kelleher B, van der Velde G & bij de Vaate A (2001): Oxygen consumption, temperature and salinity tolerance of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus*: indicators of further dispersal via ballast water transport. Arch. Hydrobiol. 152 (4): 633-646

Devin S, Beisel JN, Bachmann V & Moreteau JC (2001) *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda: Gammaridae): another invasive species newly established in the Mosell River and French hydrosystems. Annales de Limnologie 37: 21-27

Dick JTA & Platvoet D (2000) Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. Proceedings of the Royal Society of London B 267: 977-983
Eggers TO & Martens A (2001) Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. Lauterbornia Heft 42, Dinkelscherben
Fenske M (1996) Der Status der Flohkrebse (Gammaridae) im Rhein zwischen Basel und Bingen im Jahre 1996. Diplomarbeit, TH Darmstadt, 167 Seiten
Haas G (1993) Untersuchung der Steinschüttungsfauna des hessischen Rheingebietes. Diplomarbeit Uni Freiburg i.B.
Haas G & Streit B (1998) Die Einwanderung von *Dikerogammarus* sp. in den Rhein. Tagungsbericht, Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Frankfurt am Main 1997, pp 154-158
Haas G (2001) Entwicklung der Makro-Invertebratengemeinschaft im hessischen Rhein- und Untermainabschnitt in den Jahren 1993 bis 1999. Dissertation Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt am Main
Haas G, Brunke M & Streit B (2002) Fast turnover in dominance of exotic species in the Rhine River determines biodiversity and ecosystem function: an affair between amphipods and mussels, in Leppäkoski E, Gollasch S & Olenin S (eds): Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management, pp. 426-432. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands
Kureck A, Bieg R & Ottenberg R (2001) Einfluß von Futtermenge und Neozoen auf Überlebensrate und Wachstum von *Ephoron virgo* (Ephemeroptera) im Rhein. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2000 Eigenverlag, Tutzing
Marguillier S, Dehairs F, Van der Velde G, Kelleher B & Rajagopal S (1998) Initial results on the trophic relationships based on *Corophium curvispinum* in the Rhine traced by stable isotopes, in: Nienhuis PH, Leuven RSEW & Ragas AMJ (eds) New concepts for sustainable management of river basins, pp 171-177. Backhuys Publishers, Leiden
Martens A, Eggers TO & Grabow K (1999) Erste Funde von *Pontogammarus robustoides* (Sars) im Mittellandkanal (Crustacea: Amphipoda). Lauterbornia 35: 39-42
Müller J & Schramm S (2001) A third *Dikerogammarus* invader is located in front of Vienna. Lauterbornia 41: 49-52
Muskó IB (1994) Occurrence of Amphipoda in Hungary since 1853. Crustaceana 66 (2): 144-152
Ponyi, E (1956) Ökologische, ernährungsbiologische und systematische Untersuchungen an verschiedenen *Gammarus*-Arten. Arch. Hydrobiol. 52 (3): 367-387
Van der Velde G, Paffen BGP, Van den Brink FWB, Bij de Vaate A & Jenner HA (1994) Decline of zebra mussel populations in the Rhine. Competition between two mass invaders (*Dreissena polymorpha* and *Corophium curvispinum*). Naturwissenschaften 81: 32-34
Weinzierl A, Potel S & Banning M (1996) *Obesogammarus obesus* (Sars 1894) in der oberen Donau (Amphipoda, Gammaridae). Lauterbornia 26: 87-89.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Das Grabensystem des NSG „Westliches Hollerland", Bremen – Lebensraum einer außergewöhnlich bemerkenswerten Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos)

Haesloop, Uwe

Dr. Uwe Haesloop, Spezialbüro für gewässerfaunistische Untersuchungen im Norddeutschen Tiefland; Jenaer Str. 10; 28215 Bremen; Tel. und Fax: (0421) 371313

Keywords: Gräben, Flußmarsch, Makrozoobenthos, Gewässerfauna, NSG „Westliches Hollerland", Bremen

Zusammenfassung

Im Frühjahr 2001 sowie in 2002 wurde eine umfangreiche Basisuntersuchung zur aquatischen Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos) in den Gewässer des Naturschutzgebietes „Westliches Hollerland" (Leher Feld), eines für die Niederungslandschaft des Bremer Beckens repräsentativen, durch extensive landwirtschaftliche Nutzung geprägten Graben-Grünland-Areals, vorgenommen. Im Rahmen der Untersuchung konnten zahlreiche anspruchsvolle, z.T. ausgesprochen seltene Faunenvertreter im Gebiet festgestellt werden, die die herausragende Bedeutung der Grabensysteme des NSG „Westl. Hollerland" als Lebensraum für eine hochwertige auentypische Gewässerfauna unterstreichen. Unter diesen befanden sich rund ein Dutzend Arten, die in den Anhängen der FFH-Richtlinie aufgeführt und/oder als vom Aussterben bedroht eingestuft werden.

Mit der großen Anzahl hochgradig gefährdeter aquatischer Wirbelloser übertrifft das Grabensystem des Hollerlandes aus gewässerfaunistischer Sicht selbst die Wertigkeit der Grabensysteme der südlichen Elbmarschen Mitte der 50iger Jahre des vorigen Jahrhunderts (GARMS 1961). Die Ergebnisse der damaligen mehrjährigen Untersuchung, die bei gerade erst beginnender Intensivierung der Landwirtschaft durchgeführt wurde, können als Referenzstandard für das Besiedlungspotential eines wenig beeinträchtigten Gewässersystems im Aubereich unserer Flußniederungen fungieren. Vor diesem Hintergrund muss dem Grabensystem des Hollerlandes auch auf überregionaler Ebene eine herausragende Bedeutung attestiert werden.

Untersuchungsgebiet

Das knapp 300 ha umfassende Naturschutzgebiet „Westl. Hollerland" (Leher Feld) ist der westlichste Teil des heute weitgehend überbauten Bremer Hollerlandes, das sich im Nordosten Bremens entlang des Unterlaufs der Wümme erstreckt, und Bestandteil der großräumigen Flußniederungen des Hamme-Wümme-Gebietes , die in weiten Bereichen als Naturschutzvorhaben gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung anerkannt sind. Zusammen mit dem westlich angrenzenden Bremer Blockland bilden große Teile des Hollerlandes die naturräumliche Einheit der Hamme-Wümme-Marsch; am Ostrand greift es jedoch auf die Wesersandterrassen über. Die naturräumliche Grenzlage bedingt eine für die Wesermarschen vielgestaltige standörtliche Differenzierung. Die sehr feuchte bis nasse Niedermoormarsch geht im Ostteil in eine feuchte Flußmarsch und lehmige bis sandige Gleye über. Ein Salzwasseraufstieg aus dem Lilienthaler Salzstock bedingt im Grenzbereich zur alluvialen Talsandterasse zudem die Ausbildung der Binnensalz/brack)stelle „Pannlake".

Die etwa zu Beginn der 60iger Jahre bundesweit erfolgte Intensivierung der Landwirtschaft traf das Hollerland nur punktuell, da Wohnungsbaugesellschaften zu jener Zeit im Zuge von Planungen zur Errichtung einer Satellitenstadt („Hollerstadt") sämtliche Grundstücke des Gebietes aufkauften. In den 70iger Jahren wurden diese Planungen angesichts zurückgehender Bevölkerungszahlen wieder aufgegeben, die Grundstücke gingen an die Stadtgemeinde über, im Jahr 1985 erfolgte die Ausweisung als Naturschutzgebiet. Als Folge dieser Entwicklung sind für das Hollerland trotz

seiner großstädtischen Randlage auch gegenwärtig noch ein extensiv genutztes Feuchtgrünland mit überregionaler Bedeutung als Wiesenvogel-Lebensraum und ein engmaschiges, rund 90 km umfassendes Grabensystem mit einer herausragend wertvollen Ufer- und Wasservegetation sowie Limnofauna kennzeichnend (Beschreibung weitgehend nach HELLBERG et al. 2000).

Methodik

Die Kartierung der aquatischen Wirbellosenfauna wurde im Jahr 2001 zwischen dem 6. März und dem 31. Mai 2001 durchgeführt, wobei insgesamt 57 Gewässerstrecken an zwei Terminen mittels Handkeschern von 50 cm Basisbreite und unterschiedlicher Maschenweite (ca. 1mm; 6 mm) beprobt wurden. Im Jahr 2002 wurde eine zeitlich ausgedehntere Untersuchung im Frühjahr, Sommer und Herbst an jeweils ca. 35-45 Gewässerabschnitten/Jahreszeit durchgeführt. Einzelne Nachweise basieren zudem auf stichprobenartigen Erhebungen aus den Jahren 1999/2000.
Bei den Untersuchungsgewässern handelte es sich überwiegend um weitgehend stagnierende, vegetationsreiche kleinere Gräben und Fleete unterschiedlichen Typs (Röhricht-Verlandungsgraben, Krebsscheren-, Wasserfeder-, Schwimmblatt-, Laichkraut-, Wasserpest-, Wasserlinsengraben, frisch geräumte bzw. neu angelegte Gräben) sowie temporär wasserführende Gräben/Kleingewässer und einige in den letzten Jahren angelegte Naturschutzweiher bzw. – tümpel.
Für einzelne aufwendiger zu bestimmende Organismengruppen mußte auf eine exakte Artdiagnose verzichtet werden. So wurden die z.T. zahlreich auftretenden Larven der Dipteren (Fliegen und Mücken) zumeist nur bis zur Familienebene bestimmt, gleiches gilt für Fischegel (Piscicolidae). Aquatische Milben und Oligochaeten blieben gänzlich unberücksichtigt. Bei einigen Gruppen erfolgte eine weitergehende Artdifferenzierung nur unvollständig, wobei das Hauptaugenmerk auf Vorkommen gefährdeter Arten gelegt wurde (Strudelwürmer, Pisidien, Stagnicola, Helophorus). Vertreter der Käfergattung Dryops wurden (bislang) nicht bis zum Artniveau differenziert.

Ergebnisse

Insgesamt konnten bislang in den Gewässern des NSG „Westliches Hollerland“ nach weitgehender Auswertung der Proben 273 Vertreter der aquatischen Wirbellosenfauna festgestellt werden, darunter 73 Rote-Liste-Arten (regionale und/oder bundesweite Gefährdungseinstufung). Damit weist das Gewässersystem des Hollerlandes eine ausgesprochen artenreiche und schützenswerte Makrozoobenthos-Gemeinschaft auf.

Tab. 1. Zusammensetzung der aquatischen Wirbellosenfauna im Gewässersystem des Hollerlandes (Frühjahr 2001 + März-Okt. 2002).

Tiergruppe	Arten-/Taxa-zahl	% v. gesamt	RL-Arten	% v. gesamt
Schwämme (Porifera)	1	0,4	-	-
Strudelwürmer (Tricladida)	6	2,2	-	-
Schnecken + Muscheln (Mollusca)	35	12,8	20	27,4
Wasserspinnen	1	0,4	1	1,4
Egel (Hirudinea)	13	4,8	-	-
Krebstiere (Crustacea)	3	1,1	0	0
Eintagsfliegen (Ephemeroptera)	5	1,8	0	0
Libellen (Odonata)	22	8,1	7	9,6
Wasserwanzen (Heteroptera)	39	14,3	9	12,3
Wasserkäfer (Coleoptera)	105	38,5	32	43,8
Schlammfliegen (Megaloptera)	1	0,4	0	0
Schmetterlinge (Lepidoptera)	3	1,1	-	-
Zweiflügler (Diptera)	13	4,8	-	-
Köcherfliegen (Trichoptera)	26	9,5	4	5,5

Mit Abstand am artenreichsten war die Gruppe der Wasserkäfer (105 Arten) in den Fängen vertreten, auf die auch das größte Kontingent gefährdeter Arten (32) entfiel. Es folgten

Wasserwanzen (39/9), Mollusken (35/20), Köcherfliegen (26/4), Libellen (22/7) und Egel (13 Arten/Taxa; noch keine regionale oder bundesweite Gefährdungseinstufung). Diese 6 Tiergruppen stellen in Grabensystemen i.a. zusammen mit den Fischen die aus naturschutzfachlicher Sicht wichtigsten Faunenkomponenten dar und sollen im Folgenden detaillierter betrachtet werden.
Von den Vertretern der übrigen Tiergruppen sind vor allem das nahezu flächendeckende und zahlreiche Auftreten der bundesweit als stark gefährdet eingestuften Wasserspinne *Argyroneta aquatica* sowie die Vorkommen des Krebsscherenzünslers *Parapoynx stratiotata* hervorzuheben.

a) Mollusken (Wasserschnecken und Muscheln)

Insbesondere verschiedene Wasserschneckenarten stellen in vegetationsreichen Kleingewässern aufgrund ihres oftmals zahlreichern Auftretens und ihrer Größe vielfach die aspektbestimmende Faunenkomponente dar.
Das Hollerland beherbergt mit insgesamt 35 nachgewiesenen Arten eine reichhaltige Molluskenfauna, wobei zahlreiche gefährdete Arten (u.a. *Bithynia leachii, Planorbis carinatus, Segmentina nitida* und *Viviparus contectus*) nahezu flächendeckend und z.T. in hohen Bestandsdichten auftreten. Diese Arten sind allerdings auch in anderen bremischen Graben-Grünland-Arealen verbreitet. In den meisten Temporärgewässern trat darüberhinaus die gefährdete Erbsenmuschel *Pisidium obtusale* auf, z.T. mit hohen Fangzahlen von mehreren hundert Individuen pro Gewässerabschnitt.
Besonders hervorzuheben sind jedoch die Mehrfachnachweise der vom Aussterben bedrohten Arten Zierliche (Gekielte) Tellerschnecke (*Anisus vorticulus*) und Kugelige Erbsenmuschel (*Pisidium pseudosphaerium*), die häufiger vergesellschaftet vorkamen. Dabei wurden vor allem stärker verschlammte Gräben unterschiedlichen Typs (Verlandungsgraben, Krebsscherengraben, Wasserlinsengraben) besiedelt. Insbesondere in Bezug auf *P. pseudosphaerium* entsprechen die Fundorte den Literaturangaben, wonach als Lebensraum für die Art vor allem sumpfige, kalkreiche Niedermoore angegeben werden. In anderen bremischen Grünlandgebieten sind die beiden Arten bislang nicht nachgewiesen worden.
In einem breiteren Krebsscherenfleet konnte darüberhinaus die ebenfalls vom Aussterben bedrohte Wasserschnecke *Marstoniopsis scholtzi* in geringer Abundanz festgestellt werden.

b) Egel

Die mitteleuropäische Egelfauna wurde in den letzten rund eineinhalb Jahrzehnten umfangreicheren Revisionen unterzogen, wobei verschiedene Artenkomplexe aufgespalten wurden. Während die Ergebnislisten früherer Grabenuntersuchungen fast nur Nachweise wenig aussagekräftiger Allerweltsarten enthielten, lassen sich jetzt auch anspruchsvollere, nach gegenwärtigem Kenntnisstand schwerpunktmäßig auf weniger beeinträchtigte Flußauen beschränkte Arten heraus differenzieren. Allerdings stammen die meisten, den aktuellen taxonomischen Wissensstand berücksichtigenden Egeluntersuchungen aus dem Donauraum und den östlichen Bundesländern. Für das nordwestdeutsche Tiefland sind die angegebenen ökologischen Charakteristika der Arten vielfach noch zu verifizieren.
Das Hollerland weist mit zumindest 13 nachgewiesenen Arten/Taxa (wobei die mit mehreren Arten vorkommenden Fischegel nicht weiter differenziert wurden) eine vergleichsweise vielfältige Egelfauna auf. Besonders herauszuheben sind die Mehrfachfunde des in Mitteleuropas seltenen Schildkrötenegels *Placobdella costata*, einer pontomediterranen Art, die in geringer Individuendichte in insgesamt 12 Gewässern, zumeist Gräben, nachgewiesen werden konnte. GROSSER (1998) stellte jüngst alle bekannten Nachweise für Deutschland zusammen. Danach liegen für die alten Bundesländer lediglich 3 Fundangaben vor, zumeist älteren Datums. Für Deutschland insgesamt sind es 13 Nachweise, im Gebiet der Mittelelbe soll die Art verbreitet sein (GROSSER, mdl. Mitt.).
Ebenfalls als ausgesprochen bemerkenswert sind die Nachweise von *Erpobdella monostriata* in einigen Gräben des Hollerlandes einzustufen. Vorkommen dieser Art aus dem Nordwestdeutschen

Tiefland waren bislang nicht bekannt. Nach NEUBERT & NESEMANN (1999) gilt *E. monostriata* als eine in ihrem Vorkommen weitestgehend auf die östlichen Bundesländer beschränkte Seenart.
Mit dem Schneckenegel *Alboglossiphonia hyalina* kommt im Hollerland eine weitere als selten und guter Indikator für naturliche Augewässer eingestufte Art (NESEMANN 1997) vor. *A. hyalina* gehört im Untersuchungsgebiet zu den häufigsten Egelarten und wurde in verschiedenen Grabentypen festgestellt, hohe Abundanzen wurden vor allem in Krebsscherengräben registriert.

c) Libellen

In Abstimmung mit dem Auftraggeber wurde die Libellenfauna nur zurückhaltend aufgenommen, da diese Tiergruppe seit Jahren im Gebiet intensiver bearbeitet wird und der Indigenitätsnachweis mittels Exuvien eine bestandsschonendere Methode darstellt als der mittels Larven.
Im Untersuchungszeitraum konnten insgesamt 22 Arten aufgrund von Larvenfängen als indigen für das Hollerland nachgewiesen werden.
Besonders hervorzuheben sind die zahlreichen Nachweise der beiden vom Aussterben bedrohten Arten Grüne Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*) und Keilflecklibelle (*Aeshna isosceles*), deren Larven regelmäßig in Krebsscherengräben, dem häufigsten Grabentypus des Hollerlandes, gefangen werden konnten. Dabei gilt das Vorkommen der Grünen Mosaikjungfer im Hollerland als das wichtigste der Art in Mitteleuropa (HEIDEMANN & SEIDENBUSCH 1993). Als Einzelfund konnte zudem die Große Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) in einem Röhricht-Krebsscherengraben nachgewiesen werden. Häufig und weitverbreitet im Hollerland ist zudem der als gefährdet eingestufte Frühe Schilfjäger (*Brachytron pratense*).

d) Wasserwanzen

Mit insgesamt 39 aquatischen Heteroptera konnte eine relativ artenreiche Wasserwanzenfauna im Hollerland angetroffen werden. Allerdings fehlen Nachweise ausgesprochen bemerkenswerter Arten. Im Grabensystem konnte in den Sommermonaten der gefährdete Rückenschwimmer *Notonecta lutea* nahezu flächendeckend und stellenweise zahlreich registriert werden. Mehrfach wurde auch der Wasserläufer *Gerris rufoscutellatus* gefangen. In einem beschatteten Grabenabschnitt trat darüberhinaus der für Niedersachsen/Bremen als stark gefährdet eingestufte Zwergwasserläufer *Microvelia buenoi* zahlreicher auf. Die übrige Wasserwanzenfauna des Grabensystems ist allerdings zumeist weniger spektakulär und oftmals relativ artenarm. Regelmäßig und häufig(er) wurden in den Gräben zumeist nur die Wasserläufer *Gerris odontogaster, Microvelia reticulata*, die räuberischen Großwanzen *Notonecta glauca* und *Ilyocoris cimicoides* sowie die Ruderwanzen *Cymatia coleoptrata, Hesperocorixa linnaei* und *Sigara fossarum* nachgewiesen.
Die Mehrzahl der selteneren Wasserwanzenarten konnte allerdings nicht im Grabensystem sondern in verschiedenen neu angelegten Kleingewässern des Tümpel-/Weiher-Typs registriert werden. Zu erwähnen sind in diesem Zusammenhang insbesondere die Ruderwanzen *Glaenocorisa propinqua* (bundesweite Gefährdungseinstufung RL 1, Nds.: RL 3), *Corixa panzeri* und *Sigara scotti*, die allerdings alle nur vereinzelt nachgewiesen wurden sowie die in einzelnen Weihern zahlreicher gefangene *Cymatia bonsdorffii*.

e) Wasserkäfer

Mit bislang 105 nachgewiesenen Arten/Taxa, darunter 32 RL-Arten, beherbergt das Hollerland eine ausgesprochen artenreiche und wertvolle Wasserkäferfauna.
Herausragend sind die Funde des vom Aussterben bedrohten Schwimmkäfers *Graphoderus bilineatus*, der in den letzten drei aufeinanderfolgenden Jahren im östlichen Teilgebiet des Hollerlandes nachgewiesen werden konnte (2000: 1Ind. im Rahmen orientierender stichprobenartiger Erhebungen; 2001: insgesamt 7 Individuen in 5 verschiedenen Gräben; 2002: fünf Tiere). Aufgrund des in den letzten Jahrzehnten im gesamten mitteleuropäischen Raum erfolgten starken Bestandsrückganges bzw. des vollständigen Verschwindens ist *G. bilineatus* in den Anhang 2 der EU-Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie aufgenommen worden, der Art kommt somit aus naturschutzfachlicher Sicht hohe Bedeutung zu.

Besonders bemerkenswert sind auch die stärkeren Vorkommen verschiedener großer Wasserkäferarten, die mit Ausnahme des Gelbrandkäfers *Dytiscus marginalis* aktuell allesamt für den Raum Niedersachsen (Flachland)/Bremen zumindest als gefährdet eingestuft werden (HAASE 1996). Nahezu flächendeckend tritt im Hollerland der stark gefährdete *D. circumcinctus* auf, eine Art, die im Großraum Bremen sonst, ebenso wie der gleichfalls im Hollerland häufiger anzutreffende *D. dimidiatus,* sehr selten ist (SONDERMANN 1990). Der Gelbrand *D. marginalis* tritt demgegenüber im Hollerland zahlenmäßig deutlich hinter diesen beiden Arten zurück, dominiert nach Datenlage aber in den übrigen bremischen Grünlandgebieten bzw. ist dort überhaupt die einzige Dytiscus-Art. Auch der Pechschwarze Kolbenwasserkäfer *Hydrophilus piceus* kommt im Hollerland nahezu flächendeckend und in hohen Dichten vor.
Hervorzuheben sind ebenfalls die Einzelfunde des Schwimmkäfers *Hydroporus rufifrons* sowie des Tiefschwarzen Kolbenwasserkäfers *Hydrophilus aterrimus*, die m.W. in neuerer Zeit im Nordwestdeutschen Tiefland und nach DROST et al. (1992) auch in den angrenzenden Niederlande ausgesprochen selten geworden sind bzw. gar nicht mehr nachgewiesen werden.

f) Köcherfliegen

Mit zumindest 26 Arten beherbergt das Gewässersystem des Hollerlandes eine für weitgehend stagnierende Kleingewässer relativ artenreiche Trichopterenfauna, wobei Vertreter der Unterfamilie Limnephilidae mit Abstand am häufigsten in den Proben auftraten und mit 13 Arten gut die Hälfte des nachgewiesenen Köcherfliegen-Inventars stellten. Hervorzuheben ist der Fund von einigen Larven der seltenen Hydroptilidae *Tricholeiochiton fagesii*. Diese für Nds./Bremen als RL 1 eingestufte Art dürfte aufgrund ihrer geringen Körpergröße von wenigen Millimetern und dem unscheinbaren, vor Ort schwierig von pflanzlichem Material zu differenzierenden Köcher aller Wahrscheinlichkeit nach verschiedentlich im Gelände übersehen worden sein. Häufiger wurde zudem die gefährdete *Limnephilus nigriceps* in verschiedenen Grabentypen gefunden.

g) Fische (Beifang)

Eine methodisch speziell auf den Nachweis von Fischen ausgerichtete Erfassung wurden im Rahmen dieses Projekts nur an einigen wenigen Gewässerstrecken vorgenommen. Die mit dem Kescher gefangenen Fischarten wurden allerdings ebenso wie die Wirbellosen registriert.
Insgesamt konnten dabei im Grabensystem des Hollerlandes 12 Fischarten nachgewiesen werden. In den im Gebiet vorherrschenden kleineren, zumeist vegetationsreichen und stärker verschlammten Gräben wurden zahlreicher nur junge Hechte und Schleien, mit Abstrichen auch juvenile Karauschen und Rotfedern gefangen. Der naturschutzfachlich besonders bedeutende Wetterfisch (*Misgurnus fossilis*) war in den Kescherfängen aufgrund seiner verborgenen Lebensweise unterrepräsentiert, es wurden im Untersuchungszeitraum lediglich fünf Individuen gefangen. Aus den Ergebnissen aktueller Elektrobefischungen ist jedoch ein bedeutendes Vorkommen der Art im Grabensystem des Hollerlandes belegt (BIOCONSULT 1999).
In mehreren Fleeten konnte zudem der ebenfalls als FFH-2-Art eingestufte Steinbeißer (*Cobitis taenia*) in geringen bis mäßigen Abundanzen gefangen werden. Diese Art läßt sich im Gegensatz zum Wetterfisch auch mittels Kescherfängen vergleichsweise gut nachweisen.

Diskussion

Die Ergebnisse der Makrozoobenthos-Untersuchungen belegen die herausragende ökologische Wertigkeit der Grabensysteme des Hollerlandes. So konnte mit insgesamt gut 270 Arten/Taxa, darunter mehr als 70 RL-Arten, eine ausgesprochen artenreiche und faunistisch wertvolle Wirbellosenfauna festgestellt werden. Besonders hervorzuheben sind die Nachweise von 11 Arten, die entweder als vom Aussterben bedroht gelten (bundesweit und/oder regional für Niedersachsen/Bremen) und/oder denen gemäß der Anhänge der EU-Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie besonderer Schutzstatus zukommt (FFH-Arten). Explizit hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang der Mehrfachnachweis des Schwimmkäfers *Graphoderus bilineatus*, einer FFH-2-Art, die in den letzten Jahrzehnten in Mitteleuropa drastische Bestandseinbußen erfahren mußte und

von der nur noch wenige Fundorte bekannt sind. Mit bislang insgesamt 13 gefangenen Käfern dürften die Funde von *G. bilineatus* im Hollerland zu den zahlenmäßig stärksten Nachweisen in Deutschland gehören. So basiert das Gros der weiteren Angaben aus den letzten Jahrzehnten nach der Aufstellung von HENDRICH & BALKE (2000) nur auf Einzelfunden. Abgesehen vom Nachweis im Hollerland ist aus der atlantischen Region Deutschlands für den Zeitraum nach 1980 lediglich ein weiteres Vorkommen von *G. bilineatus* bekannt geworden (ELLWANGER et al. 2002). Nach Ergebnissen aus Elektrobefischungen besitzt auch der Wetterfisch ein bedeutendes Vorkommen im Grabensystem des Hollerlandes (BIOCONSULT 1999). Die Grüne Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*; FFH-4; RL 1) weist nach HEIDEMANN & SEIDENBUSCH (1993) im Gebiet sogar ihr bedeutendstes mitteleuropäisches Vorkommen auf. Aber auch die höheren Bestandsdichten der vom Aussterben bedrohten Mollusken *Anisus vorticulus* und *Pisidium pseudosphaerium* verdienen besondere Beachtung, ebenso wie die starken Vorkommen der Keilflecklibelle (*Aeshna isosceles*) und vermutlich auch der Köcherfliege *Tricholeiochiton fagesii*.
Mit der großen Anzahl hochgradig gefährdeter aquatischer Wirbelloser übertrifft das Grabensystem des Hollerlandes aus gewässerfaunistischer Sicht selbst die Wertigkeit der Grabensysteme der südlichen Elbmarschen Mitte der 50iger Jahre des vorigen Jahrhunderts (GARMS 1961). Die Ergebnisse der damaligen mehrjährigen Untersuchung, die bei gerade erst beginnender Intensivierung der Landwirtschaft durchgeführt wurde, können als Referenzstandard für das Besiedlungspotential eines wenig beeinträchtigten Gewässersystems im Aubereich unserer Flußniederungen fungieren. Vor diesem Hintergrund muss dem Grabensystem des Hollerlandes auch auf überregionaler Ebene eine herausragende Bedeutung attestiert werden.

Literatur

Bioconsult (1999): Befischungen von Grünlandgräben im Hollerland, Bremen.- Unveröff. Gutachten; Auftraggeber: Senator für Bau und Umwelt, Bremen.

Drost, M.B.P., H.P.J.J. Cuppen, E.J. van Nieukerken & M. Schreijer (1992): De waterkevers van Nederland.- Utrecht: K.N.N.V., 280 S.

Ellwanger, G., B. Petersen & A. Ssymank (2002): Nationale Gebietsbewertung gemäß FFH-Richtlinie: Gesamtbestandsermittlung, Bewertungsmethodik und EU-Referenzlisten für die Arten nach Anhang II in Deutschland.- Natur und Landschaft 77: 29-42.

Garms, R. (1961): Biozönotische Untersuchungen an Entwässerungsgräben in Flußmarschen des Elbe-Ästuars.- Arch. Hydrobiol. 26: 344-462.

Grosser, C. (1998): Placobdella costata (F. Müller 1846) – eine Zusammenstellung deutscher Fundorte mit Angaben zur chemischen Beschaffenheit einiger Fundgewässer.- Lauterbornia 33: 19-22.

Haase, P. (1996): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Wasserkäfer mit Gesamtartenverzeichnis.- Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 16: 81-100.

Heidemann, H. & R. Seidenbusch (1993): Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs. Handbuch für Exuviensammler.- Keltern: Verlag E. Bauer. 391 S.

Hellberg, F., A. Nagler, H. Klugkist & A. Schoppenhorst (2000): Pflege und Entwicklung einer Niederungslandschaft im Bremer Becken am Beispiel des Naturschutzgebietes „Westliches Hollerland (Leher Feld)“.- Natur und Landschaft 75: 17-27.

Hendrich, L. & M. Balke (2000): Verbreitung, Habitatbindung, Grfährdung und mögliche Schutzmaßnahmen der FFH-Arten Dytiscus latissimus und Graphoderus bilineatus in Deutschland.- Insecta 6: 98-114.

Nesemann, H. (1997): Egel und Krebsegel Österreichs.- Sonderheft der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft, Rankweil, Österreich. 104 S.

Nesemann, H. & E. Neubert (1999): Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea.- In. Schwoerbel, J. & P. Zwick (eds.): Süßwasserfauna von Mitteleuropa 6/2, Heidelberg: Spektrum Verlag. 187 S.

Sondermann, W. (1990): Zur Ökologie und Faunistik der in der Umgebung von Bremen vorkommenden Schwimmkäfer (Dytiscidae) und Hygrobia tarda.- Abh. Naturwiss. Verein Bremen 41: 131-152.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Untersuchungen zum anthropogen beeinflussten Temperaturhaushalt eines Fließgewässers im Mittelgebirge am Beispiel der Lenne

ALEXANDRA HAIDEKKER

Universität Essen, Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen; Tel: 0201 183-2442, Fax: 0201 183-4442, Email: alexandra.haidekker@t-online.de

Keywords: Wassertemperatur, Talsperre, Kühlwasser, Lenne, Hydropsyche

1. Einleitung

Die Wassertemperatur ist neben der Strömung ein ökologischer Schlüsselparameter, der die Lebensgemeinschaften im Fließgewässer maßgeblich beeinflusst. Die Temperatur hat Einfluss auf die Artverbreitung (z.B. Elliott 1978, Humpesch & Elliott 1980, Reyol et al. 2001) und Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos (z.B.Vannote et al. 1980, Brussock & Brown 1991, Stanford & Ward 1992). Die Wassertemperatur ist auch ein entscheidender Faktor, der biologische Prozesse direkt sowie indirekt (z.B. O_2-Löslichkeit, Toxizität) steuert und somit z.B. den Metabolismus, die Embryonalentwicklung oder die Emergenz der Gewässerfauna beeinflusst (z.B. Hynes 1970, Sweeney 1984, Lillehammer et al. 1989, Robinson & Minshall 1998, Watanabe et al. 1999).
Anthropogene Eingriffe haben nicht nur die Wasserqualität und die Gewässerstruktur, sondern auch die Temperaturverhältnisse in Fließgewässern maßgeblich modifiziert. Die Veränderung der Ufergehölze, Eingriffe in den Grundwasserhaushalt aber auch Abwassereinleitungen haben zur Folge, daß der Temperaturhaushalt nicht mehr den natürlichen Verhältnissen entspricht (Sponseller et al. 2001, Quinn et al. 1997, LeBlanc et al. 1997). Trotzdem gibt es nur wenig detaillierte Untersuchungen darüber, wie weitreichend anthropogene thermischen Veränderungen sind. Darüber hinaus gibt es trotz der zahlreichen Studien unter Laborbedingungen nur wenig Information, inwieweit solche Temperaturänderungen auch im Freiland Auswirkungen auf die Fauna haben. Hieraus ergeben sich für diese Untersuchung folgende Fragen: (I) Wie ändert sich der Temperaturhaushalt im Längsverlauf eines Fließgewässers, wenn (a) Wasser aus Talsperren hinzukommt, und wenn (b) ein Wärmekraftwerk durch Kühlwasser das Fließgewässer erwärmt? Eine detaillierte Analyse. (II) Treten unter diesen Bedingungen Entwicklungsunterschiede in der Fauna auf, die auf den unterschiedlichen Temperaturregimes begründet sein können? Eine Untersuchung im Freiland an zwei Hydropsyche-Arten.

2. Probestellen und Methodik

2.1. Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgewässer ist die Lenne, ein Mittelgebirgsfluss in Nordrhein-Westfalen, welcher zum Gewässersystem des Rheins gehört. Die Quelle liegt am Kahlen Asten auf einer Höhe von ca. 800 m.ü.N.N. Die Lenne hat ein Einzugsgebiet von 1.353 km² und mündet nach einer Fließstrecke von 130 km in die Ruhr. Das Einzugsgebiet ist durch silikatisches Ausgangsgestein (mitteldevonische Tonschiefer, Grauwacken) geprägt, was natürlicherweise ein Abflussregime mit ungleichmäßigen und ausgeprägten Hoch- und Niedrigwasserphasen bedingt. Heute ist das Abflussregime jedoch durch Talsperren und Stauseen anthropogen gesteuert (Frenz & Hering 2000).
Die Gesamtbelastung der Lenne mit Nährstoffen ist mäßig hoch, liegt aber unter den Zielwerten der Allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer. Der Chemismus zwischen Lennestadt und Altena ist relativ einheitlich, d.h. die Probestellen unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.
Im Gegensatz dazu ist die Temperatur im Längsverlauf stark anthropogen verändert: Nach einer Strecke ohne nennenswerten thermischen Einfluss bis oberhalb Finnentrop mündet an Fkm 65 die Bigge mit kaltem Wasser aus Talsperren. Nach etwa 30 km Fließstrecke mit dementsprechend

kaltem Wasser wird das Lennewasser als Kühlwasser im Kraftwerk Elverlingsen genutzt (Fkm 33), und erwärmt wieder der Lenne zugeführt (Abb. 1).

2.2. Temperaturmessungen

Es wurden 9 Temperatur-Messstationen in der Lenne installiert, die über ein Jahr (von März 2001 bis März 2002) die Wassertemperatur aufzeichneten: Datenlogger (Gemini Data Loggers Typ *Tinytag Plus* mit internem Temperatur-Sensor) wurden an Eisengestänge montiert, welches im Gewässergrund verankert wurde. Die Datenlogger sind dabei etwa 10 cm über dem Gewässergrund befestigt. Sie wurden auf eine Probenahmefrequenz von 30 min eingestellt. Die Messgenauigkeit der Geräte beträgt +- 0,2°C. Die Logger wurden im Schnitt alle 3 Monate ausgelesen und geeicht.

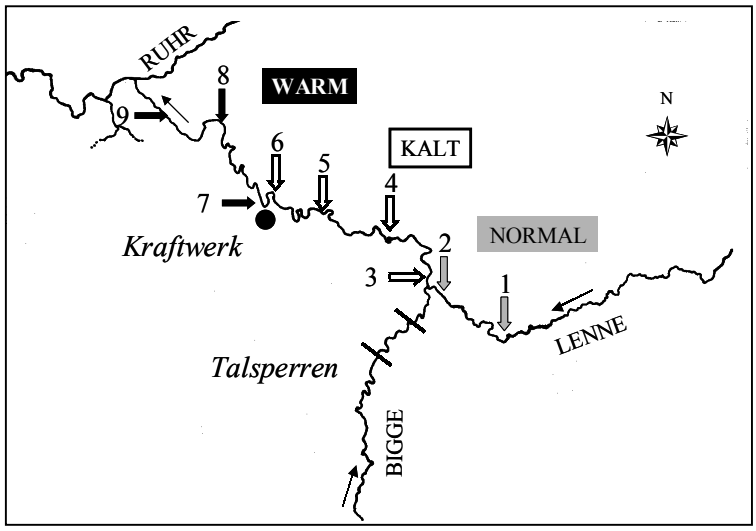


Abb. 1: Probestellen in der Lenne. Temperaturmessstationen: 1 und 2: Referenzprobestellen. 3 bis 6: kaltes Talsperrenwasser aus der Bigge. 7 bis 9: Erwärmung durch Kühlwasser aus dem Kraftwerk Elverlingsen.

Messstationen 1 und 2 liegen oberhalb der Biggemündung in einem thermisch wenig beeinflussten Bereich und dienen als Referenzprobestellen. Stationen 3 bis 6 sind unterhalb der Biggemündung im Einfluss des kalten Talsperrenwassers aus der Bigge auf einer Fließstrecke von 31,6 km installiert. Stationen 7 bis 9 wurden unterhalb des Kraftwerks Elverlingsen auf einer Strecke von 28,2 km eingebracht, wo das Lennewasser durch Kühlwassernutzung des Kraftwerks erwärmt wird (Abb. 1).

2.3. Faunistische Aufsammlung

Im Zeitraum von März 2001 bis November 2001 wurden an 9 Probeterminen Trichopterenlarven und -puppen der Gattung Hydropsyche aufgesammelt. Die Probestellen, an denen die Besammlung durchgeführt wurde, lagen jeweils ober- und unterhalb der Biggemündung (Abb.1: Stationen 2 und 3) sowie ober- und unterhalb des Kraftwerks Elverlingsen (Abb. 1: Stationen 6 und 7). Sie befanden sich in Riffle-Bereichen mit Blöcken, Schotter und Kies unter ähnlich stark strömenden Bedingungen. Die Hydropsyche-Larven und -Puppen wurden mittels Kick-Sampling mit einem 0,5 mm-Netz gesammelt und vor Ort in einer Weißschale aussortiert, teilweise wurden auch Steine direkt besammelt.

Die Artbestimmung erfolgte im Labor mit folgender Bestimmungsliteratur: Sedlak (1985), Robert & Wichard (1994), Pitsch (1993), Neu (in Vorb.). Die Kopfkapselbreite der Larven wurde mikroskopisch bestimmt und aus der Größengruppierung das Larvalstadium ermittelt.

3. Ergebnisse

3.1. Der Temperaturhaushalt

Die Temperaturmessungen über ein Jahr von März 2001 bis März 2002 ergaben an den Referenz-Probestellen (Abb.1: Stationen 1 und 2) maximale Monatsmittelwerte bis 17°C im Sommer (Juli, August 2001), während im Winter die Temperaturen auf 4 bis 5°C (Januar, Februar 2002) sanken. Im Vergleich zur Referenz war die Temperatur direkt unterhalb der Biggemündung von Mai bis Oktober niedriger, die größten Unterschiede lagen dabei in den Monaten Juli und August mit 4 bis 5°C tieferen Temperaturen im Monatsmittel (Abb. 2a). Von Probestelle 3 bis Probestelle 6, d.h. mit zunehmender Entfernung von der Biggemündung, nahm die Temperatur im Sommer wieder zu. Jedoch auch nach 32 km Fließstrecke (PS 6) blieb die Temperatur im Juli und August kälter als an den Referenzprobestellen. In den kühleren Monaten, d.h. von November bis März war die Wassertemperatur nicht signifikant unterschiedlich.

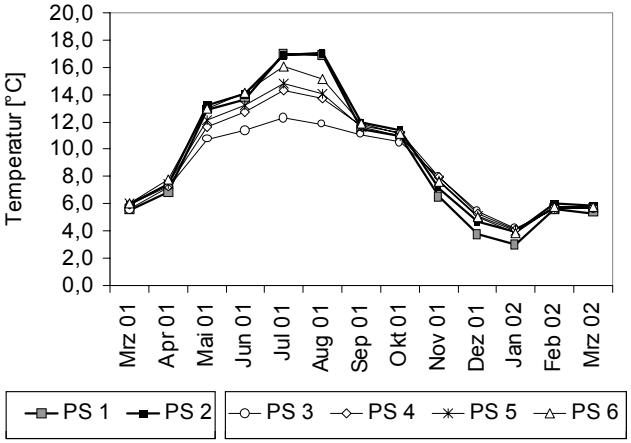


Abb. 2a: Monatsmittelwerte der Wassertemperatur an den Referenzprobestellen PS 1 und PS 2 und an den Probestellen unterhalb der Biggemündung (PS 3 bis 6).

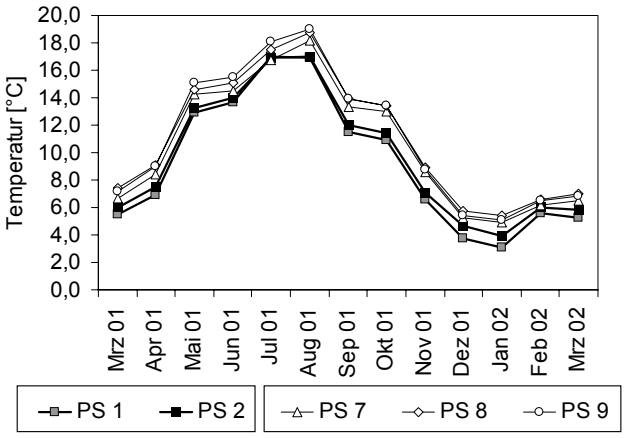


Abb. 2b: Monatsmittelwerte der Wassertemperatur an den Referenzprobestellen PS 1 und PS 2 und an den Probestellen unterhalb des Wärmekraftwerks (PS 7 bis 9).

Die Temperaturen unterhalb des Wärmekraftwerks waren ganzjährig um etwa 1-2°C gegenüber den Referenzprobestellen erhöht (Abb. 2b). Die Monatsmitteltemperatur nahm mit zunehmender Fließstrecke bis 28 km Entfernung vom Kraftwerk (PS 9) weiter zu. Signifikante Temperaturunterschiede sind unterhalb des Kraftwerks – im Gegensatz zum Talsperreneinfluss - nicht saisonal ausgeprägt, sondern über das ganze Jahr verteilt. Die maximalen Temperaturen blieben unterhalb der Biggemündung mit 14,8°C Juli im Gegensatz zur Referenzprobestelle um 7°C niedriger, unterhalb des Kraftwerks steigt die Temperatur auf über 24°C im selben Monat.

Somit änderte sich auch die Temperaturamplitude, die innerhalb eines Monats an den Probestellen erreicht wurde: Beispielsweise im Monat August (Abb. 3) waren die Temperaturunterschiede an den Referenzprobestellen 8°C zwischen minimalem und maximalem Temperaturwert. Dagegen war direkt unterhalb der Biggemündung nur ein Temperaturunterschied von weniger als 4°C zu verzeichnen. Im Laufe der Fließstrecke nahm die Temperaturamplitude wieder zu, erreichte aber nach den 28 km Fließstrecke maximal 6°C. Unterhalb des Kraftwerks waren die Temperaturschwankungen mit über 10°C die höchsten aller Probestellen (Juni bis August 2001). Die Tagesamplituden waren dabei jedoch auch unterhalb des Kraftwerks mit maximal 5,5°C unauffällig, das bedeutet, dass die Temperaturschwankungen hier nicht auf hohen Tagesschwankungen begründet waren, sondern auf betriebsbedingte Temperaturerhöhungen mit einer Grundfrequenz von 3 Tagen zurückzuführen sind (Fourier Frequenzanalyse). Die Tagesamplituden blieben sowohl während der temperaturerhöhten Phase, als auch in der Zeit, in der die Temperatur nicht wesentlich verändert war, normal.

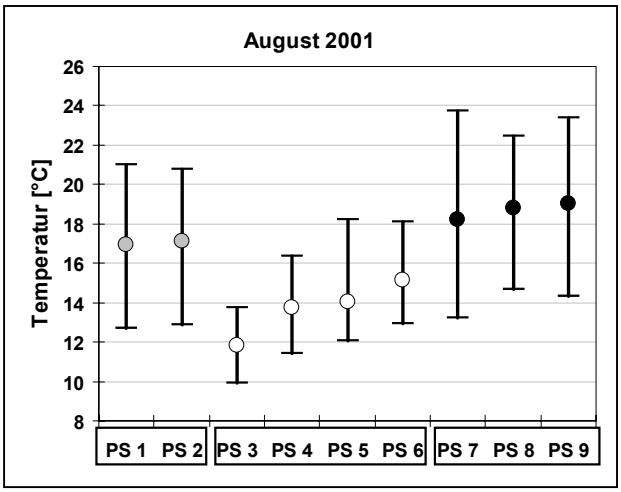


Abb. 3: Temperaturspanne im Längsverlauf der Lenne: Mittelwerte, Minima und Maxima im August 2001an den Referenzprobestellen (PS 1 und 2), unterhalb der Biggemündung (PS 3 bis 6) und unterhalb des Kraftwerks (PS 7 bis 9).

Errechnet man die kumulative Wärmesumme über ein Jahr von April 2001 bis März 2002 (Abb. 4), so erhält man unterhalb der Talsperrenmündung (PS3) 10% weniger Wärme, und unterhalb des Wärmekraftwerks (PS 7) 10% mehr Wärme verglichen mit den Referenzprobestellen. Das Wärmedefizit unterhalb der Biggemündung ist dabei jedoch auf den Sommer beschränkt, während der Wärmeüberschuss unterhalb des Kraftwerks sich über das gesamte Jahr akkumuliert, und somit eine geringere monatliche Differenz hat.

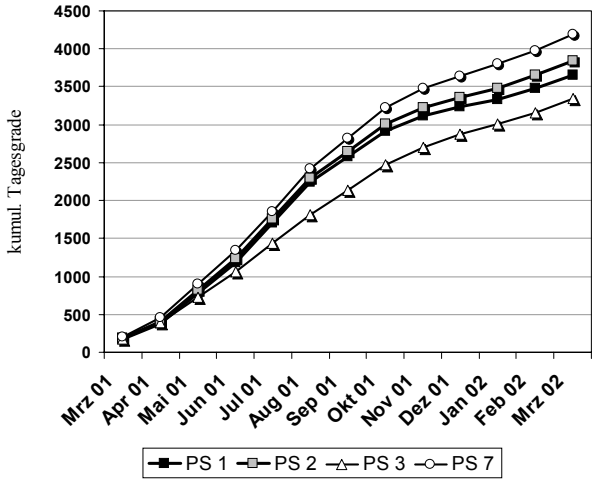
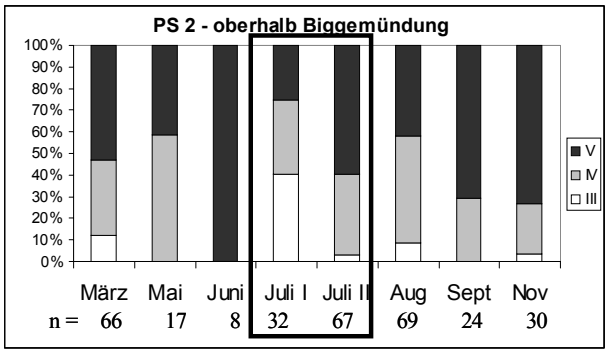


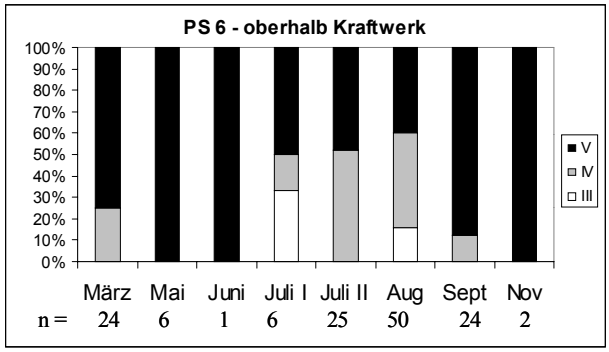
Abb. 4: Kumulative Wärmesumme von März 2000 bis März 2001 and en Probestellen ober- und unterhalb der Biggemündung und ober- und unterhalb des Kraftwerks.

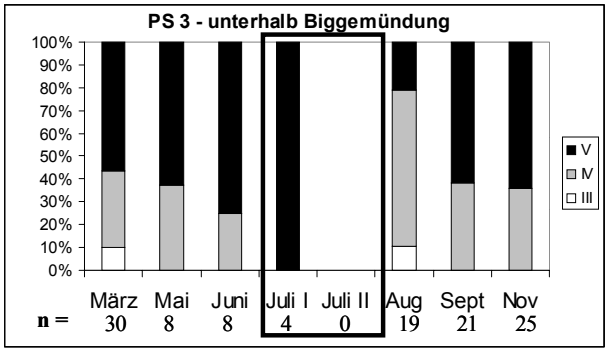
3.2. Faunistische Untersuchung

In den 9 Hydropsyche-Aufsammlungen innerhalb des Jahres 2001 an den Probestellen jeweils ober- und unterhalb der Biggemündung und des Kraftwerks wurden hauptsächlich *H. siltalai* und *H. incognita* nachgewiesen.

Vergleicht man die prozentuale Verteilung der Larvalstadien (im Folgenden: LS) von *H. incognita* ober- und unterhalb der Biggemündung im Verlauf des Jahres (Abb. 5a), so sieht man, dass die Entwicklung an beiden Probestellen zunächst parallel verläuft: Von März bis Juni nimmt der Anteil des 3. und 4. LS ab, Juni ist praktisch nur noch das 5. LS vertreten. Gleichzeitig nimmt die Individuenzahl der gefundenen Larven ab, die meisten sind bereits verpuppt (Anzahl Puppen hier nicht dargestellt).







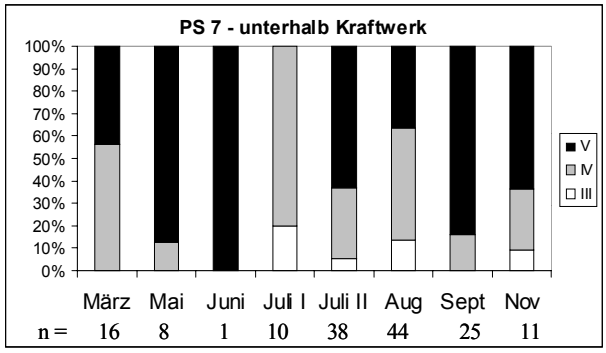
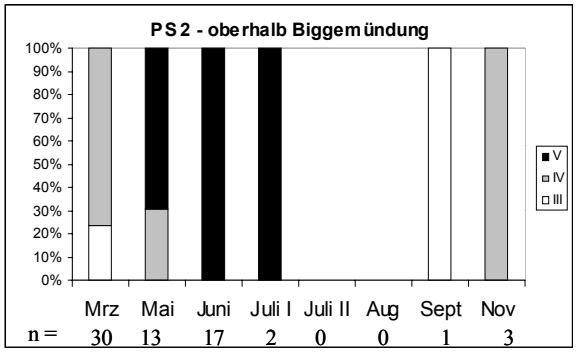


Abb. 5a: Vergleich der Verteilung der Larvalstadien von *Hydropsyche incognita* von März 2001 bis November 2001 an den Probestellen oberhalb und unterhalb der Biggemündung. Chi², p<0,05.

Abb. 5b: Vergleich der Verteilung der Larvalstadien von *Hydropsyche incognita* von März 2001 bis November 2001 an den Probestellen oberhalb und unterhalb des Kraftwerks. Chi², p>0,05.

Ab Juli sind die Larven oberhalb der Biggemündung größtenteils verpuppt und die 3. und 4. LS der nächsten Generation sind nachzuweisen. Unterhalb der Biggemündung sind dagegen im Juli noch vereinzelt 5. LS bzw. nur Puppen nachzuweisen. Erst ab August sind die 3. und 4. LS der nächsten Generation vorhanden. Die Verteilung der Entwicklungsstadien ist von August bis November wiederum ober- und unterhalb der Biggemündung gleich.
Im Gegensatz dazu sind ober- und unterhalb des Kraftwerks im selben Zeitraum keine signifikanten Unterschiede in der Entwicklung von H. incognita zu beobachten gewesen (Abb. 5b).

Die Entwicklung von *H.siltalai* zeigen ähnliche Tendenzen wie *H. incognita*: Während ab Juni oberhalb der Biggemündung fast alle Larven von *H. siltalai* verpuppt sind, konnten unterhalb der Biggemündung noch vereinzelt Larven bis August gefunden werden (Abb. 6a). Dagegen ist wiederum ober- und unterhalb des Kraftwerkes kein deutlicher Entwicklungsunterschied bei *H. siltalai* auszumachen (Abb.6b).



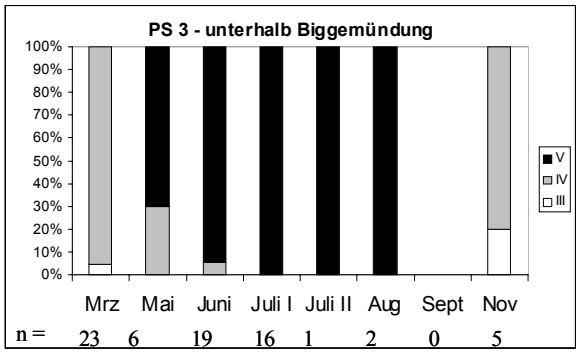
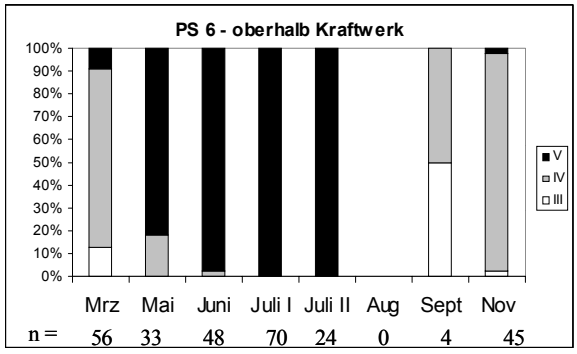


Abb. 6a: Vergleich der Verteilung der Larvalstadien von *Hydropsyche siltalai* von März 2001 bis November 2001 an den Probestellen oberhalb und unterhalb der Biggemündung.



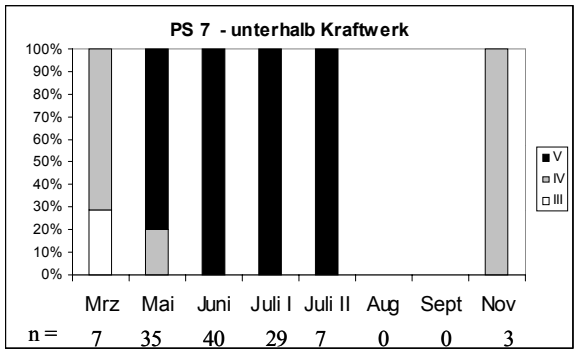


Abb. 6b: Vergleich der Verteilung der Larvalstadien von *Hydropsyche siltalai* von März 2001 bis November 2001 an den Probestellen oberhalb und unterhalb des Kraftwerks.

4. Diskussion

Die Lenne ist charakterisiert durch ein stark verändertes Temperaturregime, welches im Längsverlauf gleich zweimal anthropogen beeinflusst wird: zum einen durch die Bigge, die kaltes Talsperrenwasser der Lenne zuführt, und die Temperatursumme nach einem Jahr ein Defizit von 10% im Verhältnis zu den Referenzprobestellen aufweist, zum anderen durch das Kraftwerk, welches erwärmtes Kühlwasser der Lenne zuführt, so dass sich über ein Jahr 10% mehr Wärme im Vergleich zur Referenz akkumuliert. Da der Chemismus auf dieser Strecke sich nicht signifikant unterscheidet, kann man die Temperaturveränderungen als dominierenden Faktor in der Lenne im Verhältnis zu anderen abiotische Faktoren bezeichnen. In zahlreichen Laborstudien ist die Temperaturabhängigkeit der Embryonal- und Larvalentwicklung verschiedener Arten des Makrozoobenthos nachgewiesen worden (Review: Sweeney 1984). Die vorliegenden Ergebnisse in der Larvalentwicklung der Hydropsyche-Arten stützen die Hypothese, dass auch im Freiland bei einer Vielzahl unterschiedlicher Faktoren die Entwicklung von der Temperatur beeinflusst wird. Eine Entwicklungsver-

zögerung konnte ab Juli unterhalb der Biggemündung beobachtet werden, wo das Wasser seit Mai deutlich kühler war als oberhalb. Ab August war wieder an beiden Probestellen das gleiche Verhältnis an Larvalstadien der nächsten Generation vertreten, obwohl die Temperatur auch hier noch unterschiedlich war. Das wirft die Frage auf, ob es im Lebenszyklus dieser Hydropsychearten temperatursensible Zeitspannen gibt, in denen Temperaturdifferenzen sich besonders bemerkbar machen, wie es z.B. bei Plecopterenarten beobachtet wurde (Gregory et al. 2000, Sweeney 1986).
Im erwärmten Bereich unterhalb des Kraftwerkes wurden keine Entwicklungsunterschiede im Vergleich zur Referenz beobachtet. Die Temperatursumme über ein Jahr ergibt zwar den gleichen Differenzbetrag wie zwischen Referenz und unterhalb der Biggemündung, aber da dieser Unterschied gleichmäßig auf das gesamte Jahr verteilt war, sind die monatlichen Differenzen geringer – und auch hier könnte die Theorie gestützt werden, dass in einer temperatursensiblen Zeitspanne die Differenz nicht groß genug war, um die Larvalentwicklung zu beeinflussen.

Literatur

BRUSSOCK, P. P., BROWN, A. V. (1991): Riffle-pool geomorphology disrupts longitudinal patterns of stream benthos. - Hydrobiol. **220**: 109-117.

ELLIOTT, J. M. (1978): Effect of temperature on the hatching time of eggs of *Ephemerella ignita* (Poda) (Ephemeroptera: Ephemerellidae). - Freshw. Biol. **8**: 51-58.

FRENZ, C., HERING, D. (2000): Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Lenne. Naturschutzzentrum Märkischer Kreis, Lüdenscheid.

GREGORY, J. S., BEESLEY, S. S., VAN KIRK, R.W. (2000): Effect of springtime water temperature in the time of emergence and size of *Pteronarcys california* in the Henry´s Fork catchment, U.S.A. - Freshw. Biol. **45**: 75-83.

HUMPESCH, U. H., ELLIOTT, J. M. (1980): Effect of temperature on the hatching time of eggs of three *Rhithrogena spp.* (Ephemeroptera) from Austrian streams and an English stream and river. - J. Anim. Ecol. **49**: 643-661.

HYNES, H. B. (1970): The ecology of running waters. – Liverpool University Press.

LEBLANC, R. T., BROWN, R. D., FITZGIBBON, J. E. (1997): Modeling the effects of land use change on the water temperature in unregulated urban streams. - J. Environ. Manage. **49**:445-469.

LILLEHAMMER., BRITTAIN, J. E., SALVEIT S. J. & NIELSEN, P. S. (1989): Egg development, nymphal growth and life cycle strategies in Plecoptera. - Holartic Ecol. **12**: 173-186.

NEU, P.J. & J. FISCHER (in Vorber.): Die Unterscheidung der Larven von Hydropsyche pellucidula (CURTIS, 1834), H. incognita PITSCH, 1993, H. dinarica MARINKOVIC , 1979, H. botosaneanui MARINCOIVIC, 1966 und H. morettii DE PIETRO 1996 (Trichoptera, Hydropsychidae).

NEU, P.J. (2002b): Die Unterscheidung der Weibchen von Hydropsyche instabilis (CURTIS 1834) und H. siltalai DÖHLER 1963 (Trichoptera, Hydropsychidae). - Lauterbornia 43: 81-87, Dinkelscherben.

PITSCH, T. (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). -Landschaftsentwicklung und Umweltforschung - Schriftenreihe des FB Landschaftsentwicklung TU Berlin, Sonderheft S8.

PITSCH, T. (1993): Zur Kenntnis der Hydropsyche pellucidula-Gruppe in Mitteleuropa (Trichoptera: Hydropsychidae). -Braueria 20: 27-32.

QUINN, J. M., COOPER, A. B., DAVIES-COLLEY, R. J., RUTHERFORD, J. C., WILLIAMSON, R. B. (1997): Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. - N. Z. J. Mar. Freshw. Res. **31**: 579-597.

REYJOL, Y, LIM, P., DAUBA, F., BARAN, P., BELAUD, A. (2001): Role of temperature and flow regulationon the Salmoniform-Cypriniform transition. - Arch. Hydrobiol. **152/4**: 567-582.

ROBERT, B. & W. WICHARD (1994): Kartierung der Köcherfliegen (Trichoptera) in Nordrhein-Westfalen. -Mitteilungen aus dem Löbbecke-Museum und Aquazoo. -Löbbecke-Museum und Aquazoo und Entomologische Gesellschaft e.V. (Hrsg.). -Beiheft 2: 1-127.

ROBINSON, C. T., MINSHALL, G. W. (1998): Macroinvertebrate communities, secondary production, and life history patterns in two adjacent streams in Idaho, USA. - Arch. Hydrobiol. **142/3**: 257-281.

SEDLAK, E. (1985): Bestimmungsschlüssel für mitteleuropäische Köcherfliegenlarven (Insecta, Trichoptera). -Bundesanstalt für Wassergüte des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

SPONSELLER, R.A., BENFIELD, E. F., VALETT, H. M. (2001): Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. - Freshw. Biol. **46**: 1409-1424.

STANFORD, J. A., & WARD, J. V. (1983): An ecosystem perspective of alluvial rivers: Connectivity and the hyporheic corridor. - J. N. Am. Benthol. Soc. **12/1**: 48-60.

SWEENEY, B.W. (1986): Growth and production of a stream stonefly: Influences of diet and temperature. – Ecology **67/5**: 1396-1410.

SWEENEY, B.W. (1984): Factors influencing life-history patterns of aquatic insects. - In: RESH, V., ROSENBERG, D.M.(eds.): The Ecology of aquatic instects. - Praeger Publishers NY, pp. 56-100.

TOBIAS, W. (1972): Zur Kenntnis europäischer Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera). -Senckenbergiana biol. 53 (12): 58-89.

VANNOTE, R. L., & SWEENEY, B. W. (1980): Geographic analysis of thermal equilibria: A conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. - Am. Nat. **115**: 667-695.

WATANABE, N. C., MORI, I., YOSHITAKA, I. (1999): Effect of water temperature on the mass emergence of the mayfly, *Ephoron shigae*, in a Japanese river (Ephemeroptera: Polymitaryidae). - Freshw. Biol. **41**: 537-541.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Makrozoobenthos der unteren Werra und ihrer Hauptzuflüsse
– Eine erste Analyse des naturräumlichen Wiederbesiedlungspotenzials –

Gerd Hübner & Ulrich Braukmann

Universität Kassel, Fachgebiet Gewässerökologie/Gewässerentwicklung, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen, email: ghuebner@uni-kassel.de

Keywords: Fließgewässer, Makrozoobenthos, Werra, Salzbelastung, Wiederbesiedlungspotenzial

Einleitung

Die untere Werra wird seit über 100 Jahren mit salzigen Abwässern der hessisch-thüringischen Kaliindustrie belastet. In den letzten Jahren wurden sowohl die Salzfracht als auch die ehemals drastischen Salzkonzentrationsschwankungen im Werra-Wasser erheblich reduziert (BÄTHE 1998, ARGE WESER 2002). Im Jahr 2001 lag der Chloridgehalt der Werra oberhalb von Hann. Münden („Letzter Heller") zwischen 910-1500 mg/L (HLUG 2002).

Es stellt sich die Frage, wie das Makrozoobenthos auf die veränderten Bedingungen reagiert und welche potenzielle Bedeutung den Zuflüssen für eine Makrozoobenthos-Wiederbesiedlung der Werra zukommt.

Untersuchungsgebiet und Methodik

Das Makrozoobenthos der Werra wurde im Herbst 2001 im Naturraum „Unteres Werraland" oberhalb von zehn der größten Zuflüsse beprobt. Gleichzeitig wurden je zwei Probestellen an diesen zehn Zuflüssen untersucht, und zwar jeweils eine mündungsnahe und eine naturnahe Referenz-Probestelle. Die Nebengewässer verlaufen zwischen den beiden Probestellen quer durch oder am Rande von Ortslagen im Werratal.

Mit Ausnahme von Wehre (452 km² Einzugsgebiet [Ezg]) und Frieda (172 km² Ezg) handelt es sich bei den ausgewählten Zuflüssen um kleine bis mittelgroße Bäche mit rund 15-60 km² Ezg. Eine Übersicht über das Untersuchungsgebiet gibt (Abb.1).

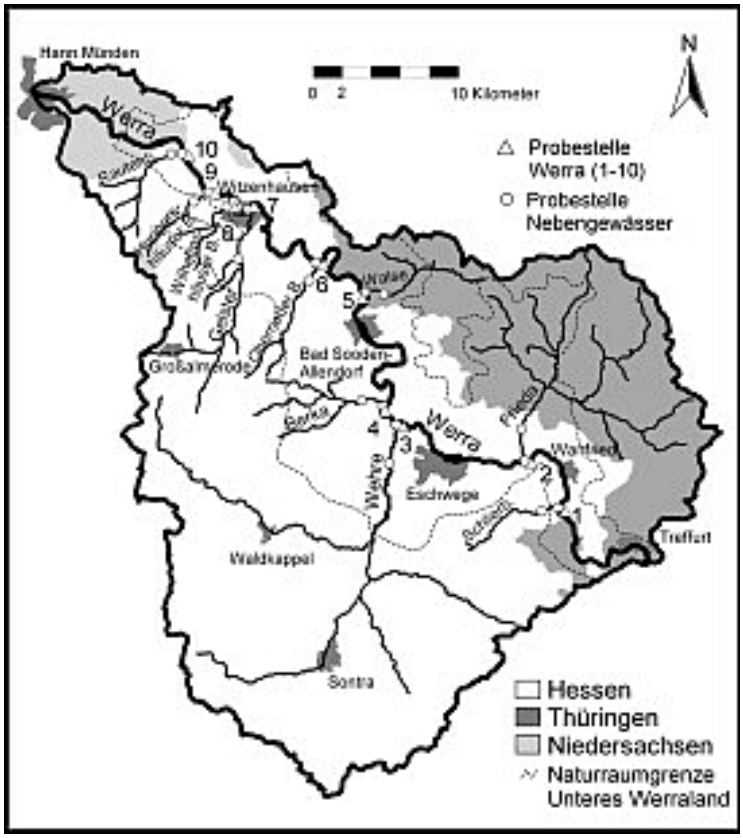


Abb.1: Untersuchungsgebiet: Unteres Werra-Einzugsgebiet mit den Probestellen

An allen Probestellen erfolgte eine aquatische Probenahme mit dem Sammelnetz (bis 4 m verlängerbarer Stab, 0,5 mm Maschenweite). Unter Anwendung des Multi-Habitat-Sampling wurde insgesamt je 1 m² des Gewässergrundes beprobt, wobei sich die Probenahme bei Werra und Wehre auf ufernahe Zonen beschränkte. Ferner wurden an jeweils zwei Terminen 20 m Uferstreifen entlang der Probestellen mit einem Kescher nach Imagines von Eintags-, Stein-, Köcherfliegen und merolimnischen Netzflüglern abgesammelt. Die Makrozoobenthos-Bestimmung erfolgte außer bei Dipteren und Oligochaeten nach Möglichkeit bis zur Art. Neben den biologischen Probenahmen wurden vor Ort auch begleitende elektrometrische Messungen von Grundparametern der Wasserqualität vorgenommen.

Ergebnisse

Im September/Oktober 2001 betrug die Leitfähigkeit des Werrawassers an den 10 Probestellen 4,8 – 6,5 mS/cm, der pH-Wert lag zwischen 7,7 – 8,3. Der Spannweite der Leitfähigkeitswerte an den Nebengewässern reichte von 0,2 mS/cm (Rautenbach) bis 1,7 mS/cm (Gelster), die der pH-Werte von 7,8 – 8,4.

Die Ergebnisse der biologischen Werrabeprobung sind in Tab. 1 dargestellt. In der Werra wurden nur die Neozoen *Gammarus tigrinus* und *Potamopyrgus antipodarum* regelmäßig gefunden, wobei *Gammarus tigrinus* oft massenhaft auftrat. Lediglich an drei Werra-Stellen fanden sich überhaupt noch weitere Taxa in den Benthosproben. Oberhalb der Mündung des Oberrieder Bachs (W6) waren auch *Dendrocoelum lacteum* und zwei Arten der Tubificidae anzutreffen, ansonsten handelte es sich um Zufallsfunde von Einzeltieren. Stellenweise (W3, W4, W6) wurden verlassene Puppenköcher von *Hydroptila sp.* gefunden.

An den Werraufern konnten insgesamt Imagines von zwei Stein- und fünf Köcherfliegenarten gefangen werden. Oberhalb der Wehre-Mündung (W3) wurden die meisten Arten angetroffen. Erwähnenswert erscheint der Fund von *Limnephilus affinis* (W4, 1♀, 28.09.01), da diese Art seit etwa 20 Jahren nicht mehr für Hessen gemeldet wurde (WIDDIG, mündl. Mitt.).

Arten aus aquatischer Beprobung [Individuen/m²] im Zeitraum 24.09. – 04.10.2001										
Taxa / Probestelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**	**W6**	**W7**	**W8**	**W9**	**W10**
Haliplus ruficollis-Gruppe (♀)									1	
Sigara cf. distincta (♀)	1									
Gammarus tigrinus	1600	1000	800	1500	1200	800	5600	3200	4320	2400
Potamopyrgus antipodarum	27	8	2	179	31	98	2	3	31	28
Dendrocoelum lacteum						7				
Psammoryctides barbatus						5				
Limnodrilus hoffmeisteri						2				
Zahl der Taxa	**3**	**2**	**2**	**2**	**2**	**5**	**2**	**2**	**3**	**2**
Imagines aus Kescherfängen am Gewässerufer im Zeitraum 24.09. – 24.10.2001										
Taxa / Probestelle	**W1**	**W2**	**W3**	**W4**	**W5**	**W6**	**W7**	**W8**	**W9**	**W10**
Leuctra fusca			7						1	
Leuctra geniculata			1							
Allogamus auricollis			1							
Anabolia nervosa			1							
Limnephilus affinis				1						
Melampophylax mucoreus				1						
Rhyacophila nubila			2			1				
Zahl der Taxa	**0**	**0**	**5**	**2**	**0**	**1**	**0**	**0**	**1**	**0**

Tab.1: Ergebnisse der biologischen Werra-Untersuchung im September/Oktober 2001

Die Nebengewässer weisen wesentlich höhere Artenzahlen auf als die Werra, wie Abb.2 verdeutlicht. Die relativ eingeschränkte Makrozoobenthos-Besiedlung des Wilhelmshäuser Bachs lässt sich auf den temporären Charakter des Gewässers zurückführen. Nur bei Walse und Frieda ist die Taxazahl in Mündungsnähe deutlich geringer als an der naturnahen Referenzstelle. In den übrigen Fällen zeigen sich in den mündungsnahen Laufabschnitten der Nebenwässer keine oder nur geringe Einschränkungen der Artenvielfalt, an Hungershäuser Bach, Berka und Wehre liegen die Taxazahlen an den unteren Probestellen höher als an den naturnahen Referenzstellen. Über die festgestellten Veränderungen der Artenspektren und Abundanzen im Längsverlauf der Nebengewässer wird noch an anderer Stelle zu berichten sein.

Gammarus tigrinus wurde in keinem Nebengewässer gefunden, mit Ausnahme der mündungsnahen Stelle am Wilhelmshäuser Bach, wo keine Konkurrenzsituation zu heimischen *Gammarus*-Arten bestand, da das Gewässer bis kurz vor der Beprobung längere Zeit trockengefallen war. An der naturnahen Referenzstelle war an diesem Termin kein Vertreter der Gattung *Gammarus* anzutreffen. *Potamopyrgus antipodarum* wurde dagegen in fünf Nebengewässern nachgewiesen, in Wehre und Gelster auch an den Referenzstellen.

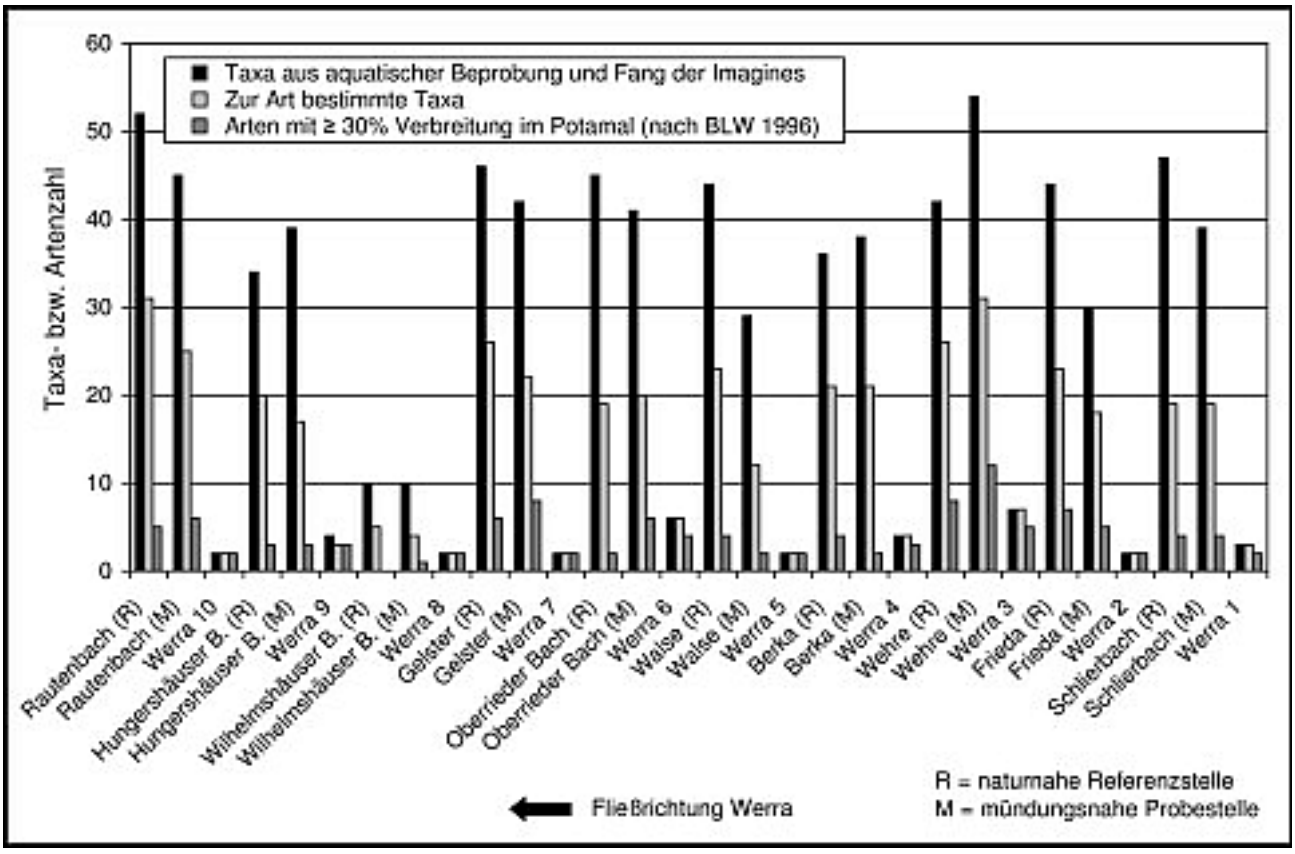


Abb. 2: Makrozoobenthos der unteren Werra und ihrer Hauptzuflüsse im Herbst 2001 mit Anzahl der Arten, die eine Habitatbindung an das Potamal von mindestens 30% aufweisen

Von den 84 bis zur Art bestimmten Taxa der Werra-Nebengewässer kommen insgesamt fast zwei Drittel (54 Arten) grundsätzlich auch im Potamal vor (Tab. 2). Arten mit stärkerer ökologischer Bindung an das Potamal stellen jedoch nur einen sehr geringen Anteil. Stenotope Flussbewohner wurden nicht gefunden. Bei den sechs natürlicherweise häufig im Potamal anzutreffenden Arten aus den Nebengewässern handelt es sich um *Asellus aquaticus, Atherix ibis, Hydropsyche pellucidula, Polycentropus flavomaculatus, Orectochilus villosus* und *Piscicola geometra.*

Anteilige Habitatbindung an das Potamal (Einstufung nach BLW 1996)	**Artenzahl**
≥50%	6
30-40%	12
10-20%	36
keine	30

Tab.2: Ökologische Bindung der Makrozoobenthos-Arten aus den Werra-Nebengewässern an das Potamal

Insgesamt 18 der bis zur Art bestimmten Taxa der Nebenwässer sind gemäß Einstufung des BLW (1996) natürlicherweise zu mindestens 30% im Potamal verbreitet. Abb. 2 stellt exemplarisch die Anzahl dieser Arten an den einzelnen Probestellen dar. Ihr Anteil liegt bei den Nebengewässern zwischen 0-39% der bestimmten Arten. Die Anteile steigen zwar tendenziell mit der Größe der Nebengewässer, spiegeln aber nicht die deutlich unterschiedlichen Größenverhältnisse zwischen Wehre, Frieda und den übrigen Nebengewässern wider. Von den Arten der einzelnen Werra-Probestellen kommen 67-100% wenigstens zu etwa einem Drittel ihrer natürlichen Verbreitung im Potamal vor. Für drei der fünf an den Werra-Ufern nachgewiesenen Köcherfliegenarten trifft dieses Kriterium nicht zu.

Diskussion

Die äußerst geringe Anzahl unterschiedlicher Taxa, die im Rahmen der dargestellten Herbst-Untersuchung insgesamt in der Werra gefunden wurde, entspricht grundsätzlich dem Bild, wie es sich auch anhand anderer Erhebungen gezeigt hat. So wurden im September 1999 an den Messstationen Heldra und Letzter Heller, die sich nahe der oberen und unteren Grenze des betrachteten Werra-Abschnitts befinden, nur drei bzw. vier Taxa nachgewiesen (BÄTHE 2000). *Gammarus tigrinus* und *Potamopyrgus antipodarum* waren dort jeweils in hoher bis massenhafter Individuendichte vertreten.

Von der ARGE WESER (2002) werden für September 2001 ausschließlich *Gammarus tigrinus* und *Potamopyrgus antipodarum* für die Werra-Station Letzter Heller angeführt, *Gammarus tigrinus* wiederum in massenhafter Abundanz. Die beiden in Tab. 1 aufgeführten Oligochaeten wurden bereits von WACHS (1963) für die salzbelastete Werra nachgewiesen.

Die Befunde aus den Makrozoobenthosproben lassen vermuten, dass die an den Werraufern gefangenen Imagines zumindest großenteils nicht diesem Fluss, sondern benachbarten Gewässern entstammen. Möglicherweise konnten sich auch einzelne Arten in den Mischwasserzonen von Werra und Nebengewässern entwickeln.

Trotz der erheblichen Reduktion der Salzbelastung ist die Makrozoobenthos-Besiedlung der unteren Werra nach wie vor als stark verarmt und verfremdet zu bezeichnen. Somit spiegelt das Makrozoobenthos hier weiterhin in klassischer Weise das zweite biozönotische Grundprinzip THIENEMANNs wider (neu formuliert von SCHERDTFEGER 1975), wonach einseitige Lebensbedingungen geringe Arten- und hohe Individuenzahlen der verbliebenen Arten hervorbringen.

Wie sich gezeigt hat, finden sich in den Nebengewässern insgesamt zahlreiche Arten, die wenigstens zu einem geringen Anteil ihres natürlichen Verbreitungsspektrums auch in Flüssen vorkommen. Auch wenn gemäß des Rhithralcharakters der beprobten Zuflüsse nur sehr wenige stärker an Flüsse angepasste Arten gefunden wurden, kommt den Nebengewässern aufgrund des extrem artenarmen Makrozoobenthos der Werra dennoch eine wesentliche Bedeutung für eine naturnähere Wiederbesiedlung dieses Flusses zu. Die Werra stellt im Untersuchungsabschnitt eine Epipotamal- bzw. Barbenregion dar (vgl. HÜBNER 2002) und würde natürlicherweise auch zahlreiche Arten beherbergen, die überwiegend im Rhithral vorkommen.

Für die Beurteilung des Wiederbesiedlungspotentials aus den Nebengewässern bleibt ferner zu berücksichtigen, dass im Rahmen dieser Erhebung nur etwa 40-60% der an den Werra-Zuflüssen gefundenen Taxa zur Art bestimmt werden konnten und dass es sich um die erste von weiteren, teilweise bereits in Auswertung befindlichen Untersuchungen dieser Art handelt.

Eine erfolgreiche Wiederbesiedlung der Werra durch Einwanderung standorttypischer Makrozoobenthos-Arten kann offensichtlich jedoch nur eintreten, wenn die Salzlast des Flusses noch weiter reduziert wird.

Dank

Wir danken Frau Knoch-Hüser für die Unterstützung bei der Freilandarbeit. Ferner bedanken wir uns bei Herrn Dr. Jürgen Bäthe für die Bestimmung der Werra-Tubificidae und bei Herrn Dipl.-Biol. Thomas Widdig für die Bestätigung der Bestimmung von *Limnephilus affinis.*

Literatur

ARGE WESER (ARBEITSGEMEINSCHAFT ZUR REINHALTUNG DER WESER) (Hrsg.) 2002: Wesergütebericht 2001. – 103 S., Hildesheim.

BÄTHE, J. 1998: Abiotische Faktoren. – In: DVWK (Hrsg.): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. – S. 11-23. Bonn.

BÄTHE, J. 2000: Bericht zum DVWK-F&E Vorhaben „Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem“ (Nr. 12). Diekholzen.

BLW (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT) (Hrsg.) 1996: Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Informationsber. 4/96. 543 S., München.

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (Hrsg.) 2002: Hessischer Gewässergütebericht Fortschreibung 2001 (Daten). – CD-ROM. Version 1.3/02. Wiesbaden.

HÜBNER, G. 2002: Die historische Fischfauna der unteren Werra. – Philippia 10 (2). S. 119-129. Kassel.

SCHWERDTFEGER, F. 1975: Synökologie. – Ökologie der Tiere III. – Parey. 451 S., Hamburg u. Berlin.

WACHS, B. 1963: Zur Kenntnis der Oligochaeten der Werra. – Arch. Hydrobiol. 59 (4). S. 508-514. Stuttgart.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Der Einfluss von Nahrungsmangel auf den Reservestoffhaushalt von *Rhithrogena semicolorata* (Ephemeroptera)

Kathrin Jäschke, Carola Winkelmann, Gabriele Pötschke und Jochen H. E. Koop*

Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden,

* Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz

keywords: *Rhithrogena semicolorata*, Nahrungsmangel, Reservestoffe, Triacylglyceride

Einleitung

Eintagsfliegenlarven werden in ihrem Lebensraum häufig mit Nahrungsmangel konfrontiert. In Perioden mit hohem Nahrungsangebot können sie die mit der Nahrung aufgenommene überschüssige Energie in Form von Reservestoffen (Fett, Glykogen) speichern. Dieser Speicher ermöglicht ihnen das Überdauern von Perioden mit geringem Nahrungsangebot oder die Kompensation anderer Stressfaktoren (z.B. Raubdruck oder Konkurrenz). Gerade Eintagsfliegen benötigen Energiereserven für Paarung und Eiablage, da sie nach der Emergenz keine Nahrung mehr aufnehmen. Die Strategie, mit der die Larven in Hungerperioden mit ihren Reservestoffen haushalten, ist deshalb von entscheidender Bedeutung für ihren Fortpflanzungserfolg. Vor diesem Hintergrund wurde in der hier vorgestellten Arbeit der Einfluss von Nahrungsmangel auf den Gehalt an Reservestoffen unter Freilandbedingungen untersucht.

Material und Methoden

Das Freilandexperiment fand in einem kleinen Mittelgebirgsbach westlich Dresdens statt (Gauernitzbach, Abb. 1A). Im Zeitraum April bis Juni 2002 wurden je 12 Larven von *Rhithrogena semicolorata* für 6 Wochen in 6 Mini - Enclosures direkt in ihrem Herkunftsgewässer ohne Futter exponiert (Abb. 1B, KORNEK ET AL., 2001). Die Enclosures wurden von Bachwasser durchströmt und waren am vorderen und hinteren Ende mit einer 1 mm Gaze versehen. Durch die wöchentliche Reinigung der Enclosures wurde sichergestellt, dass praktisch keine für diese Larven verwertbare Nahrung (Aufwuchs) vorhanden war. Wöchentlich wurden aus jedem Enclosure zwei Tiere zur Bestimmung der Körperlänge, der Biomasse und zur Analyse des Gehaltes an Triacylglyceriden (TAG) im Gewebe der Tiere entnommen. Die TAG - Analyse erfolgte nach BERGMEYER (1985). Alle beschriebenen Größen wurden auch für freilebende Vergleichstiere ermittelt, die zeitgleich mit den Versuchstieren direkt aus dem Bach entnommen wurden. Im Gewässer wurden zusätzlich die Umweltfaktoren Temperatur, pH, Leitfähigkeit, Durchfluss und Strömungsgeschwindigkeit erfasst.

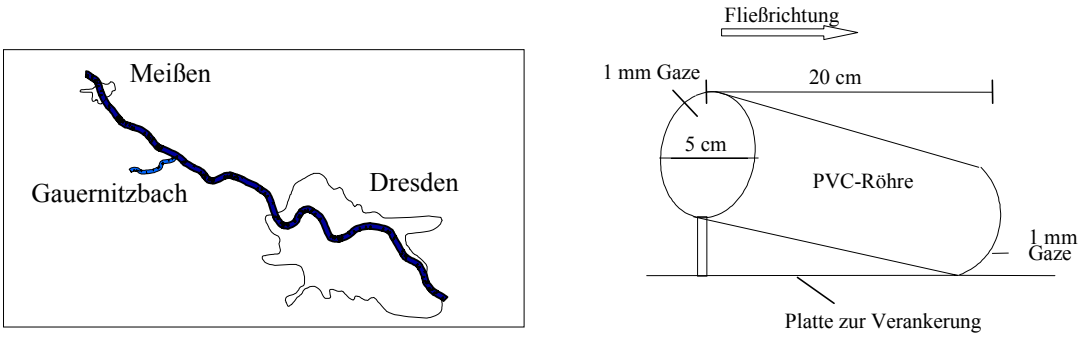


Abb. 1A: Untersuchungsgebiet, B: Prinzipskizze eines Mini-Enclosures (nach Kornek et al. 2001)

Ergebnisse

Während der Zeit des Experimentes änderten sich die abiotischen Umweltfakturen kaum (pH: 8,34 ± 0,09, Leitfähigkeit: 814 ± 36 µs cm^{-1}, Sauerstoffsättigung: 106 ± 0,5 %, Durchfluss: 40 ± 10 L s^{-1}). Nur die Temperatur stieg im Verlauf des Experimentes kontinuierlich von ca. 2 °C auf 12 °C mit täglichen Schwankungen von 2 – 4°K.

Die Fließgeschwindigkeit in den Enclosures war im Vergleich zur mittleren Fließgeschwindigkeit im Bach reduziert (Enclosures: 0,16 ± 0,12 m s^{-1}, Bach: 0,47 ± 0,05 m s^{-1}). Die freilebenden Larven sind aber nicht den hohen mittleren Strömungsgeschwindigkeiten ausgesetzt sondern halten sich in der strömungsberuhigten Grenzschicht direkt über dem Substrat oder hinter größeren Steinen auf. Diese Refugien fehlten in den Enclosures. Daher ist davon auszugehen, dass die Untersuchungs – und Vergleichstiere ähnlichen abiotischen Bedingungen ausgesetzt waren.

Sowohl unter natürlichen Bedingungen (Bach) als auch bei Nahrungsmangel (Enclosure) konnte im Verlauf des Experiments eine Zunahme der Körperlänge und der Biomasse der Larven festgestellt werden (Abb. 2). Die Wachstumsraten waren jedoch unter natürlichen Bedingungen höher als im Experiment (Abb. 3).

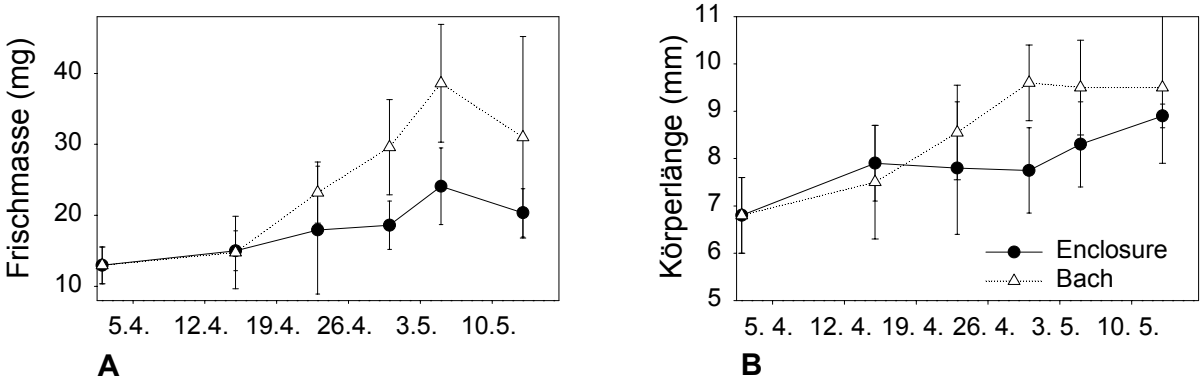


Abb. 2: Individuelle Biomasse und Körperlänge der Larven von Rhithrogena semicolorata während des Experimentes (Mittelwerte und Standardabweichung, n > 4)

Nach der fünften Woche des Experiments nahm die Biomasse der hungernden Larven im Vergleich zur Vorwoche ab. Das Längenwachstum erfolgte in zwei Stufen in den ersten beiden und in der 5. - 6. Woche des Experimentes. Die Biomasse der Vergleichstiere nahm wie die der Versuchstieren in der 5. Woche des Experimentes ab. Die Längenzunahme erfolgte in den ersten 4 Wochen des Experimentes gleichmäßig. Danach änderte sich die mittlere Größe der Vergleichstiere nicht mehr.

Am Ende des Experiments waren die hungernden Larven mit durchschnittlich 23 mg und 8,46 mm signifikant leichter und kleiner als die Kontrolltiere aus dem Bach mit 35 mg und 9,5 mm (Welch-Test, p = 0,0037 und p = 0,0013, n = 7).

Der Fettgehalt der Larven nahm sowohl in den Enclosures als auch unter natürlichen Bedingungen ab (Abb. 3A). Im Enclosure (Nahrungsmangel) ist die Fettabbaurate jedoch deutlich höher (Bach 2,2 % d^{-1}, Enclosure 3,4 % d^{-1}). Daraus resultierte zu Versuchsende ein signifikant niedrigerer Gehalt an Triacylglyceriden bei den hungernden Tieren im Vergleich zu den Kontrolltieren (Bach 180 mmol mg^{-1}, Enclosure 98 mmol mg^{-1}, Welch-Test, p = 0,044).

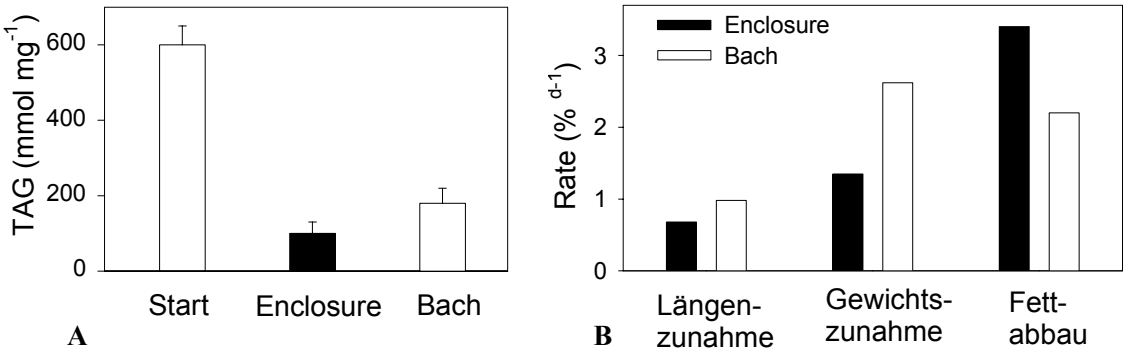


Abb. 3: A: Fettgehalte der Larven von Rhithrogena semicolorata vor und nach dem Experiment (Mittelwerte und Standardabweichung, Start n = 4, Bach n = 3, Enclosure n= 6), B: Mittlere Längen- und Massenwachstumsrate und mittlere Fettabbaurate im Experimentalzeitraum

Innerhalb von sechs Wochen bauten die Larven unter natürlichen Bedingungen (im Bach) ca. 70 % ihrer Fettreserven ab. Bei Nahrungsmangel (im Enclosure) stieg dieser Anteil auf bis zu 85 % (Abb. 3B).

In der 5. Woche des Experimentes emergierten im Bach die ersten Larven von *Rhithrogena semicolorata*. Die Entwicklung der Larvengröße und Fettgehalte sind also im Zusammenhang mit der Emergenz der Tiere zu betrachten. Auch unter extrem nahrungslimitierten Lebensbedingungen und hohem Verlust an Speicherfett ist Emergenz möglich. In der 6. Woche des Experimentes emergierte ein Versuchstier.

Diskussion

Die Larven von *Rhithrogena semicolorata* können 6 Wochen Nahrungsmangel übeleben. Dabei können sie bis zu 85 % ihrer Fettreserven abbauen und trotzdem emergieren.

Da adulte Eintagsfliegen keine Nahrung mehr aufnehmen, ist die Energiemenge, die ihnen für die Fortpflanzung zu Verfügung steht, bereits im letzten Larvenstadium festgelegt (Koop, persönliche Mitteilung). Wenn die Larven zum Zeitpunkt der Emergenz über zu geringe TAG - Gehalte verfügen, wäre die Fortpflanzungskapazität. Es ist davon auszugehen, dass das Emergenzverhalten neben äußeren Steuerfaktoren wie Temperaturänderung und Tageslänge auch durch interne Faktoren (z.B. Hormone) gesteuert wird. Wenn auch der TAG - Gehalt solch ein interner Steuerfaktor ist, sollte unterhalb eines bestimmten Schwellenwertes keine Emergenz erfolgen. Dieser Mindest-TAG-Gehalt muss aber deutlich unterhalb von 100 mmol mg^{-1} Trockenmasse liegen, da Werte um 100 mmol mg^{-1} im vorgestellten Experiment noch zur Emergenz ausreichten. Für den zweifelsfreien Nachweis dieses Mindest-TAG-Gehalts sind weitere Untersuchungen notwendig.

Das beobachtete zweistufige Längenwachstum der hungernden Larven lässt vermuten, dass es eine Mindestgröße gibt, unterhalb derer die Larven nicht emergieren. Wenn nicht genügend Nahrung aufgenommen werden kann, stagniert zunächst das Längenwachstum. Ändert sich die Nahrungssituation aber nicht innerhalb weniger Wochen, erfolgt ein Längenwachstum auf Kosten der gespeicherten Fettreserven.

Ein signifikanter Fettabbau erfolgte sowohl bei den hungernden Larven als auch bei den Vergleichstieren aus dem Bach. Warum auch unter natürlichen Bedingungen im Frühjahr Fett abgebaut wird, kann mehrere Ursachen haben. Im Frühling sinkt nach dem Laubaustrieb das Lichtangebot. Die Menge des Aufwuchses, die wichtigste Nahrungsquelle der untersuchten Larven geht drastisch drastisch zurück. Eventuell waren also auch die freilebenden Larven nahrungslimitiert. Möglicherweise ist der Fettabbau vor der Emergenz aber auch endogen gesteuert. Für *Ephemera danica* konnte nachgewiesen werden, dass weibliche Larven ab ca. 4 Wochen vor der Emergenz ihre Fettreserven auch ohne Nahrungsmangel abbauen. Da diese Phänomen nur bei Weibchen beobachtet wurde, ist davon auszugehen, dass der Fettabbau zu Gunsten der Eiproduktion erfolgt (Koop, unveröffentlichte Daten). Für *R. semicolorata* ist noch keine Aussage zum geschlechtsspezifischen Unterschied der Reservestoffgehalte möglich.

Von entscheidender Bedeutung für den Fortpflanzungserfolg der Weibchen ist die Anzahl der Eier. Sie ist abhängig von der Größe des Tieres und von der Energiemenge, die für die Eiproduktion zur Verfügung stand. Bei Nahrungsmangel muss ein Teil der Fettreserven für Erhaltungsstoffwechsel und Mindestlängenwachstum abgebaut werden. Nur die verbleibenden Energiereserven können dann für die Eiproduktion verwendet werden. Es ist also davon auszugehen, dass hungernde Weibchen weniger Eier anlegen als Tiere mit guter Nahrungsversorgung. Inwieweit die Menge der gespeicherten Reservestoffe Auswirkungen auf den Fortpflanzungserfolg der Männchen hat, ist bisher noch nicht abzuschätzen. In weiteren Untersuchungen bleiben daher die Fragen zu beantworten, ob sich auch für *R. semicolorata* ein geschlechtsspezifischer Unterschied im Gehalt an Triacylglyceriden nachweisen lässt und ob eine Verringerung des TAG - Gehaltes zu einem geringeren Fortpflanzungserfolg der betroffenen Tiere führt.

Literatur

KORNEK, K.; KOOP, J.H.E.; BENNDORF, J. 2001: Ein Transplantationsexperiment zur Erklärung unterschiedlicher Gammaridenvorkommen in drei Fließgewäsern. Tagungsbericht der DGL 2001: 726-734

BERGMEYER, H.U. 1985. Methods of Encymatic Analysis, vols VI – VII. Weinheim, Basel: Verlag Chemie.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Untersuchungen zum Vorkommen von *Leptophlebia vespertina* (L., 1767) (Ephemeroptera, Leptophlebiidae) in Hochmoorregenerationsflächen

Ellen Kiel

Keywords: *Leptophlebia vespertina*, Populationsentwicklung, Habitatbindung, Hochmoore, Handtorfstiche, industrielle Abtorfung

Einleitung

Leptophlebia vespertina (L., 1767) ist eine in Nordeuropa verbreitete, offenbar euryöke Eintagsfliegenart. Sie tritt sowohl in sauren als auch in kalkarmen Fließ- und Stillgewässern und selbst in Brackwasserbereichen auf (HAYBACH 1998, MÜLLER et. al. 1986).

Die vorliegende Arbeit ist Teil einer vergleichenden Studie zur Besiedlung ehemals industriell abgetorfter Hochmoorflächen in Niedersachsen (Raum Weser-Ems). Vergleichende Untersuchungen in Hochmoorregenerationsgebieten des Norddeutschen Tieflandes *(Raum Weser-Ems, Niedersachsen)* hatten zuvor gezeigt, dass *L. vespertina* hier als einzige Art der Ephemeroptera die Wasserflächen besiedelt (KIEL & MATZKE 2002).

Über die Moorbindung von *L. vespertina* liegen unterschiedliche Angaben vor. Verschiedene Autoren erwähnen ihr Vorkommen in huminstoffreichen Seen (BRITTAIN & NAGELL, 1981), in Mooren allgemein (PUTHZ 1978) oder speziell in Hochmooren (BRINKMANN & REUSCH 1998, KROGERUS 1960). PEUS (1932) stufte die Art für Norddeutschland als tyrphophil ein.

Genauere Daten zur Habitatbindung sind aus verschiedenen Gründen bedeutsam: Zum einen wird der Bestand von *L. vespertina* mindestens regional als problematisch eingestuft (REUSCH & HAASE 2000). Zum anderen scheint *L. vespertina* eine der wenigen, wenn nicht die einzige Art der Ephemeroptera, die in Nordeuropa saure, dystrophe Gewässer dauerhaft zu besiedeln vermag (KJELLBERG 1972, HARMANEN 1980, SCHULTE & WEINZIERL 1990), wobei selbst pH-Werte <4 nicht gemieden werden (KIEL & MATZKE 2002).

Im Rahmen dieser Untersuchung sollte die Populationsentwicklung von *L. vespertina* in den verschiedenen Regenerationsflächen verglichen werden.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsgebiete Goldenstedter Moor und Esterweger Dose befinden sich im Nordwesten Niedersachsens, Raum Weser-Ems (Abb. 1). Nach JESCHKE et al. (2000) zählen die Moorkomplexe

dieser Region zum Nordwestmitteleuropäischen Regenmoor-Bezirk (VI.1c). Die Gebiete sind heute von industriellem Torfabbau geprägt.

Die meisten Flächen wurden in der Vergangenheit industriell, d.h. großflächig abgetorft. In der Esterweger Dose befinden sich noch einige kleine Handtorfstiche. Entsprechend den Zielen des Niedersächsischen Moorschutzprogrammes wurde in beiden Gebiete zwischen 1987 und 1992 mit der Regeneration begonnen. Durch Anlage von Poldern, in denen sich Regenwasser sammelt, soll das Wachstum von Torfmoosen und die Regeneration initiiert und die Etablierung hochmoortypischer Lebensgemeinschaften erreicht werden.



Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete Esterweger Dose (Emsland) und Goldenstedter Moor (Raum Vechta) im Nordosten Niedersachsens.

Die untersuchten Flächen (Handtorfstiche und industrielle Abtorfungsflächen) unterschieden sich im Hinblick auf die Zeitdauer seit Beginn der Regeneration, die Größe, den Grad der Strukturierung durch Moose und polsterbildende Pflanzen sowie in Bezug auf die Wasserstandsschwankungen (Tab. 1). Die Fläche Möller Pütten (MP35) zeichnete sich zum einen durch eine relativ lange Regenerationsdauer (rd. 35 Jahre) und eine einseitige Beschattung aus.

Material und Methoden

Während des Untersuchungszeitraumes (Tab. 1) wurden in allen Gebieten monatliche Moosproben genommen (ca. 400ml Naßvolumen, je Fläche 4 zufällig verteilte Proben im Bereich von Bulten, Schlenken oder flutenden Moosrasen). Die Proben wurden kühl gelagert, unverzüglich ins Labor transportiert und dort unter dem Binokular im Hinblick auf die Besiedlung durch Makroinvertebraten ausgewertet.

Tab. 1: Kennzeichen der Untersuchungsgebiete Goldenstedter Moor (GM) und Esterweger Dose (ED) zum Zeitpunkt der Untersuchungen in 2001 (GM) bzw. 2001 und 2002 (ED). Flächenkennzeichnung: Ziffern kennzeichnen die Dauer der Regeneration zum Zeitpunkt der Untersuchungen (z.B. TT12: seit 12 Jahren in Regeneration).

	Goldenstedter Moor			Esterweger Dose		
	A4	B10	B20	WT12	TT12	MP35
Alter	4 Jahre	10 Jahre	20 Jahre	12 Jahre	12 Jahre	35-40 Jahre
Flächengröße	9.180 m^2	21420 m^2	22.644 m^2	255m^2	21.000m^2	179m^2
vorherige Nutzung	industrielle Abtorfung			Handtorf-stich	industrielle Abtorfung	Handtorf-stich
Wassermanage-ment	überstaut, kaum Wasser-rückgang	überstaut, randlich trockene Bereiche	überstaut, Bulten-Schlenken	geringer Wasser-rückgang	aus-trocknend	starker Wasser-rückgang
Untersuchungen 2001	monatlich: Juni-Dezember Moosproben			monatlich: Juni-Oktober 2001 Moosproben		

Ergebnisse

Die Spannweiten der abiotischen Kenngrößen (Tab. 2) waren imn Untersuchungszeitraum n beiden Gebieten sehr ähnlich. Alle Wasserkörper wiesen regenmoortypische, äußerst niedrige pH-Werte, Leitfähigkeiten sowie Ca- und Mg-Konzentrationen auf. Signifikante Unterschiede traten nicht auf.

Tabelle 2: Spannweiten der physikalisch-chemischen Meßwerte während der Untersuchungen Esterweger Dose (ED: 2001/2002) und Goldenstedter Moor (GM: 2001); sieh auch Tab. 1).

	pH	LF	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)
ED	3,4 - 4,1	52 - 157	0,5 - 2,4	1,1 - 1,8
GM	3,4 - 4,2	70 - 117	0,5 - 3,0	0,7 - 1,6

Die 2001 im Goldenstedter Moor ermittelten Daten (Abb. 1) weckten den Eindruck, dass die Populationsentwicklung von *L. vespertina* Bezüge zur Regenerationsdauer der Flächen aufweist. Hier waren in den seit relativ langer Zeit in Regeneration befindlichen Flächen auffallend hohe Dichten aufgetreten (vgl. Abb. 1), während die Dichten in jüngeren Flächen deutlich niedriger blieben. Die in der Esterweger Dose gewonnenen Ergebnisse waren damit allerdings nicht in Einklang zu bringen (Abb. 2). Hier traten die höchsten Dichten zwar ebenfalls im Oktober auf, sie wurden aber nicht in der ältesten, sondern in der erst seit 12 Jahren in Regeneration befindlichen Fläche WT12 ermittelt (Abb. 2).

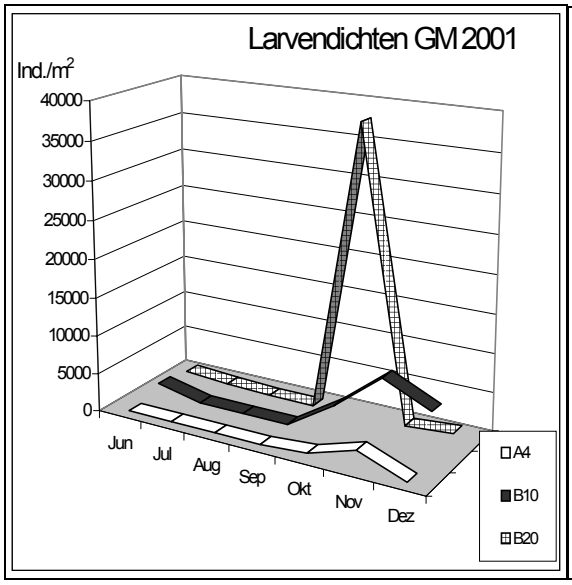


Abb. 1: Larvendichten *Leptophlebia vespertina* im Goldenstedter Moor 2001.

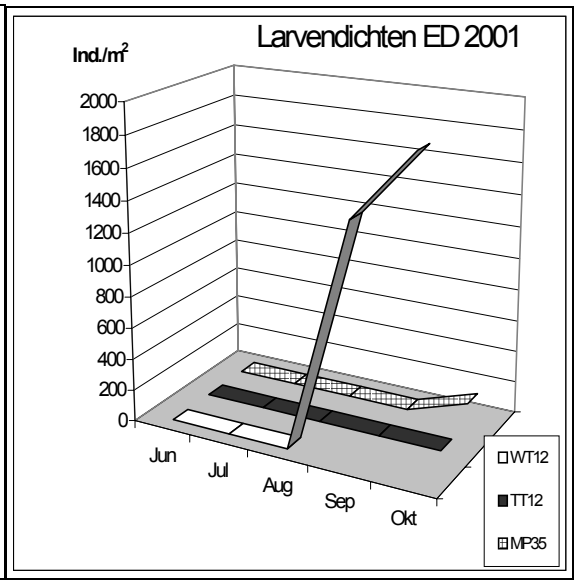


Abb. 2: Larvendichten *Leptophlebia vespertina* in der Esterweger Dose 2001.

Auffallend waren weiterhin die hohen Dichteunterschiede innerhalb sowie zwischen den beiden Untersuchungsgebieten Goldenstedter Moor und Esterweger Dose. Während die Maxima in den industriellen Abtorfungsflächen des Goldenstedter Moores mehr als 37.000 Ind./m^2 erreichten, wiesen die Handtorfstiche der Esterweger Dose und die kleineren Flächen des Goldenstedter Moores deutlich niedrigere Dichtemaxima auf. Hiervon ausgenommen ist die industriellen Abtorfungsfläche TT12. Dort wurden bis zum Beginn des Winters 2002 keine Junglarven *von L. vespertina* gefunden. Nimmt man diese Fläche aus der Berechnung aus, ergibt sich für die übrigen eine Korrelation zwischen Flächengröße und Besiedlungsmaxima (Abb. 3). Dieser statistische Zusammenhang lässt vermuten, dass die Populationsentwicklung *von L. vespertina* möglicherweise wesentlich von Faktoren bestimmt wird, die mit der Flächengröße resp. deren Struktur einhergehen.
Sowohl über die Besonderheiten der Fläche TT12 als auch die Art der durch die Flächengröße bestimmten Faktoren können derzeit wenig konkrete Angaben gemacht werden. Auffallend ist allerdings, dass TT12 als einzige Fläche relativ niedrige Wasserstände und relativ starke Wasserstandsschwankungen aufweist. Im Sommer 2001 fiel die Fläche für mehr als vier Wochen trocken. Dies war weder in den andere Abtorfungsflächen noch in den Handtorfstichen der Fall. Die mit den starken Wasserstandsschwankungen einhergehenden abiotischen Bedingungen dürften wenigstens für die Larvalentwicklung als Mortalitätsfaktoren zu betrachten sein. Inwieweit *L. vespertina* dem durch eine Eidormanz entgehen kann, muß zukünftig geklärt werden.

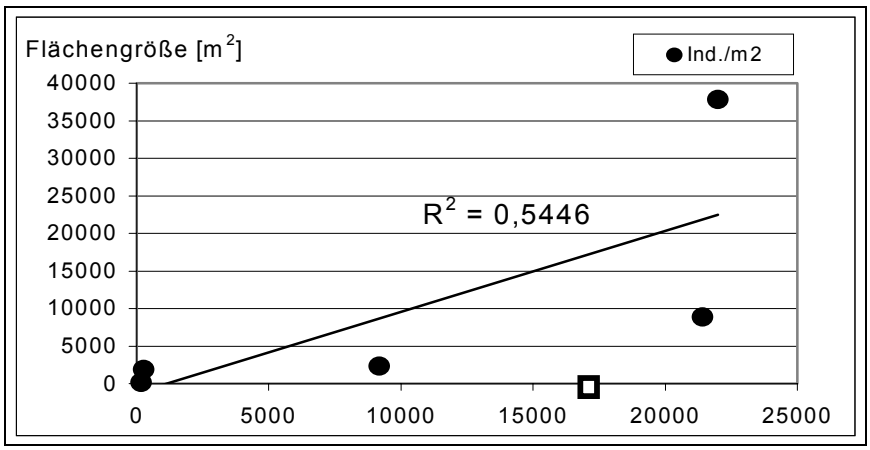


Abb. 3: Flächengröße vs. Individuendichte (Maxima in 2001) für ED und GM. Berechnung der Korrelation ohne Daten der maximalen Individuendichten in 2001 in Fläche TT12 ( ).□

Literatur:

BRINKMANN, R. & REUSCH, H. (1998): Zur Verbreitung der aus dem norddeutschen Tiefland bekannten Ephemeroptera- und Plecoptera-Arten (Insecta) in verschiedenen Biotoptypen. – Braunschw. Naturkundl. Schr. 5 (3): 531-540.

HARMANEN, M. (1980): Der Einfluß saurer Gewässer auf den Bestand der Ephemeriden- und Plecopterenfauna. – Gewässer und Abwässer 66/67: 130-136.

HAYBACH, A. (1998): Die Eintagsfliegen (Insecta, Ephemeroptera) von Rheinland-Pfalz. Diss., Univ. Mainz.

JESCHKE, L., KNAPP, H. D. & SUCCOW, M. (2000): Moorregionen Europas. In:Succow, M & Joosten, H., L. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde: 256-316, Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlangsbuchhandlung.

KIEL, E. & MATZKE, D. (2002): Vergleichende Untersuchungen zur Entwicklung von *Leptophlebia vespertina* (L., 1767) (Ephemeroptera, Leptoplebiidae) in Hochmoorregenerationsflächen. TELMA 32: 127-139.

KJELLBERG, G. (1972): Autökologiska studier över Leptophlebia vespertina (Ephemeroper) i en mindre skogstjärn 196-1968. – Entomologisk Tidskrift 93: 1-29.

KROGERUS (1960): Ökologische Studien über Moorarthropoden. Societas Scientiarum Fennica. - Commentationes Biologicae 11 (3), 238 S..

MÜLLER, K., ENGHOLM, E. & LINGDELL, P.-E. (1986): Eintagsfliegen (Ephemeroptera) des Brackwassers. Entomologische Zeitschrift 96: 183-190.

PEUS , F. (1932): Die Tierwelt der Moore. In: Handbuch der Moorkunde 3. Berlin (Verlag Gebrüder Borntraeger).

PUTHZ, V. (1978): Ephemeroptera. – In: Illies, J. (Hrsg.): Limnofauna Europaea, S. 256-263. London, New York (Gustav Fischer Verlag).

REUSCH, H. & HAASE, P. (2000): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten mit Gesamtverzeichnis. – Inform. d. Naturschutz Niedersachsen, 20. Jg., Nr. 4: 182-200.

SCHULTE, H. & WEINZIERL, A. (1990): Beiträge zur Faunistik einiger Wasserinsektenordnungen (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) in Niederbayern. – Lauterbornia H. 6: 1 – 83.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Vergleichende Untersuchung der Besiedlung von Hartsubstraten durch Makroinvertebraten in Sandbächen

Sandra Kramm, Christian K. Feld & Daniel Hering
Universität Essen, Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen
email: sandra.kramm@uni-essen.de

Keywords: Nordwestdeutsches Tiefland, sandgeprägte Gewässer, Totholz, Steinschüttungen, Habitatpräferenz, Makroinvertebraten

Einleitung

Ein großer Teil der norddeutschen Tiefland-Gewässer ist den sandgeprägten Bächen und Flüssen zuzuordnen. Eine arten- und individuenreiche Besiedlung naturnaher Sandbäche setzt das Vorhandensein von festen Strukturen wie Totholz, Makrophyten und Wurzeln von Ufergehölzen voraus, da der häufig umgelagerte Sand nur geringe Besiedlungsdichten zulässt. Bedingt durch die fast flächendeckende anthropogene Überformung der Sandbäche kommt Totholz, das natürlicherweise häufigste Hartsubstrat, heute nur noch in geringen Mengen vor. In ausgebauten Gewässerabschnitten finden sich hingegen häufig Steinschüttungen, die zur Ufer- und Sohlenbefestigung eingebracht wurden. Es stellt sich daher die Frage, ob Steinschüttungen die Funktion von Totholz als Hartsubstrat für die Besiedlung durch Makroinvertebraten übernehmen können. Dies wurde in zwei sandgeprägten Fließgewässern des Norddeutschen Tieflands (Westfälische Bucht, Ostmünsterland) untersucht.

Untersuchungsdesign und Methoden

Die Probenahme erfolgte im Eltingmühlenbach und in der Bever, zwei Flüssen des Ems-Flussgebietes mit einer Einzugsgebietsgröße von 164 bzw. 218 km². An jedem der Gewässer wurden zwei Probestellen untersucht: eine mit möglichst viel Totholz und unbefestigten Ufern und eine zweite mit einer Uferbefestigung aus Steinen. An den Totholzreichen Probestellen wurden jeweils acht einzelne Äste, an den ausgebauten Probestellen entsprechend acht Steine beprobt. An allen Probestellen wurden - jeweils in der Nähe der Hartsubstrate – zusätzlich je acht Surberproben in sandigen Bereichen entnommen, so dass insgesamt 64 Einzelproben für die Auswertung zur Verfügung standen (16 x Totholz, 16 x Steine, 32 x Sand). Weiterhin wurden an jeder Probestelle chemisch-physikalische

Parameter, die Fließgeschwindigkeit oberhalb der Substrate sowie der Abfluss bestimmt, um die Vergleichbarkeit der untersuchten Hartsubstrate zu überprüfen.
Die Taxalisten der einzelnen Probestellen wurden einer Clusteranalyse (Distanzmaß: Sørensen - Bray-Curtis) unterzogen. Weiterhin wurden Abundanz, Taxazahl, Margalef-Diversität sowie ökologische Maßzahlen wie Habitatpräferenz (SCHMEDTJE & COLLING 1996) ausgewertet.

Ergebnisse

Die chemisch-physikalischen Parameter und der Abfluss waren für die einzelnen Probestellen innerhalb eines Gewässers vergleichbar. Der Vergleich der beiden Gewässer zeigte, dass die Bever einen höheren Abfluss sowie höhere Leitfähigkeitswerte und Phosphatgehalte gegenüber dem Eltingmühlenbach aufwies.
Die oberhalb des Totholzes gemessenen Fließgeschwindigkeiten waren im Vergleich zu den Fließgeschwindigkeiten im Bereich der Steine deutlich höher. Da Steinschüttungen in der Regel im Ufer- und ufernahen Sohlenbereich auftreten, sind sie naturgemäß niedrigeren Fließgeschwindigkeiten ausgesetzt. Zusätzlich bedingten z.T. dichte Makrophytenbestände eine Verminderung der Fließgeschwindigkeit im Bereich der beprobten Steine.

Clusteranalyse

Abbildung 1 zeigt die Heterogenität der Einzelproben, eine Trennung der Substrate lässt sich jedoch relativ deutlich ableiten. Bei einer Ähnlichkeit von etwa 30 % können 11 gleichberechtigte Cluster unterschieden werden, die z.T. aus einzelnen Probestellen bestehen. In drei dieser Gruppen findet sich jeweils ein Großteil der einzelnen Substratproben wieder, was darauf hinweist, dass die Ähnlichkeit innerhalb der Substrate meist größer ist als die zwischen den verschiedenen Substraten. Für die weitere Auswertung wurden daher die Einzelproben zu den drei Substratgruppen „Totholz“ (16 Proben), „Stein“ (16 Proben) und „Sand“ (32 Proben) zusammengefasst.

Abundanz und Taxazahl

Der Vergleich von Abundanz und Taxazahl der verschiedenen Substratgruppen (Abb. 2 und 3) zeigt, dass beide Parameter für „Totholz“ signifikant höher sind als für „Stein“ (Mann-Whitney-U-Test; $p < 0{,}005$) und „Sand“ ($p < 0{,}001$). Die mittlere Abundanz auf „Totholz“ war um den Faktor 2,5 höher als auf „Stein“. Auch in Bezug auf die Diversität zeigte sich ein signifikanter Unterschied zwischen „Totholz“ und „Stein“.

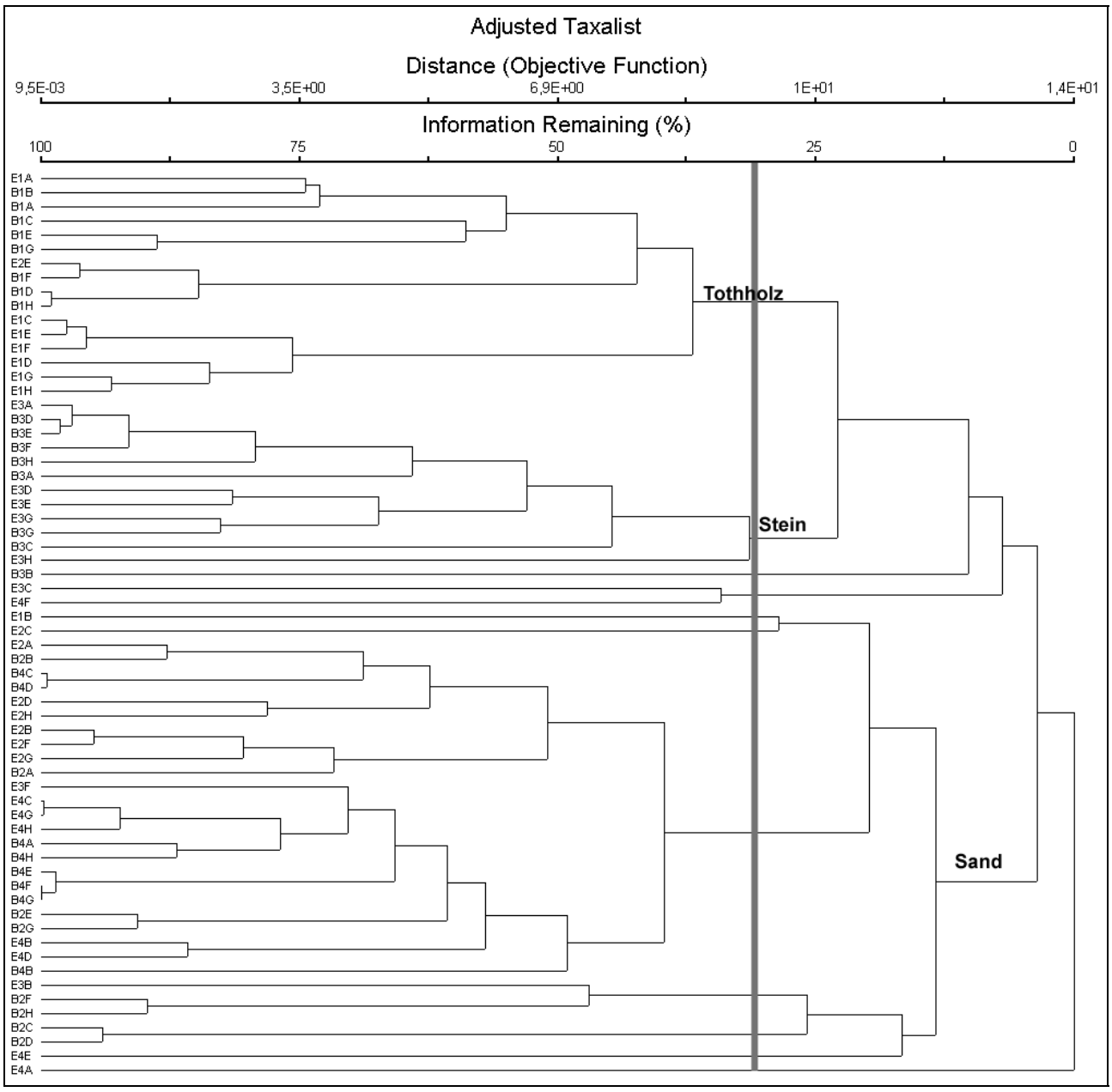


Abb. 1: Ähnlichkeit der 64 Einzelproben (Abundanz) - Clusteranalyse (UPGMA) basierend auf einer Ähnlichkeitsmatrix nach Sørensen – Bray-Curtis (E1/B1 A bis H = Totholz, E3/B3 A bis H = Stein, E2/E4/B2/B4 A bis H = Sand; graue Linie = 30 % Ähnlichkeit)

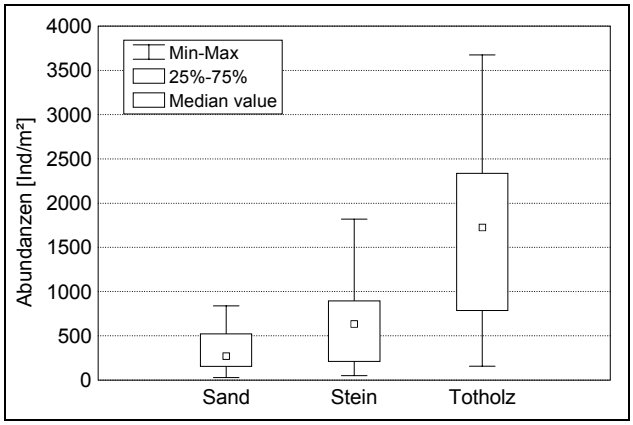


Abb. 2: Vergleich der Abundanzen auf den drei untersuchten Substraten (Sand: n = 32, Steine: n = 16, Totholz: n = 16)

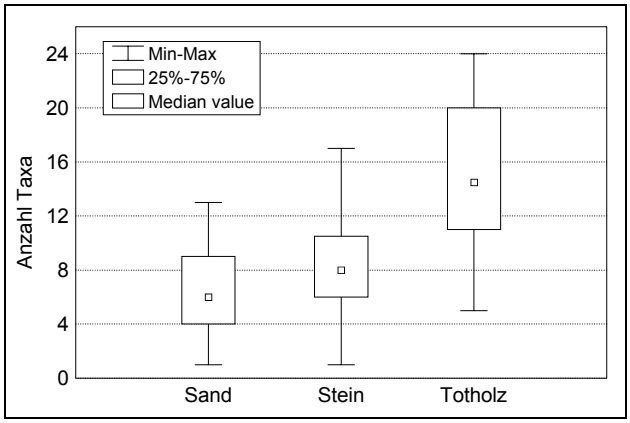


Abb. 3: Vergleich der Taxazahlen auf den drei untersuchten Substraten (Sand: n = 32, Steine: n = 16, Totholz: n = 16)

Habitatpräferenzen

Die Verteilung der Habitatpräferenzen (Abb. 4) wurde für die drei Substratgruppen untersucht. Auf Totholz dominieren Lithal- und Phytalbesiedler mit einem gemeinsamen Anteil von 78 %. Auf Steinen erreichen sie nur etwa 50 %. Taxa mit einer Präferenz für POM haben einen vergleichbaren Anteil auf allen drei Substraten (ca. 10%).

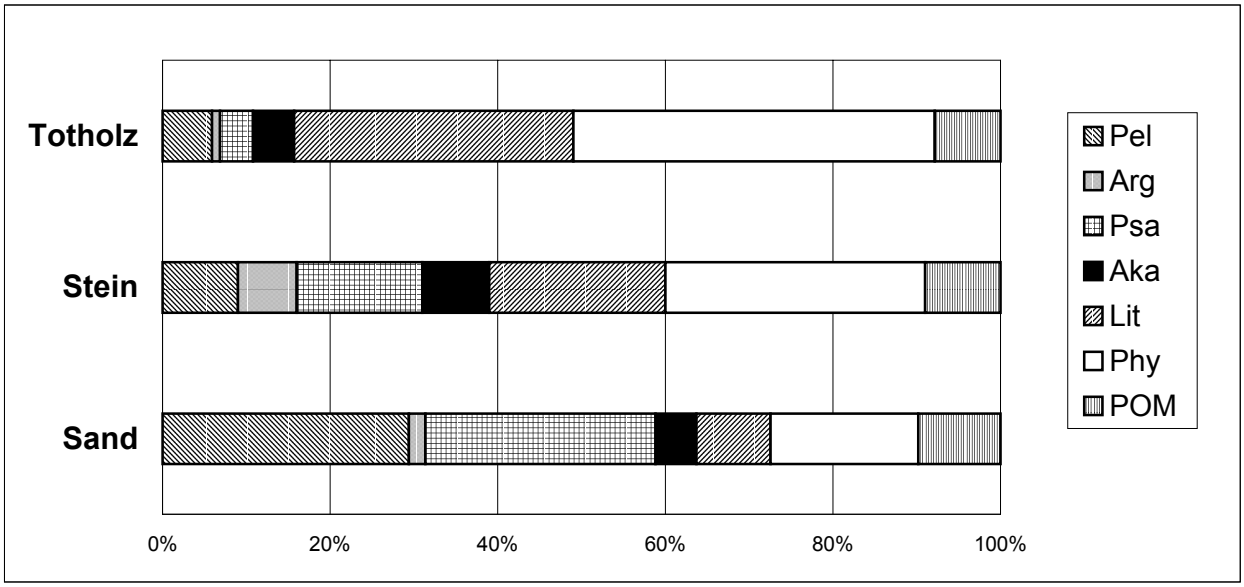


Abb. 4: Verteilung der Habitatpräferenzen bezogen auf die Gesamtindividuenzahl (Sand: 272 Ind/m², Steine: 635 Ind/m², Totholz: 1707 Ind/m²) (POM = particulate organic matter, Phy = Phytal, Lit = Lithal, Aka = Akal, Psa = Psammal, Arg = Argillal, Pel = Pelal)

Der hohe Anteil von Lithal- und Phytalbesiedlern auf „Totholz“ verdeutlicht, dass Totholz im Vergleich zu Steinen selbst für üblicherweise als Lithalbesiedler kategorisierte Taxa „attraktiver“ ist.

Taxonomische Unterschiede der Lebensgemeinschaft auf „Totholz“ und „Stein“

Inwieweit sich die oben beschriebenen Unterschiede auch auf Art- bzw. Gattungsniveau widerspiegeln, soll durch den Vergleich der Biozönosen auf den untersuchten Hartsubstraten gezeigt werden. Von den insgesamt 25 auf Totholz und Steinen gemeinsam vorkommenden Taxa lassen sich für neun Taxa statistisch signifikante Unterschiede in Bezug auf die Individuendichte feststellen (siehe Tab. 1). Vor allem Käfer wie z.B. *Elmis* spp. und *Orectochilus villosus* zeigen eine deutliche Präferenz für Totholz, während *Microtendipes pedellus* (Chironomidae) und *Caenis luctuosa* (Ephemeroptera) Steine bevorzugen.

Tab. 1: Mittlere Abundanz gemeinsam vorkommender Taxa auf „Totholz“ und „Stein“ und Signifikanz der Abundanzunterschiede zwischen den untersuchten Hartsubstraten (Mann-Whitney-U-Test)

Ordnung	Taxon	„Stein“ Ind/m²	„Totholz“ Ind/m²	Signifikanz-Niveau
Coleoptera	*Elmis* sp. Ad.	1	12	<0,05
Coleoptera	*Elmis* sp. Lv.	22	82	<0,001
Coleoptera	*Orectochilus villosus* Lv.	10	46	<0,001
Coleoptera	*Oulimnius tuberculatus* Lv.	69	411	<0,01
Diptera	*Empididae* Gen. sp.	10	40	<0,01
Diptera	*Microtendipes pedellus*	117	3	<0,001
Ephemeroptera	*Caenis luctuosa*	129	6	<0,001
Odonata	*Chalcolestes viridis*	31	7	<0,05
Trichoptera	*Hydropsyche* sp.	2	56	<0,05

Betrachtet man die Taxa, die nur auf einem der beiden Hartsubstrate auftraten, zeigt sich, dass im Vergleich zu „Stein“ (n=14) deutlich mehr Taxa ausschließlich auf „Totholz“ (n=30) gefunden wurden, wobei die Totholz-spezifischen Taxa (z.B. *Lype* spp., *Antocha* sp., siehe Tab. 2) mit hohen Abundanzen vertreten waren.

Tab. 2: Mittlere Abundanz ausgewählter Taxa, die nur bzw. überwiegend auf „Totholz“ vorkommen, * = auf „Totholz“ und „Sand“

Ordnung	Taxon	Totholz Ind/m²
Diptera	*Antocha* sp.*	120
Diptera	*Atherix ibis*	24
Diptera	*Orthocladius lignicola*	3
Diptera	*Stenochironomus* sp.	34
Ephemeroptera	*Heptagenia* sp.	18
Ephemeroptera	*Heptagenia sulphurea*	30
Trichoptera	*Brachycentrus subnubilus*	4
Trichoptera	*Lasiocephala basalis*	41
Trichoptera	*Lepidostoma hirtum*	4
Trichoptera	*Lype* spp.	389

Zusammenfassung und Diskussion

Die Besiedlung natürlicher und künstlicher Hartsubstrate in sandgeprägten Fließgewässern weist in Bezug auf Individuendichte, Habitatpräferenz und taxonomische Zusammensetzung deutliche Unterschiede auf.

Bei den Ephemeroptera wurden Arten der Familien Baetidae und Heptageniidae nur auf Holz, Arten der Familie Caenidae auf beiden Hartsubstraten, jedoch auf Steinen in signifikant höherer Abundanz gefunden. Bei den Familien der Trichoptera lassen sich ebenfalls Präferenzen von Vertretern bestimmter Familien feststellen. Psychomyiidae und Lepidostomatidae wurden nur auf Holz angetroffen, während Taxa der Familie Leptoceridae nur auf Steinen auftraten.

Der hohe Anteil an Lithalbesiedlern auf „Totholz“ - einem organischen Substrat – weist darauf hin, dass für Mittelgebirgsgewässer beschriebene Habitatpräferenzen für sandgeprägte Gewässer des Tieflandes kritisch anzuwenden sind.

Die niedrigere Fließgeschwindigkeit oberhalb der Steine, bedingt durch ihre Lage im Uferbereich, wirkte sich auch auf die Besiedlung der Hartsubstrate aus: Viele Taxa, die ausschließlich auf Totholz gefunden wurden, sind nach SCHMEDTJE & COLLING (1996) als rheophil eingestuft (z.B. *Heptagenia* spp.). Totholz wird demnach aufgrund seiner strömungsexponierten Lage im Gewässer vor allem durch rheophile Wirbellose bevorzugt als Besiedlungssubstrat genutzt. Aufgrund seines hochwertigeren Biofilms bietet es eine bessere Nahrungsgrundlage für Weidegänger und insgesamt durch eine dichtere Besiedlung auch Räubern ein gegenüber Steinen bevorzugtes Besiedlungssubstrat.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass zur Bewertung der ökologischen Qualität von Sandbächen im Tiefland die unterschiedliche Besiedlung natürlicher und künstlicher Hartsubstrate von zentraler Bedeutung ist.

Literatur

Schmedtje, U. & M. Colling (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 4/96, 543 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Keywords: Karstquelle, Karstbach, Abflussregime, Niedrigwasser, Austrocknung, Gewässertyp

Karstquellen und quellnahe Karstbäche der Paderborner Hochfläche – eine hydrologisch-faunistische Charakterisierung eines regionalen Bachtyps

Alexander Meyer, Petra Gerlach, Elmar Illies und Elisabeth I. Meyer
Universität Münster, Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, Tel.: 0251/83-21003, Fax: 0251/83-24468, Email: almeyer@uni-muenster.de

Einleitung

Karstgebiete, wie die Paderborner Hochfläche im Südosten der Westfälischen Bucht (NRW, Abb. 1), sind charakterisiert durch ihre besonderen hydrographischen Verhältnisse. Je nach den lokalen geologisch-hydrologischen und den klimatischen Bedingungen weisen die Fließgewässer unterschiedliche zeitlich-räumliche Abflussregime auf. Vom ganzjährig fließenden permanenten Fluss bis zum extrem lange austrocknenden und kaum vorhersagbaren ephemeren Bach sind auf der Paderborner Hochfläche unterschiedliche hydrologische Bachtypen anzutreffen (Stille 1903, Baskan 1970, Feige 1991, LUA 1999, Meyer & Meyer 2000, LUA 2001). Charakteristisch für das Karstgebiet der Paderborner Hochfläche sind unter anderem Karstquellen und quellnahe Karstbäche mit einem saisonalen Abfluss, der durch einen ausdauernden aber stark reduzierten sommerlichen Abfluss geprägt ist. Räumlich ist dieser Niedrigwasser-Abfluss auf teils wenige Meter reduziert und isoliert im sonst temporären Fließgewässersystem. Diese besonderen hydrologischen Standorte sollten im Rahmen mehrerer Studien faunistisch charakterisiert sowie die Auswirkung des saisonalen Niedrigwasserabflusses und der teils extremem dauerhaften räumlichen Isolierung der Quellbäche auf die Fauna untersucht werden.
Es konnten mehrere typischer Vertreter von temporären, karbonatreichen Fließgewässern sowie einiger quelltypischer Arten nachgewiesen werden. In seiner Artenzusammensetzung ist dieser regionale Bachtyp somit deutlich von den permanenten und auch den temporären Bächen der Paderborner Hochfläche zu trennen. Die Auswirkung der besonderen hydrographischen Bedingungen zeigte sich ebenfalls in der faunistischen Zusammensetzung der untersuchten Standorte.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Im Rahmen zweier Examensarbeiten und weitergehender Untersuchungen wurden seit 2001 und 2002 im Süden der Paderborner Hochfläche 9 Quellen und Quellbäche an 13 Probestellen untersucht (Abb. 1). Alle Standorte sind in einem naturnahem Zustand in Laubwald gelegen. Das meist grob schotterige Substrat ist durch einen hohen Anteil an Falllaub und Totholz, teils auch durch feinkörnige, lehmige Substrate geprägt. An 6 Bächen (QB4 bis QB9) sind starke Versinterungen anzutreffen, die teils mehreren Dezimeter hohen Terrassen ausbilden. Alle Gewässer sind mindestens zeitweise durch die trocknen Unterläufe räumlich isoliert, QB1, QB6, QB7 und QB9 sind sogar dauerhaft vom übrigen Gewässersystem abgeschnitten.
Es wurden alle vorhandenen Substrate an den Probeabschnitten (10 bis 20 m) an 2 bis 3 Terminen halbquantitativ mit einem Handnetz beprobt (gezieltes Absammeln und Kicksampling) und im Labor ausgesucht. Zudem wurde im Jahresverlauf der Abfluss sowie die räumliche Fließstrecke der Untersuchungsgewässer regelmäßig gemessen.

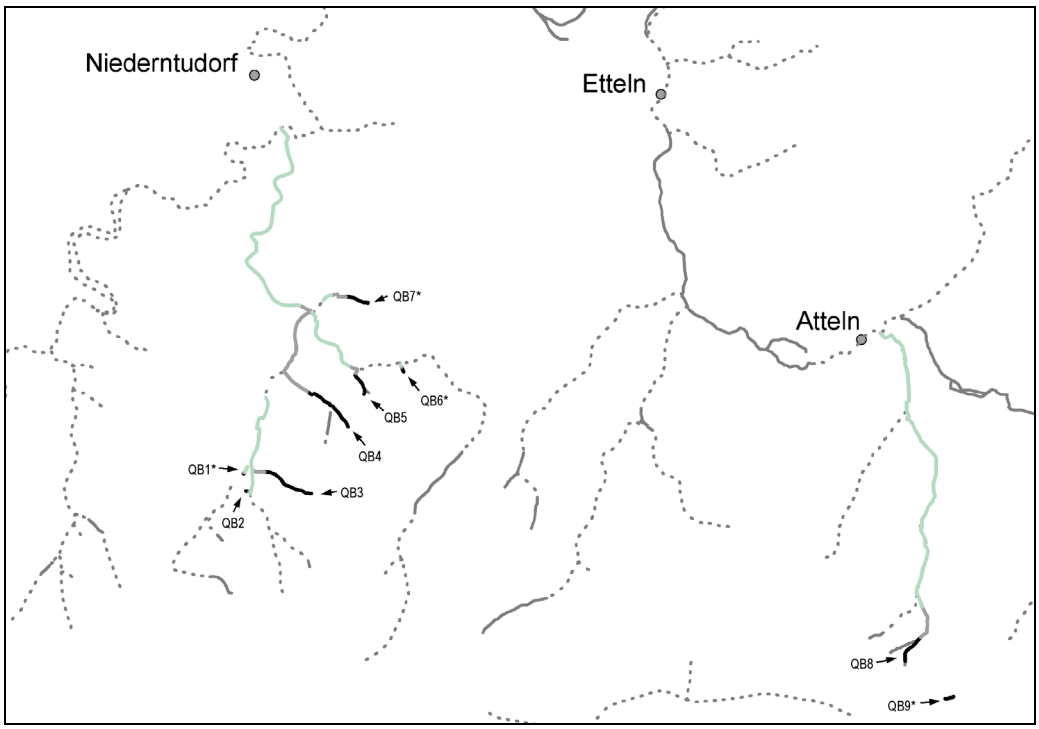


Abb. 1: Das temporäre Fließgewässernetz und Lage der untersuchten Quellbäche (QB1 bis QB9) auf der Paderborner Hochfläche (NRW) und ihre hydrographische Längszonierung (*: Quellbach ständig räumlich isoliert; schwarz: minimale permanente Fließstrecke, grau: mittlere temporäre Fließstrecke [Median aus 15 Messungen], hellgrau: maximale temporäre Fließstrecke)

Ergebnisse und Diskussion

An den 9 untersuchten Quellbächen konnten insgesamt 119 Taxa nachgewiesen werden, die mittleren Taxazahlen unterschieden sich aber nicht wesentlich. Auch die mittlere Taxazahlen der verschiedenen taxonomischen Gruppen zeigten keine besonderen Unterschiede an den verschiedenen Probestellen (Abb. 2).

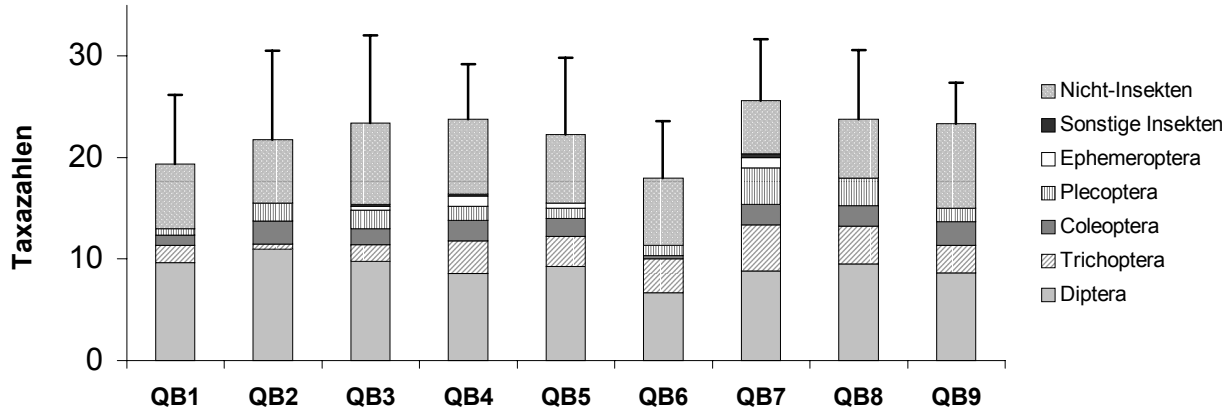


Abb.2: Mittlere Taxazahlen der einzelnen taxonomischen Gruppen und Standardabweichung der mittleren Gesamttaxazahlen an den untersuchten Quellbächen.

Bei einigen Bächen traten häufig *Amphinemura sulcicollis, Habrophlebia fusca* sowie *Centroptilum luteolum* hinzu, die ebenfalls auf das temporäre Abflussregime hinweisen. Die zeitweilige Niedrigwassersituation der Quellen und Quellbäche zeigte durch die vielen typischen Arten temporärer Gewässer eine deutliche Auswirkung auf die Artenzusammensetzung. Hierbei sind vermutlich die

extremen sommerlichen Situationen, die regelmäßig in trockenen Jahren anzutreffen sind, maßgeblich. In Sobald Kalktuff-Ablagerungen in Erscheinung treten ist *Tinodes unicolor* als Charakterart der Karbonatbäche, bzw. der Kalksinterbäche zahlreich vertreten (Alecke 1996, Haase 1996, LUA 2000). In Quellnähe sind zusätzlich *Pisidium personatum, Salamandra salamandra,* vereinzelt auch *Philopotamus variegatus, Wormaldia occipitalis, Beraea pullata* und *Crunoecia irrorata* anzutreffen. Die Bäche sind daher ebenfalls von einer typischen Quellfauna geprägt.

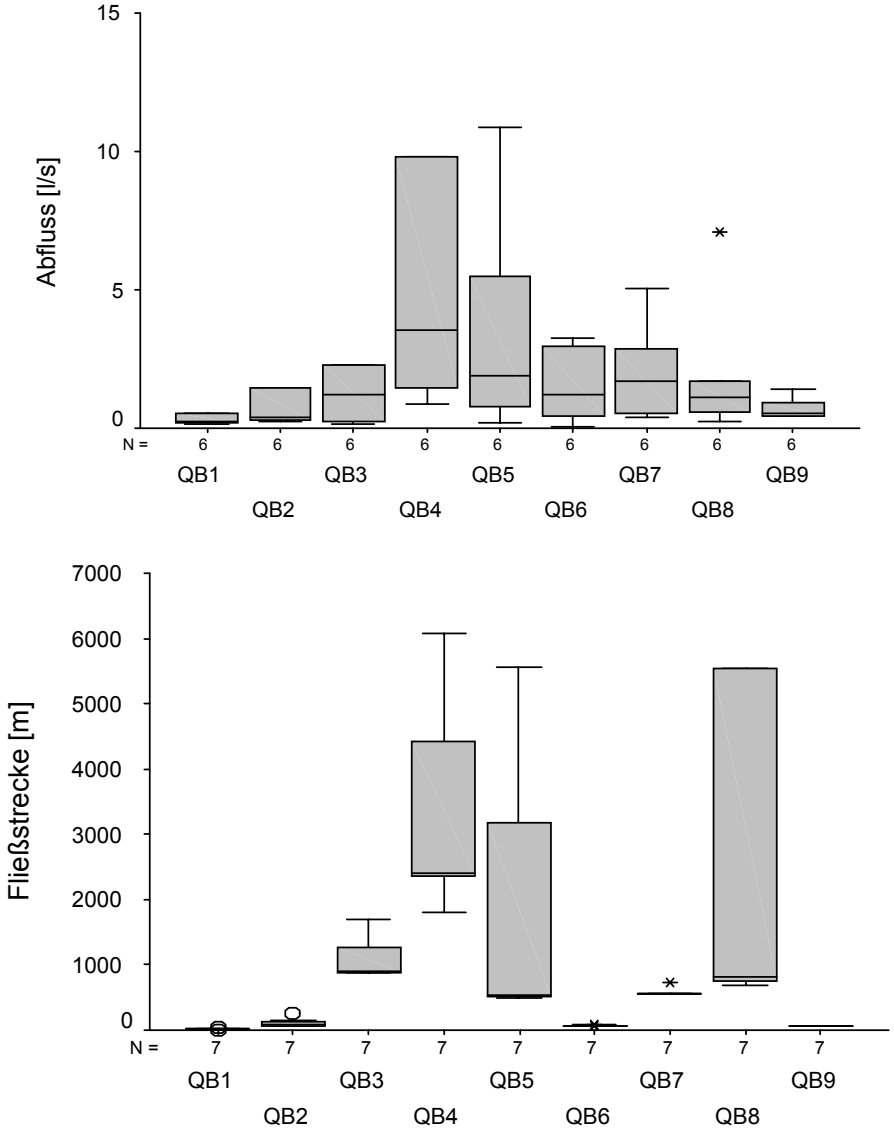


Abb. 3: Das räumlich-zeitliche Abflussverhalten (Abflüsse und Fließstrecken) der Quellbäche während des Untersuchungszeitraumes.

Das unterschiedliche Abflussverhalten an den Quellbächen zeigte sich im Untersuchungszeitrum deutlich hinsichtlich der Extremwerte und der Variabilität der Abflüsse (Abb. 3). Auswirkungen auf die Fauna konnten aber nicht nachgewiesen werden (Abb. 4).

Insbesondere für die niedrigste erfasste Abflusssituation (NQ) während des Untersuchungszeitraumes war eine deutliche Auswirkung auf die EPT-Fauna angenommen, da hier einige Arten bei extremen Situationen ausfallen. So sind an manchen sommertrockenen Karstbächen der Paderborner Hochfläche keine Eintagsfliegen anzutreffen (Meyer & Meyer 2000). Allerdings waren während der Untersuchungszeit im Sommer 2002 ungewöhnlich viele Niederschläge zu verzeichnen, so dass die für andere Jahre typische langanhaltende Niedrigwassersituation in diesem Jahr nicht erfasst werden

konnte. Im September 2001 konnte beispielsweise im Rahmen einer Lehrveranstaltung unseres Institutes an QB3 ein Abfluss von 0,45 l/min gemessen werden. In 2002 war hier der niedrigste Abfluss 0,15 l/s, also um ein vielfaches höher.

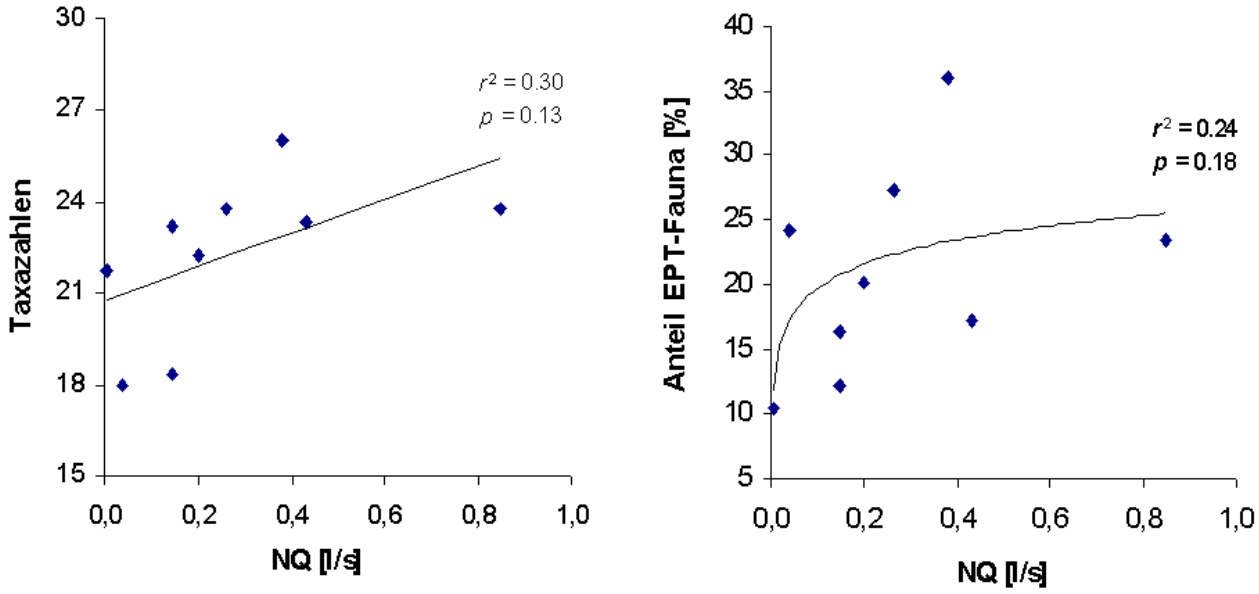


Abb. 4: Auswirkung der niedrigsten Abflusssituation (NQ) während des Untersuchungszeitraumes auf die nachgewiesenen Taxazahlen, bzw. Anteil der EPT-Fauna an der Artengemeinschaft an den Quellbächen.

Die unterschiedliche Variabilität der durchflossenen Strecke der Quellbäche wird ebenfalls in Abb. 3 deutlich. Während einige Bäche im Laufe des Untersuchungszeitraumes je nach mittel- und kurzfristigen Niederschlagsereignissen deutlich in der Länge der Fließstrecke variieren, sind einige sehr konstant und auf eine sehr geringe Strecke von teils wenigen Metern beschränkt. Diese unterschiedliche zeitweilige längszonale Isolierung der Quellbäche wirkte sich erwartungsgemäß signifikant auf die Taxazahlen der untersuchten Gewässer aus (Abb. 5).

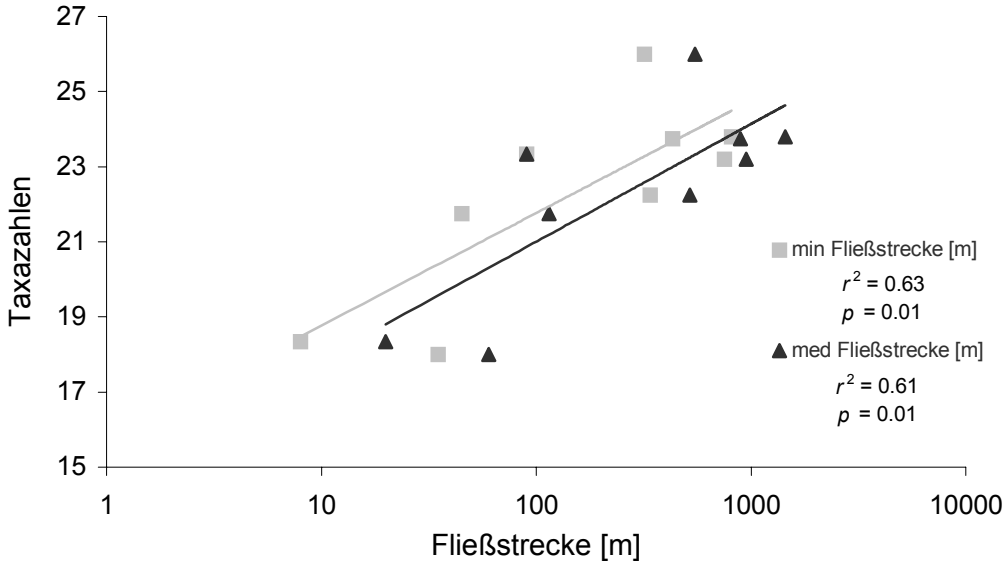


Abb. 5: Korrelation zwischen den nachgewiesenen Taxazahlen und der minimalen sowie der medianen Fließstrecke der untersuchten Quellbäche.

Sowohl mit steigender minimaler als auch medianer Fließstrecke während des Untersuchungszeitraumes waren zunehmende mittlere Taxazahlen nachgewiesen werden. Die dauerhafte Isolierung

der Quellbäche QB1, QB6, QB7 und QB9 wiederum hatte weder auf die Artenzusammensetzung noch auf die Gesamttaxazahlen oder die einzelner Tiergruppen signifikante Effekte. So war erwartet worden, dass beispielweise das Auftreten nicht-flugfähigen Tiergruppen durch die dauerhafte Isolierung der Gewässer Unterschiede zeigt (Schellenberg et al. 1994).

Zusammenfassung:

- Das Abflussverhalten ist geprägt durch einen entweder zeitweise oder sogar dauerhaft räumlich isolierte Fließstrecke sowie einen zeitweise extremem Niedrigwasserabfluss über die gesamte noch verbleibende Fließstrecke.
- Die Artengemeinschaft der untersuchten Quellen und Quellbäche ist geprägt durch Arten, die an die sommerliche Niedrigwassersituation angepasst sind, bzw. diese problemlos tolerieren. Hinzu kommen einige typische Quellarten und mit *Tinodes unicolor* eine Charakterart der Karbonatbäche, die stark an das Vorhandensein von Sinterbildungen gebunden ist.
- Die unterschiedlich langen, durch die temporären Abschnitte des Gewässersystems großteils des Jahres, bzw. teils dauerhaft isolierten Fließstrecken zeigen signifikante Unterschiede in der faunistischen Besiedlung. Mit zunehmender Fließstrecke steigt erwartungsgemäß die Taxazahlen an.
- Die vermutete Auswirkung der unterschiedlichen extremen Niedrigwassersituationen auf die Fauna konnte nicht bestätigt werden. Hierzu müsste vermutlich die Abflusssituation eines extrem trockenen Sommers für die Charakterisierung der Bäche herangezogen werden, um zu prüfen, ob solche Extremjahre sich auch langfristig auf die Fauna auswirken.

Literatur:

Alecke, C. (1998): Ökologie und Habitatbindung von *Tinodes unicolor* und *T. pallidulus* (Trichoptera; Insekta). Ein Beitrag zur Typisierung und Bewertung von Tieflandbächen. Dissertation, Universität Münster (Westfalen).

Baskan, M.E. (1970): Hydrogeologische Verhältnisse am Südostrand des Münsterschen Kreidebeckens und im Eggegebirge unter besonderer Berücksichtigung der Karsthydrologie. Fortschritte in der Geolologie von Rheinland und Westfalen 17: 537-567.

Bohle, H.W. (2000): Anpassungsstrategien ausgewählter Organismen an temporäre Wasserführung – Insekten periodischer Fließgewässer Mitteleuropas. In: Natur- und Umweltschutz-Akademie des Landes Nordrhein-Westfalen (NUA) (Hrsg.): Gewässer ohne Wasser? Ökologie, Bewertung, Management temporärer Gewässer. NUA-Seminarbericht, Band 5. Druck- und Verlagshaus Bitter, Recklinghausen: 53-71.

Feige, W. (1991): Karstgebiete in Südostwestfalen und ihr Formenschatz. Spieker 35: 25-42.

Haase, P. (1999): Zoozönosen, Chemismus und Struktur regionaler Bachtypen im niedersächsischen und nordhessischen Bergland. Universität – Gesamthochschule Kassel (Hrsg.), Ökologie und Umweltsicherung 18/99, 157 S.

LUA (1999): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. LUA-Merkblätter Nr. 17. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen: 1-86.

LUA (2001): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Flusstypen. LUA-Merkblätter Nr. 34. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen: 1-130.

Meyer, A., & E.I. Meyer (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.

Schellenberg, T, R. Zah & E.I. Meyer (1994): Der Einfluss von Austrocknung und Niedrigwasser auf benthische Organismen, Habitatsbedingungen und Prozesse in Fliessgewässern. Literaturreview. EAWAG, Dübendorf: 1-115.

Stille, H. (1903): Geologisch-hydrologische Verhältnisse im Ursprungsgebiete der Paderquellen zu Paderborn. Abhandlungen der Königlich-Preußischen Geologischen Landesanstalt Berlin N.F. 38: 1-129, Tafel 1-6.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Genetische Isolation von *Drusus discolor* RAMBUR 1842 (Trichoptera: Limnephilidae) in montanen Mittelgebirgen Mitteleuropas – Erste Ergebnisse

Steffen Pauls*, Thorsten Lumbsch°, Peter Haase*

*Forschungsinstitut Senckenberg, Forschungsstation für Mittelgebirge, steffen.pauls@senckenberg.de
°Field Museum of Natural History, Chicago, Illinois, USA

Keywords: Populationsgenetik, *Drusus discolor*, mitochondrial COI, postglaziale Verbreitung, Phylogeographie

Einleitung

Höhere Mittelgebirge, deren Kammlagen über 800 m ü. NN hinausgehen, stellen in der Fließgewässerökologie einen Lebensraum mit besonderen Habitateigenschaften dar und weisen eine besondere und in Europa seltene Biozönose auf. Diese besteht aus weit verbreiteten Mittelgebirgsarten und Habitatspezialisten, den sogenannten montanen Arten, die nur in diesen höheren Mittelgebirgen vorkommen.
Innerhalb der höheren Mittelgebirge findet man einige dieser montanen Arten aber auch noch in ihrem niedriger gelegenen Randbereich, so z.B. *Rhithrogena hercynia*, die nicht nur in den Hochlagen des Harzes, sondern auch bei ca. 200m am Harzrand vorkommt. Dahingegen fehlt diese Art in den umliegenden Höhenzügen, deren Kammlagen unterhalb 800 m liegen, so z.B. im Solling. Andere montane Arten hingegen haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Kammlagen der höheren Mittelgebirge. Zu dieser Gruppe gehört die Köcherfliege *Drusus discolor*.
Entsprechend zeigt das Verbreitungsbild dieser montanen Arten in Mitteleuropa ein inselartiges Muster. Dieses Muster wird vor allem durch historische Ereignisse und rezent wirksame Prozesse erklärt (vgl. De Candolle 1820). Glazial bedingte Regression und Expansion des Areals wirken sich auf die Verbreitung einer Art aus (vgl. z.B. Malicky 1983, 2000). Hierbei spielen vor allem mögliche Refugialzentren in Kaltzeiten eine Rolle, da sie Ausgangspunkte für die anschließende Ausbreitung liefern. Die Ausbreitungsfähigkeit und ökologische Einnischung einer Art hingegen sind Faktoren die auch heute noch aktiv deren Verbreitung beeinflussen.
Ziel unserer Untersuchungen ist es, Hinweise auf den Einfluss des historischen Faktors auf die heutige Verbreitung von *Drusus discolor* zu bekommen. Dabei stehen zunächst zwei Fragen im Vordergrund:

1. Hat sich das inselartige Vorkommen geographisch isolierter Populationen von *Drusus discolor* genetisch manifestiert?
2. Wo liegen mögliche Refugialgebiete von *Drusus discolor*?

Material und Methoden

Mit Hilfe genetischer Marker (Sequenzen des mitochondrialen Cytochrom Oxidase I Gens) wurde untersucht, ob die einzelnen Populationen der relativ mobilen Köcherfliege *Drusus discolor* in den montanen Mittelgebirgen Mitteleuropas isoliert sind und ob sich eine mögliche Isolation genetisch manifestiert hat. Es wurden Populationen aus Rhön, Rothaargebirge, Harz, Bayerischem Wald, Böhmer Wald, Sudeten, Niederer Tatra, Voralpen und Alpen, Vogesen, Schwarzwald und Massif Central untersucht.
Die Organismen wurden zum größten Teil als Larve gesammelt. Das Material stammt aus den Jahren 1993 bis 2002 und wurde mit 70%-igem, bzw. 96%-igem Ethanol konserviert. Gesamt-DNA wurde mit DNEasy Tissue Kits (Qiagen) isoliert. Hierbei wurde das Protokoll B zur Extraktion von DNA aus Insekten verwendet. PCR Amplifikation wurde mit den Primern Jerry und Pat (beide Simon et al. 1994) durchgeführt mit einer Annealing Temperatur von 36°C. Zur PCR wurden Ready-to-go Beads der Firma Amersham benutzt. PCR Produkte wurden mit Hilfe von

Ehtidiumbromid in der Gelelektrophorese sichtbar gemacht. Erfolgreiche PCR-Produkte wurden mit QIAquick PCR Purification (Qiagen) bzw. NucleoSpin Extract (Macherey und Nagel) Kits gereinigt. Gereinigte PCR Produkte wurden von der Firma GATC GmbH Konstanz mit den PCR Primern bzw. mit dem selbstentwickelten Primer S20 (GGGAAAAAGGTTAAATTTACTCC) sequenziert.
Sequenzen wurden mit Hilfe einer analysis of molecular variance (AMOVA) anaylsiert (Excoffier et al. 1992). Hierbei wird der Anteil der Varianz innerhalb und zwischen vordefinierten geographischen Gruppen getestet.

Ergebnisse

Es wurden 101 Individuen aus 39 Populationen aus Deutschland, Frankreich, Tschechien, Österreich, Italien und der Slowakei untersucht. Der untersuchte DNA-Abschnitt war 479 Basenpaare lang. 21 Haplotypen wurden gefunden, die Variabilität zwischen den Haplotypen lag bei 0,2 bis 3,6 %.
Die Haplotypen lagen geographisch isoliert vor. Jede größere Region wies gemeinsame Haplotypen auf, die in keiner anderen Region vorkamen (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 1: Regionale Verteilung der Haplotypen von *Drusus discolor*. Haplotypen, die in verschiedenen Gebieten vorkamen, sind fett gedruckt.

Region	Haplotypen	Anzahl Populationen	Anzahl Individuen
Massif Central	A, B	2	6
Vogesen	C, D, **E**, U	4	10
Schwarzwald	**E**, F, G	3	7
Norddeutsche Mittelgebirge	**I**, J, K	4	12
Erzgebirge	H, **I**, **M**, **S**	3	8
Sudeten	L, **M**, N	10	24
Böhmisch-Bayerisches Massiv	P, **S**	3	9
Östlicher Alpenraum	O, Q, **S**	8	19
Niedere Tatra	T	2	6
Summe	21	39	101

Von den 21 Haplotypen wurden nur vier in verschiedenen Gebieten nachgewiesen: Haplotyp E in den Vogesen und im Schwarzwald; Haplotyp I in den Norddeutschen Mittelgebirgen (Rhön, Harz und Rothaargebirge) und im Erzgebirge; Haplotyp M in den Sudeten und im Erzgebirge; Haplotyp S im gesamten Bereich der Östlichen Alpen und dem Böhmisch-Bayerischen Massiv.
Für die AMOVA wurden sechs vordefinierte Gruppen untersucht. Aufgrund der geographischen Lage und dem Vorkommen gemeinsamer Haplotypen wurden hierzu Vogesen und Schwarzwald, wie auch das Böhmisch-Bayerische Massif und der östliche Alpenraum als Gruppen zusammengefasst. Das Erzgebirge wurde als Gebiet aufgelöst, da es geographisch und genetisch in die benachbarten Gebiete übergeht.
Das Ergebnis der AMOVA (s. Tabelle 2) zeigt, dass der größte Teil der Varianz zwischen den definierten Gruppen liegt. Der Anteil der Variation zwischen den Populationen innerhalb der Gruppen und innerhalb der Populationen ist nahezu gleich.

Tabelle 2: Ergebnis der AMOVA der *Drusus discolor* Populationen (Excoffier et al. 1992)

Herkunft der Varianz	Anteil genetischer Varianz [%]
Zwischen Gruppen	89,15
Zwischen Populationen innerhalb der Gruppen	5,21
Innerhalb der Populationen	5,64
Gesamt	100

Diskussion und Ausblick

Die bisherigen Ergebnisse basieren auf einem unvollständigen Datensatz, da nicht alle Gebiete, aus denen *Drusus discolor* bekannt ist, einbezogen wurden und zudem die Individuenzahl relativ gering ist. Dennoch ist es möglich, einige Aussagen über die Methode zu machen und erste Schlussfolgerungen zu ziehen.

Da mitochondriale DNA primär oder ausschließlich mütterlich vererbt wird (vgl. z.B. Avise 2000), bietet die Methode eine gute Möglichkeit die Phylogeographie der Weibchen von *Drusus discolor* zu untersuchen. Da uns bei *Drusus discolor* keine geschlechtsspezifische Aus- und Verbreitungsmechanismen bekannt sind, können wir davon ausgehen, dass die Methode das Ausbreitungsverhalten der Art erfasst. Zudem wurde gezeigt, dass der untersuchte Genabschnitt (mtCOI) ausreichend variabel ist, um genetische Differenzierungen zwischen geographisch getrennten Gebieten aufzudecken.

Für kleinräumige Betrachtungen ist das untersuchte Gen bei *Drusus discolor* allerdings zu konservativ. Es bietet keine ausreichende Auflösung um noch feinere Details genetischer Strukturierung innerhalb der Populationen erkennbar zu machen. Auch der gegenwärtige Genfluss kann nicht gemessen werden. Untersuchungen, die der Klärung dieser Fragen dienen, sollten mit variableren Genen (z.B. mitochondrial control region) oder anderen Methoden (z.B. Minisatelliten) durchgeführt werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass Isolationsphänomene zwischen den untersuchten Gebieten bestehen und genetisch manifestiert sind. Der größte Teil der Haplotypen kommt geographisch isoliert vor, mit Ausnahme des Erzgebirges: Hier konnten Haplotypen nachgewiesen werden die auch in den benachbarten Regionen (Sudeten, nördliche Mittelgebirge und Böhmisch-Bayerisches Massiv und Alpen) vorkommen. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass *Drusus discolor* aus dem Erzgebirge in die umliegenden Gebiete ausstrahlt, bzw. sich von dort ausgebreitet hat. Dies wiederum würde bedeuten, dass das Erzgebirge potentiell als Refugium diente. Es ist aber auch möglich, dass *Drusus discolor* aus den angrenzenden Gebieten in das Erzgebirge einwandert oder eingewandert ist.

Unsere Ergebnisse lassen auch vermuten, dass die Art *Drusus discolor*, die heute nur in montanen Mittelgebirgen vorkommt, über submontane Gebiete hinweg gewandert sein muss. Dies würde bedeuten, dass ihr heutiges Verbreitungsmuster nicht rein auf der historischen Verbreitung basieren würde.

Die Untersuchungen werden weitergeführt. In einem erweiterten Datensatz sollen Individuen von *Drusus discolor* aus dem gesamten Verbreitungsgebiet (vom Balkan über Mitteleuropa nach Galizien) analysiert werden. Hierzu fehlen z. Zt. noch Individuen und Daten aus dem Süden und Osten Europas. Mit einem größeren Datensatz aus dem gesamten Verbreitungsgebiet soll eine Nested Clade Analyse (Templeton 1998) helfen die Ursachen für das heutige Verbreitungsmuster aufzuklären und Refugialzentren zu charakterisieren.

Danksagung

Unser besonderer Dank gilt Regis Cereghino, Wolfram Graf, Ulrich Heckes, Daniel Hering, Monika Hess, Stefan Huck, Susanne Lohse, Anna Mutschlener, Zdenek Palice, Claudia Rawer-Jost, Imke Schmitt, Jan Spacek, Philippe Usseglio und Svetlana Zahradkova für gesammeltes Material und interessante Hinweise zur Arbeit.

Literatur

Avise,J.C. (2000) Phylogeography. The history and formation of species. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA, London, UK.

De Candolle,A.P. (1820) Geographie botanique. In: *Dictionnaires des Sciences Naturelles*, 359-422.

Excoffier,L., Smouse,P., Quattro,J. (1992) Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: Application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics,* **131**, 479-491.

Malicky,H. (1983) Chorological patterns and biome types of European Trichoptera and other freshwater insects. *Archiv für Hydrobiologie*, **96**, 223-244.

Malicky,H. (2000) Arealdynamik und Biomgrundtypen am Beispiel der Köcherfliegen (Trichoptera). *Entomologica Basiliensia*, **22**, 235-259.

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. *Annals of the Entomological Society of America*, **87**, 651-701.

Templeton,A.R. (1998) Nested clade analyses of phylogeographic data: testing hypotheses about gene flow and population history. *Molecular Ecology,* **7**, 381-397.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Beeinflusst der Ernährungszustand das Driftverhalten von Makrozoobenthosorganismen?

Carola Winkelmann, Claudia Hellmann und Jochen H. E. Koop*

Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden,
* Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz

keywords: bottom - up, top - down, *Gammarus*, *Baetis*, Drift, Glykogen, Triacylglycerid

Einleitung

Abdrift bietet Makrozoobenthosorganismen die Chance, neue Lebensräume zu erobern oder gestörte Gebiete wiederzubesiedeln. Drift birgt aber auch das Risiko in sich, in ungünstige Habitate zu gelangen oder einem erhöhten Raubdruck ausgesetzt zu sein. Unter welchen Bedingungen Drift eine „*ökologisch* sinnvolle“ Reaktion ist und durch welche Faktoren das Driftverhalten gesteuert wird, ist Gegenstand der aktuellen Forschung (z.B. Tikkanen et al., 1994; Elliott, 2002).

Das Driftverhalten von Makrozoobenthosorganismen kann durch abiotische Umweltfaktoren (z.B. *Fließgeschwindigkeit*, Lichtverhältnisse) aber auch durch biotische Faktoren (z.B. Räuberdichte) beeinflusst werden (Culp et al., 1991; Elliott, 2001). Kann Driftverhalten auch durch interne Eigenschaften der Organismen (z.B. Ernährungszustand) beeinflusst werden? Lassen sich Organismen z.B. insbesondere dann abdriften, wenn sie in ihrem bisherigen Lebensraum weniger Nahrung vorfinden als sie benötigen? Diese Fragen standen im Mittelpunkt der vorgestellten Untersuchung.

Material und Methoden

Die Untersuchung fand in den linkselbischen Bächen Gauernitz- und Tännichtgrundbach (westlich von Dresden) im Mai 2002 statt. An 3 aufeinanderfolgenden Tagen wurden in jedem Gewässer 3 Driftnetze 1 Stunde nach Sonnenauf - und Sonnenuntergang für jeweils 1 Stunde exponiert. An einem Tag wurden zusätzlich 3 Makrozoobenthosproben entnommen (surber sampler). Die Organismen (> 500µm) *der* Benthos – und Driftfänge wurden bestimmt und vermessen. Die Berechnung der Biomassen erfolgte nach Meyer (1989). Als Indikator für den Ernährungszustand der Tiere wurde die Konzentration von Triacylglyceriden (TAG) und Glykogen im Gewebe driftender und nicht driftender Gammariden und Baetiden gemessen (Bergmeyer, 1985). Dazu wurden einzelne Organismen unmittelbar nach der Probenahme bei –196°C eingefroren. Die TAG - Bestimmung erfolgte an gefriergetrockneten Organismen. Für die TAG - Bestimmung wurden die Organismen danach gefriergetrocknet. Für die Glykogenmessung wurden die Tiere unter flüssigem Stickstoff in einem Tiegel homogenisiert.

Ergebnisse

Chironomiden, Baetiden und Gammariden sind die dominierenden Gruppen in der Drift der untersuchten Gewässer (Abb.1). *Baetis* sp. und *Gammarus* sp. zeigen in der Drift höhere relative Häufigkeiten als im Benthos. Sie driften also wesentlich häufiger als andere

Makrozoobenthosorganismen. Trichopteren, Plecopteren, Dipteren (außer Chironomiden) und Mollusken driften sehr selten oder gar nicht.

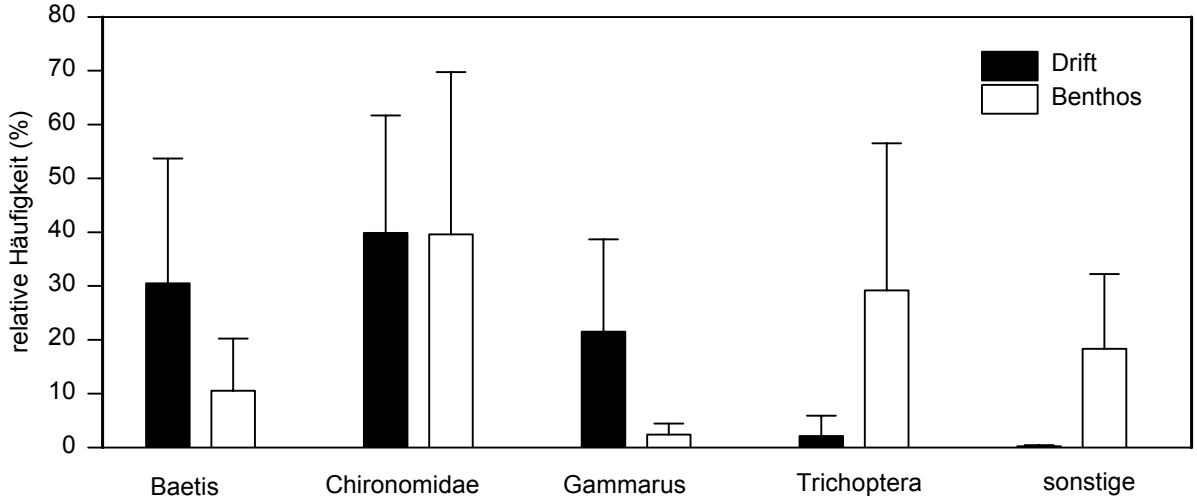


Abb. 1: relative Häufigkeiten des Auftretens verschiedener Tier-Gruppen im Benthos und in der Drift (Benthos n = 3, Drift n = 9, Mittelwerte und Standardabweichungen)

Für die Untersuchungen des Ernährungszustandes und die genauere Betrachtung des Driftverhaltens wurden beispielhaft *Baetis* sp. und *Gammarus* sp. ausgewählt. Driftende *Baetis* sp. sind mit durchschnittlich 5,6 mm signifikant größer als ihre Artgenossen, die sich zum Zeitpunkt der Probenahme an der Bachsohle aufhielten (3,1 mm, Welch-Test, $p < 0,05$, $n > 147$). Größere Baetiden driften also häufiger als kleine. Bei *Gammarus* sp. konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den mittleren Körperlängen driftender und nicht driftender Tiere festgestellt werden.

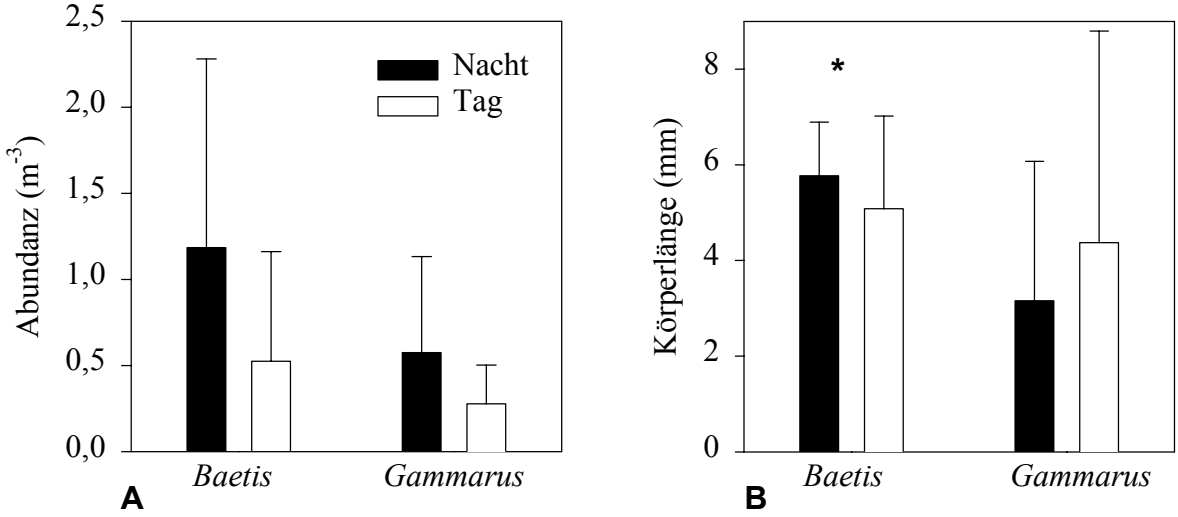


Abb. 2: Abundanzen und Körperlängen driftender *Baetis* sp. und *Gammarus* sp. eine Stunde nach Sonnenaufgang (Tag) und 1 Stunde nach Sonnenuntergang (Nacht). Mittelwerte und Standardabweichungen, Sterne markieren signifikante Unterschiede

Im Vergleich der Abundanzen und mittleren Körperlängen am Tags und in der Nacht driftender Tiere (Abb. 2) zeigt nur *Baetis* sp. einen signifikanten Unterschied bezüglich der Körperlängen (am Tag: 5,1 mm, in der Nacht: 5,8 mm, t-Test, $p = 0,012$, $n > 29$). Es ist die Tendenz zu erkennen, dass die Abundanzen der Gammariden und Baetiden nachts höher sind als am Tag (Abb. 2A).

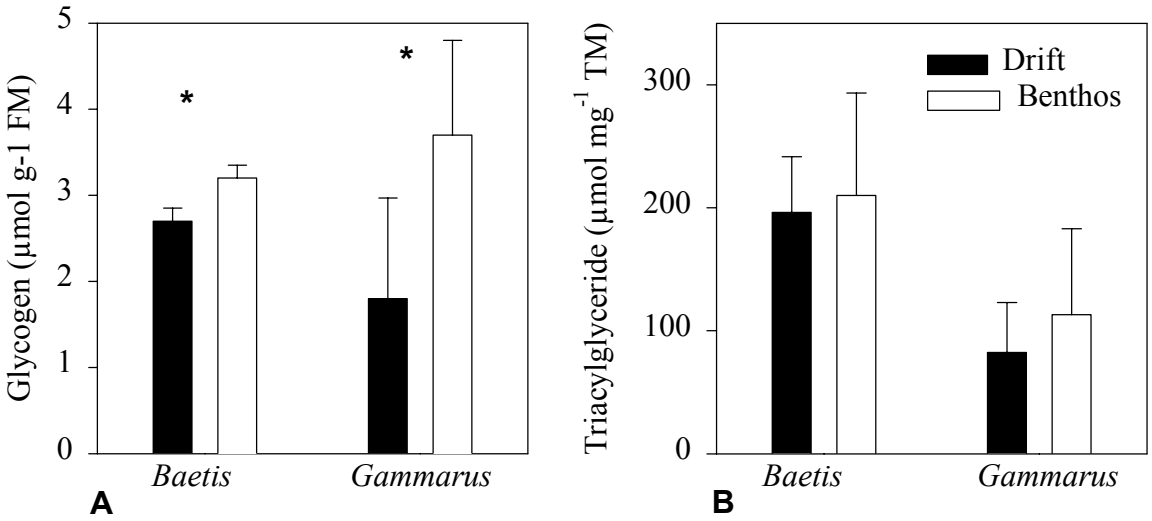


Abb. 3: Glykogengehalt (A) und Triacylglyceridgehalt (B) im Gewebe driftender und nicht driftender Baetis sp. und Gammarus sp. Mittelwerte und Standardabweichungen, Sterne markieren signifikante Unterschiede

Die Glykogengehalte im Gewebe driftender *Baetis* sp. und *Gammarus* sp. sind signifikant geringer als die nicht driftender Artgenossen (Abb. 3A, *Baetis* sp.: Drift 2,7 µmol g^{-1}, Benthos 3,2 µmol g^{-1}, t-Test, $p < 0,05$, $n > 2$, *Gammarus* sp.: Drift 1,8 µmol g^{-1}, Benthos 3,7 µmol g^{-1}, t-Test, $p < 0,01$, $n > 6$). Eine signifikante Reduktion der Fettgehalte im Gewebe driftender Tiere konnte nicht nachgewiesen werden (Abb. 3B).

Diskussion

Die Driftaktivität vieler Organismen zeigt typische tagesperiodische Schwankungen mit verstärkter Drift nachts oder in der Dämmerung (z.B. Kohler, 1985; Tikkanen et al. 1994). Es wurde längere Zeit diskutiert, ob der Eintritt in die Drift zufällig und somit aktivitätsabhängig ist oder aktiv erfolgt und somit steuerbar ist. Für *Baetis* sp. konnte nachgewiesen werden, dass der Eintritt in die Drift aktiv erfolgt (z.B.: Kohler 1985; Tikkanen et al., 1994). Für *Gammarus* sp. stellte Elliott (2002) eine starke Abhängigkeit der Drift von der Benthosdichte und Strömungsgeschwindigkeit fest, was eher für einen passiven Drifteintritt spricht.

Wenn *Baetis* sp. aktiv ihr Driftverhalten steuert, stellt sich die Frage, welche Faktoren dieses Verhalten auslösen bzw. beeinflussen. Möglicherweise ändert sich das Driftverhalten als Reaktion auf Räuber und ist somit eine Strategie zur Reduktion der räuberbedingten Mortalität. Diese Hypothese wird durch Experimente von Culp et al. (1991) und Tikkanen et al. (1994) unterstützt. Andererseits kann eine Verschlechterung der Nahrungssituation Drift auslösend wirken. Für diese bottom - up Steuerung der Drift sprechen Ergebnisse einer Studie von Kohler (1985).

Die vorliegenden Untersuchung soll klären, ob das Driftverhalten von Gammariden und Baetiden von der Nahrungssituation der einzelnen Tiere abhängig und damit bottom - up gesteuert ist.

Baetis sp. zeigt in den untersuchten Gewässern ein diurnales Driftmuster mit einer verstärkten Nachtdrift größerer Organismen. Das stützt die Hypothese der Räubervermeidung. Große Tiere sind bei einem Raubdruck durch Fische stärker gefährdet als kleinere und driften daher besonders bei Dunkelheit wenn sie durch die in den Bächen vorkommenden tagaktiven, driftfressenden Forellen nur schlecht wahrgenommen oder durch die nachtaktiven, benthivoren Quappen aufgeschreckt werden (vergl. Tikkanen et al. 1994). *Gammarus* sp. zeigt kein ausgeprägtes diurnales Driftmuster. Das spricht gegen eine top – down - Steuerung des Driftverhaltens der Gammariden.

Nahrungsressourcen sind in Fließgewässern sehr ungleichmäßig verteilt. Es wird in einer Population also immer gut und schlecht ernährte Tiere geben. Wenn der Ernährungszustand das

Driftverhalten beeinflusst, sollten schlechter ernährte Tiere häufiger driften als ihre besser genährten Artgenossen. Der mittlere Gehalt an Reservestoffen müsste dann bei driftenden Tieren geringer sein als bei Tieren, die sich zum Zeitpunkt der Probenahme am Bachgrund aufhielten. Die Unterschiede der Glykogenkonzentrationen im Gewebe driftender und nicht driftender Gammariden und Baetiden unterstützen diese Hypothese. Unterschiedliche Fettreserven bei driftenden und nicht driftenden Tieren konnten dagegen nicht nachgewiesen werden. Wenn ein Organismus weniger Nahrung aufnehmen kann als er Energie verbraucht (Nahrungsmangel), ist er gezwungen auf seine Energiereserven zurückzugreifen. Da Glykogen wesentlich schneller mobilisierbar ist als Speicherfett (Triacylglycerid), zehren die meisten Organismen zuerst ihre Glykogenreserven auf. Eine Reduktion der Glykogengehalte kann also das Ergebnis eines kurzfristigen Nahrungsmangels sein. Der Abbau der Triacylglyceride setzt bei anhaltendem Hunger erst später als längerfristige Reaktion ein (z.B. bei *Gammarus fossarum* 14 Tage nach der letzten Nahrungsaufnahme, Hervant et al., 1999). Vor diesem Hintergrund wird verständlich, warum zwar ein Unterschied in den Glykogengehalten nicht aber in den Fettgehalten zu finden war. Unsere Ergebnisse deuten daher darauf hin, dass Drift auch eine schnelle Reaktion auf einen kurzfristig auftretenden Nahrungsmangel sein kann.

Im Rahmen dieser Untersuchung kann allerdings nicht völlig ausgeschlossen werden, dass Glykogen zur Bereitstellung der für die Drift benötigten Energie (z.B. für Schwimmaktivitäten) abgebaut wird. Es ist aber sehr wahrscheinlich, dass die Tiere während der Drift kaum Energie verbrauchen, da sie sich praktisch bewegungslos von der Strömung tragen lassen. Auch besteht die Möglichkeit eines Energieverbrauchs in Folge von Fluchtversuchen aus dem Driftnetz während der Expositionszeit (1 Stunde). Sollte das für den festgestellten Glykogenabbau verantwortlich sein, müssten Abbauraten von mindestens 40-50 µmol g^{-1} d^{-1} erreicht werden. Unter Laborbedingungen wurden für *Gammarus fossarum* aber nur eine maximale Glykogenabbaurate von 1,6 µmol g^{-1} d^{-1} gemessen (Hervant et al., 1999). Für Baetiden liegen leider keine Vergleichswerte vor. Der enorme Unterscheid der Abbauraten lässt allerdings einen Glykogenabbau während der Expositionszeit in den Driftfallen als sehr unwahrscheinlich erscheinen. Die Ergebnisse der vorliegende Untersuchung unterstützen die Hypothese, dass der Ernährungszustand eine Ursache für die Drift von Makrozoobenthosorganismen sein kann

Gammariden und Baetiden mit geringen Energiereserven driften häufiger als ihre Artgenossen mit größeren Energiereserven. Nahrungsmangel wäre damit ein wichtiger Drift auslösender Faktor, der zusätzlich zu einer top – down Steuerung durch vertebrate Räuber (wie bei *Baetis* sp.) aber auch unabhängig (wie bei *Gammarus* sp.) wirken kann.

Literatur

BERGMEYER, H.U. 1985. Methods of Encymatic Analysis, vols VI – VII. Weinheim, Basel: Verlag Chemie.

CULP, J.; GLOZIER, N.E.; SCRIMGEOUR, G.J. 1991. Reduction of predation risk under the coer of darkness: Avoidance responses of mayfly larvae to a benthic fish. Oecologie 86: 163-169

ELLIOTT, J.M. 2002. A continuous study of the total drift of freshwater shrimps, Gammarus pulex, in a small stony stream in the English Lake District. Freshwater Biology 47: 75-86

HERVANT, F.; MATHIEU, J.; BARRE, H. 1999. Comparative study on the metabolic responses of subterranean and surface-dwelling amohipods to long-term starvation and subsequent refeeding. Journal of Experimental Biology. 202: 3587-3595

KOHLER, S.L. 1985. Identification of stream drift mechanisms: an experimental and observational approach. Ecology 66: 1749-1761

MEYER, E. 1989. The relationship between bodylength parameters and dry mass in running water invertebrates. Arch. Hydrobiol. 117: 191-203

TIKKANEN, P.; MUOTKA, T.; HUHTA, A. 1994. Predator detection and avoidance by lotic mayfly nymphs of different size. Oecologia 99:252-259

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Situation des Edelkrebses *(Astacus astacus L.)* sowie weiterer Flusskrebsarten in Niedersachsen

Blanke, Dietrich[1] & Holger Schulz[2]

[1]Auf der Lieth 2, D-31073 Delligsen, blanke.dom@t-online.de
[2]Zoologisches Institut, TU Braunschweig, Fasanenstr. 3, D-38092 Braunschweig

Einleitung

Der Edelkrebs *(Astacus astacus)* war noch bis vor 150 Jahren ein häufiger Bestandteil der Süßwasserfauna Mitteleuropas: *„... und der Flusskrebs zählte deshalb zu den gewöhnlichsten Vertretern der heimischen Tierwelt, der jedem Dorfbuben wohlbekannt war und trotz der eifrigen Verfolgung gar nicht ausrottbar erschien."* (FLOERICKE 1915).
Als Speisekrebs wurde er tonnenweise quer durch Mitteleuropa transportiert. Durch die seit 1860 in Europa auftretende Krebspest, ausgelöst durch einen aus Nordamerika eingeschleppten Fadenpilz (*Aphanomyces astaci*), brachen die einst großen Bestände drastisch zusammen. Die einzige in Niedersachsen heimische Flusskrebsart gilt als vom Aussterben bedroht (GAUMERT & KÄMMEREIT 1993). Daneben sind Vorkommen von mindestens drei gebietsfremden Flusskrebsarten für Niedersachsen bekannt (s. BLANKE 1998). Für zwei weitere aus Nordamerika stammende Arten bestehen erste Hinweise auf Freilandvorkommen.

Edelkrebs, Europäischer Flusskrebs, „Flusskrebs" *(Astacus astacus L.)*

Vorkommen in Niedersachsen: *Historisch* stellte der Edelkrebs eine in weiten Teilen Niedersachsens häufige Art dar mit Verbreitungslücken in Hochmoorgewässern, Tidegewässern, schotterführenden Wildbächen, stark verschlammten Gewässern sowie in sommerkalten Gewässern unter ca. 15°C. *Aktuell* finden sich nennenswerte Vorkommen nur noch im Harz und hier beschränkt auf Stillgewässer. Individuenschwache Reliktvorkommen existieren im Weser- und Leinebergland sowie evtl. noch zwischen Aller und Elbe. Weitere Vorkommen dürften auf jüngeren Besatzmaßnahmen mit Tieren meist unbekannter Herkunft beruhen.
Bevorzugte Gewässer: *Ursprünglich* bevorzugte Gewässer waren Flüsse (Name!), größere, sommerwarme Bäche und Seen. *Heute* stellen Bodenabbaugewässer, Rückhaltebecken, Teiche unterschiedlicher Prägung sowie isolierte Bachoberläufe letzte Rückzugsbereiche dar.
Die oft vertretene Ansicht, der Edelkrebs benötige „kühle, klare und saubere Bachoberläufe" trifft *nicht* zu. Restbestände in solchen Bachoberläufen erklären sich als nicht erreichte Überbleibsel nach Durchzug *gewässeraufwärts* schreitender Krebspestzüge. Diese Populationen befinden sich bezogen auf die notwendige sommerliche Mindesterwärmung in aller Regel nur noch im suboptimalen Bereich.
Krebspest und interspezifische Konkurrenz: Krebspest führt zum Totalausfall. Gegenüber anderen Flusskrebsarten ist der Edelkrebs relativ konkurrenzschwach.
Entwicklungstendenzen: Insgesamt ist die Art weiterhin rückläufig. Andererseits bestehen gute Chancen zur Neubegründung von Beständen in isolierten Gewässern.

Kamberkrebs, „Amerikanischer“ Flusskrebs *(Orconectes limosus RAF.)*

Da es in Nord- und Mittelamerika mehrere Hundert (!) Flusskrebsarten gibt, sollte der Begriff „Amerikanischer“ Flusskrebs nicht mehr verwendet werden. Selbst in Europa kommen inzwischen mehrere Arten „amerikanischer“ Flusskrebse freilebend vor.
Herkunft: Nordosten der USA, 1880 nach Europa eingeführt.
Vorkommen in Niedersachsen: Niedersachsen wurde ab etwa 1940 von Osten über den Mittellandkanal besiedelt. Begünstigt durch Zweigkanäle und zusätzliches Aussetzen erfolgte eine rasche Ausdehnung über weite Teile Niedersachsens. Im norddeutschen Tiefland sind nahezu alle größeren Gewässer durchgängig besiedelt. In Südniedersachsen existieren inzwischen erste Vorkommen. Heute ist der Kamberkrebs der mit Abstand häufigste Flusskrebs in Niedersachsen.
Bevorzugte Gewässer: Größere, eutrophe Gewässer werden bevorzugt. Es gibt einen weiten Überschneidungsbereich mit dem Edelkrebs, wobei eine erheblich höhere Toleranz gegenüber ungünstigen Lebensbedingungen besteht.
Krebspest und interspezifische Konkurrenz: Diese Art kann, wie auch andere aus Amerika stammende Flusskrebsarten, potenziell als Krebspestüberträger fungieren, ohne selbst daran zu erkranken. Beim Aufeinandertreffen von Kamberkrebs und Edelkrebs erfolgt daher entweder ein schlagartiges Erlöschen des Edelkrebsbestandes (Krebspestübertragung) oder ein allmähliches Verdrängen (krebspestfreie, aber konkurrenzüberlegene Kamberkrebse).
Entwicklungstendenzen: Der Kamberkrebs hat in Niedersachsen seine maximale Ausdehnung noch nicht erreicht. So ist z.B. künftig mit einer durchgängigen Besiedlung der Weser sowie der Leine zu rechnen. Auch einige der größeren Nebengewässer dürften als Folge besiedelt werden.

Signalkrebs *(Pacifastacus leniusculus DANA)*

Herkunft: Pazifikküste Nordamerikas. In den 1960´er Jahren erfolgte der Import nach Schweden, ab ca. 1970 die Einfuhr nach Mitteleuropa.
Vorkommen in Niedersachsen: Weit verstreute Einzelvorkommen, überwiegend in Teichen. Einige Fließgewässervorkommen existieren seit Jahrzehnten in Bachoberläufen (ca. zu Beginn der 1970´er Jahre begründet).
Bevorzugte Gewässer: Besiedelt ähnliche Gewässer wie der Edelkrebs, dabei aber toleranter gegenüber Eutrophierung und höheren Temperaturen. Bezüglich niedriger Temperaturen dringt der Signalkrebs ebenso weit in Oberläufe vor wie der Edelkrebs.
Krebspest und interspezifische Konkurrenz: Potenzieller Krebspestüberträger. Aus Niedersachsen sind mehrere Fälle bekannt, wo eine Koexistenz nicht zur Übertragung der Krebspest auf Edelkrebse führte, wohl aber eine allmähliche Verdrängung des Edelkrebses stattfand. Nach SMIETANA (2002, mdl.) unterlag in einem polnischen See der Signalkrebs dem Kamberkrebs, fand seine Nische aber in den kühleren Seezuflüssen.
Entwicklungstendenzen: Eine Ausbreitung in die größeren Flüsse wird aufgrund der vorhandenen Kamberkrebs-Bestände nicht erwartet. Regional ist aber die Besiedlung von Ober- und Mittelläufen möglich.

Galizier, Europäischer Sumpfkrebs *(Astacus leptodactylus L.)*

Herkunft: Ost- und Südosteuropa. Seine Verbreitung schließt sich östlich an den Edelkrebs an. Bis vor kurzem bedeutsame Art im Speisekrebshandel.

Vorkommen in Niedersachsen: Es existieren wenige, weit verstreute Vorkommen (einige Rückhaltebecken, Bodenabbaugewässer sowie ein kleiner Bach). Die Bestände wurden durch Tiere aus dem Speisekrebshandel („Europäische Flusskrebse“) begründet.
Bevorzugte Gewässer: Vergleichbar dem Edelkrebs, mit größerer Toleranz gegenüber höheren sommerlichen Temperaturen sowie Verschlammung.
Krebspest und interspezifische Konkurrenz: Totalausfall durch Krebspest. Einige Beispiele für die Verdrängung von Edelkrebsbeständen sind bekannt.
Entwicklungstendenzen: Mit weiterer Ausbreitung ist kaum zu rechnen. Dennoch führt der Besatz mit Galiziern zum Verlust potenzieller Edelkrebsgewässer.

Roter Amerikanischer Sumpfkrebs *(Procambarus clarkii GIRARD)*

Ursprüngliche Herkunft: Südosten der USA, um 1970 nach Spanien importiert. Weltweit die bedeutsamste Art im Speisekrebshandel.
Vorkommen in Niedersachsen: In Mitteleuropa gibt es inzwischen erste winterfeste Bestände (u.a. im oberen Einzugsgebiet der Ems in Nordrhein-Westfalen in unmittelbarer Nachbarschaft zu Niedersachsen). Einen Hinweis auf ein niedersächsisches Vorkommen gibt es für ein Bodenabbaugewässer nahe Oldenburg. Durch Zoohandel und Gartenteichcenter erfährt diese Art eine weite Verbreitung.
Bevorzugte Gewässer: Wärmere, eutrophe Gewässer. Sehr widerstandsfähig und wanderfreudig.
Krebspest und interspezifische Konkurrenz: Potenzieller Krebspestüberträger. Sein interspezifisches Konkurrenzverhalten ist unter den mitteleuropäischen Klimaverhältnissen schwer einzuschätzen.
Entwicklungstendenzen: Insbesondere im Bereich größerer Städte ist mit ersten Vorkommen zu rechnen.

Marmorkrebs (*Procambarus sp.*)

Ab 1990 tauchte diese Art zunehmend im Zoohandel auf. Einfache Haltung und problemlose Vermehrung mit zahlreicher Nachkommenschaft förderten die schnelle Verbreitung unter Aquarianern, von denen er auch seinen deutschen Namen erhielt.
Herkunft: Unbekannt, im Südosten der USA gibt es sehr ähnlich aussehende Arten der Gattung *Procambarus*. Vermutlich gelangte er von hier über Zierfischimporte nach Europa.
Vorkommen in Niedersachsen: Es gibt einen ersten Hinweis auf ein Vorkommen im Leinebergland zwischen Alfeld/L. und Kreiensen in einem Bodenabbaugewässer
Bevorzugte Gewässer: Anspruchslose und eher wärmeliebende Art, die sich in Gartenteichen aber über mehrere Jahre als winterfest und reproduktiv erwies.
Krebspest und interspezifische Konkurrenz: Potenzieller Krebspestüberträger. Die besondere Art der Vermehrung dürfte einen wichtigen Konkurrenzvorteil darstellen.
Entwicklungstendenzen: Durch die weite Verbreitung unter Aquarianern und die oft unerwünschte, reichliche Vermehrung ist v.a. im Nahbereich von Ballungsräumen mit Vorkommen zu rechnen.
Anmerkungen: Der Marmorkrebs stellt hinsichtlich Vermehrung und Herkunft (Art) nach wie vor ein Rätsel dar:

- es sind nur Weibchen bekannt, die Vermehrung erfolgt parthenogenetisch (bestätigt in eigener Haltung). Zur Neubesiedlung eines Gewässers genügt somit ein Individuum;
- die Herkunft der Tiere ist nach wie vor ungeklärt;

- da zur Artbestimmung die Gonopoden eines Männchens erforderlich sind, scheint die Art schier unbestimmbar (internationale Spezialisten beschränken sich bislang auf die Zuordnung zur Gattung *Procambarus*).

Fazit

In der Zukunft ist mit einem weiteren Rückgang freilebender Edelkrebspopulationen zu rechnen. Eine negative Rolle spielen dabei v.a. Arten nichteuropäischer Herkunft. Neben der eigenständigen Expansion, stellt das meist aus Unkenntnis getätigte Aussetzen von Fremdarten ein großes Problem dar. Andererseits haben in geeigneten Gewässern Neuansiedlungen von Edelkrebsen hohe Erfolgsaussichten.

Als Fazit ist für Flusskrebsarten nichteuropäischer Herkunft eine Verschärfung rechtlicher Bestimmungen hinsichtlich Aussetzen, Handel und Besitz erforderlich. Beim Edelkrebs ist dagegen die Lockerung bestehender Schutzvorschriften sinnvoll (unter Beibehaltung von Schonzeiten und –maßen), um eine Nachzucht für Wiederansiedlungen sowie eine nachhaltige Nutzung zu erleichtern bzw. zu ermöglichen. Die Aufklärung der Öffentlichkeit muss ein elementarer Bestandteil bei dem Schutz heimischer Flusskrebsbestände sein.

Literatur

* BLANKE, D. (1998): Flusskrebse in Niedersachsen. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 18(6): 146-174.

* BLANKE, D. & C. LECOUR (2001): Flusskrebse in Niedersachsen. – Broschüre, 16 S., Nieders. Landesamt f. Ökol. (Hrsg.), Hildesheim.

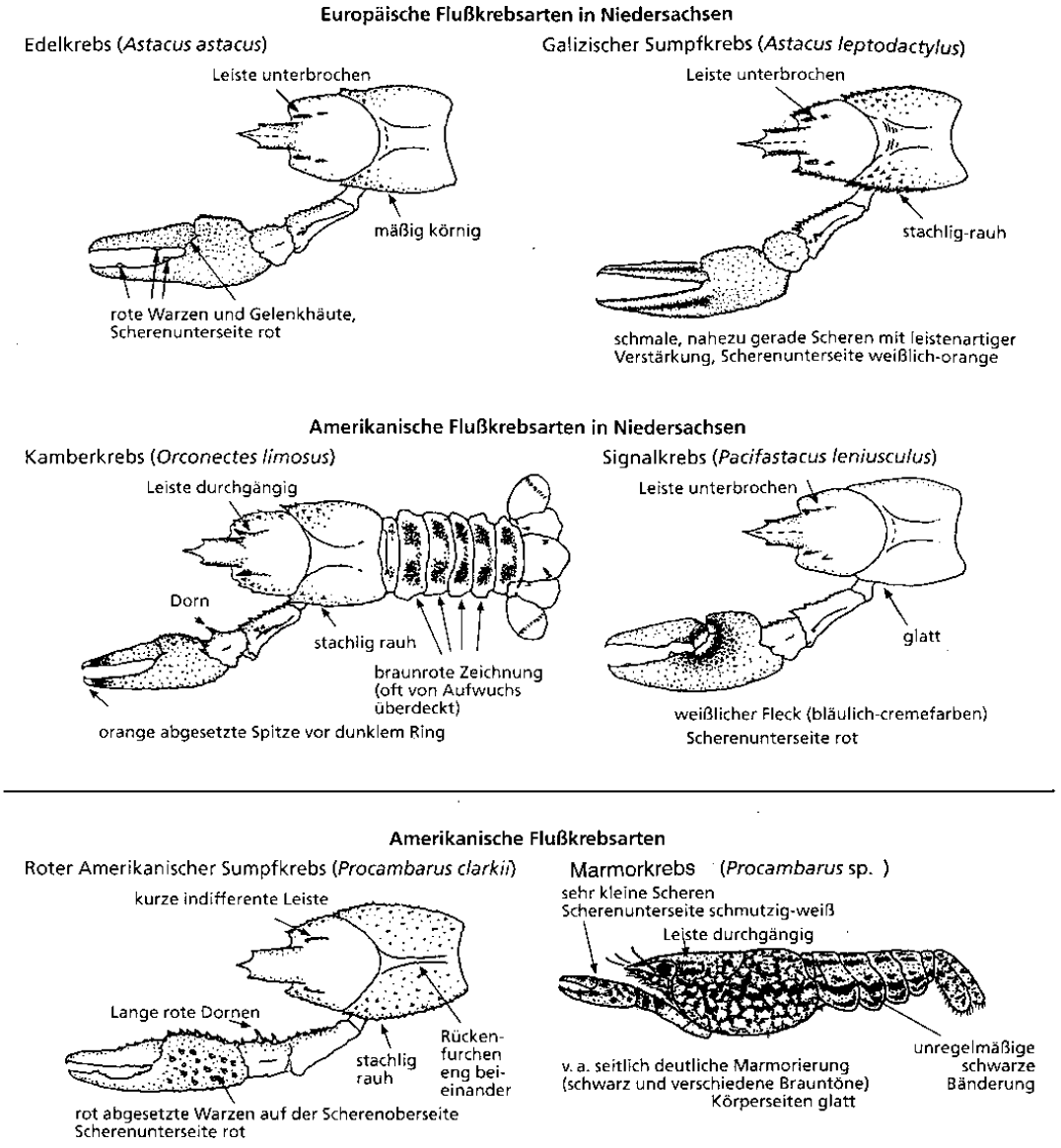
FLOERICKE, K. (1915): Gepanzerte Ritter. - Gesellschaft der Naturfreunde, Stuttgart.

GAUMERT, D. & M. KÄMMEREIT (1993): Süßwasserfische in Niedersachsen. – Nieders. Landesamt f. Ökol., Dezernat Binnenfischerei, 161 S.

* Bezug: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, PF 101062, 31110 Hildesheim

Anhang

Abb. 1: Bestimmungshilfe zur Unterscheidung der in Niedersachsen bislang nachgewiesenen und zu erwartenden Flusskrebsarten (aus BLANKE 1998)



Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Populationsökologische Untersuchungen an isolierten Edelkrebsbeständen (*Astacus astacus L.*) in Fließgewässern.

Knut Gimpel
Philipps-Universität Marburg, FB Biologie, AG Allgemeine Ökologie und Tierökologie, Karl-von-Frisch Str., 35032 Marburg , Gimpelk@mailer.uni-marburg.de

Keywords: *Astacus astacus*, Bestandssituation, Hessen, Fang-Wiederfang, Abundanz, Überlebenswahrscheinlichkeit

1. Einleitung

Noch im vorletzten Jahrhundert war der Edelkrebs (*Astacus astacus* L.) ein häufiger, weit verbreiteter Bewohner der Gewässer des Tieflands und der Mittelgebirge in Mitteleuropa. Das änderte sich jedoch mit dem Auftreten der "Krebspest" am Ende des 19. Jahrhunderts. Diese mit dem amerikanischen Besatzkrebs *Orconectes limosus* aus Nordamerika eingeführte Pilzerkrankung wird durch den Ascomyceten *Aphanomyces astaci* verursacht. Die meisten Krebspopulationen brachen innerhalb sehr kurzer Zeit zusammen. Insbesondere wasserbauliche Maßnahmen und die zunehmende Gewässerverunreinigung trugen zum Erlöschen der Bestände bei (KNUTH & MIETZ 1993; BOHL 1989). Befragungen von Fischereiberechtigten und die fischereistatistischen Erhebungen von BRAUN (1943) bestätigen die Einschätzung, daß der Edelkrebs noch in der Mitte des letzten Jahrhunderts in vielen Gewässern Hessens heimisch war. Erst der regulative Gewässerausbau im Zusammenhang mit den Flurbereinigungsmaßnahmen nach Ende des zweiten Weltkrieges und die zunehmende Eutrophierung und Verunreinigung der Gewässer in den sechziger und siebziger Jahren vernichteten offenbar die meisten überlebenden Restbestände. Hinzu kamen immer wieder auftretende Krebspestinfektionen, die regional sehr unterschiedlich zum Erlöschen der Bestände führten. Das selbe gilt wahrscheinlich für den Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*), der seinen Verbreitungsschwerpunkt in Süddeutschland hat (ALBRECHT 1983).

Übrig blieben wenige isolierte Vorkommen in den Oberläufen der Fließgewässer bzw. in isolierten Stillgewässern. Aufgrund des hohen Isolationsgrades der Krebspopulationen, ihrer meist geringen Ausdehnung und Individuenzahl, sowie der geringen Mobilität der Tiere, muß eine extreme Gefährdung der Restbestände angenommen werden. Die Restbestände werden durch die Ausbreitung der, aus Nordamerika stammenden, Flußkrebsart *Orconectes limosus* bedroht. Dieser am Ende des letzen Jahrhunderts nach Mitteleuropa eingeführte Besatzkrebs ist der entscheidende Vektor für die verheerende "Krebspest" (HOLDICH & LOWERY 1988). Seit den sechziger Jahren werden auch vereinzelt Besatzmaßnahmen mit dem ursprünglich im Westen Nordamerikas beheimateten Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) durchgeführt. Auch diese Flußkrebsart ist ein Vektor der Krebspest. Edelkrebsbestände können nur sinnvoll geschützt werden, wenn die Verbreitung der krebspestübertragenden Besatzkrebse bekannt ist.

Der Edelkrebs steht heute in Deutschland auf der Roten Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen (BINOT et al. 1998). Er ist vom "Aussterben bedroht". Nach einer Kartierung von JUNGBLUTH (1978) sind auch in Hessen die meisten Bestände erloschen bzw. stark gefährdet. Aufgrund seiner Lebensweise und Biologie (starke Substratbindung, graben von Wohnhöhlen im Gewässerufer, hohe Lebenserwartung) eignet er sich besonders gut als Indikator für intakte Gewässerstrukturen. Im Zusammenhang mit seiner Größe und Popularität kann er ein wichtiger Bestandteil im Leit- und Zielartenkonzept werden (vgl. Altmoos 1997). Aus limnologischer Sicht ist er bereits ein wichtiger Bestandteil im Indikationssystem (BRAUKMANN & PINTER 1997).

2. Material und Methode

In den Jahren 1997 bis 2001 wurden Untersuchungen zur Bestandssituation der Flußkrebse in Hessen durchgeführt. Um einen Einblick in die aktuelle Bestandssituation zu erhalten wurden Befragungen von Fischereiberechtigten, Fischereiverbänden, Forstämtern und freiberuflichen Biologen durgeführt. Grundlage für die Abschätzung der Bestandsenwicklung ist die Kurhessische Fischereistatistik von 1943 (BRAUN 1943). Als Untersuchungsgebiet wurde das Einzugsgebiet der Lahn im ehemaligen Kurhessen ausgewählt. Für Bestandserfassungen im Gelände wurden Finnische doppelkehlige Krebsreusen aus Kunststoff verwendet. Mit toten Fischen beködert ist ihre Attraktionswirkung für Flußkrebse sehr hoch und sie erlauben einen relativ sicheren Nachweis von Krebsbeständen. An 5 Populationen wurden mit Hilfe der Fang-Wiederfang-Methode (capture-recapture) Untersuchungen zur Populationssstruktur, Wiederfangwahrscheinlichkeit, Überlebenswahrscheinlichkeit und zum Ausbreitungspotential durchgeführt. Hierfür wurden die gefangenen Krebse vermessen, gewogen, mit einer Lederstanzzange am Pleon markiert und im selben Gewässerabschnitt wieder ausgesetzt. Die Auswertung der Daten erfolgte mit dem Programm Marc (Colorado State University).

3. Ergebnisse

Von 14 in der Kurhessichen Fischereistatistik (BRAUN 1943) erwähnten Edelkrebsbeständen (*Astacus astacus*) im Einzugsgebiet der Lahn im ehemaligen Kurhessen konnten aktuell nur noch 2 Populationen nachgewiesen werden. Das entspricht einem Bestandsrückgang von 86 % in den letzten 60 Jahren. Die Populationen sind extrem isoliert und räumlich auf wenige 100 Meter Uferlänge begrenzt. Im Gegenzug breitet sich in der Lahn die amerikanische Flußkrebsart *Orconectes limosus* von Süden kommend stromaufwärts immer weiter aus. Auch die amerikanische Krebsart *Pacifastacus leniusculus* (Signalkrebs) konnte im Projektgebiet nachgewiesen werden. Der Bestand geht auf eine Besatzmaßnahme zurück.

Die Edelkrebspopulationen bestehen aus nur wenigen 100 fortpflanzungsfähigen Tieren wobei jedoch teilweise sehr hohe Abundanzen von bis zu 2.2 adulten Krebsen pro Meter Bachlauf erreicht werden. Die Aktivitätsdichten sind im Längsverlauf der besiedelten Abschnitte je nach Reusenstandort sehr unterschiedlich. Eine Rangkorellation ergibt eine signifikante negative Korellation zwischen mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und Aktivitätsdichte (Spearmann-Test, zweiseitig, $r_s=-0.872$, $p<0.002$). Zonen mit hoher Strömungsgeschwindigkeit werden gemieden, Abschnitte mit niedriger Strömungsgeschwindigkeit werden bevorzugt. Die höchsten Aktivitätsdichten wurden jeweils im Spätsommer und Herbst registriert. Die Populationen besitzen nur ein geringes Ausbreitungspotential. Abbildung 1 zeigt die zurückgelegten Distanzen der individuell markierten Krebse zwischen Erstfang und Letztfang innerhalb eines Jahres. Zwischen 50- und 60 % der Tiere wurden am gleichen Reusenstandort wiedergefangen. Als maximal zurückgelegte Distanz konnte eine Wegstrecke von 150 Metern registriert werden. Die Wiederfang- und Überlebenswahrscheinlichkeiten schwanken sehr stark zwischen den einzelnen Fangperioden. (Abb. 2 und Abb. 3). Eine Fangperiode hat jeweils eine Länge von 6 Monaten. Die Wiederfangwahrscheinlichkeit liegt in der Regel zwischen 0.8 und 0.4. Für die 8. Fangperiode wurde ein sehr niedriger Wert von 0.2 ermittelt. Die Überlebenswahrscheinlichkeiten schwanken zwischen 1.0 und 0.5. Als Extremwert wurde eine Überlebenswahrscheinlichkeit von nur 0.2 errechnet. Hinsichtlich der Größenklassenstruktur der adulten Subpopulation bestehen nur geringe Unterschiede zwischen verschiedenen Beständen (Abb. 4).

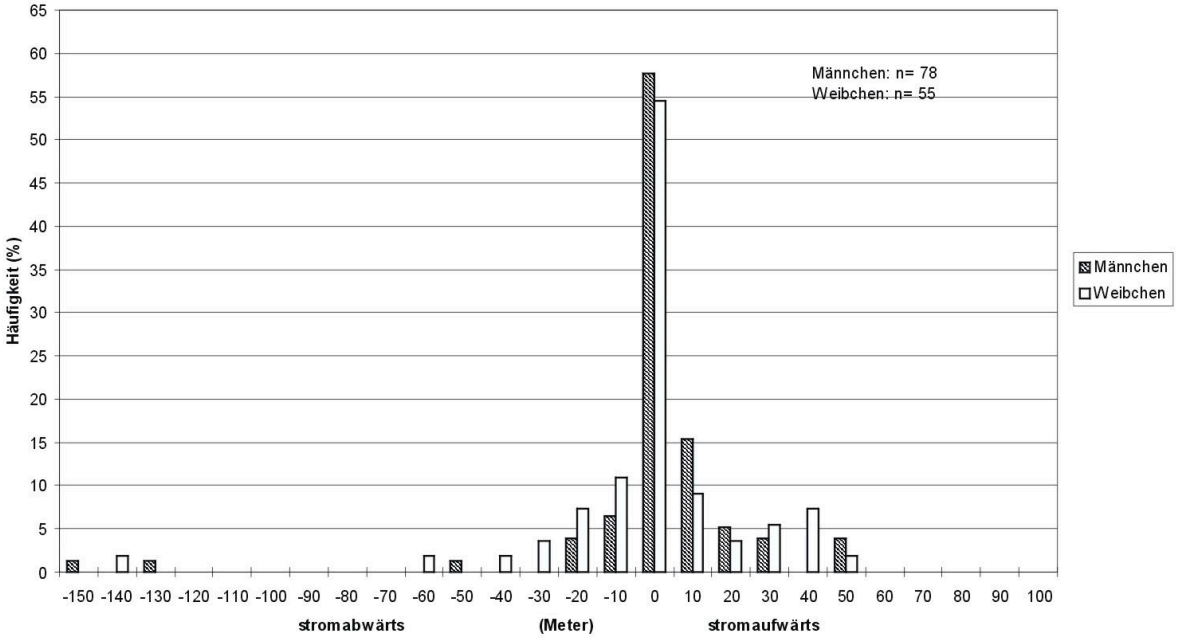


Abb.1: Räumliche Distanz zwischen Erstfang und Letztfang von adulten Edelkrebsen innerhalb eines Jahres.

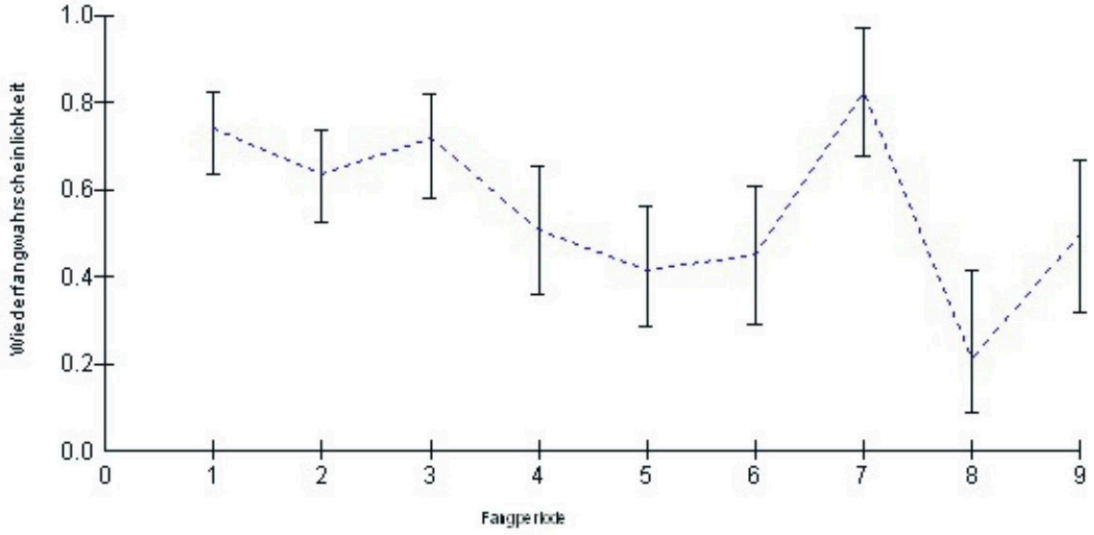


Abb.2: Wiederfangwahrscheinlichkeiten von adulten Edelkrebsen an 9 aufeinander folgenden Fangperioden bei einer Periodenlänge von 6 Monaten (CJS-Modell).

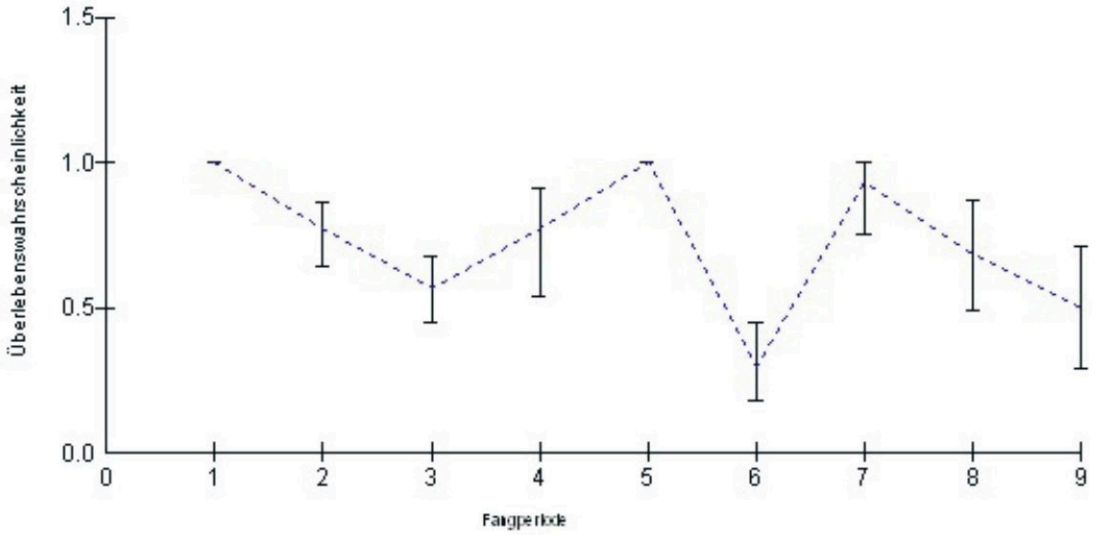


Abb.3: Überlebenswahrscheinlichkeiten von adulten Edelkrebsen zwischen 9 aufeinander folgenden Fangperioden bei einer Periodenlänge von 6 Monaten (CJS-Modell).

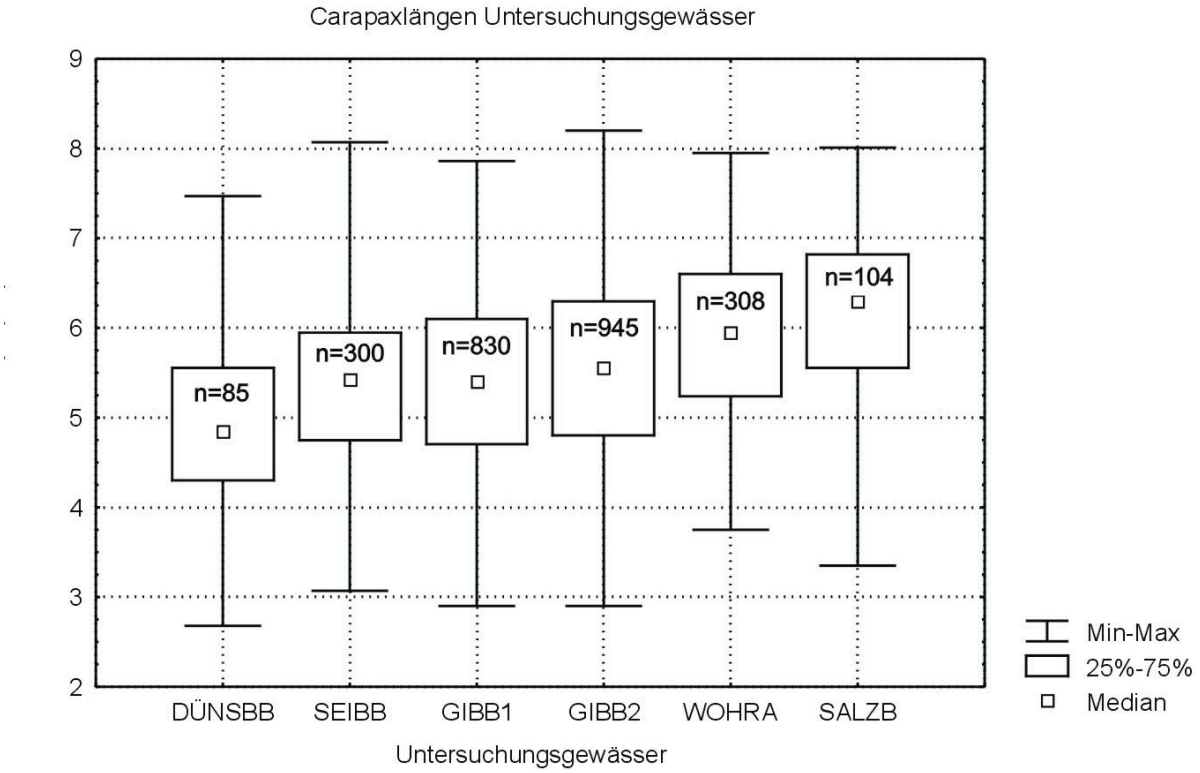


Abb.4: Größenklassenverteilung der adulten Subpopulation aus 6 verschiedenen Edelkrebsbeständen.

4. Diskussion

Die Untersuchungen zur Bestandssituation des Edelkrebses in Hessen am Beispiel des Einzugsgebietes der Lahn im ehemaligen Kurhessen bestätigen die Einschätzung, daß die autochthonen Populationen dieser Flußkrebsart in der Region weitgehend erloschen sind. Die Angaben von MEINEL (2001) konnten in diesem Zusammenhang nicht nachvollzogen werden. Da die Populationen nach den Angaben von BRAUN (1943) bereits in der Mitte des letzten Jahrhunderts voneinander isoliert waren, kann der Bestandsrückgang von 86 % nicht alleine durch die Krebspest erklärt werden. Aus seuchenepidemologischer Sicht ist eine Infektionskette über nicht von Flußkrebsen besiedelten Gewässerabschnitten unwahrscheinlich. Eine Erklärungsmöglichkeit wäre der Transport des Erregers in der Fischhaut von Besatzfischen oder Wanderfischen. Ein entsprechender Infektionsweg wurde von HALDER & AHNE (1989) nachgewiesen. Wahrscheinlich haben Gewässerausbaumaßnahmen und Schadstoffeinleitungen, insbesondere Biozide, die Bestandssituation nachhaltig beeinflußt. Ein weiterer Faktor der vermutlich zum Bestandsrückgang geführt hat ist die Aufgabe der Mühlenwirtschaft in den Oberläufen der Fließgewässer. Die strömungsberuhigten Zonen der Mühlgräben oberschlächtiger Mühlen waren wichtige Refugien für die relativ strömungsanfälligen Edelkrebse (JUNGBLUTH 1973). Das verlorene Siedlungsareal im Potamal und Hyporhithral wird zunehmend durch die amerikanische Flußkrebsart *Orconectes limosus* besiedelt. Die Art breitet sich z. B. aus dem Rhein kommend in der Lahn zunehmend stromaufwärts aus. Einzelne Metarhithralabschnitte werden aktuell durch den ebenfalls aus Nordamerika stammenden Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* besiedelt. Diese Bestände gehen auf Besatzmaßnahmen der jüngeren Zeit zurück und breiten sich zunehmend in den Oberläufen aus.

Die im Rahmen der Untersuchung ermittelten Abundanzen erscheinen zwar hoch, sind aber für intakte Bestände nicht ungewöhnlich (WESTMANN et al. 1986). Ein wichtiger Faktor für das Verteilungsmuster der Population innerhalb eines besiedelten Abschnittes ist die Strömungsgeschwindigkeit. Insbesondere eiertragende Weibchen reagieren sehr empfindlich gegenüber Strömungsgeschwindigkeiten über 0.3 m/s (BOHL 1989). Wie die Untersuchungen gezeigt haben, ist die Ausbreitungsfähigkeit der isolierten Populationen sehr gering. Unbesiedelte Abschnitte unterhalb und insbesondere oberhalb der Bestandsgrenzen konnten auch nach mehreren Jahren nicht neu besiedelt werden. Hinsichtlich der Größenklassenstruktur konnten zwischen verschiedenen Edelkrebspopulationen nur geringe Unterschiede festgestellt werden. Hierbei muß jedoch berücksichtigt werden, daß mit Reusen nur die adulte Subpopulation erfaßt wird und sie insgesamt selektiv wirken (BROWN & BREWIS 1979). Die mit der Grundform des Cormack-Jolly-Seber-Modells für geschlossene Populationen errechneten Wiederfangwahrscheinlichkeiten sind im Vergleich mit anderen Fang-Wiederfangstudien relativ hoch. Die ortstreuen Krebse können in den isolierten linearen Fließgewässern häufig wiedergefangen werden. Die ermittelten Überlebenswahrscheinlichkeiten entsprechen den Erwartungen für relativ langlebige K-Strategen. In Außnahmejahren steigt die Mortalität jedoch auf bis zu 80 % an. Als Ursachen kommen insbesondere starke Hochwasser- und Frostereignisse in Betracht. Eine entsprechende Analyse wird noch durchgeführt. Für weiterführende Betrachtungen der Populationsdynamik wird zur Zeit eine PVA (Population Viability Analysis) entwickelt. Die Untersuchungen zeigen wie wichtig Artenhilfsprogramme für den Erhalt der Edelkrebsbestände sind. Ein entprechendes Konzept wurde z. B. für den Hessischen Teil des Biosphärenreservates Rhön erarbeitet (GIMPEL & KREMER 2001).

5. Literatur

ALBRECHT, H. 1983: Besiedlungsgeschichte und ursprüngliche holozäne Verbreitung der europäischen Flußkrebse.- Spixiana 6, p 61.77.

ALTMOOS, M. 1997: Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz. Modellregion Biosphärenreservat Rhön.- HGON-Eigenverlag, Echzell, pp 235.

BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTTKE, H. 1998: Rote Listen der gefährdeten Tierarten Deutschlands.- Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.

BOHL, E. 1989: Untersuchungen an Flußkrebsbeständen.- Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, Versuchsanlage Wielenbach, pp 285.

BRAUKMANN, U. & PINTER , I. 1997: Concept for an integrated ecological evaluation of running waters.- Acta hydroch. Hydrobiol. 25, p 113-127.

BRAUN, W. 1943: Die Fischerei in Kurhessen. Eine biologisch-statistische Untersuchung.- Zeitschrift f. Fischerei u. deren Hilfswissenschaften, Band XLI, Heft 2, pp 247.

BROWN, D.J. & BOWLER, K. 1979: A critical look at trapping as a method of sampling a population of *Austropotamobius pallipes* in a marc and recapture study.- Freshwater Crayfish 4, Ed.: J.P. Laurent, Thonon-les Bains, Frankreich, p 159-163.

GIMPEL, K. & KREMER, M. 2001: Entwicklung eines Artenschutzkonzeptes für den Edelkrebs (*Astacus astacus* L.) im Hessischen Teil des Biosphärenreservates Rhön.- Jahrbuch Naturschutz in Hessen 6, Zierenberg, p 25-27.

HOLDICH, D.M. & LOWERY, R.S. 1988: Freshwater crayfish, biology, managment and exploitation.- Timber Press, Portland, USA.

JUNGBLUTH, J.H. 1973: Über die Verbreitung des Edelkrebses *Astacus astacus* L. im Vogelsberg, Oberhessen.- Philippia 2, p 38-43.

JUNGBLUTH, J..H. 1978: Fundortkataster der BRD, Teil 6: Regionalkataster des Landes Hessen, Flußkrebse von Hessen.- P. Müller, Universität Saarbrücken, p 90-104.

KNUTH, D. & MIETZ, O. 1993: Verbreitung, Gefährdung, Gewässeransprüche u. Erhaltung des Edelkrebses *Astacus astacus* L. in Brandenburg.- Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2, Podsdam, p 16-21

MEINEL (2001): Vorkommen der zehnfüßigen Krebse in Hessen.- Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Wiesbaden, pp 71.

WESTMANN, K.; SÄRKÄÄ,J.; PURSIAINEN, M. & SUMARI, O. 1986: Population structure and gut contents of the crayfish *Astacus astacus* in two finnisch fivers.- Freshwater Crayfish 6, Ed.: Per Brinck, Lund, Schweden, p 166-178.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

GIS-gestützte Bestandsanalyse von Flusskrebsen in Nordostbrandenburg und Nordwestpolen als Basis für die Ableitung von angepassten Schutzstrategien

Schulz, Holger[1], Przemysław Śmietana[2], Harald Wendt[3] & Ralf Schulz[1]

[1]Zoologisches Institut, TU Braunschweig, Fasanenstr. 3, D-38092 Braunschweig
holger.schulz@tu-bs.de
[2]Katedra Ekologii, Uniwersytét Szczeciński, ul. Waska 13, PL-71-415 Szczecin
[3]Landkreis Uckermark, Umweltamt, Karl-Marx-Str. 1, D-17291 Prenzlau

1 Einleitung

Die Region Nordostbrandenburg und Nordwestpolen beheimatet die beiden europäischen Arten Edelkrebs (*Astacus astacus* L.) und Sumpfkrebs (*Astacus leptodactylus* Esch.) (ALBRECHT 1983). Die Anzahl der Bestände ist sehr gering und die Populationen klein im Vergleich zu Verhältnissen vor Einführung der Krebspest nach Mitteleuropa um das Jahr 1880. Sie sind beschränkt auf die Oberläufe von Fließgewässern und auf isolierte Stillgewässer (STRUŻYŃSKI & ŚMIETANA 1999, SCHULZ 2000).

Ebenfalls zur Wende des 19. Jahrhunderts besetzte der Fischzüchter Max von dem Borne seine Teiche bei Berneuchen, im Zentrum des betrachteten Gebietes gelegen, mit 100 Stück des aus Nordamerika eingeführten Kamberkrebses (*Orconectes limosus* Raf.). Deren Nachkommen besiedelten in den folgenden Jahrzehnten weite Teile der Gewässerlandschaft Mitteleuropas (KULMATYCKI 1935, PIEPLOW 1938). Die Krebspest und die Ausbreitung allochthoner Arten werden als größte Bedrohungen für heimische Flusskrebse beschrieben (LAURENT 1997). Daneben wird die allgemeine Veränderung des Gewässerzustandes als weitere Ursache des immer noch fortschreitenden Rückgangs heimischer Flusskrebse angesehen (WESTMAN 1985, BLANKE 1998).

Um die verbliebenen Bestände des Edelkrebses wirkungsvoll schützen zu können, wurde Anfang 2001 das deutsch-polnische Kooperationsprojekt „Der Edelkrebs in Nordostbrandenburg und Nordwestpolen“ ins Leben gerufen. Ziel war es, auf der Basis einer grenzübergreifenden Charakterisierung von Gewässern und Flusskrebsbeständen, wissenschaftlich begründete Schutzstrategien zu entwickeln. Den Schwerpunkt erster Betrachtungen bildete die Frage nach einem möglichen Einfluss der Gewässer- und Umlandnutzung auf die Verbreitung der Flusskrebse.

2 Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet umfasst den Landkreis Uckermark in Nordostbrandenburg sowie die Regionen Szczecinskie und Koszalinskie, die in der Woiwodschaft Zachodniopomorskie (Westpommern) zusammengefasst sind, in Nordwestpolen. In diesen drei Regionen wurde jeweils eine Beispielgebiet mit einer Größe von 100 km² gewählt, nachfolgend bezeichnet als Prenzlau (A), Insko (B) und Biały Bor, das repräsentativ die Verhältnisse im Gesamtgebiet widerspiegelt. Die Untersuchung wurde auf Stillgewässer mit einer Mindestgröße von 0,5 ha beschränkt.

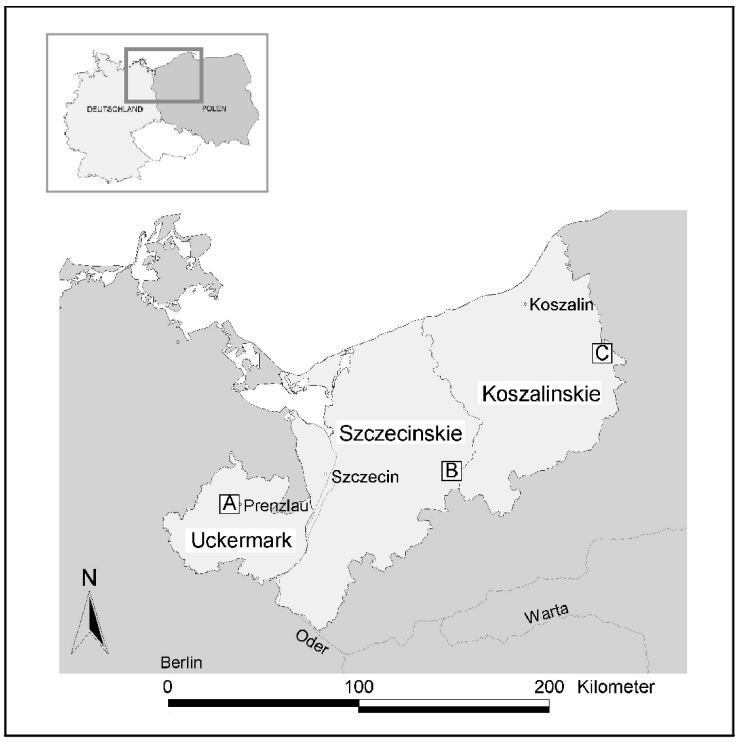


Abb. 1: Darstellung des Untersuchungsgebietes. Die Beispielgebiete sind mit den Buchstaben A, B und C gekennzechnet.

Für das Untersuchungsgebiet werden seit 1994 systematisch Bestandsdaten für Flusskrebse erhoben. Diese Daten beruhen auf Uferbegehungen während der Aktivitätsphasen von Flusskrebsen, Erkundung des Litorals mittels Tauchern sowie Reusenfängen mit beköderten Krebsreusen.

Für die Auswertung flächenbezogener Daten wurde das GIS-Programm ArcView® der Firma ESRI™ genutzt. Die Basisdaten für die Analyse wurden für die deutsche Seite vom Brandenburgischen Landesvermessungsamt (digitales Landschaftsmodell – DLM25/1) und dem Landesumweltamt Brandenburg (Biotoptypenkartierung basierend auf Luftbildaufnahmen des Jahres 1992) zur Verfügung gestellt. Für Polen wurden die Landschaftsinformationen topographischen Karten im Maßstab 1:50.000 (Stand 1975-1978) entnommen.

Um den Einfluss der Umlandnutzung auf die Gewässer abzuschätzen, wurde basierend auf Ergebnissen von LANG & HURLE (1997) ein Landstreifen von 50 m Breite um jedes Gewässer als relevanter Einflussbereich definiert und anschließend die relativen Anteile der einzelnen Nutzungsformen bestimmt. Es wurden hierbei folgende Nutzungsformen unterschieden: Siedlungsflächen, Ackerland, Wiesen / Brachen, Moore / Sümpfe, Wald / Forst, Oberflächengewässer. Darüber hinaus wurde als Maß weiterer menschlicher Einflüsse der minimale Abstand eines Gewässers zu umliegenden Siedlungsflächen bestimmt.

Um die Reaktion der vorkommenden Flusskrebsarten auf die unterschiedlichen Einflussgrößen zu beschreiben, wurde der Elektivitätsindex E verwendet (RICKLEFS 1979):
$E = (r - p) / (r + p)$ mit r = Mittelwert des Parameters für Gewässer, in denen die bestimmte Art vorkommt; p = Mittelwert dieses Parameters für alle untersuchten Gewässer.

Der Elektivitätsindex bewegt sich in einem Wertebereich von +1 bis –1. Werte von $E < 0$ deuten auf eine Meidung des betrachteten Faktors, Werte von $E > 0$ deuten auf eine Bevorzugung des Faktors.

3. Ergebnisse

Die Ergebnisse der Bestandserhebungen sind in Tab. 1 dargestellt. Die drei betrachteten Beispielgebiete wiesen 92 Stillgewässer mit einer Mindestgröße von 0,5 ha auf. Hiervon wurden 55 Gewässer auf Vorkommen von Flusskrebsen untersucht. *A. astacus* als heimische Flusskrebsart konnte in zwei der drei Gebiete mit einer Anzahl von 1 bzw. 7 Beständen nachgewiesen werden. Die amerikanische Flusskrebsart *O. limosus* war hingegen in allen Gebieten mit bis zu 10 Beständen vertreten.

Tab. 1: Flusskrebsvorkommen in den Beispielgebieten Prenzlau, Insko, Biały Bor

	Anzahl der Gewässer	Region		
		Prenzlau	Insko	Biały Bor
Astacus astacus	8	1	0	7
Orconectes limosus	23	9	10	4
Ohne Nachweis	24	11	6	7
Unbekannter Status	37	10	0	27

Wie in Tab. 2 deutlich wird, zeigen die Beispielgebiete bedeutende Unterschiede hinsichtlich ihrer Landnutzung im Einflussbereich der Oberflächengewässer. Das Gewässerumland der Regionen Prenzlau und Insko weisen im Median eine starke Prägung durch ackerbauliche Nutzung auf. In der Region Bialy Bor sind die Gewässer hingegen überwiegend durch bewaldete Flächen umgeben. Angrenzende Siedlungsflächen spielen in allen drei Regionen keine bzw. untergeordnete Rolle. Die Entfernung eines Gewässers zur nächsten Siedlung ist jedoch ein deutliches Unterscheidungskriterium zwischen den Regionen Prenzlau und Insko mit einem Abstand von 0,5 km im Median sowie der Region Bialy Bor mit einem Abstand von 1,1 km.

Tab. 2: Gewässergröße und Anteil der unterschiedenen Landnutzungsformen im Einflussbereich der Gewässer in den Beispielgebieten Prenzlau, Insko und Biały Bor angegeben als Median. A.a. = A. astacus; O.l. = O. limosus; o.N. = ohne Nachweis; tot. = alle Gewässer.

	Prenzlau				Insko				Biały Bor			
	A.a.	O.l.	o.N.	tot.	A.a.	O.l.	o.N.	tot.	A.a.	O.l.	o.N.	tot.
N	1	9	11	31	0	10	6	16	7	4	7	45
Gewässergröße [ha]	0,7	3,6	1,3	1,5	-	41,3	3,1	17,7	7,9	29,1	5,1	3,0
Abstand zur nächsten Siedlung [km]	0,9	0,4	0,5	0,5	-	0,9	0,3	0,5	0,9	1,5	0,5	1,1
Siedlungsfläche	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0
Ackerland [%]	2	29	58	29	-	18	50	25	0	13	0	0
Wiesen / Brachen [%]	98	23	2	21	-	10	15	10	0	0	0	0
Moore / Sümpfe [%]	0	1	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0
Wald / Forst [%]	0	12	0	12	-	75	10	33	95	83	70	70

Neben diesen allgemeinen Unterschieden zwischen den Regionen zeigten sich auch differierende Verbreitungsmuster der beobachteten Flusskrebsarten, diese werden in der Abb. 2 genauer betrachtet.

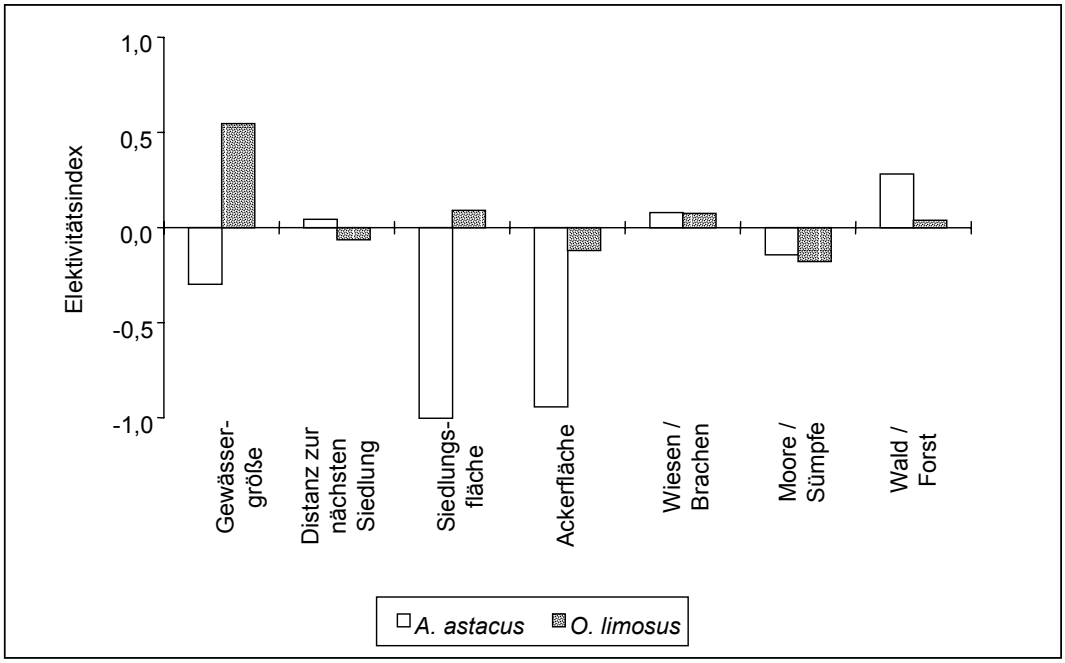


Abb. 2: Elektivitätsindex nach RICKLEFS (1979) der Arten *A. astacus* und *O. limosus* hinsichtlich der betrachteten Gewässereigenschaften und Landnutzungsformen

Der Edelkrebs wurde in Gewässern angetroffen, die sich hinsichtlich Gewässergröße, Anteil der Siedlungsfläche, Anteil des Ackerlandes sowie Anteil der Waldflächen deutlich vom Mittel der untersuchten Gewässer abheben. Im Untersuchungsgebiet besiedelten Edelkrebse kleine Gewässer ohne angrenzende Siedlungsflächen sowie einer nur geringe Beeinflussung durch landwirtschaftlich genutzte Flächen jedoch einem hohen Anteil von Waldflächen im Uferbereich. Der Kamberkrebs erwies sich gegenüber den meisten der untersuchten Faktoren als indifferent. Eine deutliche Tendenz konnte nur hinsichtlich der Gewässergröße beobachtet werden. Kamberkrebsbestände wurden demnach überwiegend in großen Gewässern nachgewiesen.

4. Diskussion

Die Situation des Edelkrebses ist für das Untersuchungsgebiet als kritisch einzuschätzen. Nur im Beispielgebiet Bialy Bor ist eine bedeutende Zahl von Reliktvorkommen anzutreffen. Hingegen ist der allochthone Kamberkrebs in allen drei Gebieten mit einer hohen Zahl von Vorkommen vertreten. Die Landnutzung zeigte deutliche Parallelen zu dem beobachteten Verbreitungsmuster der Flusskrebse. Die Studie weist auf eine hohe Empfindlichkeit des Edelkrebses gegenüber landwirtschaftlichen Einflüssen hin. Der Kamberkrebs zeigte sich hingegen toleranter gegenüber Einflüssen, die sich aus der ackerbaulichen Nutzung ergeben. Mögliche Auswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung im Gewässerumfeld können ein erhöhter Eintrag von Nährstoffen, Sediment und toxischen Substanzen sein. Folgen dieser Veränderung wurden bereits in einer Vielzahl von Studien beschrieben (COOPER 1993). Ebenso wurde auch bereits auf die starken negativen Auswirkungen einer Gewässerverunreinigung auf Flusskrebspopulationen hingewiesen (WESTMAN 1985).

Darüber hinaus konnte ein weiterer Effekt beobachtet werden, der mit den menschlichen Aktivitäten am Gewässer in Zusammenhang gebracht werden kann. Die Untersuchung zeigte ein vermehrtes Vorkommen des Kamberkrebses in großen Gewässern, wohingegen Edelkrebse nur noch in kleineren Gewässern ohne direkten Kontakt zu Siedlungsflächen angetroffen wurden. Auch in Niedersachsen (BLANKE 1998) und Bayern (BOHL 1987) werden die meisten Vorkommen heimischer Flusskrebse aus abgelegeneren,

dünner besiedelten Gebieten gemeldet. Die Ausbreitung des Kamberkrebses wurde durch passive Verbreitung (Fischernetze, Transportwasser) und aktiven Besatz in dramatischer Weise beschleunigt (BLANKE 1998). Mittlerweile sind nicht nur alle größeren Ströme Deutschlands und Polens durch Kamberkrebse besetzt, sondern auch eine Vielzahl abgeschlossener Gewässer, die Objekt von Freizeitaktivitäten oder der Berufsfischerei sind. Der Kamberkrebs und weitere aus Nordamerika eingeführte Arten führen zu einer allmählichen Verdrängung heimischer Flusskrebsbestände durch Konkurrenz oder zu einem schnellen Auslöschen des Bestandes durch die Übertragung der Krebspest. Für die immer wieder lokal aufflammende Krebspest spielt aber auch die Übertragung der Erreger durch Fischereigerät, Satzfische oder feuchter Tauch- und Badebekleidung eine wichtige Rolle (OIDTMANN & HOFFMANN 1998).

Um den Erhalt heimischer Flusskrebse sicherzustellen, hat sich der konservierende Artenschutz in Deutschland und Polen als ungenügend erwiesen (DEHUS et al. 1999, STRUŻYŃSKI & ŚMIETANA 1999). Die Kenntnis der aktuellen Bestandssituation für Flusskrebse ist in weiten Teilen Mitteleuropas lückenhaft. Dieses Wissen stellt jedoch eine unabdingbare Voraussetzung für den Schutz dar. Wie gezeigt werden konnte, reagieren Flusskrebse auf bestimmte Arten der Umlandnutzung empfindlich. Daher ist bei bekannten Vorkommen über eine angepasste Gewässer- und Umlandnutzung nachzudenken. Um die Ausbreitung allochthoner Arten einzudämmen, sind strikte Besitz- und Vermarktungsverbote ein empfehlenswerter Schritt. Darüber hinaus spielt die Aufklärungsarbeit in Angel- und Aquarianervereinen eine wichtige Rolle, um die Artenkenntnis zu verbessern und das Bewusstsein um die Gefahren zu stärken (DEHUS et al. 1999). Zuletzt erscheint es notwendig, durch Nachzucht und Wiederansiedlung heimische Flusskrebsarten zu stützen. So offenbarte eine Erhebung von SCHULZ & ŚMIETANA (2001) einen hohen Anteil von Gewässern im Landkreis Uckermark ohne Flusskrebsvorkommen. Hieraus resultiert ein Potential für Wiederansiedlungsmaßnahmen. Bei Vorhaben solcher Art sind vorhandene regionale genetische Unterschiede zu berücksichtigen, um ein hohes Maß genetischer Diversität heimischer Flusskrebsarten zu bewahren.

5. Danksagung

Wir danken der Stiftung für Bildung und Behindertenförderung, dem NaturSchutzFonds Brandenburg sowie dem MUG Brandenburg e.V. für die Unterstützung unserer Arbeit. Ebenso danken wir dem Brandenburgischen Landesvermessungsamt sowie dem Landesumweltamt für die Bereitstellung von digitalen Geländedaten.

6. Literatur

ALBRECHT, H. (1983): Besiedlungsgeschichte und ursprüngliche holozäne Verbreitung der europäischen Flusskrebse. Spixiana, 6, 61-77.

BLANKE, D. (1998): Flusskrebse (Astacidae) in Niedersachsen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 6/98, 146-174.

BOHL, E. (1987): Comparative studies on crayfish brooks in Bavaria. Freshwater Crayfish, 7, 287-293.

COOPER, C.M. (1993): Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems – a review. J. envir. Qual., 22, 402-408.

DEHUS, P., S. PHILLIPSON, E. BOHL, B. OIDTMANN, M. KELLER, S. LECHLEITER (1999): German conservation strategies for native crayfish species with regard to alien species. In: F. GHERARDI & D. HOLDICH (Ed.): Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, 149-159.

KULMATYCKI, W. (1935*): Cambarus affinis* Say. Rak amerykański, nowy mieszkaniec w d Pomorza i Wielkopolski. Przeglad Rybacki, 10-11, 1-16.
LANG, S. & K. HURLE (1997): Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch Runoff. Mitt. Biol. Bundesanstalt. Land-Forstwirtsch. Berlin-Dahlem, 330, 7-18.
LAURENT, P.J. (1997): Crayfish introductions into France and in the world, history and consequences. Bulletin Fr. Pêche Piscic., 344, 345-356.
OIDTMANN, B. & R.W. HOFFMANN (1998): Die Krebspest. In: E. EDER & W. HÖDL (Ed.): Flusskrebse Österreichs. Stapfia 58, 187-196.
PIEPLOW, U. (1938): Fischereiwissenschaftliche Monographie von *Cambarus affinis*. Zeitschrift für Fischerei, 36 (3).
RICKLEFS, R. (1979): Ecology. 2. Aufl., New York.
SCHULZ, R. (2000): Status of the noble crayfish *Astacus astacus* (L.) in Germany: Monitoring protocol and the use of RAPD markers to assess the genetic structure of populations. Bulletin Fr. Pêche Piscic., 356, 123-138.
SCHULZ, R. & P. SMIETANA (2001): Occurrence of native and introduced crayfish in northeastern Germany and northwestern Poland. Bulletin Fr. Pêche Piscic., 361, 629-641.
STRUŻYŃSKI, W. & P. **Ś**MIETANA (1999): On the distribution of crayfish in Poland. Freshwater Crayfish, 12, 825-829.
WESTMAN, K. (1985): Effects of habitat modification on freshwater crayfish. In: J.S. ALABASTER (Ed.): Habitat modifications and freshwater fisheries. Butterworths, London, 245-255.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Das Artenschutzprojekt Flussperlmuschel in Österreich

Gumpinger, C. & S. Siligato
Technisches Büro für Gewässerökologie
Straubingerstraße 24a, A - 4600 Wels
eMail: cgump@utanet.at

Keywords: Freshwater pearl mussel,, species protection project, protective measures, habitat changes

1 Einleitung

Die Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus 1758) wird international als „vom Aussterben bedrohte“ Tierart eingestuft (Hilton-Taylor 2000). Vor etwa 150 Jahren war sie noch in ungeheuren Dichten im mitteleuropäischen Raum verbreitet, doch seit Beginn des 20. Jahrhunderts sind die Bestandszahlen dramatisch gesunken. In Österreich existieren aktuell noch etwa 2 - 3 % des ursprünglichen Bestandes. Aus diesem Grund wurde im Jahre 1997 das Artenschutzprojekt „FLUP-Österreich“ gegründet, das bestandserhaltende Schutzmaßnahmen ebenso zum Ziel hat, wie Sanierungsprojekte in den Einzugsgebieten der Flussperlmuschelgewässer.

2 Biologie

Flussperlmuscheln werden erst mit einem Alter von etwa 20 Jahren geschlechtsreif. Der Lebenszyklus einer neuen Generation beginnt im Sommer eines jeden Jahres. Die reifen männlichen Muscheln geben synchron ihre Spermien in das Wasser ab und die Weibchen nehmen sie mit dem Atemwasser auf um die Eier zu befruchten. Im Kiemenraum der Muttertiere entwickeln sich etwa 0,04 mm große Muschellarven, die sogenannten Glochidien. Sie werden je nach Wassertemperatur zwischen Ende Juli und Mitte September in Form schleimiger Klumpen in die fließende Welle ausgestoßen. Zum Überleben brauchen die Larven nun junge, autochthone Bachforellen. Entweder der Fisch schnappt aktiv nach den Glochidienballen oder die Larven gelangen über den Atemwasserstrom in den Kiemenapparat. Dort verankern sich die Glochieiden durch zusammenklappen der Schalen und das Kiemengewebe der Forellen überwuchert den „Fremdkörper“. In dieser geschützten Position überdauern die Muschellarven den Winter. Im folgenden Frühjahr lassen sich die Jungmuscheln, ausgelöst durch die ansteigende Wassertemperatur, von den Wirtsfischen abfallen und vergraben sich im Substrat der Bäche. Dort

verbringen sie die folgenden fünf bis sieben Jahre, um anschließend an der Sedimentoberfläche zur Hälfte eingegraben ihr Leben zu verbringen.

3 Gefährdungsursachen

Verschiedenste Gefährdungsursachen wirken einerseits auf die Perlmuschelbestände direkt, andererseits über die Veränderungen im Lebensraum und in den Einzugsgebieten der Wohngewässer auf die Tiere ein. In der Folge sind die wichtigsten angeführt und kurz beschrieben.

Gewässereutrophierung und Feinsedimenteintrag

Aus landwirtschaftlichen Nutzflächen werden bei Regenereignissen und während der Schneeschmelze große Mengen Nährstoffe und Feinsediment in die Gewässer eingeschwemmt. Zusätzlich verschärfen verschiedene Einleitungen und Abläufe von Fischteichen die Belastungssituation (Altmüller et al. 1998). Die Nährstoffe und der Schlamm am Gewässergrund bedingen Abbauprozesse, in deren Ablauf Sauerstoff aus dem Lückenraumsystem der Gewässersohle verbraucht wird (Bauer & Eicke 1986). Die im Interstitial lebenden Jungmuscheln ersticken infolge Sauerstoffmangel (Buddensiek & Ratzbor 1995).

Gewässerausbau

In den Jahrzehnten nach dem Zweiten Weltkrieg wurden in Österreich zur Vergrößerung der landwirtschaftlichen Produktionsflächen ungezählte Bäche und Flüsse reguliert und begradigt. Der verfügbare Lebensraum im Gewässer sank dadurch auf einen Bruchteil der ursprünglichen Größe. Zudem wurden die Umweltbedingungen völlig verändert.

Kontinuumsunterbrechungen

Stauhaltungen in Fließgewässern bieten infolge der Sedimentation von Schwebstoffen im Oberwasser keinen Lebensraum für Muscheln (Vaughn & Taylor 1999). Wird das angesammelte Feinsediment bei Stauraumspülungen mobilisiert, so „verstopfen“ die winzigen Partikel das Lückenraumsystem an der Gewässersohle flussabwärts (Richards & Bacon 1994). Selbst verhältnismäßig kleine Querbauwerke wirken außerdem als Wanderhindernisse für juvenile Bachforellen (Gumpinger 2001). Sie bilden so eine künstliche Verbreitungsgrenze für die Wirtsfische und damit auch für die Muschel. Die flussaufwärtige Wiederbesiedlung noch intakter Habitate wird durch Wanderbarrieren ebenfalls verhindert.

Gewässerversauerung / Fichtenmonokulturen

Die Versauerung von Wasser und Boden stellt im Verbreitungsgebiet der Muschel, das infolge des Fehlens von Kalk ein geringes Säurepuffervermögen besitzt, ein akutes Problem dar. Diese Versauerung verstärken die Fichtenmonokulturen in den heimischen Waldgebieten enorm. Die

Fichtennadeln können im Gegensatz zu den Blattresten aus Laubwäldern von den Muscheln nicht als Nahrung genutzt werden (Hruška 1998).

Falscher Fischbesatz

Die Glochidien der Flussperlmuschel zeichnen sich durch eine sehr hohe Wirtsspezifität aus, die im Donaueinzugsgebiet auf die Bachforelle *Salmo trutta* m. *fario* (L.) beschränkt ist (Utermark 1973). Das Immunsystem anderer Fischarten, beispielsweise der nicht heimischen Regenbogenforelle *Oncorhynchus mykiss* (WALBAUM) verhindert die Encystierung der Muschellarven (Bauer 1987). Allochthone Fischarten sind zudem starke Nahrungs- und Habitatkonkurrenten der heimischen Fauna, was sich ebenfalls negativ auf die Flussperlmuschel auswirken kann.

4 FLUP Österreich

Seit 1997 befasst sich das Artenschutzprojekt „FLUP-Österreich“, bestehend aus Mitarbeitern verschiedener staatlicher und privater Institutionen, mit dem Schutz dieser bedrohten Tierart in Österreich (Gumpinger et al. 2002). Die Gefährdungsfaktoren für die Perlmuschel lassen sich in zwei Gruppen unterteilen. Einerseits wirken Störfaktoren direkt und akut auf die Tiere ein, andererseits belasten Umweltveränderungen sukzessive und nachhaltig die Einzugsgebiete der Muschelgewässer. Als Reaktion auf diese Einteilung der Faktorengruppen werden im Artenschutzprojekt nach dem Grundsatz der Risikostreuung auf verschiedene Projektgebiete zwei grundsätzliche Strategien angewandt.

An den Standorten mit größeren Muschelbeständen (z.B. Waldaist) wird besonderes Augenmerk auf die (halb-) künstliche Nachzucht der Flussperlmuschel gelegt. Dabei werden junge, heimische Bachforellen in einer Fischzuchtanstalt mit Glochidien aus dem jeweiligen Projektgebiet infiziert. Diese Fische werden den Winter über in der Zuchtanstalt gehältert und im Frühjahr in den Perlmuschelgewässern ausgesetzt. Ein Teil der Jungfische wird in Aquarien gehalten, um abfallende Jungmuscheln aus dem Bodensatz gewinnen zu können. Sie werden in Plastikboxen nach der Methode Buddensiek (1993) zum Biomonitoring an verschiedenen Standorten ausgebracht.

Als zweite Strategie bei den Schutzbemühungen gilt die Sanierung und Renaturierung der Einzugsgebiete der Muschelbäche. Die Wiederherstellung des Fließkontinuums, Extensivierung gewässernaher Flächen und die Erfassung und Beseitigung punktueller sowie diffuser Belastungsquellen stehen im Vordergrund der Bemühungen. Konkrete Projekte befassen sich aktuell beispielsweise mit dem Ankauf von Wiesenflächen um sie nach einer traditionellen Methode zu bewirtschaften (Wässerwiesen). Ein anderes Teilprojekt befasst sich mit Errichtung und Betrieb einer Pflanzenkläranlage („constructed wetland“), die verhältnismäßig gering belastetes Wasser aus

Drainageleitungen, das aber aufgrund der Summenwirkung vieler Einleitungen für die Flussperlmuschel problematische Auswirkungen hat, vor der Einleitung in den Bach reinigt (Maier-Lehner & Gumpinger 2002).

Parallel dazu erfolgen ständig Kartierungsarbeiten in potenziellen Muschelgewässern, um einen generellen Bestandsüberblick zu schaffen. Neben den Muschelbeständen werden möglichst viele Umweltparameter im Gewässer und im unmittelbaren Umland mit erfasst.

Sehr viel Öffentlichkeitsarbeit in Form von Publikationen, Vorträgen, Ausstellungen und anderen Veranstaltungen vervollständigen die Aufgaben der Mitarbeiter im Schutzprojekt. Die ständige Präsenz des Themas im Radio und den Printmedien sollen die Bevölkerung für diese einzigartige Tierart und ihren schützenswerten Lebensraum, der noch eine Vielzahl weiterer gefährdeter Arten beheimatet, sensibilisieren und damit Akzeptanz für weitere Projekte schaffen. Denn der Erhalt der Flussperlmuschel kann nur in integrativer Zusammenarbeit aller Betroffenen - Fischereibewirtschafter, Grundstücksbesitzer, Forstbewirtschafter, Naturschützer, Anrainer und viele mehr - über einen langen Zeitraum und in großzügigen räumlichen Strukturen gelingen.

5 Literatur

Altmüller, R., Buddensiek, V. & Dettmer, R. (1998): Überlegungen und Untersuchungen zur Erhaltung der Flußperlmuschel in Niedersachsen - Stand der Schutzbemühungen und Erfolgskontrollen. - Vortrag, Seminar: Erhaltung und Wiederansiedlung der Flußperlmuschel, Schloß Weinberg, Kefermarkt, 29. / 30. 10. 1998, 6 S..

Bauer, G. (1987): The parasitic stage of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) III. Host relationships. - Arch. Hydrobiol./Suppl. 76. 4: 413-423.

Bauer, G. & Eicke, L. (1986): Pilotprojekt zur Rettung der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.). - Natur und Landschaft 61, Heft 4, 140 - 143.

Buddensiek, V. & G. Ratzbor (1995): Restoration of sedimental quality in a small brook of the Lüneburger Heide, Northern Germany. - Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Masarykianae Brunensis, Biologia 91, 19 - 24.

Buddensiek, V., H. Engel, S. Fleischauer-Rössing & K. Wächtler (1993): Studies on the chemistry of interstitial water taken from defined horizons in the fine sediments of bivalve habitats in several northern German lowland waters. II: Microhabitats of *Margaritifera margaritifera* L., *Unio crassus* (Philipsson) and *Unio tumidus* Philipsson. - Arch. Hydrobiol. 127, 151 - 166.

Gumpinger, C. (2001): Kontinuumsunterbrechungen an Fließgewässern durch Querbauwerke am Beispiel des Pramsystems in Oberösterreich. - Österr. Fischerei 54, 84 - 93.

Gumpinger, C., W. Heinisch, J. Moser, T. Ofenböck & C. Stundner (2002): Die Flussperlmuschel in Österreich. - Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographien Nr. 159, 53 S..

Hilton-Taylor, C. (2000): 2000 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland, 61pp. Downloaded from http://www.redlist.org/

Hruška, J. (1998): Nahrungsansprüche der Flußperlmuschel und deren halbnatürliche Aufzucht in der Tschechischen Republik. - Heldia, Band 4, Sonderheft 6.

Maier-Lehner, G. & C. Gumpinger (2002): Eignung eines „Bepflanzten Bodenfilters“ zur Reinigung von Drainagewässern aus landwirtschaftlichen Nutzflächen. Vorläufiger Endbericht (Phase 1: Standortwahl und Errichtung): - Unveröff. Bericht, i.A. des Oberösterreichischen Naturschutzbundes; Wels, 43 S..

Richards, C. & Bacon, K. L. (1994): Influence of fine sediment on macroinvertebrate colonization of surface and hyporheic stream substrates. - Great Basin Naturalist 54 (2), 106 - 113.

Utermark, W. (1973): Untersuchungen über die Wirtsfischfrage für die Glochidien der Flußperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (L.). - Staatsexamenarbeit Hannover.

Vaughn, C. C. & C. M. Taylor (1999): Impoundments and the decline of freshwater mussels: a case study of an extinction gradient. - Conservation Biology, Vol. 13, No. 4, 912 - 920.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Der Einfluss der Populationsdynamik von Makrozoobenthos auf die biologische Gewässerbewertung am Beispiel des Ruwer Einzugsgebietes

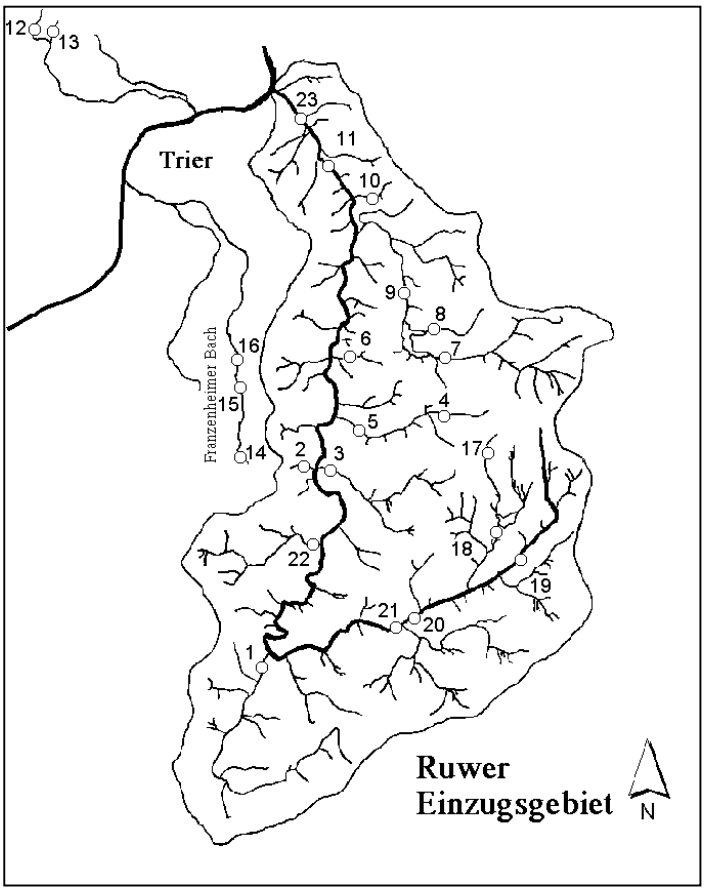
Vogt, Christian[1]; Schäfer, Prof. Dr. Alois[2]
[1] Fachrichtung Biogeographie, Universität Trier, 54286 Trier, Tel. 0651-201 4696, E-Mail vogtc@uni-trier.de
[2] Museu de Ciências Natuaris, Universidade de Caxias do Sul, 95070-960 Caxias do Sul RS, Brasilien

Einleitung

Seit Herbst 1999 werden im Rahmen der Entwicklung eines regionalen Bewertungssystems für kleine Fließgewässer in einer Mittelgebirgsregion Benthosuntersuchungen durchgeführt. Die Vorgabe ist, ein einfaches und effektives Verfahren für kleine Fließgewässer zu entwickeln, das mit einem möglichst geringen Aufwand Ergebnisse erzielt - aufgrund der oft nur begrenzt zur Verfügung stehenden Ressourcen und der hohen Anzahl der Zielgewässer. Neben dem Benthos werden auch chemisch-physikalische Parameter und die Struktur des Gewässers erfasst und mit in die Bewertung einbezogen (siehe auch SCHÄFER & LANZER 2000, VOGT & SCHÄFER 2001).
Um die Standorte und Proben miteinander vergleichen zu können, sind einige grundsätzliche Voraussetzungen zu beachten. In erster Linie bezieht sich dies auf die Durchführung der Probenahme. In der vorliegenden Untersuchung werden dabei Expositionssubstrate genutzt, die durch ihr standardisiertes Substrat und Volumen eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleisten sollen. Während die Probenahme standardisiert durchgeführt werden kann, reagiert das Makrozoobenthos als Untersuchungsobjekt dynamisch auf den Wechsel von Jahreszeiten und auf Umwelteinwirkungen. im folgenden sollen einige Ergebnisse, die bei der Untersuchung festgestellt wurden, dargestellt werden und ihre Bedeutung für eine Bewertung der Standorte skizziert werden.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet umfasst das Einzugsgebiet der Ruwer (Standorte 1 – 11, 17 – 23), einen angrenzenden Bachlauf (Franzenheimer Bach, 14 - 16) und ein weiteres Gewässer in der Eifel (Kartelbornsbach, 12, 13) in der Region Trier. Insgesamt wurden seit September 1999 23 Standorte untersucht, davon 9 über den gesamten Zeitraum bis August 2001. Die meisten (21) liegen im Hunsrück, sie sind durch devonische Schiefer und Quarzite geprägt. Die Hauptnutzung ist Land- und Forstwirtschaft, aber auch die Trinkwassergewinnung (Riveris-Talsperre für die Stadt Trier) und, im Unterlauf der Ruwer, der Weinbau sind prägend. Nur vereinzelt befinden sich Industriebetriebe in dem Einzugsgebiet, ebenso erfolgt aus der Besiedlung nur eine geringe Belastung, insbesondere da in den letzten Jahren einige Kläranlagen neu gebaut bzw. erneuert wurden. Dabei ist der Bau von dezentralen Pflanzenkläranlagen am Franzenheimer Bach zu beachten. Der Kartelbornsbach in der Eifel liegt in dem Muschelkalkgebiet des Bitburger Gutlandes, sein Einzugsgebiet wird durch landwirtschaftliche Nutzung und dem Ablauf einer veralteten Kläranlage belastet. Die Erfassung des Makrozoobenthos erfolgt mit Expositionssubstraten, in dieser Untersuchung mit autochthonen Steinen gefüllte Drahtkäfige (10 x 15 x 20 cm), die für jeweils drei und sechs Wochen auf dem Gewässergrund aufliegend exponiert werden (VOGT & SCHÄFER 2000). Parallel dazu wird mit Hilfe der zeitlich begrenzten Handbesammlung die natürlich vorkommenden Substrate erfasst und besammelt.



Die Bestimmung des Makrozoobenthos erfolgt bis zu dem niedrigsten praktikablen Niveau, gewöhnlich Artniveau für Turbellaria, Mollusca, Hirudinea, Crustacea, Insecta außer Diptera, die gewöhnlich bis zur Unterfamilie bestimmt wurden.

Die Auswertung erfolgte mit verschieden Biologische Indizes und über multivariater Statistik, wobei insbesondere der Saprobienindex und der ASPT (Average Score per Taxon, ARMITAGE et al. 1983) betrachtet werden.

Abb. 1 Lage der Untersuchungsstellen im Einzugsgebiet der Ruwer (1-11, 17-23), Franzenheimer Bach (14-16) und Bitburger Gutland (12, 13). Die Probenahmestellen 1-12 wurden seit Herbst 1999, die Stellen 13 – 23 in 2001 untersucht

Ergebnisse

Für eine Untersuchung ist der Zeitpunkt der Besammlung ein wesentlicher Faktor, der bei der Planung mit berücksichtigt werden muss. Durch das saisonale Vorkommen von Arten ist es erforderlich, die Besammlungen zu denselben Zeitpunkten im Jahr durchzuführen, insbesondere wenn verschiedene Standorte miteinander – in verschiedenen Jahren - verglichen werden sollen. Beispiele von Taxa in unserer Untersuchung, die eine deutliche jahreszeitliche Verteilung aufweisen, sind für den Sommer *Centroptilum luteolum*, Im Frühjahr *Glossosoma intermedium* und *Protonemura praecox*. Generell fehlen bei den Sommerbesammlungen verschiedene Taxa, wie zum Beispiel *Isoperla spp*., *Perlodes microcephalus*, *Amphinemura spp*., *Paraleptophlebia submarginata*. Im Herbst wurde *Serratella ignita* nicht erfasst. Der saisonale Effekt läßt sich anhand einer Clusteranalyse der Besammlungen an einem Standort darstellen, die in erster Linie nach den Jahreszeiten clustern und weniger nach den Besammlungsjahren. Verglichen werden dabei die beiden angewandte Besammlungsmethoden der Handbesammlung und der Expositionssubstrate. Signifikante Unterschiede in den Taxazahlen konnten zwischen den Jahreszeiten dagegen nicht festgestellt werden.

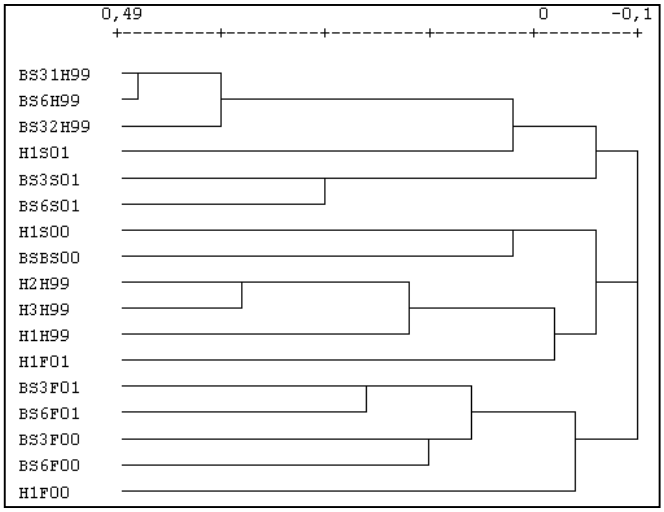


Abb. 2. Dendrogramm der einzelnen Besammlungen am Beispiel Standort 12. Hier sind dir Frühjahrsbesammlungen deutlich von den übrigen Probenahmen getrennt.

In dem AQEM Manual (2002) wird festgestellt, dass für die Untersuchung im heimischen Mittelgebirgsraum (Zone D04) die Erfassung des Makrozoobenthos im Frühjahr bis Sommer erfolgen soll. Für das Untersuchungsgebiet und den vorliegenden Daten scheint durch das Fehlen einiger Plecopterentaxa in den Sommerbesammlungen das Frühjahr die beste Probenahmezeit zu sein.

Neben den saisonalen Entwicklungszyklen der einzelnen Arten treten auch andere Schwankungen auf. Es ist bekannt, dass sich eine Biozönose innerhalb kurzer Zeit nach Verbesserung der Wasserqualität verändert. Dies konnte auch an einem Gewässer (Standort 1, auch bei 19 zu erkennen) im Untersuchungsgebiet festgestellt werden, bei dem durch die Inbetriebnahme einer erneuerten Kläranlage die organische Belastung reduziert werden konnte, und darauf hin sich Zusammensetzung der Biozönose veränderte.

Auch nach sommerlichen Trockenfallen konnte eine schnelle Wiederherstellung einer relativ artenreichen Biozönose nachgewiesen werden (Standort 6). Innerhalb von drei Wochen nachdem wieder Wasserführung einsetzte konnte dort 22 Taxa erfasst werden, mit den Expositionssubstraten 12, wobei beide Proben eine deutliche Zunahme von *Gammarus fossarum* aufwiesen. Dies deutet auf das Vorkommen von Refugien hin, da diese Art ein völliges Austrocknen nicht übersteht. Gleichzeitig ist dies ein Hinweis auf eine schnelle Ausbreitung und Vermehrung unter günstigen Bedingungen.

Ein weiterer Faktor, der zu starken Veränderungen in der Zusammensetzung der Biozönose führte, ist das Auftreten von Versauerungsschübe. Sie können infolge von Schneeschmelzen auftreten. Dies konnte an zwei Standorten beobachtet werden, die zu Beginn der Untersuchungen ein für die Region typisches Arteninventar mit insgesamt über 50 Taxa zeigte, nach dem Winter 99/00 allerdings eine stark verarmte Biozönose aufwiesen, bei der insbesondere das vollständige Fehlen der Ephemeroptera auffiel, während andererseits bei den Plecoptera keine Unterschiede festgestellt werden konnten. Hier wurde deutlich, dass viele Indizes, die organische Belastung resp. Sauerstoffmangel anzeigen, bei denen Plecoptera ein besonderes Gewicht haben, keine oder nur eine geringe Verschlechterung der Wassergüte anzeigten. Dies entspricht den gemessenen physikalisch – chemischen Parametern, die zu den Besammlungsterminen ähnliche Werte ergaben, mit Ausnahme des pH-Wertes, der von 7,5 auf 5,5 reduziert wurde, aber bis Ende des Frühjahrs wieder auf 6,5 anstieg. Erst im Sommer 2001 zeigte sich eine leichte Erholung der Standorte. Die Frage, inwieweit ein solcher Versauerungsschub ein grundsätzlich negativ zu bewertender Einfluss ist, soll nicht Gegenstand dieser Diskussion sein; in erster Linie geht es hier um die grundsätzliche Anpassungsfähigkeit der Organismen an solche Störungen und die daraus folgende Dynamik der Populationen.

Ein weiterer Aspekt sind die Populationsschwankung von dominanten Taxa. Im Unterlauf der Ruwer (bei Kasel, 11) wurden im Herbst 1999 Massenvorkommen von *Potamopyrgus antipodarum* nachgewiesen. Weiter Fundorte in dieser Untersuchung ist noch Standort 23, der weiter Flussabwärts liegt. Im folgenden Frühjahr wurden nur noch Einzelexemplare dieser Art erfasst. Solche Zusammenbrüche der Population einiger expansiver Arten werden häufiger beobachtet, so z.B. auch bei *Dreissena polymorpha* (z.B. BACHMANN et al. 2001), die Ursachen sind hier aber nicht bekannt. Bei der Bewertung anhand qualitativer Daten wirken sich diese Populationsschwankungen nicht aus, anders als bei einer quantitativen Bewertung, z.B. anhand von Anteilen der unterschiedlichen Ernährungstypen. Trotz dieser Schwankungen trägt die Art auch weiterhin zu einer Charakterisierung dieses Standortes bei.

Aus diesen Beispielen stellt sich die Frage nach den Auswirkungen auf die biologische Bewertung der Standorte. Zunächst zeigt sich bei einer Diskriminanzanalyse, dass in den meisten Fällen trotz dieser Veränderungen eine standorttypische Zönose ausgebildet hat, die sich von denen der anderen Standorte unterscheidet. Verdeutlicht wird dies bei einem Vergleich der dominanten Taxa, die an den Standorten regelmäßig angetroffen werden. Dabei werden hier nur die Standorte betrachtet, die seit Herbst 1999 durchgehend besammelt wurden. Wie oben dargestellt ist dies zum Beispiel für den Standort Ruwer / Kasel (11) *Potamopyrgus antipodarum*. Weitere Charakterarten sind *Agapetus spp*. (*A. fuscipes* und *A. ochripes*) für den Standort 10 (Starkelsgraben), *Epeorus assimilis* für

die Standorte 8 und 9, *Radix ovata* für 1 und 12. *Dugesia gonocephala* für 6 und 10, *Polycelis felina* für Standort 5. Eine Gruppierung von Standorte erfolgt anhand gemeinsamer dominanter Taxa, so durch *Gammarus fossarum* (Standorte 6, 8, 10 und 11) oder *Leuctra spp*. (5, 8 und 9).
Insbesondere das Vorkommen und Fehlen von *Gammarus fossarum* zeigt einen deutlichen Zusammenhang mit der Versauerungstendenz der Gewässer, während *Leuctra spp*. dominant nur in weitgehend sauberen Gewässern ohne landwirtschaftlichen Einfluss vorkommt.

Biologische Indizes

Für die Auswirkungen auf die biologischen Indizes werden exemplarisch die Werte des Saprobienindex und des ASPT dargestellt (Abb.3 und 4).
Bei beiden Indizes sind an einigen Standorten deutliche Schwankungen zu erkennen (z.B. 1, 7, 23), während bei anderen die Werte nur eine geringe Varianz haben (2, 3, 14, 22). Auffällig ist der Standort 19, bei dem der Saprobienindex starke Schwankungen aufweist, während bei dem ASPT die Unterschiede geringer ausfallen. Wenn nun die Werte des Saprobienindex in den anderen Fällen eher geringere Schwanlungen aufweisen, so kann der Grund darin liegen, dass durch die Beschränkung auf Indikatorarten zum einen nur ein Teil der vorkommenden Taxa berücksichtigt werden, und andererseits Arten, die zu einem Besammlungszeitpunkt fehlen, durch andere mit einer ähnlichen Bewertung ersetzt werden können. Dies ist insbesondere in den artenreichen Biozönosen der Mittelläufe der Fall bzw. in den größeren Gewässern des Untersuchungsgebietes (z.B. Standorte 3, 11, 20 – 22).

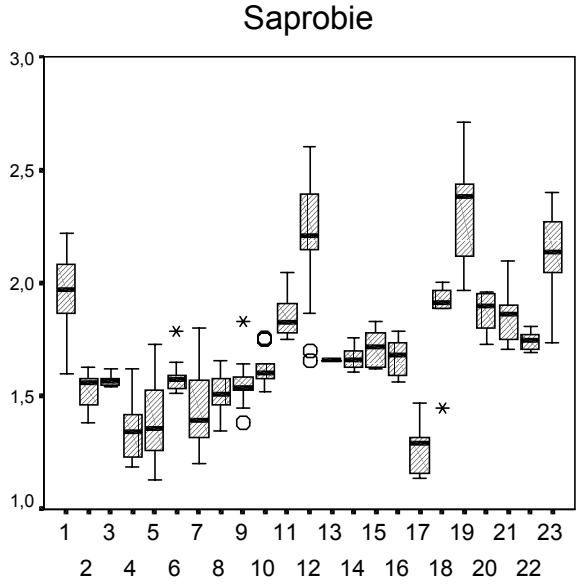


Abb 3. Saprobie – Werte der einzelnen Besammlungen. Berücksichtigt wurden auch Werte, die nicht den statistischen Anforderungen genügen (zu geringe Abundanzen / zu hohes Streuungsmaß).

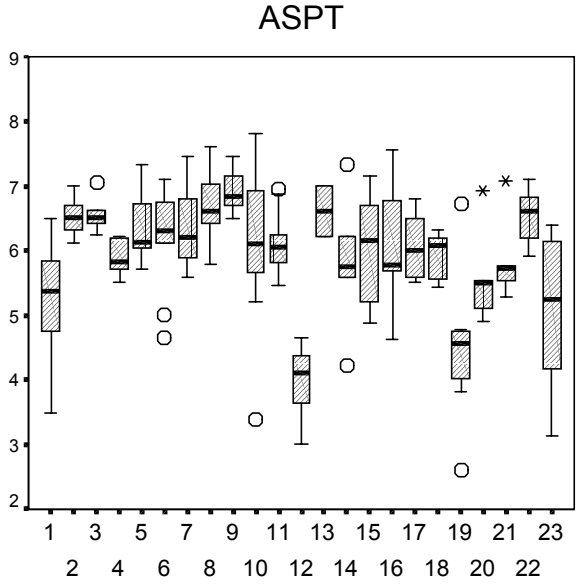


Abb. 4 ASPT- Werte der einzelnen Besammlungen.

Da viele Probestellen die Oberläufen der Bäche untersuchen, und dort eine artenärmere Lebensgemeinschaft auftritt, kann in einigen Fällen von keiner Besammlung der Saprobiewert statistisch gesichert berechnet werden (z.B. Standort 4, 12, 17, 18). Wenn nun diese Fälle aus der Betrachtung herausgenommen werden, ergibt sich eine geringer Schwankung der Saprobiewerte, auch entfallen die schlechtesten Bewertungen. Der ASPT, der auf der Grundlage von Familien berechnet wird, zeigt demgegenüber eine stärkere Variabilität. Eine Ursache kann in der unterschiedlichen Taxazahl

der einzelnen Besammlungen an den Standorten liegen. Auch durch die Berücksichtigung der meisten Taxa einer Besammlung ist die Grundlage der Berechnung breiter und die Auswirkungen von Schwankungen in der Artenzusammensetzung wirken sich aus. Dies ist an den oben angeführten Beispielstandorten mit unterschiedlichen Faktoren zu erkennen, wie Versauerung (Standorte 5 und 7), Veränderung der organischen Belastung nach Kläranlageneinleitern, zum einen durch bauliche Veränderungen wie am Standort 1 (Verbesserung) und Standort 19 (Stillegung), aber auch durch unterschiedliche Verdünnungen aufgrund veränderter jahreszeitlicher Wasserführung (Standorte 21 und 23).

Diskussion

Für eine umfassende Bewertung eines Standortes ist aufgrund der dargestellten Variabilität eine intensive Untersuchung zur Erfassung des Artinventars notwendig. Eine einmalige Untersuchung kann demnach nur eine Momentaufnahme darstellen, die das Potenzial des Standortes nur teilweise und unter der Voraussetzung, dass in der Vergangenheit stabile Verhältnisse herrschten, darstellt, wie die Beispiele der Standorte 5 (Entergraben) und 7 (Riveris oberhalb der Talsperre) zeigen. Nur ein geringer Teil der Taxa ist an den Standorten regelmäßig anzutreffen, auch wenn keine eindeutig als Störungen wirkende Faktoren zu erkennen sind. Somit beschränkt sich die Charakterisierung der Standorte auf einige wenige Arten. Dem Anspruch einer umfassenden Bewertung steht der Ansatz für das Bewertungssystem gegenüber, bei dem es auf eine einfache Durchführung ankommt, insbesondere hinsichtlich der zeitliche und finanziellen Anforderungen. Am ehesten scheint dies durch eine Bewertung anhand höhere taxonomischer Einheiten oder nur ausgewählter Indikatortaxa zu erfolgen, da die Bestimmung an sich ein wesentlicher Teil der Zeit bei der Bewertung beansprucht. Dies kann allerdings nur zu einer groben ersten Einschätzung des Standortes dienen, da zu einer genaueren Analyse aufgrund der Variabilität der Ansprüche der einzelnen Arten auf eine Artbestimmung nicht verzichtet werden kann (MOOG & CHOVANEC 2000). Für eine Beschreibung der funktionalen Strukturen ist nach DOLÉDEC et al. (2000) ein höheres taxonomisches Niveau ausreichend, ebenso für eine Beschreibung der Biozönose auf der Ebene der Probenahmestelle. Aus den vorliegenden Daten empfiehlt sich eine Kombination von Charakterarten / Taxa und dem Artenreichtum an einem Standort. Hinweise liefern insbesondere das Vorkommen und Fehlen von Ephemeroptera hinsichtlich der Versauerung, von Plecoptera bei Sauerstoffmangel und/oder Veränderungen im Gewässersubstrat (Zunahme von Feinmaterial), die in dem Untersuchungsgebiet einen wichtigen Störungseinfluss darstellen. Für weitergehende Fragestellungen, auch hinsichtlich der Untersuchung auf die Diversität in den Fließgewässern, ist eine intensive Beprobung über mindestens ein Jahr hinaus notwendig. Eine weitergehende Überprüfung des Ansatzes unter anderen Bedingungen als den im Untersuchungsgebiet herrschenden steht noch aus und ist für die Übertragung in andere Regionen erforderlich.

Literatur

AQEM CONSORTIUM (2002). Manual for the application of the AQEM system. A Comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.

ARMITAGE, P.D., MOSS, D., WRIGHT, J.F. & M.T. FURSE (1983): The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. Water research 17, pp 333-347.

BACHMANN, V., BEISEL, J.N., USSEGLIO-POLATERA, P. & J.C. MORETEAU (2001): Decline of Drerissema polymorpha in the River Moselle: biotic and abiotic key factors involved in dynamics of invasive species. Archiv für Hydrobiologie 151 (2), pp 263-281.

DOLÉDEC, S., OLIVIER, J.M. & B. STATZNER (2000): Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrates communities: effects of taxonomic and spatial resolution. Archiv für Hydrobiologie 148 (1), pp 25-43.

MOOG, O. & A. CHOVANEC. (2000): Assessing the ecological integrity of rivers: walking the line among ecological, political and administrative interests. Hydrobiologia 422/423, pp 99-109.

SCHÄFER, A. (1997): Biogeographie der Binnengewässer. Eine Einführung in die biogeographische Areal- und Raumanalyse in limnischen Ökosystemen. Teubner Studienbücher Geographie. Stuttgart. 258pp.

SCHÄFER, A. & R. LANZER (2001): Artenspektrum und Struktur lotischer Makrozoobenthosgesellschaften als Indikatoren für den Einfluss von Strömung, Substratbeschaffenheit und Wasserqualität in kleinen Fließgewässern. - In: Tagungsbericht 2000 zur Jahrestagung der DGL in Magdeburg (18.-22. September 2000) [DGL, Deutsche Limnologische Gesellschaft) / SIL (Societas Internationalis Limnologiae), Hrsg.]. Rostock, pp 190 - 194

VOGT, C. & A. SCHÄFER (2001): Einsatz von Kunstsubstraten für die Erfassung der Besiedlungs- und Populationsdynamik von Makrozoobenthos in kleinen Fließgewässern. - In: Tagungsbericht 2000 zur Jahrestagung der DGL in Magdeburg (18.-22. September 2000), [DGL (Deutsche Limnologische Gesellschaft) / SIL (Societas Internationalis Limnologiae), Hrsg.]. Rostock, pp 200 – 204

VOGT, C. & A. SCHÄFER (2002): Entwurf eines biologischen Bewertungssystems für kleine Fließgewässer in der Region Trier. In: Tagungsbericht 2001 zur Jahrestagung der DGL in Kiel (17.-21. September 2001), [DGL (Deutsche Limnologische Gesellschaft) / SIL (Societas Internationalis Limnologiae), Hrsg.]. Tutzing.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Zur Eignung der Wassermilben als Bioindikatoren in Fließgewässern – vorläufige Befunde aus Baden-Württemberg

1. MARTIN, Peter & BRINKMANN, Rainer
1. Christian-Albrechts-Universität, Zoologisches Institut, Olshausenstr. 40, D-24105 Kiel, pmartin@zoologie.uni-kiel.de
2. **LI**mno**F**aunistische **E**rhebungen, Klint 15, D-24256 Schlesen, life-brinkmann@t-online.de

Keywords: Hydrachnidia, Acari, Fließgewässer, Faunistik, Bioindikation, Baden-Württemberg

Einleitung

Die Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) bleiben üblicherweise bei limnofaunistischen Untersuchungen unberücksichtigt. Dies hängt wohl in erster Linie mit ihrer Größe zusammen; als relativ kleine Tiere (erwachsene Wassermilben erreichen nur selten über 2mm Körperlänge) gelten sie als schwer bestimmbar und werden zudem durch Benutzung gröberer Maschenweiten bei benthischen Aufsammlungen nur unvollständig erfasst.

Dies ist bedauerlich, da sie zum einen eine artenreiche Tiergruppe darstellen, ihre Abundanz z. T. beträchtliche Ausmaße annehmen kann und ihr komplexer Lebenszyklus (Larve, Nymphe, Adultus, mehrere puppenähnliche inaktive Ruhestadien) eine enge Bindung an den Biotop bedingt. In europäischen Quellen und Fließgewässern kommen etwa 450 kreno- und rheobionte Arten vor (geschätzt nach VIETS 1978), auf mineralischem Grobsubstrat wurden mehr als 5000 Individuen/m² nachgewiesen (SMITH et al. 2001). Die hohen Ansprüche der Wassermilben an den Lebensraum Fließgewässer sind neben der Spezifität von Nymphe und Adultus gegenüber Beuteorganismen, den vermuteten Ansprüchen der Ruhestadien, die wohl v.a. im hyporheischen Interstitial durchlaufen werden, wohl in erster Linie durch die teils hohe Spezifität ihrer Wirtsbindung in der Larvalphase verursacht (DI SABATINO et al. 2000).

In mehreren Untersuchungen zu Wassermilben in Fließgewässern (z.B. BOLLE et al. 1977, CICOLANI & DI SABATINO 1991, VAN DER HAMMEN & SMIT 1996) konnte die Eignung der Wassermilben zu Aussagen über die Wassergüte eindeutig nachgewiesen werden. Dabei zeigten die Wassermilbenzönosen deutliche Veränderungen gegenüber den unterschiedlichsten Formen der anthropogenen Beeinträchtigungen (z.B. organische Verschmutzung, Schwermetalle, Degradation der Gewässer- und Uferstrukturen). Es gibt außerdem einige wenige tolerantere rheobionte Arten, die in einer intakten Fauna zwar auch regelmäßig vorhanden sind, in beeinträchtigten Gewässern jedoch massenhaft vorkommen können. In sehr stark beeinträchtigten, aber noch strömenden Fließgewässern, fallen die Wassermilben als Gruppe in der Regel komplett aus.

Die Hydrachnidia werden fast ausschließlich von Spezialisten dieser Gruppe gesammelt, obwohl die Aufsammlung wie bei den übrigen benthischen Tieren geschieht, nur dass die Maschenweite des eingesetzten Netzes geringer ist (etwa 250µm). In der hier vorgestellten Untersuchung stellen die Wassermilben "Beifang" einer Standarduntersuchung der "üblichen" Makroinvertebraten dar und es soll die Frage erörtert werden, ob die Bearbeitung der Gruppe auch bei einer solch unselektiven Probenahme Sinn macht und ob sogar Aussagen zum Zustand der Gewässer möglich sind.

Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

Die Untersuchung beruht auf Wassermilbenfängen an 46 Probestellen baden-württembergischer Fließgewässer. Die Probestellen entsprechen denen eines noch andauernden Trendmonitoring-Projektes zur Faunistik ausgewählter Fließgewässerabschnitte des Landes (vgl. MARTEN et al. 1999). Mit Ausnahme z.B. einzelner Stellen an der Donau handelt es sich meist um kleine Fließgewässer mit weitgehend naturnahen Ufer- und Gewässerstrukturen und geringen Beeinträchtigungen der gewässerchemischen Faktoren.

Die Tiere wurden mit einem Handkescher mittels kick-sampling gefangen, wobei die Maschenweite des Netzes 1mm betrug. Entsprechend ihrer Ausdehnung wurden alle vorkommenden Substrate bei der Probenahme berücksichtigt. Die Aufsammlung geschah an den Probestellen unterschiedlich häufig und in der Regel viermal pro Jahr. Die Fänge erfolgten in den Jahren 1996-2000. Die Zahl der positiven Fänge, d.h. solche in denen Wassermilben nachgewiesen wurden, lag zwischen keinem erfolgreichen Fang (an einem der Bäche) und 15 Fängen.
Nach den ökologischen Angaben der Limnofauna Europaea (ILLIES 1978) wurden die Arten in rheobionte, rheophile und rheoxene Taxa eingeordnet (Tab. 1). Dadurch sollte eine vorläufige Einordnung der Befunde ermöglicht werden.

Ergebnisse

Es wurden 46 Arten aus 14 Gattungen und 11 Familien nachgewiesen (vgl. Tab. 1). Die artenreichsten Familien waren die Sperchontidae, Lebertiidae und Hygrobatidae mit jeweils 10 Arten.

Tab. 1: Wassermilbenarten, die während der Aufsammlungen an den baden-württembergischen Fließgewässern nachgewiesen wurden. Die rheobionten Arten sind fettgedruckt, die rheophilen Taxa unterstrichen und die rheoxenen Arten nicht besonders hervorgehoben (ökologische Einordnung nach VIETS 1978).

Hydryphantidae
1 ***Protzia eximia*** (PROTZ, 1896)
2 ***Protzia halberti*** (WALTER, 1920)
3 ***Protzia invalvaris*** PIERSIG, 1898
4 ***Protzia rugosa*** WALTER, 1918

Hydrodromidae
5 ***Hydrodroma torrenticola*** (WALTER, 1908)

Sperchontidae
6 ***Sperchonopsis verrucosa*** (PROTZ, 1896)
7 ***Sperchon brevirostris*** KOENIKE, 1895
8 ***Sperchon compactilis*** KOENIKE, 1911
9 ***Sperchon clupeifer*** PIERSIG, 1896
10 ***Sperchon denticulatus*-Gr.**
11 ***Sperchon glandulosus*** KOENIKE, 1886
12 ***Sperchon hispidus*** KOENIKE, 1895
13 ***Sperchon insignis*** WALTER, 1906
14 ***Sperchon setiger*** THOR, 1898
15 ***Sperchon thienemanni*** KOENIKE, 1907

Teutoniidae
16 *Teutonia cometes* (KOCH, 1837)

Lebertiidae
17 *Lebertia dubia* THOR, 1899
18 ***Lebertia fimbriata*** THOR, 1899
19 ***Lebertia glabra*** THOR, 1897
20 *Lebertia inaequalis* (KOCH, 1837)
21 *Lebertia insignis* NEUMAN, 1880
22 ***Lebertia maglioi*** THOR, 1907
23 ***Lebertia minutipalpis*** VIETS, 1920
24 *Lebertia porosa* THOR, 1900
25 ***Lebertia salebrosa*** KOENIKE, 1908
26 ***Lebertia sparsicapillata*** THOR, 1905

Torrenticolidae
27 ***Torrenticola anomala*** (KOCH, 1837)
28 ***Torrenticola brevirostris*** (HALBERT, 1911)
29 ***Torrenticola elliptica*** MAGLIO, 1909
30 ***Monatractides latissima*** (VIETS, 1936)
31 ***Monatractides stadleri*** (WALTER, 1924)

Hygrobatidae
32 ***Hygrobates calliger*** PIERSIG, 1896
33 ***Hygrobates fluviatilis*** (STRÖM, 1768)
34 *Hygrobates foreli* (LEBERT, 1874)
35 *Hygrobates longipalpis* (HERMANN, 1804)
36 *Hygrobates longiporus* THOR, 1898
37 *Hygrobates nigromaculatus* LEBERT, 1879
38 ***Atractides nodipalpis*** (THOR, 1899)
39 ***Atractides pennatus*** (VIETS, 1920)
40 ***Atractides robustus*** (SOKOLOW, 1940)
41 ***Atractides tener*** (THOR, 1899)

Pionidae
42 *Piona coccinea imminuta* (PIERSIG, 1897)
43 *Piona nodata* (MÜLLER, 1776)

Aturidae
44 ***Aturus scaber*** KRAMER, 1875

Mideopsidae
45 ***Mideopsis roztoczensis*** BIESIADKA & KOWALIK, 1979

Arrenuridae
46 *Arrenurus leuckarti* PIERSIG, 1894

Die bei weitem überwiegende Zahl an Arten, nämlich 35, ist ausschließlich in Fließgewässern zu finden, also als rheobiont zu bezeichnen. Sechs Arten kommen regelmäßig in lenitischen Fließwasserbereichen aber auch in stehenden Gewässern vor und werden hier rheophil genannt. Lediglich 5 Arten sind typische Bewohner von Stillgewässern, also eigentlich limnobiont und können als rheoxen eingestuft werden.

Es wurden 4182 Individuen ausgewertet (Tab. 2). Die bei weitem häufigste Art mit über 1000 Individuen war *Hygrobates nigromaculatus*. Von 32 Arten wurden weniger als 50 Tiere erbeutet. Im Gegensatz zu der Aufteilung der Arten in die ökologischen Gruppen steht der Anteil der nachgewiesenen Individuen: Diese gehören zu 59% den rheobionten, zu 39% den rheophilen und zu 2% den rheoxenen Arten an. Dabei sei darauf hingewiesen, dass die Tiere aus lenitischen Bachbereichen (v.a. die rheophilen Individuen) vermutlich überrepräsentiert sind, da diese Tiere in der Regel schwimmfähig und somit beim Aussortieren auffälliger sind.

Tab. 2: Individuenzahlen der häufigen Arten aus den Fängen an allen Probestellen.

Hygrobates nigromaculatus	1006	*Lebertia inaequalis*	161
Lebertia porosa	425	*Torrenticola elliptica*	149
Lebertia sparsicapillata	416	*Sperchon hispidus*	125
Atractides nodipalpis	322	*Protzia invalvaris*	101
Sperchon brevirostris	277	*Hygrobates calliger*	84
Hygrobates fluviatilis	254	*Sperchon denticulatus*-Gr.	66
Sperchon clupeifer	212	restl. Arten (jeweils <50 Individuen)	384
Sperchon glandulosus	200	Individuen gesamt	4182

Die Zahl der an den einzelnen Probestellen nachgewiesenen Arten steigt mit zunehmender Zahl der Probenahmen solange an bis zu unterschiedlichen Zeitpunkten kaum noch weitere Arten nachgewiesen werden können. Dies ist exemplarisch für 6 der Probestellen dargestellt, von denen mehr als 10 Proben vorliegen (vgl. Abb. 1): Tendenziell sind die zu erwartenden Sättigungskurven zu erkennen, es gibt allerdings Unterschiede zwischen den Probestellen. Während z.B. an der Breg etwa nach zwei Jahren, also nach etwa 8 Probenahmen, keine neue Arten mehr hinzukamen, war eine Sättigung bei anderen Stellen am Ende der Beprobung noch nicht deutlich erreicht (z.B. Murg).

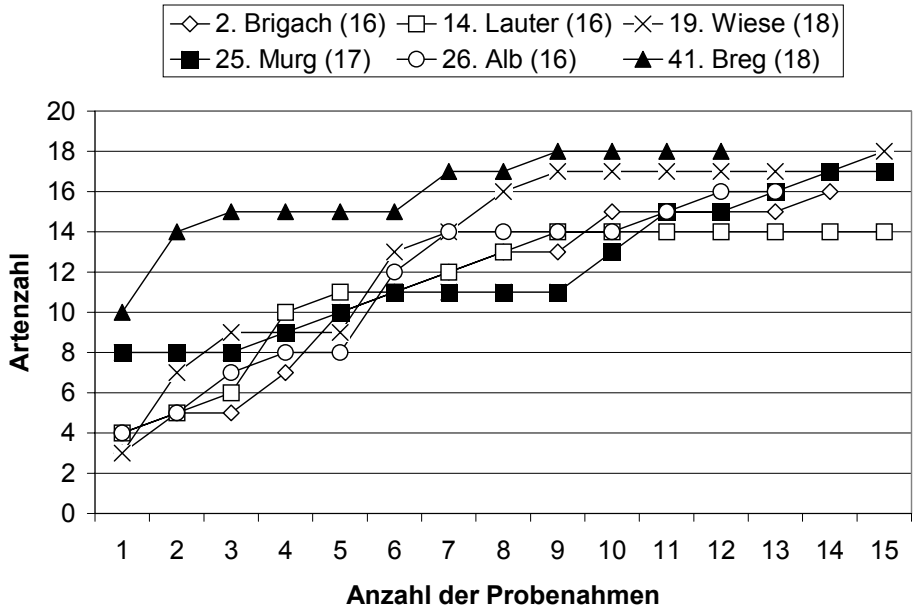


Abb. 1: Artenzuwachs an einzelnen Probestellen mit zunehmender Zahl der Probenahmen. In Klammern: die insgesamt nachgewiesenen Artenzahlen.

Als Beispiel für die Wassermilbenbesiedlung einzelner Probestellen sind hier die Verhältnisse am Donausystem dargestellt, von dem insgesamt 1162 Wassermilben untersucht wurden (Tab. 3): An der Donau selbst wurden vier und an ihren Quellbächen Breg und Brigach jeweils zwei Probestellen berücksichtigt. Insgesamt konnten 27 Arten nachgewiesen werden, an der Breg-Probestelle 41 mit 18 Arten am meisten und an der Donau-Probestelle 43 mit 6 Arten am wenigsten. Die häufigsten Arten waren *Hygrobates nigromaculatus*, *H. fluviatilis*, *Lebertia porosa* und *Sperchon brevirostris*.

Bei Betrachtung der Anteile der Individuen auf Basis der unterschiedlicher Ökologie der Arten (vgl. Abb. 2) werden klare Unterschiede zwischen den Probestellen deutlich.

Tab. 3: Individuenzahlen der an den Probestellen von Breg, Brigach und Donau nachgewiesenen Wassermilbentaxa. Die rheobionten Arten sind fettgedruckt, die rheophilen Taxa unterstrichen und die rheoxenen Arten nicht besonders hervorgehoben (ökologische Einordnung nach VIETS 1978).

	1. Breg	41. Breg	2.	42. Brigach	43. Donau	44. Donau	45. Donau	46. Donau	gesamt
Probenahmen	15	12	14	12	7	10	11	10	
Protzia eximia	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Protzia invalvaris	0	12	15	0	1	0	0	0	28
***Protzia* sp.**	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Hydrodroma torrenticola	0	0	0	3	0	3	0	0	6
Sperchon brevirostris	78	34	0	0	0	0	0	0	112
Sperchon clupeifer	1	8	31	0	0	3	0	1	44
***Sperchon denticulatus*-Gr.**	0	0	0	0	0	0	2	7	9
Sperchon glandulosus	52	9	12	0	0	0	0	0	73
Sperchon hispidus	5	21	2	0	0	1	0	0	29
Sperchon setiger	0	0	2	8	0	0	0	0	10
Lebertia glabra	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Lebertia maglioi	0	1	1	0	0	0	0	0	2
Lebertia sparsicapillata	35	45	20	0	0	0	0	0	100
***Lebertia* sp. (Nymphen)**	0	2	0	0	0	0	0	0	2
Torrenticola anomala	0	6	0	2	0	0	0	0	8
Torrenticola brevirostris	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Torrenticola elliptica	9	16	34	0	0	0	0	0	59
***Torrenticola* sp.**	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Hygrobates calliger	1	0	1	0	0	0	0	0	2
Hygrobates fluviatilis	0	9	3	59	2	10	15	23	121
Atractides nodipalpis	47	11	8	1	3	1	19	9	99
Atractides tener	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Atractides robustus	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Mideopsis roztoczensis	0	2	0	0	0	0	0	0	2
Lebertia dubia	0	1	1	0	0	0	0	0	2
Lebertia inaequalis	12	1	2	33	1	2	17	1	69
Lebertia porosa	25	40	11	23	4	9	4	3	119
Hygrobates nigromaculatus	13	133	11	26	2	11	20	26	242
Lebertia insignis	0	0	0	5	0	0	10	0	15
Hygrobates longipalpis	0	0	0	2	0	0	0	0	2
gesamt	280	353	157	162	14	40	88	70	1164
Artenzahlen	12	18	16	10	6	8	8	7	

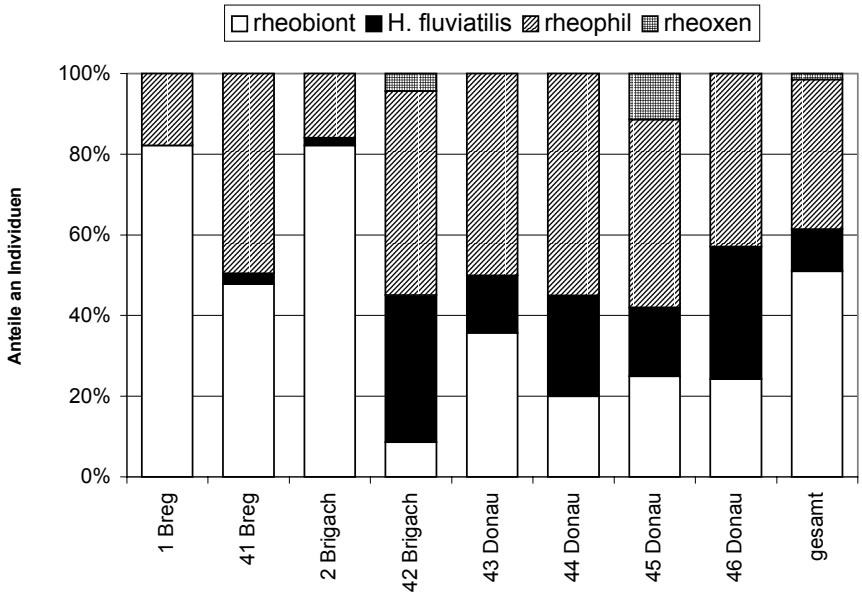


Abb. 2: Anteile der Individuen von *Hygrobates fluviatilis* sowie der rheobionten, rheophilen und rheoxenen Individuen an den Probestellen des Donausystems. *Hygrobates fluviatilis* gehört zu den rheobionten Arten.

Der Anteil rheobionter Individuen (inklusive der jenigen von *Hygrobates fluviatilis*) liegt an den beiden quellnahen Probestellen der Breg (1) und Brigach (2) mit über 80% am höchsten, an der anderen Brigach-Stelle (42) und an einer der Donau-Probestellen (45) deutlich unter 50%. Hier sind auch rheoxene Individuen vorhanden. Das Vorkommen der störungstoleranten Wassermilbe *Hygrobates fluviatilis* an den Probestellen ist deutlich unterschiedlich. Diese Art erreicht an der Brigach-Probestelle 42 fast 40% der Individuen.

Diskussion

Faunistisch hat die Aufsammlung der Wassermilben aus den baden-württembergischen Fließgewässern einige Neuerungen gebracht: In Baden-Württemberg erstmalig gefunden wurden *Protzia halberti* und *Monatractides latissima*. Sogar erstmals in Deutschland nachgewiesen werden konnte *Mideopsis roztoczensis*, eine erstmals in polnischen Fließgewässern beschriebene Art (BIESIADKA & KOWALIK 1979). Diese Art ist auch in hiesigen Gewässern taxonomisch klar von der nah verwandten Art *M. orbicularis* (MÜLLER, 1776) zu unterscheiden und vermutlich häufig anzutreffen. Bisher wurde die Existenz von *M. roztoczensis* allerdings ignoriert.

Die der vorliegenden Untersuchung zugrunde liegende Sammelmethode mit einem Netz von 1mm Maschenweite hat sicherlich nur einen Teil der Wassermilben erfassen können; schließlich erreichen einige Wassermilbenfamilien selten eine Körperlänge von einem mm (z.B. Feltriidae, Aturidae). Über das Ausmaß dieser nicht erfassten Fauna kann jedoch hier nur spekuliert werden. Das Donausystem wurde bereits mehrfach auf die Wassermilbenfauna hin untersucht, am intensivsten von SCHWOERBEL (1964) sowie von GERECKE & SCHWOERBEL (1991). Damals wurden deutlich mehr Arten nachgewiesen als jetzt. Dies ist dadurch zu erklären, dass sehr viel mehr Probestellen sowie Quellbereiche beprobt und außerdem Interstitialgrabungen durchgeführt wurden. Wenn man aus den alten Artenlisten diejenigen streicht, die hier nicht erfasst werden konnten, also die Quell- und Interstitialarten, wird deutlich, dass in der jetzigen Untersuchung ca. 10-15 Arten vermutlich aufgrund der unzureichenden Maschenweite nicht erfasst werden konnten. Auf die gesamte Untersuchung bezogen kann man etwa mit 20-25 "fehlenden" Arten rechnen. Auch wenn somit etwa bis zu einem Drittel der Fauna an Wassermilben nicht erfasst werden konnte, sind mit 46 nachgewiesenen Arten und den Erstnachweisen für Baden-Württemberg und Deutschland faunistisch interessante Ergebnisse ermittelt worden.

Bereits mehrfach konnte für Tiergruppen des Trendmonitorings an den hier auf die Wassermilben hin untersuchten Probestellen festgestellt werden, dass erst nach mindestens 3 Jahren und Probenahmen mehrmals im Jahr stabile Artenzahlen erreicht werden, d.h. erst dann kann man davon ausgehen, dass nur noch vereinzelt weitere Arten der jeweiligen Taxa nachgewiesen werden können (MARTEN et al. 1999). Erst nach einer solch intensiven Probenahme ist eine ausreichende Grundlage z.B. für Monitoringprojekte gegeben. Diese Befunde, die in der vorliegenden Untersuchung für die Wassermilben bestätigt werden konnten, sind selbstverständlich auch für "normale" faunistische Untersuchungen von Bedeutung, die oftmals nur auf einmaligen Beprobungen beruhen und somit vor diesem Hintergrund immer nur einen zufälligen Teilaspekt der Zönose widerspiegeln können.

Die hier dargestellten Befunde zur Beurteilung der Naturnähe der Probestellen aufgrund der Wassermilbenbesiedlung konnten bisher nur vorläufig ausgewertet werden. Die Einteilung der Wassermilben in rheobionte, rheophile und rheoxene Arten bzw. Individuen ermöglicht aber immerhin Hinweise auf Störungen in der Besiedlung, die auch durch andere Indizien bestärkt werden. So liegt die auch durch die Dominanz der als störungstolerantesten geltenden rheobionten Wassermilbe *Hygrobates fluviatilis* ausgezeichnete Probestrecke der Brigach (42, s.o.) unterhalb eines Kläranlagenzuflusses. Einige Probestellen, an denen vorwiegend rheoxene Wassermilben nachgewiesen werden konnten, zeigen deutliche anthropogene Beeinträchtigungen und auch vielfältige rheoxene Faunenelemente bei den übrigen Invertebratengruppen (z.B. Kanzach). In einer hier nicht dargestellten Ähnlichkeitsanalyse zur Milbenbesiedlung der verschiedenen Probestellen sind deutliche Gruppierungen zwischen den unterschiedlichen Fundorten festzustellen. Erst die weitere Auswertung der Daten wird zeigen, ob sich diese bei anderen Tiergruppen wieder finden

und ob es Beziehungen zu den Naturräumen, den Einzugsgebieten oder den unterschiedlichen Störungen gibt. Erst wenn die Ergebnisse für die anderen Tiergruppen des Trendmonitorings der Gewässer und die parallele Erfassung der abiotischen Parameter vorliegen, können die Befunde miteinander verglichen und z.B. auch das Auftreten der Wassermilben mit den entsprechenden Faktoren korreliert werden.
Zusammenfassend erscheint eine Bearbeitung der Wassermilben auch bei einer Standardbeprobung sinnvoll, und zwar sowohl aus faunistischen Gründen aber auch zum Ziel der Gewässerbewertung. Leider werden auch in aktuellen, zum Teil taxonomisch durchaus breit angelegten Probenahmeprogrammen, z.B. zur Bewertung von Fließgewässern im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie, die Wassermilben weiterhin nicht berücksichtigt. Gerade diese umfassenden Projekte bieten aber die Möglichkeit, in breiterem Rahmen die Eignung der Wassermilben zur Gewässerbewertung im Vergleich zu anderen Tiergruppen zu verdeutlichen. Um die den Wassermilben zukommenden Indikationspotentiale zu unterstreichen, wäre es gerade bei diesen Projekten sinnvoll, sie in die reguläre Probenahme mit einzubeziehen. Aus Sicht der Wassermilbenkunde erscheint es zudem überlegenswert, die wenigen zerstreuten Daten zu den Wassermilben der Fließgewässer (u.a. KOWALIK & BIESIADKA 1981, MEYER 1986, DOHET et al. in Vorb.) zusammenzufassen. Dadurch könnten die Schwankungsbreiten der tolerierten abiotischen Parameter für die Wassermilben der Fließgewässer dargestellt werden, ähnlich wie bereits in den Niederlanden für die Wassermilben insgesamt geschehen (vgl. VAN DER HAMMEN & SMIT 2000). Dies würde eine Basis schaffen, die stenöken Wassermilben der Fließgewässer in aktuelle Bewertungssysteme zu integrieren.

Literatur

BIESIADKA, E. & KOWALIK, W. (1979): A new species of *Mideopsis* NEUMANN (Hydrachnellae, Acari) from Poland. - Bull. Acad. Pol. Sci., Sér. Sci. Biol. Cl. II 26, 695-702.

BOLLE, D., WAUTHY, G. & LEBRUN, P. (1976): Preliminary study of watermites (Acari, Prostigmata) as bioindicators of pollution of stream. - Ann. Soc. r. Zool. Belg. 106, 201-210.

CICOLANI, B. & DI SABATINO, A. (1991): Sensitivity of water mites to water pollution. - in: DUSBÁBEK, F. & BUKVA, V. (eds.): Modern Acarology Vol. 1, 465-474. Academia, Prague and SPB Academic Publishing bv, The Hague.

DI SABATINO, A., GERECKE, R. & MARTIN, P. (2000): The biology and ecology of lotic water mites (Hydrachnidia). - Freshwater Biology 44, 47-62.

DOHET, A., HOFFMANN, L., & GERECKE, R. (in Vorb.): Water mites (Acari, Actinedida, Hydrachnidia) in the rhithron of streams in Luxembourg: indicators of water quality.

GERECKE, R. & SCHWOERBEL, J. (1991): Water quality and water mites (Acari, Actinedida) in the upper Danube region, 1959-1984. - in: DUSBÁBEK, F. & BUKVA, V. (eds.): Modern Acarology Vol. 1, 483-491. Academia, Prague and SPB Academic Publishing bv, The Hague.

ILLIES, J. (Hrsg.) (1978): Limnofauna europaea. Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie, G. Fischer, Stuttgart, 532pp.

KOWALIK, W. & BIESIADKA, E. (1981): Occurrence of water mites (Hydracarina) in the River Wieprz polluted with domestic-industry sewage. - Acta Hydrobiol. 23, 331-348.

MARTEN, M., HACKBARTH, W. & OTTO, C.-J. (1999): Neue Ephemeroptera- und Plecoptera-Nachweise aus Baden-Württemberg und Stand der derzeitigen Erfassung im Rahmen der biologischen Umweltbeobachtung an Fließgewässern. - Lauterbornia 37, 63-86.

MEYER, E. (1986): Die Wassermilben (Hydrachnellae, Acari) in den Fließgewässern um Freiburg i. Br. - Mitt. bad. Landesverein Naturkunde u. Naturschutz N. F. 14, 147-206.

SCHWOERBEL, J. (1964): Die Wassermilben (Hydrachnellae und Limnohalacaridae) als Indikatoren einer biocönotischen Gliederung von Breg und Brigach sowie der obersten Donau. - Arch. Hydrobiol./Suppl. Donauforschung, 27, 386-417.

SMIT, H. & VAN DER HAMMEN, H. (2000): Atlas van de Nederlandse watermijten (Acari: Hydrachnidia). - Nederlandse Faunistische Mededelingen 13, 272pp.

SMITH, I.M., COOK, D.R. & SMITH, B.P. (2001): Water mites (Hydrachnida) and other arachnids. - in THORP, J.H. & COVICH, A.P. (eds.): Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates, Chapter 16, 551-659. 2nd edition. Academic Press, San Diego.

VAN DER HAMMEN, H. & SMIT, H. (1996): The water mites (Acari: Hydrachnidia) of streams in the Netherlands: Distribution and ecological aspects on a regional scale. - Neth. J. Aquat. Ecol. 30, 175-185.

VIETS, K.O. (1978): Hydracarina. - in: ILLIES, J. (Hrsg.) Limnofauna Europaea, 532pp. G. Fischer, Stuttgart, 154-181.

FISCHE

BRINKER, A. & R. RÖSCH: Eine schnelle, hochauflösende Methode zur Bestimmung der Größe von suspendierten Partikeln in Fischzuchten

WICHOWSKI, F.-J. & E. PFAHLS: Biberhabitate im Hessischen Spessart: Ichthyofaunistische Erhebungen vor dem Hintergrund der FFH- und EU-Wasserrahmenrichtlinie

ZAHN, S.: „Lachse in Brandenburg“ - bisherige Ergebnisse und Ausblick

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Eine schnelle, hochauflösende Methode zur Bestimmung der Größe von suspendierten Partikeln in Fischzuchten

Alexander Brinker*° und Roland Rösch*
*Fischereiforschungsstelle, Untere Seestraße 81, 88085 Langenargen
°Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz
eMail: Alexander.Brinker@lvvg.bwl.de

Keywords: Partikelgrößenanalyse, Reinigung, Fischzucht, Ablaufwasser, Faezes, suspendierte Feststoffe

Hintergrund

Die Fischproduktion in Durchflussanlagen kann zu einer lokalen Belastung der Umwelt durch die Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor sowie durch abbaubare organische Substanzen führen. Ein relevanter Anteil dieser Belastung ist an suspendierte Feststoffe gebunden. In Fischzuchten erfolgt deshalb eine Abscheidung dieser Feststoffe aus dem Ablaufwasser durch Sedimentation oder spezielle Mikrofilter. Die Entnahmeleistung dieser Reinigungseinheiten ist abhängig von der Größe der suspendierten Partikel, da nur Partikel zurückgehalten werden können, die größer als die Porenweite der eingesetzten Filtergaze oder aber groß genug sind, um während der Verweilzeit des Ablaufwassers im Sedimentationsbecken absinken zu können.
Die suspendierten Feststoffe entstammen zu einem Großteil den Faezes der Fische. Turbulenzen und wasserchemische Reaktionen sind in der Lage, diese Partikel deutlich zu zerkleinern. Eine Zerkleinerung der Partikel führt dazu, dass weniger partikuläre Substanz durch vorhandene Reinigungseinrichtungen zurückgehalten werden kann. Zusätzlich führt das verminderte Oberflächen/Volumen-Verhältnis kleiner Partikel zu einer gesteigerten Auswaschung der Nährstoffe, die dann durch mechanische Reinigung nicht mehr entnommen werden können. Literaturvergleiche zeigen, dass selbst baugleiche Sedimentations- oder Filtrationseinheiten in ihrer Effizienz beträchtlich schwanken und dass auch innerhalb einzelner Anlagen große Unterschiede in der Reinigungsleistung auftreten (vgl.Cripps & Bergheim 2000).
Um diejenigen Einflussfaktoren identifizieren und bewerten zu können, die die Partikel im Verlauf von Fischzuchten zerkleinern, ist es notwendig, die Partikelgrößenverteilung genau, präzise und hochauflösend bestimmen zu können. Eine praxisrelevante Methodik wird vorgestellt.

Methodik

Die besonderen Schwierigkeiten bei der Bestimmung von suspendierten Feststoffen aus Fischzuchten haben mehrere Ursachen: Zum einen sind die Partikel, was ihre optischen Eigenschaften und ihre Form betrifft, inhomogen, zum anderen sind die Partikel fragil und die Partikeldurchmesser überschreiten mehrere Größenordnungen (1µm- >1000µm). Schließlich folgen ihre Summenhäufigkeiten üblicherweise einer hyperbolischen Verteilung, d.h. es gibt immens viele sehr kleine Partikel, die aber oft nur geringe Teile der Gesamtsubstanz stellen und wenige sehr große Partikel, die aber oft relevante Anteile der Partikelsubstanz beinhalten. Bei Messung einzelner Partikel ist die Wahrscheinlichkeit, ein großes Partikel zu messen, sehr niedrig. Um reproduzierbare Ergebnisse über den gesamten Größenbereich zu erhalten, müssen also extrem viele Partikel gezählt werden.

Generell stehen für die Messung suspendierter Partikel eine Vielzahl unterschiedlicher Methoden zur Verfügung (vgl. McCave & Syvitski 1991), die aber häufig für sedimentologische Anwendungen mit ihren vergleichsweise robusten Partikeln konzipiert wurden und sich deshalb nicht für die vorliegende Fragestellung eigneten.

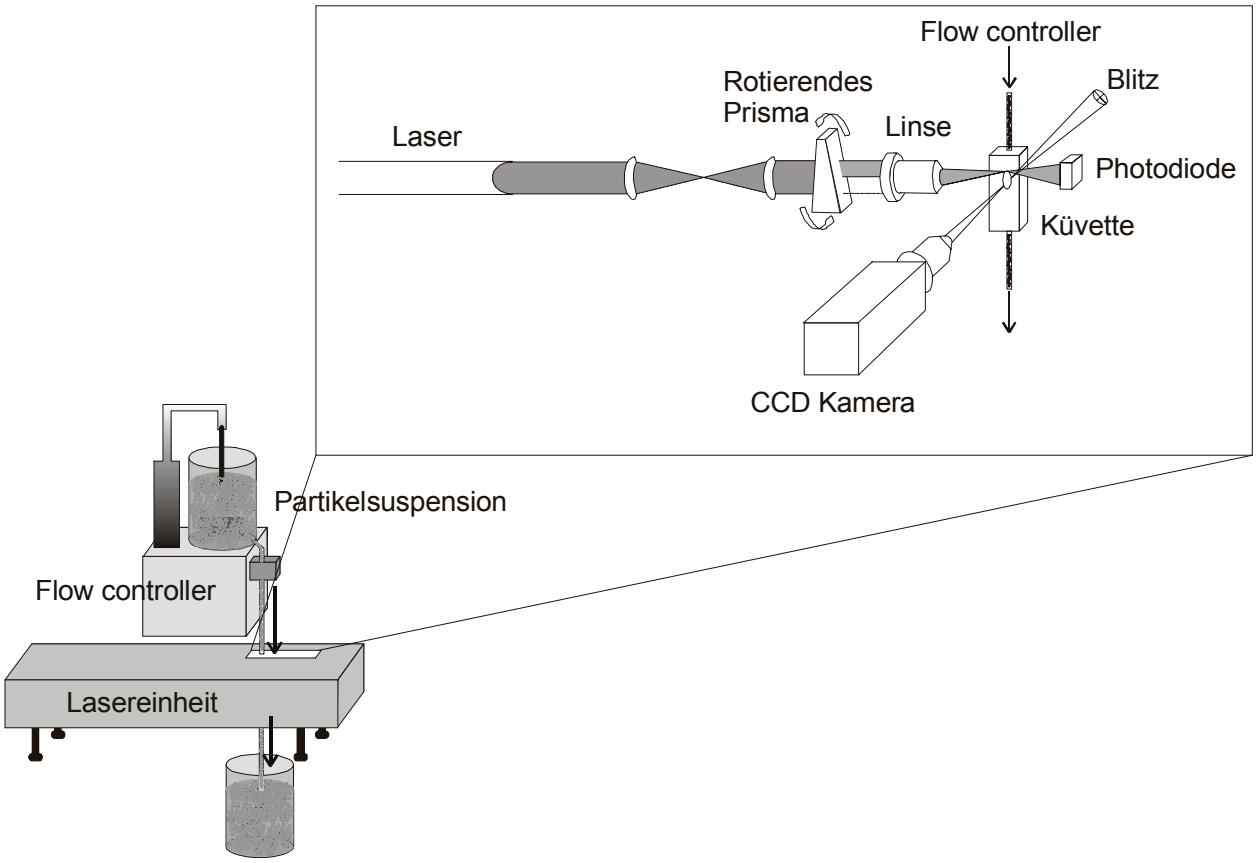


Abb. 1: Schematische Darstellung der Partikelgrößenmesseinheit CIS-1 (Galai ltd.) inklusive des zugrunde liegenden Messprinzips.

Vielversprechend erschien jedoch eine spezielle Lasermesstechnik, die nach dem Prinzip der ‚*time-of-transition*-Theorie' arbeitet. Bei dieser Methode rotiert ein hochfokussierter Laserstrahl (∅ 1,2µm) mit hoher Geschwindigkeit durch die Messzelle. Ein Photoelement detektiert die Abschattungsereignisse, die durch die Partikel in der Probe hervorgerufen werden. Die Zeitdauer des Überstreichens des Laserstrahls über ein Partikel wird mittels Fouriertransformation in die jeweilige Partikelgröße umgerechnet.

Die Vorteile dieses System sind:

- Sehr hohe Auflösung (max. 300 Größenklassen)
- Kurze Messdauer (<1h/Probe)
- Keine Probenbehandlung
- Weiter Messbereich (0,5-600µm)
- Offene Architektur des Systems, d.h. direkte und unbegrenzte Probenapplikation
- Unabhängigkeit von den optischen Eigenschaften der Partikel
- Mobiles System → direkt im Freiland einsetzbar

Da die zur Verfügung stehende laseroptische Einheit auf Partikel mit maximal 600µm Durchmesser begrenzt ist, wurde der Anteil größerer Partikel gravimetrisch mittels Siebung bestimmt.

Problem:
Wie bei allen Methoden zur Bestimmung der Partikelgröße mit Ausnahme der Bildanalytik werden die Partikelgrößen unter Annahme einer Vorzugsform (in diesem Fall Kugelform) bestimmt, die in vielen Fällen nicht gegeben ist.
Alle Messungen wurden im Durchflussbetrieb mit der Messzelle GM-7 bei einer maximalen Durchflussgeschwindigkeit von ca. 163ml/min durchgeführt. Die Durchflussrate kann nicht weiter erhöht werden, da sonst die Eigenbewegung der Partikel gegenüber der Rotationsbewegung des Laserstrahls nicht mehr vernachlässigbar klein ist und somit der Partikeldurchmesser unterschätzt wird. Allgemeine Berechnungsgrundlage (Galai ltd.):

Maximale Durchflussrate = $\frac{f * tg\theta * 2\pi\nu * A * 60}{10}$

f- Fokusdistanz
θ- Prismenwinkelaufweitung
v- Rotationsgeschwindigkeit des Laserstrahls
A- Zelldurchmesser Küvette

Genauigkeit und Präzision

Messungen an geeichten Standards
Größenbestimmungen (n=6) mit Latexkugeln (Polyscience, Warrington PA 189/76; Charge: LOT 452308, ∅ 2,836µm ± 0,136; 300000 Kugel/ml) zeigten eine leichte Überschätzung des tatsächlichen Partikeldurchmessers von 0,27µm ± 0,007. Dieser systematische Fehler dürfte darauf zurückzuführen sein, dass der mittlere Durchmesser der Latexkugeln nicht genau in der Klassenmitte liegt (Messbereich: 2-300µm; 1µm Klassen). Der Variationskoeffizient betrug 0,22%. Die Messung kugelförmiger, robuster Partikel zeigte auch im Mikrometerbereich die erwartete gute Genauigkeit und hohe Präzision.

Messungen an realen Proben
25 Regenbogenforellen (Oncorhynchus mykiss) (Durchschnittsgewicht: ca. 350g) wurden mit hochreinem *Oleum careophylli* betäubt, durch Kiemenrundschnitt getötet und ausgeblutet. Aus dem distalen Darm wurde der Kot präpariert. Der gewonnene Kot wurde vorsichtig gemischt, fünf Aliquote von je zwei Gramm Kot wurden in je zwei Liter Aqua dest. überführt und dann mit einem von unten aufsteigenden kontinuierlichen Luftstrom (Druck: 0,05 MPa, Dauer 8min) zerkleinert. Die Aliquote wurden zuerst mit dem Laser ausgemessen. Direkt anschließend wurde die Suspension mittels eines Siebturmes (600µm→400µm→200µm→100µm→64µm→32µm PES-Gaze, ∅ 80mm) bei leichtem Vakuum und ständiger Vibration gesiebt. Anschließend wurde die Suspension mittels Druckfiltration über 0,45µm Cellulose-Acetat-Filter (Sartorius 11106-50-N) filtriert. Alle Filter waren zuvor für 15 Minuten mit kochendem Aqua dest. gereinigt, bei 60°C getrocknet und zur Gewichtskonstanz gewogen worden. Nach der Siebung wurden die Filter tiefgefroren und mittels Lyophilisation getrocknet. Anschließend wurden die beladenen Filter bis zur Gewichtskonstanz gewogen und das Trockengewicht der gesiebten Partikel mittels Differenzbildung zum Ausgangsgewicht der Filter bestimmt.

Abbildung 2 zeigt das Ergebnis der Lasermessung und der Siebung. Der Variationskoeffizient der Lasermessung ist im Mittel über alle Größenklassen 7,2% ± 1,41. Die Ergebnisse sind somit unter Berücksichtigung der o.g. Schwierigkeiten sehr gut reproduzierbar.

Da keine geeichten Standards für suspendierte Kotpartikel zur Verfügung stehen, wurde die Genauigkeit der Methodik in Hinblick auf Praxisrelevanz durch den direkten Vergleich mit Mikrosiebung getestet (Abb. 2). Die Siebresultate unterscheiden sich dabei absolut mit Ausnahme des Wertes bei 200µm nur um weniger als 4% von denen der Laserbestimmung. Die Laserdaten können somit dazu verwendet werden, relative Änderungen in Abhängigkeit von den ermittelten Größenverteilungen vorherzusagen. Zusätzlich scheint es möglich zu sein, absolute Entnahmeleistungen von Mikrofiltrationen anhand der ermittelten Größenverteilung zu schätzen.

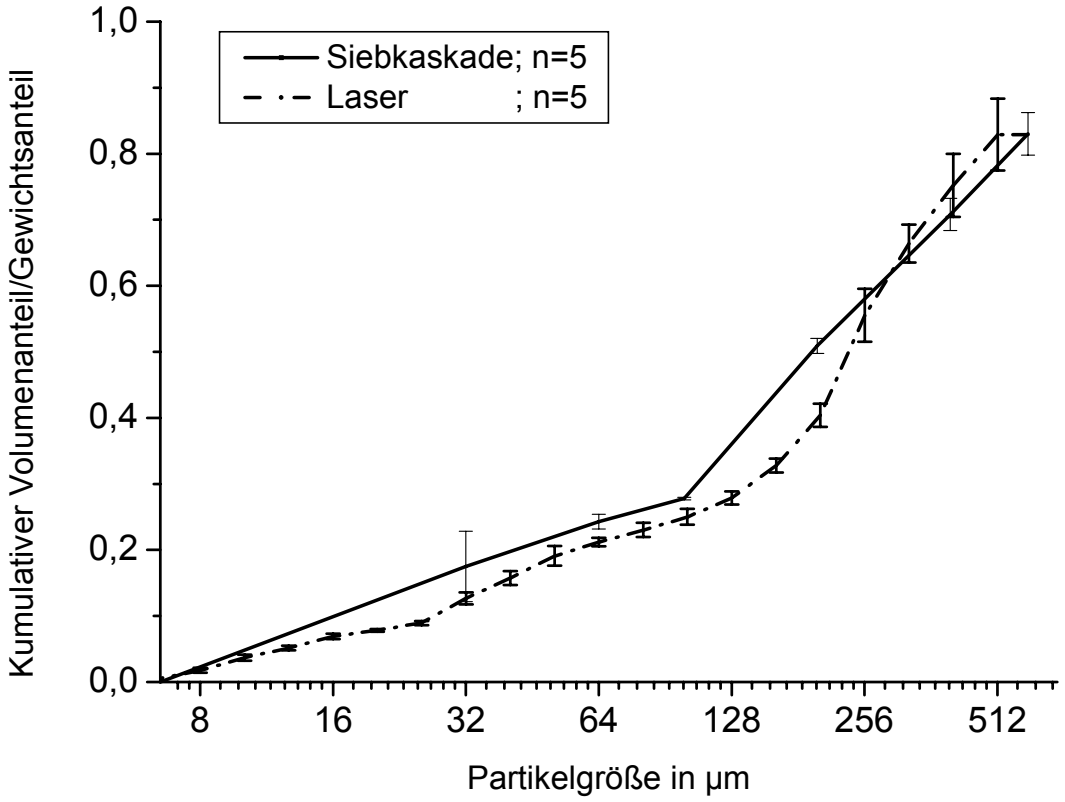


Abb. 2: Gegenüberstellung der Partikelgrößenverteilung von Lasermessung und Siebung. Darstellung: Kumulative Mittelwerte ± Standardabweichung.

Praxiseinsatz

Einfluss anlagentechnischer Größen auf Partikelgrößenverteilungen

Der Einfluss eines Absturzes (Abb. 3) auf die Partikelgrößenverteilung wurde mittels der oben beschriebenen Methodik direkt vor Ort untersucht. Der Absturz befand sich am Ende einer modernen Fliesskanalanlage in Südwestdeutschland. In der Anlage werden Regenbogenforellen bis zur Speisefischgröße produziert. Am Ende des Fließkanals fiel das Ablaufwasser der Fischzucht über den Absturz 70cm hinab. Hypothese war, dass die dabei entstehende Turbulenz die Partikel zerschlägt und zerkleinert. Nach dem Absturz wird das Ablaufwasser zur Abscheidung der suspendierten Feststoffe einem Trommelfilter zugeführt. Dieser Trommelfilter ist mit einer 80µm Gaze bespannt. Anhand von je 11 Proben vor und nach dem Absturz wurde im Verlauf von zwei Tagen der Einfluss des Absturzes auf die Partikelgrößenverteilung bestimmt. Jede Einzelprobe umfasste 4,5 Liter Anlagenwasser und wurde komplett ausgemessen.

Es zeigte sich, dass die Partikel durch den Absturz signifikant ($p < 0.001$) zerkleinert wurden (Abb. 3). Konkret bedeutet dies, dass der Trommelfilter aus dem Ablaufwasser dieser Fischzucht vor dem Absturz theoretisch ca. 85% der suspendierten Partikel entnehmen könnte, nach dem Absturz aber nur noch ca. 64%. Unter Einbeziehung des Standardfehlers wird anhand der Laseranalytik eine um 20,5% verringerte Reinigungsleistung durch die Zerschlagung der Partikel prognostiziert.

Als Konsequenz dieser Untersuchung wurde der Absturz aus dem System entfernt. Danach hat sich die Leistung des Trommelfilters laut Aussage des Betreibers stark verbessert.

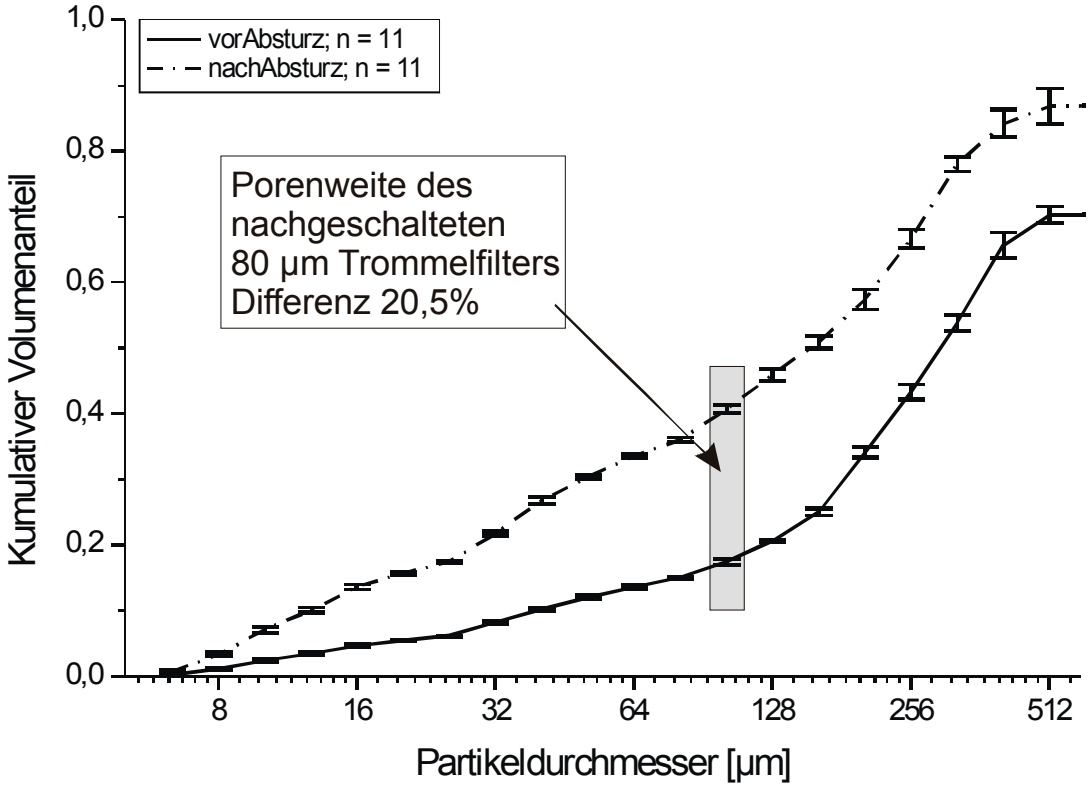


Abb. 3: Einfluss eines Absturzes am Ende einer Fließkanalanlage auf die Partikelgrößenverteilung der suspendierten Feststoffe. Darstellung: Kumulative Mittelwerte ± Standardfehler.

Prüfung der Prognoseleistung anhand der Laserdaten im Praxiseinsatz

Einen ersten Hinweis auf die Vorhersagequalitäten der theoretischen Partikelgrößenverteilungen für Mikrofiltration unter Praxisbedingungen lieferte eine Untersuchung mit einem mobilen Trommelfilter (Hydrotech AB, HDF802, Bespannung: 40µm Gaze, max. Durchsatz 18l/s). Ablaufwasser aus einer Forellenzucht wurde direkt durch den Trommelfilter geleitet. Die Partikelgrößenverteilungen wurden nach o.a. Methodik vor und nach Passage des Filters gemessen und die theoretische Entnahme anhand der ermittelten volumenabhängigen Größenverteilungen bestimmt (vgl. Abb. 4). Zudem wurde nach DIN 38409-H2-2 (modifiziert) die Entnahme an abfiltrierbaren Stoffen durch den Trommelfilter bestimmt.

Leider konnte aufgrund der Vorortgegebenheiten nicht der direkte Zulauf zum Trommelfilter beprobt werden, sondern nur der Gesamtabfluss der Fischzucht, aus dem das Wasser entnommen und dem Filter zugeführt wurde.

Vor der Filtration sind alle Partikelgrößen im Ablaufwasser vorhanden, nach der Filtration sind kaum noch Partikel > 40µm nachzuweisen (Abb. 4). Vergleicht man die Menge an abfiltrierbaren Stoffen vor Filtration durch den Trommelfilter, die nach Verrechnung mit der Größenverteilung > 40µm ist, mit der Stoffmenge, die nach der Filtration > 40µm ist, so beträgt der Feststoffanteil nach Filtration nur noch ca. 1,8% der Ausgangsmenge an Partikeln > 40µm.

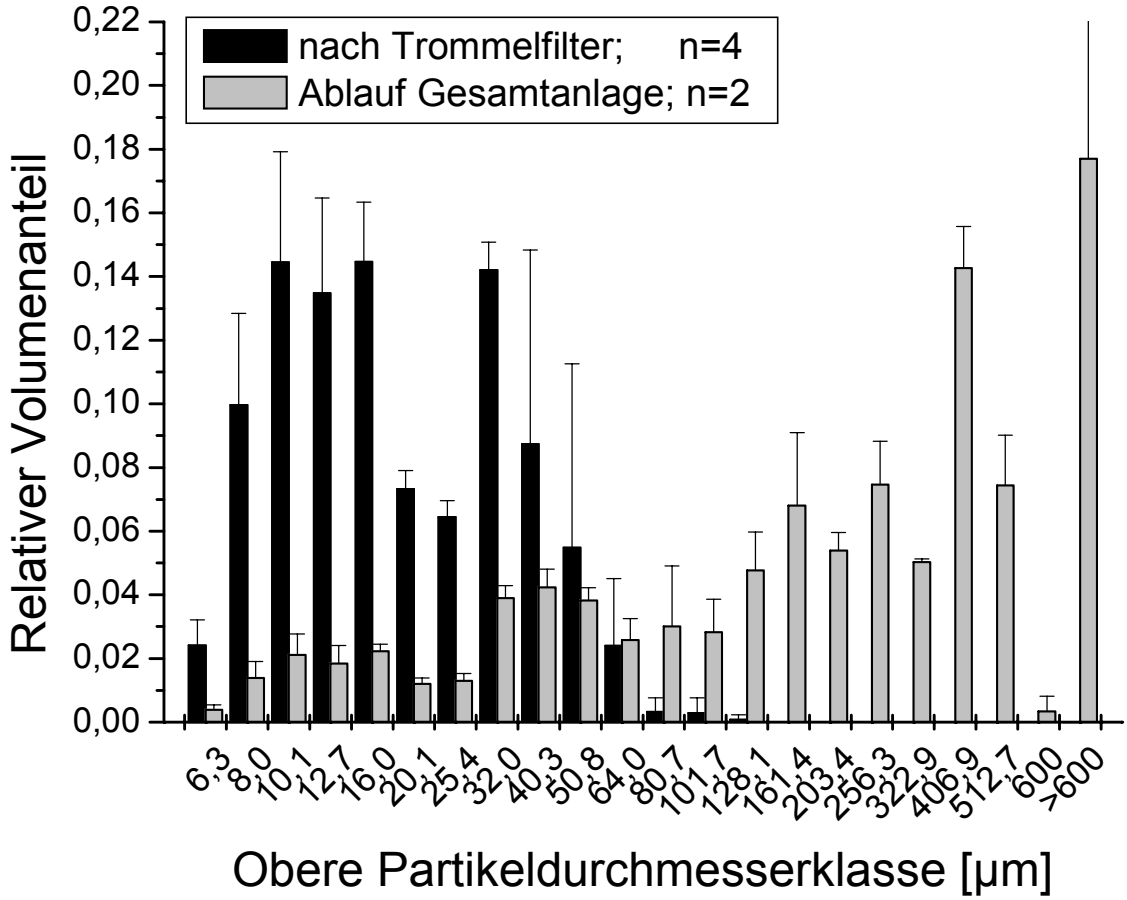


Abb. 4: Partikelgrößenverteilung der suspendierten Partikel im Ablaufwasser einer Fischzucht vor und nach Mikrofiltration durch einen Trommelfilter (40µm Gaze).

Ein Vergleich der theoretischen Entnahme (70,05% Partikelsubstanz ± 0,02) mit den Ergebnissen der Untersuchung der abfiltrierbaren Stoffe (72,6% Partikelsubstanz ± 18,6) zeigt zudem keinen signifikanten Unterschied ($p > 0,05$). Da die Laserdaten im Laborexperiment eher eine Überschätzung der Partikelgrößen im Vergleich zur Siebung ergaben (Abb. 2), erfolgt möglicherweise unter Praxisbedingungen durch die großen Partikel ein teilweises Verstopfen der Poren, sodass auch Partikel mit einem Durchmesser kleiner als 40µm zurückgehalten werden.

Dieses Experiment ist allerdings aufgrund des geringen Stichprobenumfanges, der nicht optimalen Versuchsbedingungen und der hohen Streuung bei den abfiltrierbaren Stoffen nur als erstes Indiz zu werten. Im April 2003 beginnt ein umfangreiches Experiment, bei dem die Prognoseleistung der Laserdaten für Trommelfilter systematisch untersucht werden wird.

Fazit

Die vorgestellte Methode ermöglicht eine rasche, quantitative Erfassung der Partikelgrößen im Wasser von Fischzuchten. Dies wiederum gestattet die Lokalisation und Bewertung partikelzerkleinernder anlagentechnischer Einbauten (Abstürze, Pumpen etc.), die Modellierung der Partikelgrößen im Verlauf einer Fischzucht sowie eine optimale Anpassung von mechanischen Kläreinheiten an die vorhandenen Partikelgrößen.

Literatur

Cripps, S. J. & A. Bergheim (2000). "Solids management and removal for intensive land-based aquaculture productions systems." Aquacultural Engineering **22**: 33-56.

McCave, I. N. & J. P. M. Syvitski (1991). Principle and methods of geological particle size analysis. Principles, methods, and applications of particle size analysis. J. P. M. Syvitski. New York, Port Chester, Melbourne, Sydney, Cambridge University Press**:** 3-21.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

Biberhabitate im Hessischen Spessart: Ichthyofaunistische Erhebungen vor dem Hintergrund der FFH- und EU-Wasserrahmenrichtlinie

WICHOWSKI, FRANZ-JOSEF & ELKE PFAHLS
Ökobüro Gelnhausen (GbR), Frankfurter Str. 42, D-63571 Gelnhausen
ecodat@ecodat.de

Keywords: Bieber, Jossa, Sinn, *Cottus gobio*, *Lampetra planeri, Castor fiber*

1. Einleitung

Das Europäische Parlament hat im September 2000 die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verabschiedet. Wesentliche Ziele der Richtlinie sind:

- einer weiteren Verschlechterung der aquatischen Ökosysteme und der Auenbereiche vorzubeugen,
- den Schutz und die Verbesserung der Gewässer unter ökologischen Gesichtspunkten zu gewährleisten und
- die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie mittels Monitoring- und Effizienzuntersuchungen zu überwachen.

Die Entwicklungsziele für einzelne Gewässer bzw. Gewässersysteme sollen umsetzungsrelevant in Flussgebietsplänen erarbeitet werden. Bei der Konkretisierung der Flussgebietspläne muß jedoch berücksichtigt werden, daß z. Zt. vor allem in Bezug auf die Bewertung ökologischer Parameter noch Defizite bestehen (Irmer 2001).

Neben der Makrobenthosfauna sollen im Rahmen von Flussgebietsplanungen der Zustand und die Entwicklungsfähigkeit der Fischfauna wesentliche Bewertungskriterien für die Gewässer sein. Erste Vorschläge zu einer europäischen Vereinheitlichung der Erfassungsmethodik liegen vor (DOCUMENT CEN/TC 1998, VDFF 1999). In Bezug auf Bewertungsverfahren zur Fischfauna, die den ökologischen Zustand von Gewässerlebensräumen zeigen, werden derzeit einige Forschungsprojekte unter der Federführung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) durchgeführt.

Im Mai 1992 wurde die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH) vom Rat der Europäischen Gemeinschaft verabschiedet (Richtlinie 92/43 EWG). Verglichen mit der WRRL bezieht diese Richtlinie den Schutz terrestrischer Habitate und Biozönosen ein. Wesentliches Ziel ist die Erhaltung oder Wiederherstellung natürlicher Lebensräume sowie der wildlebenden Tier- und Pflanzenarten. Die Bewertung der FFH-Gebietsvorschläge ist im Anhang III der Richtlinie europaweit vorgegeben. Danach erfolgt zunächst die nationale Bewertung der gemeldeten Gebiete (Anhang III) und Arten (Anhang II).

Die Einbeziehung der Gewässer basiert bei beiden Richtlinien auf unterschiedlichen Elementen: Während die WRRL eine umfassende Bewertung der aquatischen Lebensgemeinschaften sowie bestimmter chemischer Parameter verlangt, stehen bei der FFH ausgewählte Arten der Gewässerfauna - bei der Fischfauna sind dies in der Regel die Begleitarten inclusive der Rundmäuler - sowie die relevanten Habitatstrukturen im Mittelpunkt. Bei der Bewertung der Fischfauna gehen beide Richtlinien von der Abundanz und Populationsstruktur aus, anhand derer dann Rückschlüsse auf die Qualität und Quantität abiotischer Parameter gezogen werden sollen.

Im Rahmen von FFH-Erhebungen wurden in Biberhabitaten des Hessischen Spessart (Jossa, Sinn, Schmale Sinn) und angrenzenden Gebieten (Biebergrund) im Frühjahr und Sommer 2002 fischfaunistische Untersuchungen durchgeführt. Die Gewässer gehören zur unteren Forellen- und zur Äschenregion (Metarhithral bis Hyporhithral). Im Mittelpunkt stehen die im Anhang II der

FFH-Richtlinie aufgeführte Fischart Groppe (*Cottus gobio*) und das Bachneunauge (*Lampetra planeri*) (WICHOWSKI et al. 2002, 2002a).
Aufgrund der substratgebundenen Lebensweise ist die Ermittlung populationsspezifischer Parameter, insbesondere der Alterszusammensetzung und der Populationsgröße, problematisch. Die üblichen einmaligen Befischungen ausgewählter Strecken ermöglichen keine gesicherten Aussagen über die Populationsstruktur der o. g. Arten. Fundierte qualitative Untersuchungen sind selten, Vergleichswerte fehlen. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung stehen daher quantitative Aspekte der Nachweismethodik sowie ein Vergleich mit der Gewässerstrukturgüte (GSG) im Vordergrund.

2. Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Gewässerabschnitte der Bieber, Jossa und Sinn (einschl. Schmale Sinn) finden sich etwa 70 km östlich von Frankfurt am Main und durchfließen naturräumlich das Hessisch-Fränkische Bergland, welches die unterste Stufe des süddeutschen Schichtstufentafellandes darstellt (KLAUSING 1974). Als ein Kerngebiet dieses sehr laubwaldreichen Berglandes gilt der Spessart, der mit dem Geyersberg bis auf eine Höhe von 585 m ansteigt. Umschlossen von Main (im Süden), Sinn (im Nordosten) und Kinzig (im Norden) breitet er sich über 2440 km² Fläche aus. Die Nord - Süd, sowie die Ost -West Ausdehnung betragen je über 60 km.
Zum Gewässersystem der Bieber werden u.a. Kasselbach, Lützelbach, Gr. Rossbach und Schwarzbach gerechnet. Es hat eine Gesamtlänge von ca. 85 km, das der Jossa und Sinn ist etwa 40 km lang. Das Gefälle schwankt zwischen 0,6 % und 1,7 %, bei Sinn und Jossa zwischen 0,6 % und 1,2 %. Die Einzugsgebiete umfassen 82 km^2 im Biebergrund sowie 50 km^2 an Jossa und Sinn.

3. Methoden

Die Untersuchungsstrecken (Länge je 100m) wurden, beim Nachweis von Groppen innerhalb eines Zeitraumes von ca. 4 Stunden jeweils dreimal mit einem tragbaren Elektrofischgerät der Firma Mühlenbein (Deka 3000) befischt. Ansonsten erfolgte eine einmalige Befischung (Standardbefischung) zum qualitativen Nachweis von Bachneunaugen. Neben der Kartierung der submersen Vegetationselemente erfolgte eine flächenmäßige Erfassung der Sand- und Schlickbänke, in denen Bachneunaugen nachgewiesen wurden.
Der quantitative Nachweis der Bachneunaugen wurde in repräsentativen Habitaten im FFH - Gebiet „Biebergemünd" sowie im FFH - Gebiet „Biberhabitate im Hessischen Spessart" mittels Elektrofischerei durchgeführt. Hierbei wurden die ausgewählten Stellen innerhalb von 3 Stunden mehrmals befischt (Habitatbefischung). Neben der regulären Seilkathode wurde eine etwa 1m lange Stabkathode in das Substrat eingebracht. Die Mittelwerte der nachgewiesenen Abundanzen konnten dann anhand der Kartierungsergebnisse auf die jeweiligen Strecken hochgerechnet werden.
Die Maschenweite der Fangnetze (Anode, Kescher) betrug 4 mm. Beim Nachweis der 0+ Groppen und der Bachneunaugen wurden außerdem flexible Aquarienkescher mit einer Maschenweite von ca. 1 mm verwendet. Weitere relevante methodische Aspekte sind in der DIN EN 14011 zu finden.
Alle gefangenen Fische wurden nach der Artbestimmung auf 5 mm genau vermessen (Standardlänge) und unmittelbar danach am Fangort ausgesetzt.
Die Analyse der Populationsstruktur erfolgte auf der Basis der Altersklassen nach der Petersen-Methode in BAGENAL & TESCH (1978). Da das Längenwachstum der Groppe im Untersuchungsgebiet deutliche regionale Unterschiede aufweist und keine Altersbestimmungen erfolgten, wurden bei der Abgrenzung der Altersklassen Mittelwerte verwendet.
Die Schätzung der Populationsgröße sowie die darauf basierende Bestimmung der Abundanzen erfolgte mit dem MicroFish Statistical Package 3.0 von V. DEVENTER, J.S. & PLATTS, W.S. (1985). Die Ergebnisse wurden anhand der Vergleichsbefischungen von EULNER (2002) und WICHOWSKI (1988) auf Plausibilität getestet und korrigiert, wenn sich in den Befischungsgängen unregelmäßige, nicht sinkende Fangzahlen oder eine große Streuung der Einzelergebnisse ergab. Der Korrekturwert beträgt 200 % des Gesamtfanges nach 3 Durchgängen (Ng) (WICHOWSKI et al. 2002).

4. Ergebnisse

4.1 Bachneunaugen (*Lampetra planeri*)

Im Rahmen der üblichen Standardbefischung wurden Bachneunaugen nur sporadisch, meist als Einzelexemplar, nachgewiesen. Bei der gezielten Habitatbefischung schwankte die Individuendichte zwischen 7 und 16 Individuen/m^2. In den Habitaten, die über einen großen Feinsand- und Schluffanteil verfügten, wurden die größten Individuendichten ermittelt (Abb. 2). In der Abbildung 1 sind die Ergebnisse der Standardbefischung im Vergleich mit denen der Habitatbefischung dargestellt: In der Jossa steigt der Anteil der Bachneunaugen von 12 auf 74%, in der Sinn von 7 auf 55% und in der Bieber von 4 auf 31%. Bachneunaugen stellen damit in Jossa und Sinn die größte Artengruppe.

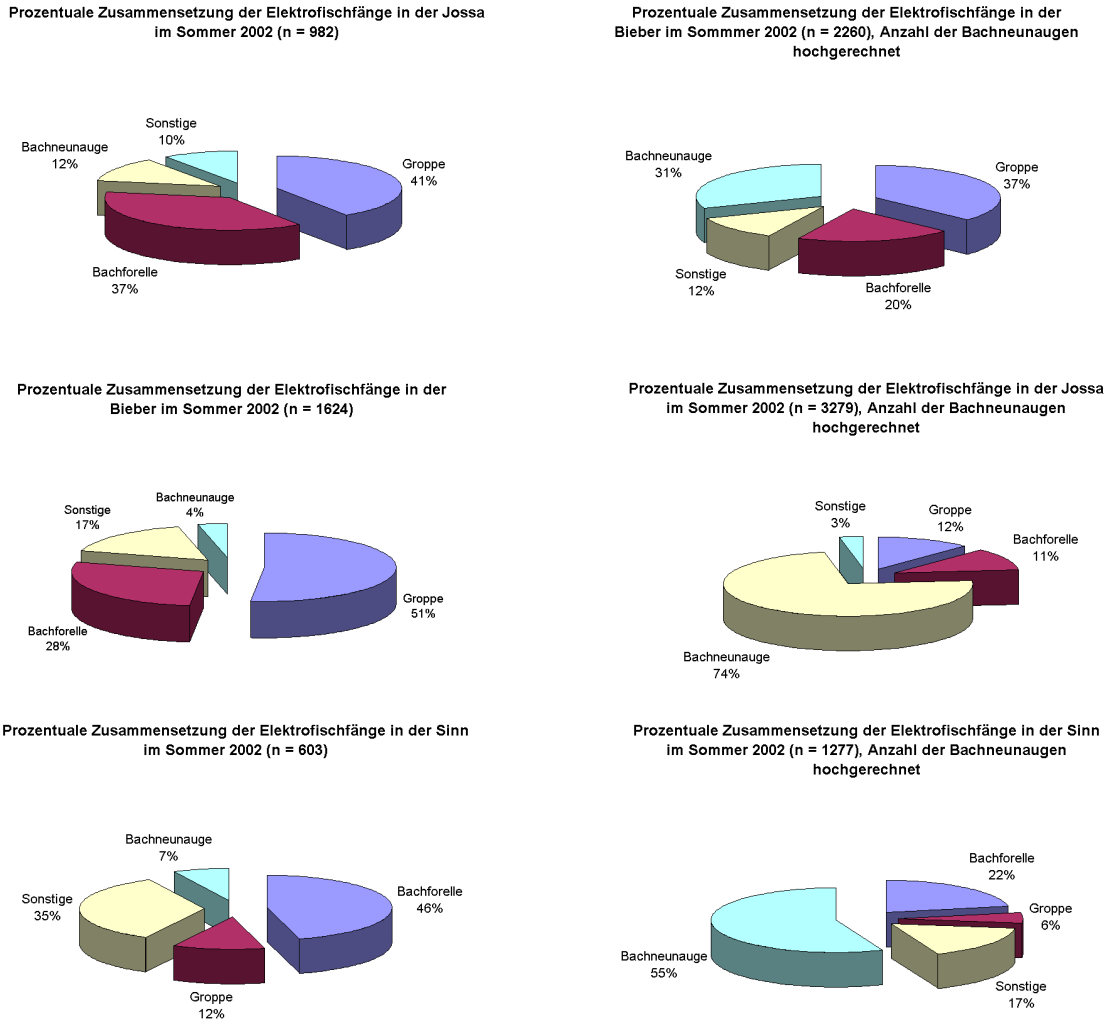


Abb. 1: Ichthyofaunistische Erhebungen in den Biberhabitaten des Hessichen Spessart (2002): Prozentuale Zusammensetzung der Elektrofischfänge - Vergleichende Darstellung der Ergebnisse der Standardbefischung (links) und der Habitatbefischung (rechts).

Vom Lützelbach abgesehen wurden in allen untersuchten Fließgewässerabschnitten die Alterklassen (AK) 0+ - 5+ nachgewiesen. Junge Larvenstadien (AK 0+, 1+) waren in Sandbänken mit großem Schluff- und Feinsandanteil häufig anzutreffen, ältere Stadien konnten vermehrt an Standorten mit großem Mittel- und Grobsandanteil nachgewiesen werden (Abb. 2). Aufgrund der inhomogenen Verteilung der AK wurden alle potentiellen Habitatstrukturen untersucht.

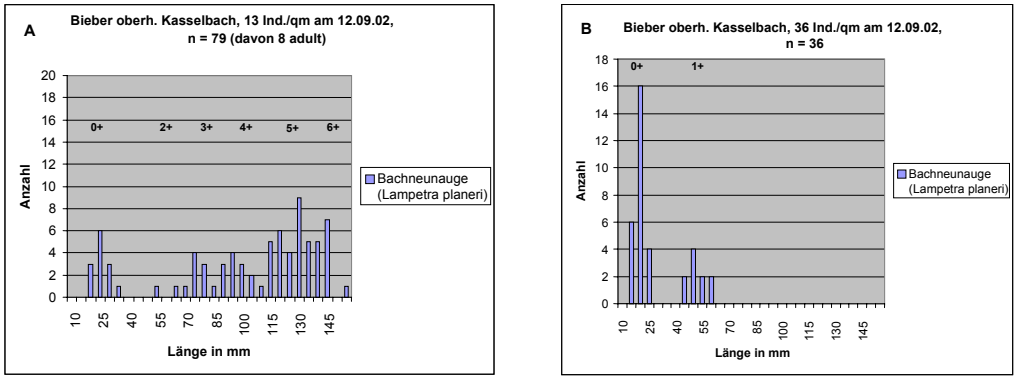


Abb. 2: Ichthyofaunistische Erhebungen in den Biberhabitaten des Hessichen Spessart (2002): Quantitativer Nachweis der Bachneunaugen in ausgewählten Habitaten (A: großer Mittel- und Feinsandanteil; B: großer Schluff- und Feinsandanteil).

4.2 Groppe (Cottus gobio)

Die Individuendichte dieser Bodenfischart lag in der Bieber (B1) mit 1,7 Individuen/m^2, ermittelt bei geringem Wasserstand, geringer Strömung und klarer Sicht, deutlich über den Werten, die bei größerer Wasserführung und Strömung sowie teils trübem Wasser in der Jossa (J1) mit 0,8 Individuen/m^2 und der Bieber (B3) mit 0,7 Individuen/m^2 ermittelt werden konnten.
An allen Untersuchungsstrecken wurden mehrere Altersklassen (AK) gefunden: Bieber (B1) 3 AK, Jossa (J2) und Bieber (B3) jeweils 4 AK. Juvenile Exemplare der Groppe konnten an der Bieber (B1) in der größten Dichte ermittelt werden.
In allen drei aufeinanderfolgenden Befischungsgängen wurden Groppen gefangen. Die Anzahl gefangener Individuen lag bei allen Alterklassen im 2. und 3. Durchgang über der des 1. Durchgangs. Bei allen Befischungsgängen waren Schwankungen der Abundanz und der Struktur der Altersklassen erkennbar: Einzelne Längenklassen wurden nur in einem Durchgang nachgewiesen (Abb. 3).

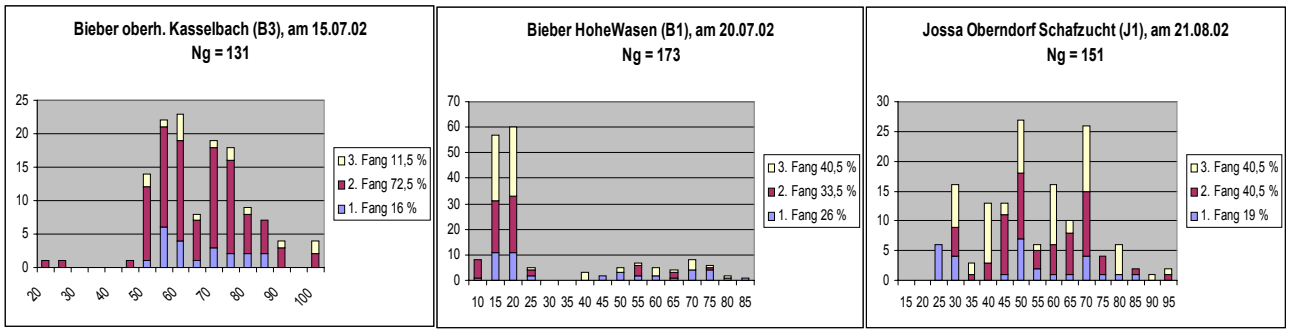


Abb. 3: Ichthyofaunistische Erhebungen in den Biberhabitaten des Hessichen Spessart (2002): Darstellung der Abundanz und Struktur der Alterklassen in den Groppenfängen (3 Durchgänge/100 m). Einzelne Längen- oder Alterklassen treten nur in einem Durchgang auf (links: 20-30mm; mitte: 40 und 85mm; rechts 25 und 90mm).

4.3 Gewässerstrukturgüte

Sowohl die Groppe als auch das Bachneunauge kommen in Gewässerabschnitten vor, die mit der GKL 2 - 5 (Gesamtbewertung) bewertet sind. Die größten Groppenbestände wurden im Abschnitt B1 (GKL 2) gefunden, die größten Bachneunaugenbestände im Abschnitt B 3 (GKL 5). Im Abschnitt B4 (GKL5) wurden nur kleine Groppenbestände nachgewiesen. Bemerkenswert erscheint, dass die Abundanz der AK 0+ der Groppen in Abschnitten mit einer GKL 2-3 für die Sohlenstruktur besonders groß war (B1, J1,.J3, J7, J8) Groppen fehlen lediglich in sandigen Abschnitten der Jossa (J4 - J6) sowie in der Äschenregion der Sinn (S1 - S4). Bachneunaugen wurden in allen Abschnitten gefunden, die Bestände der Bieber und der Sinn waren jedoch deutlich kleiner als die der Jossa. Eine Korrelation zwischen der GKL (Gesamtbewertung und Sohlenstruktur) und der Abundanz sowie der AK - Struktur der untersuchten Arten kann aufgrund der vorliegenden Ergebnisse nicht eindeutig festgestellt werden (Tab. 1).

Tab. 1: Ichthyofaunistische Erhebungen in den Biberhabitaten des Hessischen Spessart (2002): Darstellung der Gewässerstrukturgüte der untersuchten Strecken im Biebergrund (B), der Jossa (J) und der Sinn (S) (G: Groppe; N: Bachneunauge).

	B1	B2	B3	B4	J1	J2	J3	J4	J5	J6	J7	J8	S1	S2	S3	S4	
	G,N	G,N	G,N	G,N	G,N	G,N	G,N	N	N	N	G,N	G,N	N	N	N	N	Mittelwert
Gesamtbewertung	2	5	5	5	3	5	3	2	2	2	3	3	3	2	2	2	3,0625
Lauftentwicklung	1	5	6	5	3	5	1	2	1	1	2	2	2	3	2	2	2,6875
Längsprofil	2	6	6	5	3	5	1	1	4	3	3	3	5	4	4	4	3,6875
Querprofil	2	7	7	3	4	7	3	3	2	2	3	4	3	3	3	3	3,6875
Sohlenstruktur	3	4	5	5	3	5	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2,875
Uferstruktur	1	4	4	5	2	5	3	2	3	2	3	2	1	1	1	1	2,5
Gewässerumfeld	4	6	5	6	2	4	5	4	2	2	3	4	3	1	1	2	3,375

5. Bewertung

Der qualitative und quantitative Nachweis der untersuchten Arten, die Bachneunaugen sind hier hervorzuheben, wird von der Fangmethode maßgeblich beeinflußt. Daneben sind saisonal bedingte Einflußfaktoren und ausgewählte Parameter der Gewässerstruktur, wie die qualitative und quantitative Zusammensetzung des Sohlensubstrats, zu nennen. Anhand der Parameter der Gewässerstrukturgüte lässt sich diese Abhängigkeit vom Sohlensubstrat allerdings nicht belegen, da die zugrundeliegende Erfassung der relevanten Strukturelemente, insbesondere der Sand- und Kiesbänke sowie der pool-riffle-Strukturen in qualitativer und quantitativer Hinsicht nicht präzise genug ist.

Daneben führen große Wasserführung, Wassertrübung sowie hohe Strömungsgeschwindigkeiten insbesondere bei der Groppe zu einem geringeren Fangerfolg und zu einer Veränderung der Längenfrequenzen: Kleine Individuen werden nur selten nachgewiesen.

6. Fazit

Quantitative Nachweise der untersuchten Arten sind nur bei einer auf die Lebensweise abgestimmten standardisierten Befischung aller relevanten Habitatstrukturen möglich (DIN EN 14011, CEN/TC, 1998): Danach sollten potentielle Lebensräume der Groppe in 4-5 Durchgängen 2-3 mal pro Jahr befischt werden.
Beim Nachweis der Bachneunaugen im Rahmen von Elektrofischereimaßnahmen lassen sich reproduzierbare Ergebnisse nur bei einer mehrmaligen, flächendeckenden Befischung der Habitate

erzielen. Da aufgrund lückenhafter Kenntnisse über die Larvalentwicklung bei dieser Methode eine Schädigung der untersuchten Populationen nicht auszuschließen ist, wird die in der vorliegenden Untersuchung angewandte Methode vorerst präferiert.

7. Literaturauswahl

BAGENAL T.B. & F.W. TESCH (1978): Age, Growth, determination from length frequency distributions (Retersen method). in: BAGENAL T.B. (Hrsg.): Methodes for assessment for fish production in fresh water: 116-130.

BOSENIUS, U. (1999): Ziele, Anforderungen und Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie.- Wasser und Abfall 3, S. 8-13

DELURY, D.B. (1947): On the estimation of biological populations. Biometrics 3: 145-167.

DELURY, D.B. (1951): On the planning of experiments for the estimation of fish population. Journal of Fisheries Research Board of Canada 4: 281-307.

V. DEVENTER, J.S. & PLATTS, W.S. (1985): A computer software system for entering, managing and analyzing fish capture data from streams. Ogden, Utah. 12 pp.

Document CEN/TC 230/EG 2/TG4 (1998): Water analysis - Sampling of fish with electricity. unveröffentl. Diskussionspapier des Workteam 23116 der Europäischen Union.

EULNER-SPINDLER, B. (2002): Gewässerstrukturgüte und Ichthyozönose eines Mittelgebirgsbachsystems, Diplomarbeit Universität Osnabrück.

IRMER, U (2001): Ökologische Gewässerbewertung. - Europas Wasser (31-42): In 3. Wiesbadener Wassersymposium.

MALMQUIST, B. (1980): Habitat selection of larval brook lampreys (*Lampetra planeri* BLOCH) in south Swedish stream. Oecologia 45: 35-38.

ROESLER, H.-P. (1999): Untersuchungen zu Ökologie und geographischen Isolationseffekten einer Bachneunaugen-Population (*Lampetra planeri*) im Pfälzerwald. unveröff. Diplomarb. Universität des Saarlandes. 101pp

SALEWSKI V. (1991): Untersuchungen zu Ökologie und Biometrie einer Bachneunaugen-Population (*Lampetra planeri*) im Odenwald. Fischökologie 4: 7-22.

VDFF – Verband der Deutschen Fischereiverwaltungsbeamten und Fischereiwissenschaftler e. V. (1999): Sampling methods for fisheries biology studies in running waters.- unveröff. Stellungsnahme des VDFF zur Wasserrahmenrichtlinie

WATERSTRAAT (1989): Einfluß eines Gewässerausbaus auf eine Population des Bachneunauges *Lampetra planeri* (BLOCH, 1784) in einem Flachlandbach im Norden der DDR. Fischökologie 1 (2): 29-44.

WICHOWSKI, F.-J.(1988): Limnologische und fischereibiologische Untersuchung der Fließgewässer des Biebergrundes.

WICHOWSKI, F.-J.(1989): Limnologisch-fischereibiologische Untersuchungen der Gewässer des Biebergrundes im Auftrag des HMLFN, Abschlußbericht 1989.

WICHOWSKI, F.-J., STELZER, M., BOBBE, T., HEDTKE, H, KÜHN, K.(1996): - E+E-Projekt Bieber/Kinzig - „Revitalisierung von Fließgewässern - ein Arten- und Biotopschutzkonzept für kleine und mittlere Gewässersysteme“, Abschlußbericht für die wissenschaftliche Begleituntersuchung (1993-1996).

WICHOWSKI, F.-J., STELZER, M., CHAUVEL-LEMMER, M., KRETTEK, R., REINHARDT, F. .(1999): - E+E-Projekt Bieber/Kinzig - „Revitalisierung von Fließgewässern - ein Arten- und Biotopschutzkonzept für kleine und mittlere Gewässersysteme“, Abschlußbericht für die wissenschaftliche Ergebniskontrolle (1998-1999).

WICHOWSKI, F.J., Pfahls, E. & T. Metzger 2002: Grunddatenerfassung (Fischbestände 2002) zu Monitoring und Management des FFH-Gebietes "Gewässersystem der Bieber". - (Auftraggeber: Land Hessen; unveröffentl. Bericht).

WICHOWSKI, F.J., Pfahls, E. & T. Metzger 2002a: Grunddatenerfassung (Fischbestände 2002) zu Monitoring und Management des FFH-Gebietes "Biberhabitate im Hessischen Spessart". - (Auftraggeber: Land Hessen; unveröffentl. Bericht).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003

„Lachse in Brandenburg“ - bisherige Ergebnisse und Ausblick

Steffen Zahn
Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow (IFB), Jägerhof am Sacrower See, D-14476 Groß Glienicke

keywords: *Salmo salar, Salmo trutta f. trutta*, re-introduction, Prignitz, Brandenburg, river Stepenitz

Einleitung

Das Wiederansiedlungsprojekt von Lachs und Meerforelle in Brandenburg wurde bereits mittels Poster auf der DGL – Tagung 1999 in Rostock allgemein vorgestellt (s.a. ZAHN, 2000). Nachfolgend sollen nun das Flusssystem näher beschrieben sowie die bisherigen Erfolge und Ergebnisse präsentiert werden.

Untersuchungs- bzw. Projektgebiet

Das Flusssystem der Stepenitz befindet sich in der Prignitz im Nordwesten Brandenburgs, ist Bestandteil einer eiszeitlich geprägten Grund- und Endmoränenlandschaft und entwässert ein Einzugsgebiet von ca. 867,4 km² in die Elbe. Der Hauptfluss verfügt über eine Lauflänge von ca. 86,4 km und überwindet dabei eine Höhendifferenz von etwa 84 m (mittleres Gefälle: 1 ‰; max. 5 ‰). Die Abflusswerte an der Mündung bei Wittenberge betragen im Mittel ca. 6 m³/s, bei Niedrigwasser ca. 1,5 m³/s und bei Höchsthochwasser (1993) ca. 72 m³/s.
Durch seine hohe ökologische Qualität (Struktur und Biozönose) weist das Stepenitz-System nach dem brandenburgischen Fließgewässerschutzsystem einen sehr hohen bis hohen Schutzwert auf (I – II; SCHARF et.al., 1998). Der Unterlauf ist Bestandteil des Biosphärenreservats „Flusslandschaft Elbe“. Für das gesamte Mittel- und Oberlaufsystem läuft gegenwärtig ein NSG – Ausweisungsverfahren, das 2003 abgeschlossen werden soll.
Speziell die Fischfauna zeichnet sich in ihrer Zusammensetzung dadurch aus, dass sie noch nahezu den typischen Fischregionen entspricht (Leitbild!). So werden Mittel- und Oberlauf v.a. durch Bachforellen, Äschen (besetzt!), Elritzen, Groppen, Schmerlen und Bachneunaugen besiedelt. Im Unterlauf kommen neben Fluss- und Meerneunaugen v.a. Hasel, Döbel, Gründlinge, Quappen und eurytope Arten aber auch Schlammpeitzger, Steinbeißer und Rapfen vor. Darüber hinaus findet man noch vereinzelte Populationen des Edelkrebses und der Bachmuschel.

Bisherige Ergebnisse

Nach erfolgten Recherchen zum historischen Vorkommen von Großsalmoniden im Stepenitz-System, Habitatkartierungen und Probebefischungen im Jahre 1998 lagen seit 1999 die Projektschwerpunkte in der

- Durchführung des jährlichen Besatzes mit Lachsen und Meerforellen
- Durchführung von Kontrollbefischungen in den Besatzstrecken
- Schaffung der linearen ökologischen Durchgängigkeit mindestens bis zu den potenziellen Laichplätzen
- schrittweisen Behebung weiterer Negativfaktoren und im
- Nachweis der laichreifen Rückkehrer (ab Herbst 2002)

1. Besatzmaßnahmen

In Tab. 1 sind alle bisherigen Besatzmaßnahmen seit dem Erstbesatz 1999 zusammenfassend aufgeführt. Entsprechend der Ergebnisse der Habitatkartierungen wurden die Brütlinge in geeigneten Gewässerstrecken ausgesetzt, wobei eine Besatzdichte von 1 Ind./m² geeignetem Jungfischhabitat veranschlagt wurde, die im Vergleich zu anderen Besatzprogrammen noch als relativ gering zu betrachten ist.

Tab. 1: Übersicht über den Besatz von Lachs und Meerforelle im Stepenitz-System

Jahr	Anzahl	Art	Status	Herkunft
1999	50 000	Lachs	Brut	Shannon / Burrishoole
	20 000	Meerforelle	Brut	Stör
2000	70 000	Lachs	Brut	Lagan
	30 000	Meerforelle	Brut	Stör
2001	40 000	Lachs	Brut	Lagan
	7 400	Lachs	Smolt	Ätran (finclip–Marker)
	30 000	Meerforelle	Brut	Stör
2002	50 000	Lachs	Brut	Lagan
	7 400	Lachs	Smolt	Ätran (finclip–Marker)
	2 600	Lachs	Smolt	Skjern Å (finclip-Marker)
	30 000	Meerforelle	Brut	Stör

2. Kontrollbefischungen

Jährlich im Herbst erfolgten und erfolgen in den Besatzstrecken Kontrollbefischungen, um durch Prüfung von Wachstum und „Überlebensrate“ Hinweise zum Besatzerfolg oder dem möglichen Wirken negativer Einflüsse zu erhalten. Welche durchschnittlichen Verhältnisse im Stepenitz-System anzutreffen sind, zeigt Tab. 2. In Abb. 1 sind die absoluten sowie hochgerechneten Wiederfangzahlen in den einzelnen Gewässerstrecken dargestellt.

Tab. 2: Übersicht über die Wiederfänge von Lachs-Smolts im Stepenitz-System

	1999	2000	2001
Wiederfang	500-600	1500-1600	1000-1100
Mittlere Wiederfangraten	2 %	3-4 %	2-3 %
Maximale Wiederfangraten	5-6 %	9-10 %	6-7 %

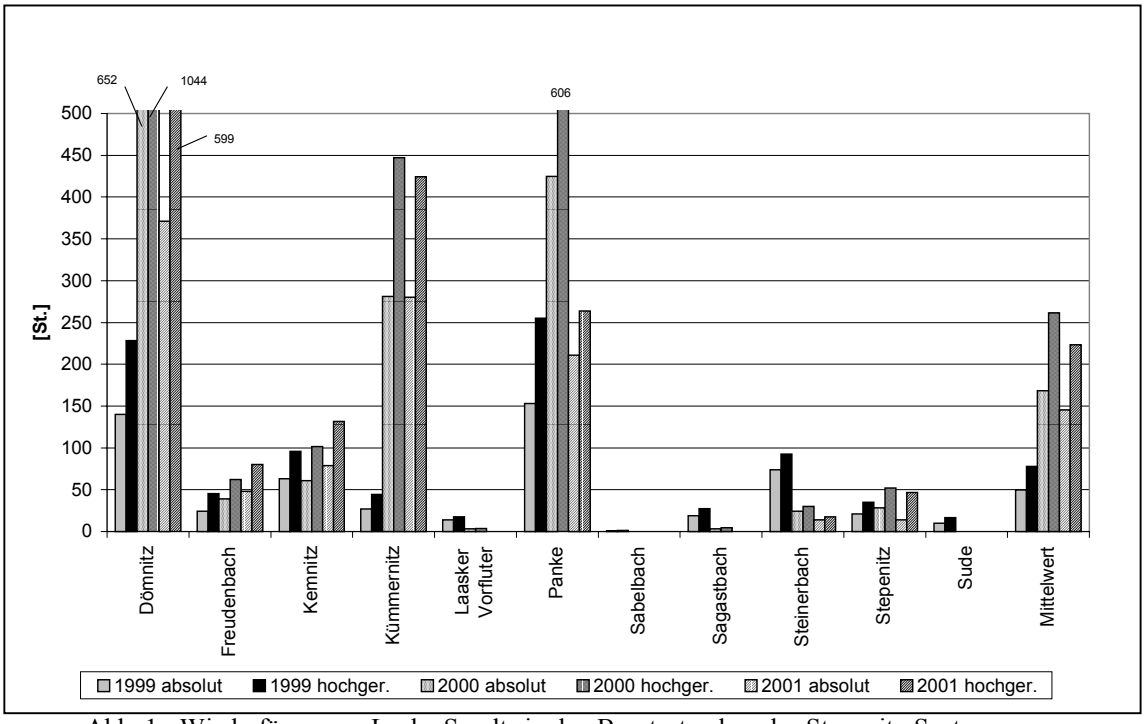


Abb. 1: Wiederfänge von Lachs-Smolts in den Besatzstrecken des Stepenitz-Systems

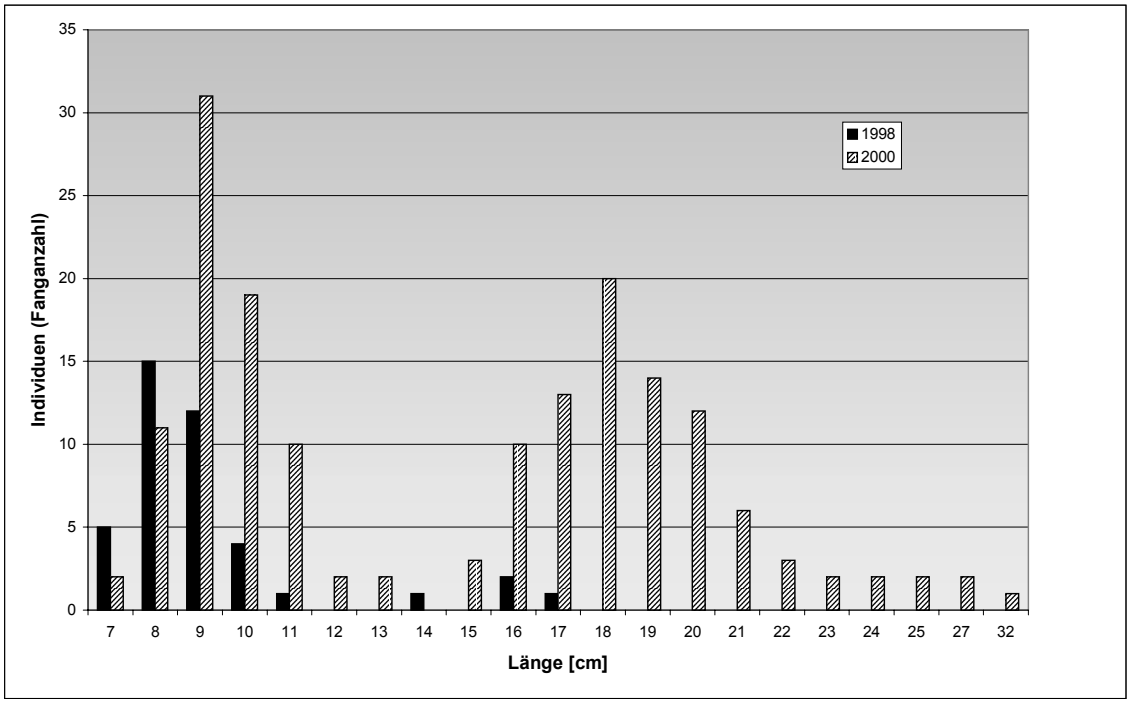


Abb. 2: Längenhäufigkeiten der Forellen (Meerforellen) in der Besatzstrecke im Schlatbach, Stepenitz-System (vor Besatz: 1998; nach Besatz: 2000)

Darüber hinaus wurden für das Stepenitz-System folgende interessante Aspekte deutlich:

- eine starke Abhängigkeit der Wiederfangraten von den jeweiligen Besatzgewässern – insbesondere Abflussverhältnissen (siehe Abb. 1; z.B. in kleinen Gewässern vorzeitige Abdrift bei Wassermangel; Stepenitz selbst wurde 1999 nur eingeschränkt besetzt, seit 2001 erfolgt hier lediglich ein Teilbesatz mit Smolts!)
- eine geringere Bindung der Smolts an Aussetzungsstrecken und größere Variabilität in Strukturwahl als bisher bekannt
- eine überwiegende Verweilzeit der Lachse von nur 1 Jahr! (Meerforellen 2 Jahre; vgl. Abb. 2!)
- ein sehr gutes Wachstum insbesondere der Lachse
  $\Rightarrow$ von April bis November von ca. 2-3 cm auf:
    - 8-10cm in kleinen Bächen
    - 12-13cm (max. 17-20cm) in größeren Bächen (Gewicht: 15-20g, max. 57g)
    - bei Meerforellen: 1. Jahr: 8-11 cm; 2. Jahr: 16-20 cm (siehe Abb. 2!)
- keine besatzbedingten Auswirkungen auf den existierenden Fischbestand

Im Zuge der projektbezogenen Kontrollbefischungen konnten außerdem neue Nachweise von Flussneunaugen und Edelkrebsen getätigt werden. Mittlerweile kann durch Angler sogar auch der Fang eines Meerneunauges im Unterlauf der Stepenitz vermeldet werden (Schweriner Volkszeitung, 20./21.04.2002).

3. Schaffung der linearen Durchwanderbarkeit

Zu Projektbeginn 1998 existierten im Hauptfluss 16 Querbauwerke, von denen 5 voll und 1 bedingt passierbar waren. In den Nebenbächen wurden 20 Wanderhindernisse registriert, von denen wiederum 1 als voll und 10 als bedingt passierbar eingeschätzt wurden.
Im Rahmen des Hochwasserschutzprogramms des Landesumweltamtes (LUA) Brandenburg sowie mit Hilfe des Lachs-Projektes konnten hinsichtlich der ökologischen Durchgängigkeit bisher folgende Erfolge erzielt werden:

- Rückgabe der Staurechte für 2 Wehre bei Wittenberge [Umplanung zu Sohlgleiten läuft z.Z.; Finanzierung: LUA Brandenburg, über FIAF in Trägerschaft des Landesanglerverbandes Brandenburg (LAVB), Stadt Wittenberge]
- Wehr Weisen (Sohlrampe in 1 Wehrfeld; Fertigstellung: 2002; Finanzierung: LUA Brandenburg)
- Stadtmühle Perleberg (Vertikalschlitzpass im Zuge Wehrneubau; Fertigstellung: 12/2002; Finanzierung: LUA Brandenburg)
- Wehr Neue Mühle, Perleberg (Umgehungsgerinne, seit 2000 vorhanden; Finanzierung: LUA Brandenburg)
- Mühlwehr Wolfshagen (Sohlrampe in 1 Wehrfeld; Finanzierung: LAVB, 1997)
- Wehr Badeanstalt Putlitz (seit 3 Jahren außer Funktion; Antrag auf ersatzlosen Rückbau ist durch LUA Brandenburg gestellt)
- Mühlwehr Putlitz (Vorplanung für technische FAH aus LAVB-Mitteln liegt vor; Probleme wegen Wasserkraftnutzung!)
- Sohlabsturz Telschow [Sohlrampe in 1 Wehrfeld (siehe Abb. 3a+b); Finanzierung: LAVB; 2000]
- Mühlwehre Groß Linde / Gramzow (Schlatbach); (Rückbau zu Sohlgleiten unter Trägerschaft des LAVB; Finanzierung: Fischereiabgabe / Naturschutzfond, 2000 / 2001)
- Wehr Kuhbier II+I (Dömnitz) (Rückbau zur Sohlgleite Wehr II, Niedrigwasserschlitz am Wehr I und Bau von Stauköpfen in den Rieselwiesen; Finanzierung der Vorplanung: Fischereiabgabe u. LAVB; Realisierung und Restfinanzierung über „Förderung – Verbesserung Landschaftswasserhaushalt“ durch WBV „Prignitz“; 2002)
- Wehr Triglitz (Kümmernitz) (Vorplanungsfinanzierung: LAVB; Rückbau zur Sohlgleite mit Altlaufrückverlegung und Schaffung von Kieslaichplätzen; Finanzierung: über FIAF; Träger: LAVB)



Abb. 3: Sohlabsturz Telschow (Stepenitz); a) vorher b) nachher

4. Minimierung weiterer Negativfaktoren

Wie die Erfahrungen anderer Lachs-Wiederansiedlungsprojekte zeigten, können sich nachfolgende, auch im Stepenitz-System existierende Faktoren auf den Erfolg derartiger Projekte nachhaltig negativ auswirken:

- ⇒ Wasserkraftnutzungen (Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums, Zerschneidung der Wanderwege, Stauraumspülungen verbunden mit massiven Feinsedimentbewegungen)
- ⇒ Fehlerhaftes Gewässermanagement (massive Stauhaltungen in Niedrigwasserphasen; partiell unnötige Gewässerunterhaltung → Wassermangel in naturnahen Abschnitten, Strukturverluste, Feinsedimentmobilisierung)
- ⇒ Gewässerausbauten, Gewässerbegradigungen (Strukturverluste; Feinsedimentmobilisierung)
- ⇒ Fehlende Gewässerauskoppelungen; illegale direkte Viehtränken (Zertreten der Uferböschungen; Eintrag von Feinsedimenten und Fäkalien)
- ⇒ Fehlende Gewässerrand- bzw. Uferschutzstreifen (Eintrag von Feinsedimenten / Düngestoffen)
- ⇒ Nicht mehr benötigte Dränagen / Meliorationen (Eintrag von Feinsedimenten und Eisenocker)
- ⇒ Punktuelle Abwassereinleiter

Insbesondere die allgemeine Feinsedimentmobilisierung in den Bächen und Flüssen durch die o.g. Faktoren kann zu einer erheblichen Einschränkung der Sauerstoffversorgung des für juvenile Großsalmoniden essentiellen hyporheischen Interstitials führen (INGENDAHL, 1999).
Durch die Teilnahme an Gewässerschauen und Gewässerbeiratssitzungen des zuständigen Wasser- und Bodenverbandes wird daher fortlaufend der Kontakt zu den Flächennutzern gesucht und eine schrittweise Lösung der Probleme angestrebt. Auch an den Wasserkraftstandorten wird sich bereits um Lösungen für einen sicheren Fischauf- und –abstieg und das Verbot von Stauraumspülungen (ggf. per Gerichtverfügungen) bemüht.

5. Nachweis der ersten laichreifen Rückkehrer

In Ergänzung zum Poster, wo nur die ersten Fotos gefangener Meerforellen ausgehängt wurden, können im DGL-Tagungsband nun bereits die Ergebnisse von 2002 präsentiert werden. Im Zeitraum vom 29.08. – 17.12.2002 konnten bei wöchentlichen Befischungen am Wehr Perleberg (erst seit 20.12.2002 über Fischaufstiegshilfe passierbar) insgesamt 50 Lachse und 30 Meerforellen gefangen werden.
Bei den Lachsen stammen 25 St. aus dem ersten Brütlingsbesatz 1999 (Rückkehrerrate: 0,05%) und 25 aus dem Smoltbesatz 2001 (Rückkehrerrate: 0,36%). Das Geschlechterverhältnis lag bei 17 ♀ (34%) zu 33 ♂ (66%). Die mittlere Länge betrug 67,3 cm (max.: 77 cm / min.: 55 cm) und das mittlere Individualgewicht lag bei 2213,2 g (max.: 3396 g / min.: 1070 g).
Bei den Meerforellen betrug die Rückkehrerrate vom Erstbesatz 1999 0,15%. Das Geschlechterverhältnis lag hier bei 19 ♀ (63%) zu 11 ♂ (37%). Die mittlere Länge betrug 56,2 cm (max.: 71 cm / min.: 45,5 cm) und das mittlere Individualgewicht lag bei 1946,2 g (max.: 4203 g / min.: 970 g).
Über den zeitlichen Verlauf der „Aufstiegsaktivitäten“ gibt Abb. 4 nähere Auskünfte. Ob die fehlenden Aktivitäten im September dabei z.B. auf die hochwasserbedingten Sauerstoffdefizite in der Elbe oder die relativ niedrigen Abflüsse in der Stepenitz zurückzuführen sind, bleibt leider ein offene Frage.

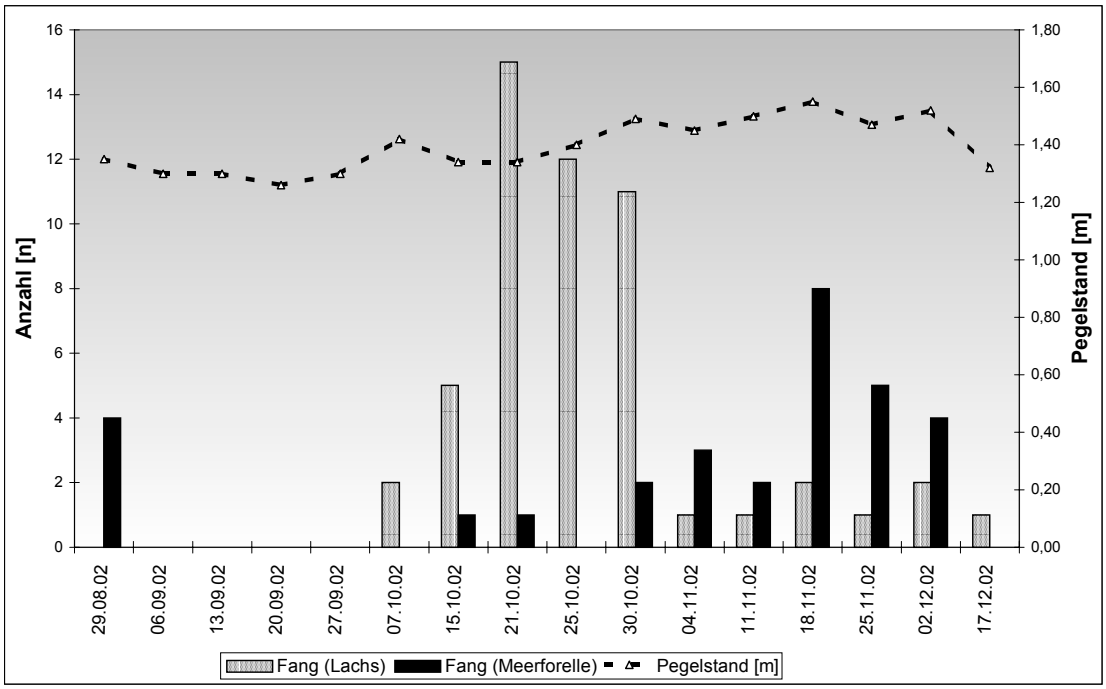


Abb. 4: Fanghäufigkeiten laichreifer Rückkehrer in der Stepenitz in Perleberg



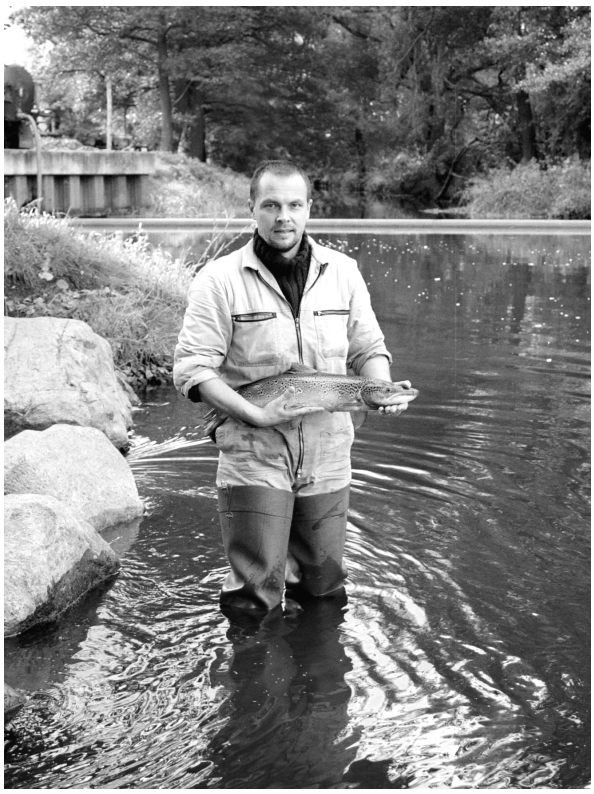


Abb. 5: Erste Lachse (oben) und Meerforellen (unten) in der Stepenitz

Weiterführende Projektarbeiten / Ausblick

In den kommenden Jahren werden im Stepenitz-System nachfolgende Punkte weiter bearbeitet:

- Realisierung der linearen Durchwanderbarkeit und Erreichbarkeit aller vorhandenen naturnahen Gewässerabschnitte bzw. potenziellen Laichplätze bis möglichst 2003
- Forcierung weiterer Renaturierungen (als natürlicher Hochwasserschutz, zur Vermeidung weiterer Gewässerbetteintiefungen)
- Minimierung der Negativfaktoren mit Hilfe der Behörden und des WBV durch Teilnahme an Gewässerschauen bzw. Gewässerbeiratssitzungen
- Erarbeitung einer Handlungsempfehlung für die Behörden (Abschluss: 2002)
- Erarbeitung eines Gestaltungskonzeptes für den Hagengraben in Perleberg als naturnahe Umgehung der Stauwehre im Stadtgebiet (2002)
- Fortführung der Besatzmaßnahmen und Durchführung von Kontrollbefischungen zur Ermittlung der Überlebens- und Wachstumsraten sowie Kondition
- Durchführung einer Kontrolle der Smoltabwanderung in einem ausgewählten Besatzgewässer (Freudenbach)
- Kontrolle / Überwachung des Rückkehrerzuges: Herbst 2002 durch Befischungen gegen die Wanderbarrieren in Perleberg; ab 2003 durch Lachsfalle im Fischpass Stadtmühle Perleberg (evtl. auch Telemetrie)

Wegen der bisherigen Erfolge und der guten interdisziplinärer Zusammenarbeit wurde das Projekt nun bereits auch auf andere Flusssysteme ausgedehnt.
Im August 2002 erfolgte die Bildung einer weiteren regionalen Arbeitsgruppe an der Schwarzen Elster / Pulsnitz (ehemalige Lachsflüsse!), die speziell für diese Flüsse in Kooperation mit dem Freistaat Sachsen (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft Königswartha; Dez. Fischerei) arbeiten wird. Anstehende Rekonstruktionen der Staubauwerke durch das LUA Brandenburg sowie gehäufte Anträge zur Wasserkraftnutzung haben diese Entscheidung forciert. Nach ersten Fischbestandskontrollen in 2002 (mit Nachweisen selbst reproduzierender Bachforellen) liegen hier die Arbeitsschwerpunkte 2003 ebenfalls in Vorkommensrecherchen, Habitatkartierungen, Analysen der Wanderhindernisse und ersten Bemühungen zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit. Erste Besatzmaßnahmen sind für 2004 vorgesehen.
Weitere Maßnahmen laufen seit 2000 in Kooperation mit Mecklenburg-Vorpommern an der Ucker (Ansiedlung von Meerforellen).
Darüber hinaus begann 2001 ebenfalls ein bilaterales Projekt zwischen Brandenburg und Polen zur Wiederansiedlung von Wanderfischarten im Oder-Einzugsgebiet, das durch mehrere Anglerverbände beiderseits der Oder initiiert und künftig auch durch die fischereiwissenschaftlichen Einrichtungen Brandenburgs und Polens begleitet werden soll.

Literatur

INGENDAHL, D. (1999): Der Reproduktionserfolg von Meerforelle (*Salmo trutta* L.) und Lachs (*Salmo salar* L.) in Korrelation zu den Milieubedingungen des hyporheischen Interstitials., Diss., Mathematisch-naturwissenschaftliche Fak., Universität Köln, 172 S.

SCHARF, R. et.al. (1998): Die sensiblen Fließgewässer und das Fließgewässerschutzsystem im Land Brandenburg, Studien u. Tagungsberichte Bd. 15; Schriftenreihe d. Landesumweltamtes Brandenburg; Potsdam; 132 S.

ZAHN, S. (2000): „Lachse in Brandenburg“ – Projektstruktur, Maßnahmen, erste Ergebnisse, Ausblick. Tagungsbericht 1999 d. Deutschen Gesellschaft f. Limnologie (DGL); Rostock: 27.09. – 01.10.1999; Tutzing; S. 604 - 608

Kontakt

Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow;
Post: Jägerhof am Sacrower See, 14476 Groß Glienicke
Tel.: 033201 – 406-0 (Zahn: -18 / Prof. Knösche: -30);
Fax.: 033201 – 406-40
E-mail: Institut.Fischerei.Potsdam@t-online.de
steffen.zahn@ifb-potsdam.de oder reiner.knösche@ifb-potsdam.de

ISBN 3-9805678-6-9