



DGL
Deutsche Gesellschaft
für Limnologie e. V.

(German Limnological Society)

**Erweiterte Zusammenfassungen
der Jahrestagung 2016**

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

Universität für Bodenkultur Wien

Wien, 26. - 30. Sept. 2016

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch das Präsidium der DGL;
Lange Str. 9, 37181 Hardegsen.
Erweiterte Zusammenfassungen der Tagung in Wien 2016
Eigenverlag der DGL, Hardegsen 2017

Redaktion und Layout:

Geschäftsstelle der DGL, Dr. J. Bäthe, Dr. E. Coring

Druck:

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

ISBN-Nr. 978-3-9818302-1-7

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

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

DGL - Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2016 (Wien)
Inhaltsverzeichnis

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
DGL NACHWUCHSPREIS 2016	1
LORENZ, STEFAN: Hydromorphologie von Flusssystemen und deren Vorhersage – Anwendung von Fuzzy Cognitive Mapping im Gewässermanagement.	2
KOESTER, MEIKE; BASTIAN BAYER & RENÉ GERGS: Einfluss des invasiven Amphi-poden <i>Dikerogammarus villosus</i> auf trophische Interaktionen im Freiland.	8
GROßMANN, LARS: Protistan Community Analysis – Key Findings of a Large Molecular Sampling - (Analyse aquatischer Protisten-gemeinschaften mit Hilfe von Hochdurchsatz-Sequenzierung).	17
POSTERPRÄMIERUNG 2016	23
GRUNICKE, FELIX; CAROLA WINKELMANN; CHIEN-FAN LIU; PAVEL KRATINA; JOCHEN BECKER; SUSANNE WORISCHKA & CLAUDIA HELLMANN: <i>Dikerogammarus villosus</i> in newly invaded ecosystems – a dangerous killer or a harmless herbivore?	24
MÄCK, KATHRIN; ANDREAS SCHARBERT; RALF SCHULZ & RENÉ GERGS: Genetische Erfolgskontrolle auch mit schwierigem Probenmaterial? - Probleme und Möglichkeiten am Beispiel der Maifisch-Wiederansiedlung im Rhein.	29
KÖBSCH, CHRISTOPH; THOMAS PETZOLDT & SUSANNE WORISCHKA: Alles Grazer oder was? Funktionale Redundanz bei benthischen Weidegängern.	34
HERRMANN, ALEXANDER; ADAM SCHNABLER, KARSTEN GRABOW & ANDREAS MARTENS: Laborversuche zum Einfluss der Nahrungszusammensetzung auf die Jugendentwicklung des Flusskrebses <i>Orconectes immunis</i> .	40
BÜSCHER, SIMON; HANS PELLMANN; MARIO ENGELMANN & ELLEN KIEL: GIS-basierte Verbreitungsanalyse des Frühjahrs-Feenkrebses <i>Eubranchipus grubii</i> (Dybowski, 1860) in Deutschland (Crustacea, Anostraca).	46
GEWÄSSER IM SCHATTEN DES KLIMAWANDELS	54
FISCHER, JOCHEN; FOLKER FISCHER; THOMAS RIEGEL; UWE BERGDOLT & MANFRED HERRMANN: Klimawandel und die Betroffenheit von Fließgewässerökosystemen in Süddeutschland – eine Literaturstudie.	55
MINH TUAN BUI; VYACHESLAV V. KUZOLEV; KYRILL Y. ZHENIKOV; YURI N. ZHENIKOV; LEOPOLD FÜREDER; JOCHEN SEIDEL & MARTIN SCHLETTNERER: Monitoring of water temperatures in the headwaters of the Volga River: trend analyses and possible changes in future.	60

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN**SEITE**

RIEGEL, THOMAS; FOLKER FISCHER; JOCHEN FISCHER; UWE BERGDOLT; MANFRED HERRMANN & TIMO BASEN: Anforderungen an ein gewässerökologisches Klima-Monitoring in Fließgewässern. 66

SCHMIEDER, KLAUS; MICHAEL DIENST; MARKUS PEINTINGER & IRENE STRANG: Neufund von *Najas marina* subsp. *marina* im Bodensee und Ausbreitung von *Najas marina* subsp. *intermedia* im Bodensee-Obersee. 71

GEWÄSSERBEWERTUNG 76

BÖER, SIMONE; JUTTA FASTNER; HANS GÜDE; HEINRICH J. KEUSEN; E.-PETER KULLE; ANDREA RECHENBURG; MARGIT SCHADE; CHRISTIANE SCHREIBER & GEORG-JOACHIM TUSCHEWITZKI: Gewässerhygienische Bewertung von Badestellen und Freizeitgewässern (Zusammenfassung des DWA Merkblattes M 624). 77

CHOVANEC, ANDREAS & JOHANN WARINGER: Der Dragonfly Association Index (Insecta: Odonata) als Instrument zur typ-spezifischen Bewertung von Fließgewässern. 84

FOECKLER, FRANCIS; HANS SCHMIDT; CHRISTIAN HEYMER; MANUEL BECK; MATHIAS SCHOLZ; KLAUS HENLE & ANDREA RUMM: Der Molluskenindex (Mollix) – ein Bewertungsansatz für Flussauen-Ökosysteme: Konzeptentwurf und erste Teilergebnisse. 91

MISCHKE, UTE; MARKUS VENOHR & JUDITH MAHNKOPF: Phytoplankton in großen europäischen Fließgewässern – nährstoffsensitive Bewertungsverfahren und unzählige Störfaktoren. 97

RAMM, JESSICA; KLAUS VAN DE WEYER & BRIGITTE NIXDORF: Weg von der Braunkohle zum guten ökologischen Potenzial? 102

GEWÄSSERRENATURIERUNG UND ÖKOLOGISCHE DURCHGÄNGIGKEIT 107

BRÜCKMANN, JAN: Substratbezogene Zusammensetzung des Makrozoobenthos - Eine vergleichende Betrachtung unterschiedlicher Substrattypen in Tieflandbächen. 108

DUMEIER, ARLENA & ELLEN KIEL: Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Makroinvertebraten in einem Tieflandbach. 113

GANGI, LAURA & ANNE SCHULTE-WÜLWER-LEIDIG: Wiederherstellung der Durchgängigkeit im Rheineinzugsgebiet im Rahmen des Masterplan Wanderfische Rhein. 119

GEIGER, FRANZ; MATHILDE CUCHET & PETER RUTSCHMANN: Experimentelle Untersuchungen von Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftkonzepten mit geneigten und horizontalen Rechen. 126

LESSMANN, DIETER & JESSICA POLAK: Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen an der Spree auf Basis des Makrozoobenthos. 133

WETJEN, MAJ; THOMAS SCHMIDT; DIRK HÜBNER & RALF SCHULZ: Genetische Diversität der Nase (*Chondrostoma nasus*) in Zuflüssen des Mittelrheins und abgeleitete Managementempfehlungen. 138

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
ZINGRAFF-HAMED, AUDE; SABINE GREULICH; GREGORY EGGER; STEPHAN PAULEIT & KARL MATTHIAS WANTZEN: Urban river restoration, evaluation and conflicts between ecological and social quality.	144
GARTENTEICHE, SCHWIMMTEICHE, NATURPOOLS	150
SCHMALWIESER, MARKUS: Technisierte Schwimmteiche und Naturpools - Mögliches Sekundärhabitat für Amphibien oder tödliche Falle?	151
SCHMIDT-HALEWICZ, SABINE & DENNIS ROSSKOTHEN: Schwimmteichfolien im Fokus - Versuch einer Kategorisierung ihrer Oberflächeneigenschaften.	156
SCHMIDT-HALEWICZ, SABINE; IRINA VOLLMER-GRAF & CORINNA WAIDER: Evaluation eines Flächenteilers zur Unterprobenherstellung bei Zooplanktonuntersuchungen.	161
ZWEIMÜLLER, IRENE: Urban parks as habitat for anurans – a snapshot from Vienna.	166
ZWEIMÜLLER, IRENE & MARKUS SCHMALWIESER: Charakterisierung stark technischer Schwimmteiche im Hinblick auf Nährstoffkonzentrationen: Abhängigkeit von Füllwasserqualität und Umland.	172
WASSERKRAFT UND ÖKOLOGIE	178
KLOPRIES, ELENA-MARIA; CATRINA BRÜLL & HOLGER SCHÜTTRUMPF: Prognosemodelle für die Fischschädigung – Anwendungsgrenzen und Forschungsmöglichkeiten.	179
MEISL, LISA & OTTO MOOG: Lead-channel drawdown effects on the benthic invertebrate fauna.	185
THUMSER; PHILIPP; CHRISTIAN HAAS & MARTIN SCHLETTERER: Technical monitoring of fishways: long term monitoring of fish movement with the VAKI Riverwatcher along river Inn.	191
SONSTIGE THEMEN	196
DOLNY, REGINA; DANIÈLE MOUSEL, JÜRGEN SCHÖLLHORN, VOLKER LINNEMANN & JOHANNES PINNEKAMP: MiKaMi – Eintrag von Mikrokunststoffen aus abwassertechnischen Anlagen – Kläranlagen und Mischwasserbehandlungsanlagen.	197
MARQUEZ, FABIAN; VYACHESLAV.V. KUZOVLEV & MARTIN SCHLETTERER: Hydromorphological assessment and catchment characterisation of the headwaters of the Volga River.	202
OLDORF, SILKE; VOLKER KRAUTKRÄMER; JENS MÄHLMANN; MARKUS EßER; ELLEN KIEL; SAID YASSERI; HEIKE KLUKE; ALENA DUMEIER & RALPH KUSSEROW: Submerse Makrophyten und Zustandsbewertung von ausgewählten Gewässern im Salzkammergut (Österreich) – Ergebnisse einer Exkursion des DGL-Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie.	209

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN**SEITE**

PANTELEIT, JÖRN; NINA SOPHIE KELLER; JAPO JUSSILA; HARRI KOKKO; JENNY MAKKONEN; KATHRIN THEISSINGER & ANNE SCHRIMPF: Beware of ornamental crayfish as they are carriers of the crayfish plague pathogen (<i>Aphanomyces astaci</i>).	218
POLAK, JESSICA & DIETER LEßMANN: Auswirkungen multipler bergbaulicher Belastungen auf das Makrozoobenthos in Fließgewässern der Lausitz.	223
PORST, GWENDOLIN; REINHARD HINKELMANN; SABINE HILT; MARK O. GESSNER; BIRGIT KLEINSCHMIT; GUNNAR NÜTZMANN & MARTIN JEKEL: The DFG Research Training Group 'Urban Water Interfaces (UWI)'.	228
STRAKOVÁ, ZUZANA & DIETER LEßMANN: Absetzverhalten von Eisenocker aus Gewässern mit unterschiedlicher Eisenbelastung.	234
TROMMER, GABRIELE; PATRICK LORENZ; AMELI LENTZ; PATRICK FINK & HERWIG STIBOR: Nitrogen supply in lakes leads to changing fatty acid composition of phytoplankton.	239
WICHT, IRIS & ARMIN BLÖCHL: Mikroplastik als Vektor für Umweltgifte in die Nahrungs-kette? Untersuchungen in Mikrokosmen zum Sorptionsverhalten von Schwermetallen an Plastikpartikel.	243

BÖER, SIMONE; JUTTA FASTNER; HANS GÜDE; HEINRICH J. KEUSEN; E.-PETER KULLE; ANDREA RECHENBURG; MARGIT SCHADE; CHRISTIANE SCHREIBER & GEORG-JOACHIM TUSCHEWITZKI: Gewässerhygienische Bewertung von Badestellen und Freizeitgewässern (Zusammenfassung des DWA Merkblattes M 624)	77
BRÜCKMANN, JAN: Substratbezogene Zusammensetzung des Makrozoobenthos - Eine vergleichende Betrachtung unterschiedlicher Substrattypen in Tieflandbächen	108
BÜSCHER, SIMON; HANS PELLMANN; MARIO ENGELMANN & ELLEN KIEL: GIS-basierte Verbreitungsanalyse des Frühjahrs-Feenkrebses <i>Eubranchipus grubii</i> (Dybowski, 1860) in Deutschland (Crustacea, Anostraca)	46
CHOVANEC, ANDREAS & JOHANN WARINGER: Der Dragonfly Association Index (Insecta: Odonata) als Instrument zur typ-spezifischen Bewertung von Fließgewässern	84
DOLNY, REGINA; DANIÈLE MOUSEL, JÜRGEN SCHÖLLHORN, VOLKER LINNEMANN & JOHANNES PINNEKAMP: MiKaMi – Eintrag von Mikrokunststoffen aus abwassertechnischen Anlagen – Kläranlagen und Mischwasserbehandlungsanlagen	197
DUMEIER, ALENA & ELLEN KIEL: Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Makroinvertebraten in einem Tieflandbach	113
FISCHER, JOCHEN; FOLKER FISCHER; THOMAS RIEGEL; UWE BERGDOLT & MANFRED HERRMANN: Klimawandel und die Betroffenheit von Fließgewässerökosystemen in Süddeutschland – eine Literaturstudie	55
FOECKLER, FRANCIS; HANS SCHMIDT; CHRISTIAN HEYMER; MANUEL BECK; MATHIAS SCHOLZ; KLAUS HENLE & ANDREA RUMM: Der Molluskenindex (Mollix) – ein Bewertungsansatz für Flussauen-Ökosysteme: Konzeptentwurf und erste Teilergebnisse	91
GANGI, LAURA & ANNE SCHULTE-WÜLWER-LEIDIG: Wiederherstellung der Durchgängigkeit im Rheineinzugsgebiet im Rahmen des Masterplan Wanderfische Rhein	119
GEIGER, FRANZ; MATHILDE CUCHET & PETER RUTSCHMANN: Experimentelle Untersuchungen von Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftkonzepten mit geneigten und horizontalen Rechen	126
GROßMANN, LARS: Protistan Community Analysis – Key Findings of a Large Molecular Sampling - (Analyse aquatischer Protisten-gemeinschaften mit Hilfe von Hochdurchsatz-Sequenzierung)	17
GRUNICKE, FELIX; CAROLA WINKELMANN; CHIEN-FAN LIU; PAVEL KRATINA; JOCHEN BECKER; SUSANNE WORISCHKA & CLAUDIA HELLMANN: <i>Dikerogammarus villosus</i> in newly invaded ecosystems – a dangerous killer or a harmless herbivore?	24
HERRMANN, ALEXANDER; ADAM SCHNABLER, KARSTEN GRABOW & ANDREAS MARTENS: Laborversuche zum Einfluss der Nahrungszusammensetzung auf die Jugendentwicklung des Flusskrebses <i>Orconectes immunis</i>	40

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN**SEITE**

KLOPRIES, ELENA-MARIA; CATRINA BRÜLL & HOLGER SCHÜTTRUMPF: Prognosemodelle für die Fischschädigung – Anwendungsgrenzen und Forschungsmöglichkeiten	179
KÖBSCH, CHRISTOPH; THOMAS PETZOLDT & SUSANNE WORISCHKA: Alles Grazer oder was? Funktionale Redundanz bei benthischen Weidegängern	34
KOESTER, MEIKE; BASTIAN BAYER & RENÉ GERGS: Einfluss des invasiven Amphipoden <i>Dikerogammarus villosus</i> auf trophische Interaktionen im Freiland	8
LESSMANN, DIETER & JESSICA POLAK: Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen an der Spree auf Basis des Makrozoobenthos	133
LORENZ, STEFAN: Hydromorphologie von Flusssystemen und deren Vorhersage – Anwendung von Fuzzy Cognitive Mapping im Gewässermanagement	2
MÄCK, KATHRIN; ANDREAS SCHARBERT; RALF SCHULZ & RENÉ GERGS: Genetische Erfolgskontrolle auch mit schwierigem Probenmaterial? - Probleme und Möglichkeiten am Beispiel der Maifisch- Wiederansiedlung im Rhein	29
MARQUEZ, FABIAN; VYACHESLAV.V. KUZOVLEV & MARTIN SCHLETTERER: Hydromorphological assessment and catchment characterisation of the headwaters of the Volga River	202
MEIBL, LISA & OTTO MOOG: Lead-channel drawdown effects on the benthic invertebrate fauna	185
MINH TUAN BUI; VYACHESLAV V. KUZOVLEV; KYRILL Y. ZHENIKOV; YURI N. ZHENIKOV; LEOPOLD FÜREDER; JOCHEN SEIDEL & MARTIN SCHLETTERER: Monitoring of water temperatures in the headwaters of the Volga River: trend analyses and possible changes in future	60
MISCHKE, UTE; MARKUS VENOHR & JUDITH MAHNKOPF: Phytoplankton in großen europäischen Fließgewässern – nährstoffsensitive Bewertungsverfahren und unzählige Störfaktoren	97
OLDORF, SILKE; VOLKER KRAUTKRÄMER; JENS MÄHLMANN; MARKUS EBER; ELLEN KIEL; SAID YASSERI; HEIKE KLUKE; ARLENA DUMEIER & RALPH KUSSEROW: Submerse Makrophyten und Zustandsbewertung von ausgewählten Gewässern im Salzkammergut (Österreich) – Ergebnisse einer Exkursion des DGL-Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie	209
PANTELEIT, JÖRN; NINA SOPHIE KELLER; JAPO JUSSILA; HARRI KOKKO; JENNY MAKONEN; KATHRIN THEISSINGER & ANNE SCHRIMPFF: Beware of ornamental crayfish as they are carriers of the crayfish plague pathogen (<i>Aphanomyces astaci</i>)	218
POLAK, JESSICA & DIETER LEßMANN: Auswirkungen multipler bergbaulicher Belastungen auf das Makrozoobenthos in Fließgewässern der Lausitz	223

PORST, GWENDOLIN; REINHARD HINKELMANN; SABINE HILT; MARK O. GESSNER; BIRGIT KLEINSCHMIT; GUNNAR NÜTZMANN & MARTIN JEKEL: The DFG Research Training Group 'Urban Water Interfaces (UWI)'	228
RAMM, JESSICA; KLAUS VAN DE WEYER & BRIGITTE NIXDORF: Weg von der Braunkohle zum guten ökologischen Potenzial?	102
RIEGEL, THOMAS; FOLKER FISCHER; JOCHEN FISCHER; UWE BERGDOLT; MANFRED HERRMANN & TIMO BASEN: Anforderungen an ein gewässerökologisches Klima-Monitoring in Fließgewässern	66
SCHMALWIESER, MARKUS: Technisierte Schwimmteiche und Naturpools - Mögliches Sekundärhabitat für Amphibien oder tödliche Falle?	151
SCHMIDT-HALEWICZ, SABINE & DENNIS ROSSKOTHEN: Schwimmteichfolien im Fokus - Versuch einer Kategorisierung ihrer Oberflächeneigenschaften	156
SCHMIDT-HALEWICZ, SABINE; IRINA VOLLMER-GRAF & CORINNA WAIDER: Evaluation eines Flächenteilers zur Unterprobenherstellung bei Zooplanktonuntersuchungen	161
SCHMIEDER, KLAUS; MICHAEL DIENST; MARKUS PEINTINGER & IRENE STRANG: Neufund von <i>Najas marina</i> subsp. <i>marina</i> im Bodensee und Ausbreitung von <i>Najas marina</i> subsp. <i>intermedia</i> im Bodensee-Obersee	71
STRAKOVÁ, ZUZANA & DIETER LEßMANN: Absetzverhalten von Eisenocker aus Gewässern mit unterschiedlicher Eisenbelastung	234
THUMSER; PHILIPP; CHRISTIAN HAAS & MARTIN SCHLETTERER: Technical monitoring of fishways: long term monitoring of fish movement with the VAKI Riverwatcher along river Inn	191
TROMMER, GABRIELE; PATRICK LORENZ; AMELI LENTZ; PATRICK FINK & HERWIG STIBOR: Nitrogen supply in lakes leads to changing fatty acid composition of phytoplankton	239
WETJEN, MAJ; THOMAS SCHMIDT; DIRK HÜBNER & RALF SCHULZ: Genetische Diversität der Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>) in Zuflüssen des Mittelrheins und abgeleitete Managementempfehlungen	138
WICHT, IRIS & ARMIN BLÖCHL: Mikroplastik als Vektor für Umweltgifte in die Nahrungskette? Untersuchungen in Mikrokosmen zum Sorptionsverhalten von Schwermetallen an Plastikpartikel	243
ZINGRAFF-HAMED, AUDE; SABINE GREULICH; GREGORY EGGER; STEPHAN PAULEIT & KARL MATTHIAS WANTZEN: Urban river restoration, evaluation and conflicts between ecological and social quality	144
ZWEIMÜLLER, IRENE & MARKUS SCHMALWIESER: Charakterisierung stark technisierter Schwimmteiche im Hinblick auf Nährstoffkonzentrationen: Abhängigkeit von Füllwasserqualität und Umland	172

ZWEIMÜLLER, IRENE: Urban parks as habitat for anurans – a snapshot from Vienna

166

DGL-NACHWUCHSPREIS 2016

LORENZ, STEFAN: Hydromorphologie von Flusssystemen und deren Vorhersage – Anwendung von Fuzzy Cognitive Mapping im Gewässermanagement.

KOESTER, MEIKE; BASTIAN BAYER & RENÉ GERGS: Einfluss des invasiven Amphipoden *Dikerogammarus villosus* auf trophische Interaktionen im Freiland.

GROßMANN, LARS: Protistan Community Analysis – Key Findings of a Large Molecular Sampling - (Analyse aquatischer Protisten-gemeinschaften mit Hilfe von Hochdurchsatz-Sequenzierung).

Hydromorphologie von Flusssystemen und deren Vorhersage – Anwendung von Fuzzy Cognitive Mapping im Gewässermanagement

Stefan Lorenz^{1,2}

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, ² Julius Kühn-Institut, Institut für Ökologische Chemie, Pflanzenanalytik und Vorratsschutz, Königin-Luise-Straße 19, 14195 Berlin, stefan.lorenz@julius-kuehn.de

Keywords: Habitatänderung, Flussgebietsmanagement, Fuzzy Cognitive Mapping, natürliches Strömungsregime, Renaturierungsmaßnahmen

Einleitung

Durch die Verbindung ökologischer Integritätsziele mit Qualitätszielen ist die Hydromorphologie von Flusssystemen als Schlüsselkomponente der Zustandsbewertung in den Fokus des Gewässermanagements gerückt (Vaughan et al. 2009; Elosegi & Sabater 2013; Meitzen et al. 2013). Hydromorphologische Qualitätselemente umfassen die Durchgängigkeit (z.B. longitudinale und laterale Konnektivität und Sedimenttransport) und die Morphologie (z.B. Habitate, strukturelle Komplexität) von Flüssen. In den USA sind derzeit 44% der Flüsse hydromorphologisch beeinträchtigt, in Europa befinden sich 64% der untersuchten Flüsse nicht in einem guten ökologischen Zustand (USEPA 2009; EEA 2012).

Neben hydromorphologischen Defiziten können auch noch andere interagierende Prozesse wie z.B. Schadstoffbelastungen simultan auftreten. Daher können einzelne Stressoren nicht als individuelle Einflussgrößen für ökologische Veränderungen angesehen werden (Vaughan et al. 2009). Durch die Verbesserung der Wasserqualität wurde der Effekt von Schadstoffbelastungen auf die Organismen zwar verringert, allerdings hat sich die typische Flussartengemeinschaft bisher nicht wieder eingestellt (EEA 2012). Daher ist zur Wiederherstellung der ökologischen Integrität ebenfalls die Wiederherstellung der Hydromorphologie (z.B. der fluvialen Habitate) erforderlich. Die Effekte hydromorphologischer Veränderungen auf die Ökosystemfunktionen und deren Unsicherheiten wurden von Elosegi & Sabater (2013), Meitzen et al. (2013) und Pahl-Wostl et al. (2013) zusammengefasst.

Zur Umsetzung ökologisch effektiver Renaturierungsmaßnahmen ist zunächst eine Identifizierung der zugrunde liegenden hydromorphologischen Defizite notwendig. Dies setzt jedoch das notwendige Wissen über die Effekte hydromorphologischer Prozesse, deren Intensität und Wirkung auf hydromorphologische Variablen sowie die resultierenden biologischen Prozesse voraus. Ein großer Teil der Unsicherheiten in den beobachteten hydromorphologischen Effekten auf die Ökosystemfunktionen beruht wahrscheinlich auf den komplexen Interaktionen zwischen Hydrologie, Morphologie, Habitatentwicklung (z.B. Makrophyten), chemischen Prozessen und dem thermischen Regime. Im Rahmen dieser Studie wurde eine konzeptionelle Meta-Analyse eines bibliographischen Reviews von

Publikationen über Freilandstudien der Effekte von Flussdegradierungen und -renaturierungen durchgeführt. Hierzu wurde zur Identifizierung der relevanten Prozesse und Variablen in diesen komplexen Interaktionen das Fuzzy Cognitive Mapping genutzt.

Material und Methoden

Bibliographischer Review

Für die Untersuchung wurde die hydromorphologische Stressoren-Typologie des IWRM-Projektes FORECASTER verwendet (www.reformrivers.eu). Die Prozesse und Variablen, die mit diesen Stressoren assoziiert sind (Tab. 1) wurden basierend auf 675 peer-reviewed Publikationen identifiziert (Supp. Inf. in Lorenz et al. 2016). Für die Literatursuche wurden Kombinationen von hydromorphologischen Keywords verwendet (Supp. Inf. in Lorenz et al. 2016). Es wurden nur Studien ausgewählt, die kausale Zusammenhänge zwischen hydromorphologischen Stressoren und biogeomorphologischen Reaktionen untersucht haben.

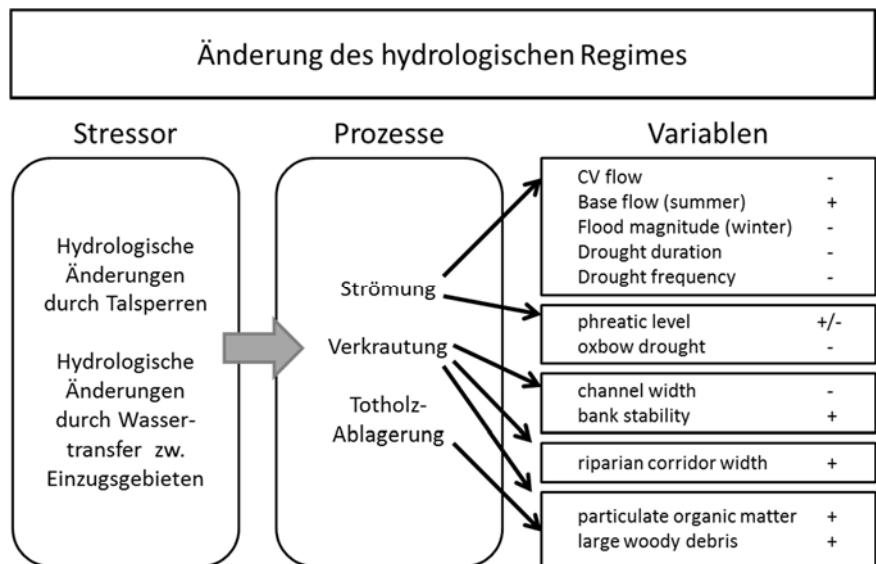
Tab. 1: Hydromorphologische Stressoren und Prozesse entsprechend der FORECASTER-Typologie und den Ergebnissen des bibliographischen Reviews.

Haupt-Stressoren:	Hydrologisches Regime	Re- Fragmentierung	Morphologische Änderungen	Sonstige			
	- Oberflächen- und Grundwasserentnahme	- Verlust der longitudinalen Konnektivität	- Aufstauung - Damm-Konstruktion - Kanalisierung - Mäander-Begradiung - Änderung der Ufervegetation - Habitat-Änderung - Uferverbau - Sedimenteintrag - Kiesentnahme	- Therm. Änderungen - Eutrophierung - Organische Belastung			
	- Strömungsanstieg - Änderungen des hydro. Regimes - Schwallbetrieb						
Haupt-Prozesse:	Strömungs-Dynamik	Sediment-Dynamik	Ufer-Dynamik	Totholz-Dynamik			
	Strömung	- Mitnahme - Transport - `Armouring'	- Erosion - Stabilisierung	- Mitnahme - Transport - Ablagerung	- Verkrautung - Entwurzelung - Rekrutierung	- Zunahme - Abnahme	- Primärproduktion - `Heat exchange' - Redox

Basierend auf diesem Literaturreview wurden 15 konzeptionelle Schemas erstellt, welche die qualitativen Interaktionen zwischen den hydromorphologischen Stressoren, Prozessen und Variablen darstellen. Die 15 konzeptionellen Schemas sind in Kapitel 4, Deliverable 1.2 des EU-REFORM-Projektes dargestellt (Garcia de Jalón et al. 2013). Abbildung 1 zeigt das Beispiel des konzeptionellen Schemas des Stressors `Änderung des hydrologischen Regimes'. Jedes konzeptionelle Schema umfasst ‚Konzepte‘ (in diesem Fall Stressoren, Prozesse und Variablen) die durch Pfeile („Verknüpfungen“) miteinander verbunden sind. Diese Verknüpfungen stellen die kausalen Verbindungen dar und

können entweder positiv oder negativ sein. Jede Verknüpfung ist mindestens mit einer peer-reviewed Publikation belegt wenn keine widersprüchlichen Ergebnisse während des Literaturreviews gefunden worden. Die Anzahl an Publikationen für eine bestimmte Verknüpfung wurde während des Reviews nicht berücksichtigt, da ein in der Literatur intensiver untersuchter Stressor so einen systematischen Fehler produziert hätte.

Abb. 1: Konzeptionelles Schema des Stressors 'Änderung des hydrologischen Regimes' als Ergebnis des bibliographischen Review von 675 peer-reviewed Publikationen (geändert nach Garcia de Jalón et al. 2013).



Identifizierung der relevantesten hydromorphologischen Prozesse und Variablen

Jedes konzeptionelle Schema wurde als Fuzzy Cognitive Map (FCM) behandelt, die aus wissenschaftlicher Literatur erstellt wurde (entsprechend Özesmi & Özesmi 2004). FCM basieren auf Graphentheorie-Modellen und stellen eine Kombination aus Fuzzy-Logik und Artificial Neural Networks dar (Kosko 1992). Da FCM eine große Zahl an Variablen einbezieht die über Rückkopplungsschleifen (feedback loops) miteinander interagieren können kann die Reaktion des Gesamt-Systems von der Reaktion der Einzel-Kompartimente abweichen, aus denen es erstellt wurde (Özesmi & Özesmi 2004). Die Methodik und Anwendung von FCM ist unter anderem in Hobbs et al. (2002), Özesmi & Özesmi (2004) und Papageorgiou & Kontogianni (2012) detailliert beschrieben. Beschreibungen ökologischer Zusammenhänge biotischen und abiotischen Ökosystemvariablen finden sich u.a. in Özesmi & Özesmi (1999), Hobbs et al. (2002) und Tan & Özesmi (2006).

Die konzeptionellen Schemas verbinden Stressoren, Prozesse und Variablen durch kausale Zusammenhänge (Abb. 1). Die Reaktionen sind durch Pfeile visualisiert, die einen Wert von -1 für negative Zusammenhänge und einen Wert von +1 für positive Zusammenhänge erhalten haben. Die Schemas wurden dann in mathematische Strukturmatrizen transformiert und anschließend zu einer Gesamtmatrix kombiniert, die das gesamte Netzwerk der analysierten Stressoren repräsentiert. Die Werte der Pfeile die in multiplen Schemas aufgetreten sind wurden aufsummiert und dann in Bezug zur Gesamtzahl der Stressoren normalisiert. Somit wurden die Kausalzusammenhänge in der Gesamtmatrix entsprechend ihrer Wichtigkeit im Netzwerk der multiplen Stressoren gewichtet.

Es wurden Indegree (kumulative Gewichtung der Verknüpfungen durch welche die entsprechende Variable beeinflusst wird) und Outdegree (kumulative Gewichtung der Verknüpfungen durch welche andere Variablen beeinflusst werden) der hydromorphologischen Variablen berechnet. Als Graphentheorie-Indizes wurden Zentralität als Maß für den Einfluss eines Prozesses oder einer Variable be-

rechnet indem Indegree und Outdegree aufsummiert wurden, Komplexität wurde als Maß für mögliche Systeminferenzen berechnet, Dichte als Maß für die Netzwerk-Konnektivität und Hierarchie als Maß für die Anpassungsfähigkeit des Gesamt-Netzwerks (Özesmi & Özesmi 2004). Im Anschluss wurde die Gesamtmatrix dazu genutzt um den Ausgangszustand des Netzwerkes multipler Stressoren zu berechnen (Özesmi & Özesmi 2004) und die Effekte der Entfernung einzelner Stressoren zu simulieren.

Ergebnisse und Diskussion

Graphentheorie-Indizes

Das Gesamtsystem der multiplen hydromorphologischen Stressoren zeigt eine hohe Komplexität von 2,6. Komplexität ist das Verhältnis von Empfänger- zu Transmitter-Variablen. Eine hohe Komplexität (viele Empfänger-Variablen im Vergleich zu den Transmittern) zeigt dass das System in verhältnismäßig vielen Endzuständen resultieren kann im Vergleich zu wenigen treibenden Kräften (Stressoren). Hierarchie wurde mit 0,0002 berechnet was dem relativ hohen Komplexitätswert entspricht und zeigt, dass das System nicht hierarchisch strukturiert ist. Ein Hierarchie-Wert von 1 würde ein komplett hierarchisch strukturiertes System anzeigen, während Hierarchie-Werte nahe 0 zeigen, dass sich das entsprechende System an Veränderungen anpassen kann (Sandell 1996). Das System hat einen Dichte-Wert von 0,36, der komplexe kausale Zusammenhänge zwischen Stressoren, Prozessen und Variablen im Verhältnis zur Gesamtzahl möglicher Verknüpfungen anzeigt.

Identifizierung der relevantesten hydromorphologischen Prozesse und Variablen

Als zentralster Prozess im System wurde über die Berechnung der Zentralität der Prozess Strömungsdynamik (water flow dynamics) identifiziert, gefolgt von Verkrautung (vegetation encroachment) und Sediment (Abb. 2a). Die größere Zentralität dieser drei Prozesse führt auf den höheren Outdegree auf andere Variablen und Prozesse zurück (Abb. 2a), weshalb diese Prozesse eine hohe Relevanz für die Beeinflussung der weiteren Prozesse und Variablen im System haben. Die Analyse des Indegree der hydromorphologischen Prozesse zeigt das Uferstabilität (bank stabilization) und Strömungsdynamik (water flow dynamics) am deutlichsten durch die Stressoren beeinflusst werden (Abb. 2a). Die zentralsten Variablen im Netzwerk sind Thalweg-Höhe (thalweg elevation), Gewässer-Breite (channel width), Fläche der Ufervegetation (riparian cover area), Totholz (large woody debris) und ‚phreatic level‘.

Der Vergleich der prozentualen Änderungen in den Variablen und Prozessen zeigt, dass durch die Entfernung des Stressors Mäander-Begradiung oder des Stressors Strömungsanstieg der größte Prozentsatz an Variablen und Prozessen beeinflusst wird (Abb. 2b). Die Entfernung des Stressors Strömungsanstieg resultierte in starken Änderungen der Prozesse Strömungsdynamik, Aquifer-Zunahme, Sedimenttransport und Ufererosion. Die Entfernung des Stressors Mäander-Begradiung resultierte in starken Änderungen der Prozesse Aquifer-Zunahme, Strömungsdynamik, Sedimentmitnahme und -transport, Totholzmitnahme, Entwurzelungen und Ufererosion.

Schlussfolgerungen

Anthropogene Stressoren in Flusssystemen interagieren mit vielen weiteren Elementen im Gewässerökosystem (Vaughan et al. 2009). Die daraus resultierenden ökologischen Veränderungen können eine Reaktion zu einem, mehreren oder allen diesen Faktoren darstellen. Die resultierenden Effekte wiederum können additiv, antagonistisch oder synergistisch ausgeprägt sein. Der hier vorgestellte

mehrstufige FCM-Ansatz ermöglicht es, diese komplexen Systemreaktionen zu beschreiben, da er eine große Zahl an Variablen und Prozessen umfasst welche potentiell miteinander interagieren.

Strömungsdynamik wurde als relevantester Prozess identifiziert, der auf hydromorphologische Variablen wirkt. Dies erscheint auf den ersten Blick trivial, da Strömung durch Haupt-/Nebenflüsse, Auen und Überflutungsgebiete der fundamentale Prozess ist welcher die Flussdynamik lenkt. Allerdings ist es nicht trivial, dass die Strömungsdynamik im Gesamtsystem eine höhere Wichtigkeit (Zentralität) aufweist als andere, simultan agierende Prozesse. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass eine Verbesserung/Wiederherstellung des natürlichen Strömungsregimes den ökologischen Zustand in größerem Maße verbessern könnte als andere Renaturierungsmaßnahmen. Dieses Ergebnis könnte auch die nachgewiesene fehlende Effektivität vieler Renaturierungsmaßnahmen erklären, welche zwar Habitatstrukturen bereitstellen aber nicht das Strömungsregime verändern (z.B. Jähnig et al. 2010; Palmer, Menninger & Bernhardt 2010). Außerdem unterstreicht das Ergebnis die Bedeutung von Environmental Flow-Ansätzen und deutet darauf hin, dass der Wiederherstellung des natürlichen Strömungsregimes Priorität gegenüber Habitatrenaturierungen eingeräumt werden sollte.

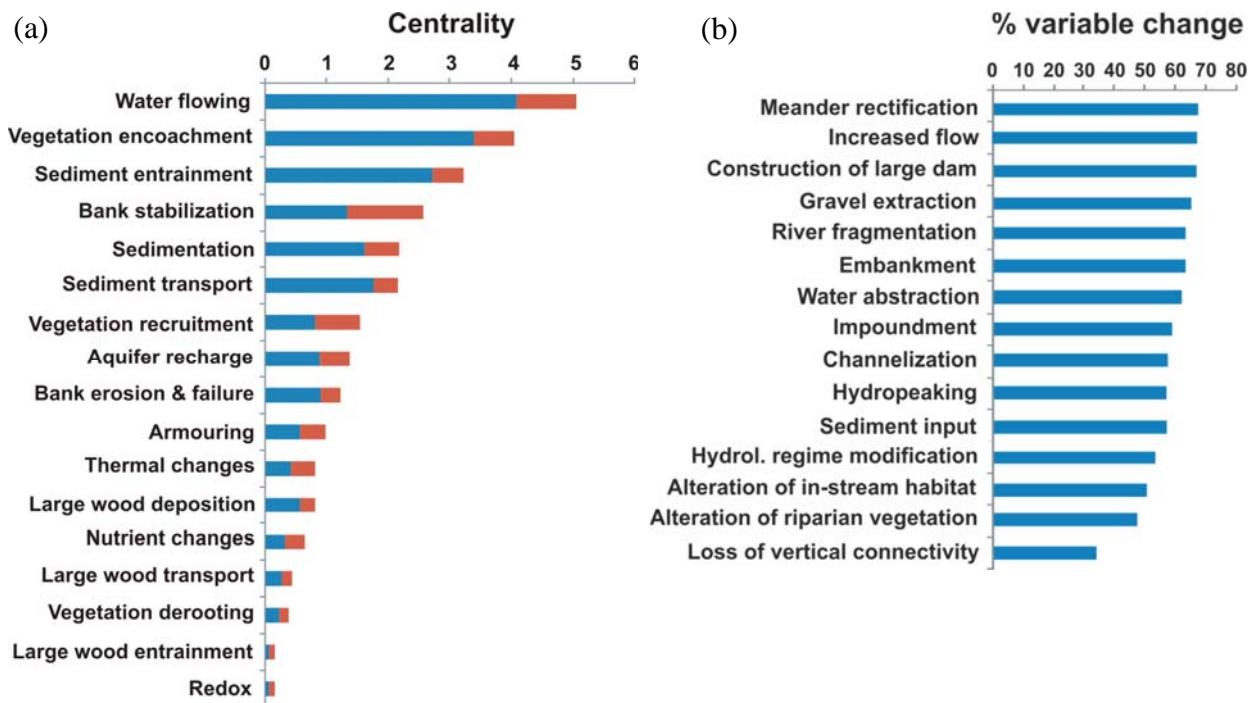


Abb. 2: (a) Zentralität (Centrality, Summe aus Indegree und Outdegree) der untersuchten hydromorphologischen Prozesse. (b) Prozentuale Änderungen hydromorphologischer Prozesse und Variablen (% variable change) bei Entfernung einzelner Stressoren aus dem Gesamtsystem multipler Stressoren (aus Lorenz et al. 2016).

Zusammenfassung

Diese Studie präsentiert eine neue Anwendung von Fuzzy Cognitive Mapping zur Identifizierung relevanter Prozesse in den komplexen Kausalbeziehungen zwischen hydromorphologischen Stressoren, Prozesse und Variablen, die wahrscheinlich großen Einfluss auf Degradation und Renaturierungen von Flüssen haben. Die FCM-Metaanalyse ermöglichte es, die umfassende Literatur im Themenfeld Fluss-Hydromorphologie in einem semi-quantitativen Modell zusammenzufassen.

Die Auswahl relevanter Prozesse und Variablen für das Management von Flusssystemen wird derzeit durch die Unsicherheiten in den Interaktionen multipler Stressoren erschwert. Die FCM-Metaanalyse hat wie erwartet die Strömungsdynamik als treibende Kraft in erheblich veränderten Flusssystemen identifiziert. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass Habitat-Renaturierungsmaßnahmen in Flüssen mit natürlichem Strömungsregime stärkeren Erfolg zeigen können. Andernfalls werden Habitatrenaturierungen wahrscheinlich bis zu einem gewissen Punkt ihre positive Wirkung nicht entfalten.

Danksagung

Die Auswertung der Daten und die Zusammenstellung des bibliographischen Reviews wäre nicht möglich gewesen ohne die Hilfe von Vanesa Martinez-Fernandez, Carlos Alonso, Diego Garcia de Jalon, Marta Gonzalez del Tanago (alle UPM, Madrid), Erik Mosselman, Dimmie Hendriks (beide Deltares, Delft), Barbara Belletti (UF, Florenz) und Christian Wolter (IGB, Berlin). Diese Untersuchung entstand im Rahmen des EU-FP7-Projektes REFORM (contract no. 282656).

Literatur

- EEA (European Environmental Agency) (2012): European waters – assessment of status and pressures. European Environmental Agency Report No 8/2012.
- Elosegi, A., Sabater, S. (2013): Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: a review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia* 712:129–143.
- Garcia de Jalon, D., Alonso, C., Gonzalez del Tanago, M., Martinez, V., Gurnell, A., Lorenz, S., Wolter, C., Rinaldi, M., Belletti, B., Mosselman, E., Hendriks, D., Geerling, G. (2013) Deliverable D1.2: Review on pressure effects on hydromorphological variables and ecologically relevant processes. REFORM Deliverable Report to the European Union.
- Hobbs, B.F., Ludsin, S.A., Knight, R.L., Ryan, P.A., Biberhofer, J., Ciborowski, J.J.H. (2002): Fuzzy cognitive mapping as a tool to define management objectives for complex ecosystems. *Ecological Applications* 12:1548–1565.
- Kosko, B. (1992): Neural Networks and Fuzzy Systems: A Dynamical Systems Approach to Machine Intelligence. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Lorenz, S., Martinez-Fernández, V., Alonso, C., Mosselman, E., García de Jalón, D., González del Tánago, M., Belletti, B., Hendriks, D., Wolter, C. (2016): Fuzzy cognitive mapping for predicting hydromorphological responses to multiple pressures in rivers. *Journal of Applied Ecology* 53:559–566.
- Meitzen, K.M., Doyle, M.W., Thoms, M.C. & Burns, C.E. (2013): Geomorphology within the interdisciplinary science of environmental flows. *Geomorphology* 200:143–154.
- Özesmi, S. L., Özesmi, U. (1999): An artificial neural network approach to spatial habitat modelling with interspecific interaction. *Ecological Modelling* 116:15–31.
- Özesmi, U., Özesmi, S. L. (2004): Ecological Models based on People's Knowledge: A Multi-Step Fuzzy Cognitive Mapping Approach. *Ecological Modelling* 176:43–64.
- Papageorgiou, E., Kontogianni, A. (2012): Using Fuzzy Cognitive Mapping in Environmental Decision Making and Management: A Methodological Primer and an Application, In: Young S (Ed) International Perspectives on Global Environmental Change, ISBN: 978-953-307-815-1, InTech.
- Sandell, K. (1996): Sustainability in theory and practice: a conceptual framework of eco-strategies and a case study of low-resource agriculture in the dry zone of Sri Lanka. In: Hjort af Ornäs A (Ed) Approaching Nature from Local Communities: Security Perceived and Achieved. Linköping University, Linköping, Sweden, pp. 163–197.
- Tan, C.O., Özesmi, U. (2006): A generic shallow lake ecosystem model based on collective expert knowledge. *Hydrobiologia* 563:125–142.
- USEPA (United States Environment Protection Agency) (2009): National Water Quality Inventory: Report to Congress. 2004 Reporting Cycle. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- Vaughan, I., Diamond, M., Gurnell, A., Hall, K.A., Jenkins, A., Milner, N.J., Naylor, N.A., Sear, D.A., Woodward, G., Ormerod, S.J. (2009): Integrating ecology with hydromorphology: a priority for river science and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19:113–125.

Einfluss des invasiven Amphipoden *Dikerogammarus villosus* auf trophische Interaktionen im Freiland

Meike Koester^{1,2}, Bastian Bayer¹, René Gergs^{1,3}

¹Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau

²Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Universitätsstraße 1, 56070 Koblenz

³Umweltbundesamt, Schichauweg 58, 12307 Berlin

meikekoester@uni-koblenz.de, bastianbayer@gmx.de, Rene.Gergs@uba.de

Keywords: Stabile Isotopenanalysen, gruppen-spezifische Primer, genetische Mageninhaltsanalysen, intraguild predation, Allesfresser

Einleitung

Invasive Arten in Binnengewässern

Die Einwanderung gebietsfremder Arten (Neobiota) ist ein zunehmendes Problem mit globaler Bedeutung (Chandra & Gerhardt, 2008). Binnengewässer sind, unter anderem wegen ihrer starken Nutzung für die Sifffahrt und der Verbindung von Gewässersystemen durch den Bau von Kanälen, besonders anfällig gegenüber der Einwanderung gebietsfremder Arten (Gherardi, 2007, Keller *et al.*, 2011). Derzeit sind in Europäischen Binnengewässern ungefähr 262 sogenannte Neozoen (tierische gebietsfremde Arten) etabliert (Gherardi *et al.*, 2009). In deutschen Gewässern weist das European Alien Species Information Network (EASIN) derzeit (Stand Januar 2016) 191 Neobiota aus, darunter 143 Neozoen von denen 58 als invasiv (also mit besonders starkem Einfluss auf Ökosysteme in die sie einwandern) gelten. Eine der Europäischen Binnenwasserstraßen mit den meisten gebietsfremden Arten ist der Rhein, welcher daher auch als ‘global highway’ für die Verbreitung von Neozoen gilt (Leuven *et al.*, 2009). Viele der invasiven Arten in deutschen Binnengewässern stammen aus der Ponto-Kaspischen Region (Bollache *et al.*, 2008). Für diese Arten gibt es drei Einwanderungskorridore nach Mitteleuropa von denen für das Rheinsystem insbesondere der südliche Korridor von besonderer Bedeutung ist (Bij de Vaate *et al.*, 2002, Leuven *et al.*, 2009): Nach der Öffnung des Main-Donau-Kanal 1992 können Ponto-Kaspische Arten über diesen Korridor nun aus dem Schwarze Meer-Raum direkt über die Donau in den Main und von dort in den Rhein gelangen (Bij de Vaate *et al.*, 2002). Invasive Arten können Habitatbedingungen und die Verfügbarkeit von Ressourcen beeinflussen und haben so die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften und die Nahrungsnetze in Systemen, in die sie eingewandert sind, stark verändert (z.B. Vander Zanden, Casselman & Rasmussen, 1999, Ricciardi & MacIsaac, 2000, Gergs, Rinke & Rothhaupt, 2009). Dabei stellen sie potentiell eine Bedrohung für heimische Biodiversität dar (Sala *et al.*, 2000, Chandra & Gerhardt, 2008).

Dikerogammarus villosus

Eine der erfolgreichsten invasiven Arten in Europäischen Gewässern ist der, aus der Ponto-Kaspis stammende, invasive Amphipode *Dikerogammarus villosus* (DAISIE, 2016). Die Art besitzt mehrere Eigenschaften, die *D. villosus* gewissermaßen dazu prädestinieren ein erfolgreicher Einwanderer zu sein (Grabowski, Bacela & Konopacka, 2007). So erreicht *D. villosus* bereits nach vier bis acht Wochen Geschlechtsreife und Weibchen tragen eine große Anzahl verhältnismäßig kleiner Eier, deren Entwicklungszeit verglichen mit einheimischen Amphipoden deutlich schneller ist (Pöckl, 2007, 2009). Zusammen mit dem schnellen Wachstum von *D. villosus* (Piscart *et al.*, 2003) führt dieses hohe Reproduktionspotential dazu, dass die Art drei Generationen pro Jahr hervorbringt (Grabowski *et al.*, 2007) und somit innerhalb kurzer Zeit große Populationen in neu besiedelten Systemen etabliere kann. Außerdem weist *D. villosus* eine große Toleranz gegenüber verschiedenen Umweltparametern, wie Temperatur, Sauerstoffkonzentration und Salinität auf (Bruylants *et al.*, 2001, Maazouzi *et al.*, 2011). In Kombination mit der Fähigkeit verschiedene Substrate zu besiedeln (Devin *et al.*, 2003) ermöglicht dies der Art nahezu alle Binnengewässer zu besiedeln.

Nachdem *D. villosus* 1992 erstmals in der oberen Donau nachgewiesen wurde (Nesemann, Pöckl & Wittmann, 1995), hatte die Art bereits 1993, ein Jahr nach der Öffnung, den Main-Donau-Kanals besiedelt (Schöll, Becker & Tittizer, 1995) und erreichte 1994/95 den Rhein (Bij de Vaate & Klink, 1995, Schöll *et al.*, 1995). Von da an verbreitete sich *D. villosus* sehr rasch, was dazu führte, dass die Art innerhalb von weniger als 20 Jahren die meisten größeren Gewässer Mitteleuropas besiedelt hatte (Rewicz *et al.*, 2014). Häufig wurde mit der Etablierung von *D. villosus* ein Rückgang anderer Makroinvertebraten, insbesondere anderer Amphipodenarten, beobachtet (z.B. Rey, Ortlepp & Küry, 2005, Schöll, 2009, Bacela-Spychalska & Van Der Velde, 2013, MacNeil *et al.*, 2013, Gergs & Rothhaupt, 2015). Als Hauptursache dafür wurde bisher meist die, in Laborversuchen festgestellte, stark räuberische Ernährungsweise (z.B. Dick, Platvoet & Kelly, 2002, Krisp & Maier, 2005, MacNeil & Platvoet, 2005, Buřič *et al.*, 2009) der Art angenommen. So machten beispielsweise Dick und Platvoet (2000) starke intraguild predation (IGP; d.h. Prädation innerhalb der gleichen taxonomischen Gilde) von *D. villosus* auf andere Amphipoden für die Verdrängung sowohl einheimischer als auch anderer exotischer Amphipodenarten in niederländischen Gewässern verantwortlich. Natürliche Bedingungen sind allerdings wesentlich komplexer als in Laborversuchen simulierbar (Kinzler *et al.*, 2009), daher können diese Ergebnisse nicht direkt auf Freiland übertragen werden und der Einfluss des Fressverhaltens der Art könnte falsch eingeschätzt werden. Obwohl viele Studien sich mit dem Einfluss von *D. villosus* beschäftigten, haben bisher nur wenige Studien das Ernährungsverhalten oder die trophische Einnischung der Art im Freiland untersucht (Van Riel *et al.*, 2006, Maazouzi *et al.*, 2009, Hellmann *et al.*, 2015). Ursache dafür ist teilweise, dass es mit herkömmlichen Methoden schwer ist trophische Interaktionen bei benthischen Invertebraten in komplexen Systemen nachzuvollziehen. Jedoch wurden in den letzten Jahrzehnten neue methodische Ansätze etabliert die es ermöglichen Räuber-Beute-Interaktionen im Freiland zu analysieren (siehe Traugott *et al.*, 2013).

Methoden zur Untersuchung von Räuber-Beute-Interaktionen im Freiland

Eine heutzutage häufig angewendete Methode zur Identifizierung von Räuber-Beute-Interaktionen ist die Analyse von stabilen Isotopenverhältnissen (SIA; $\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{13}\text{C}$), welche die Ernährung eines Konsumenten über einen längeren Zeitraum integriert (z.B. Bearhop *et al.*, 1999, Davis *et al.*, 2012). Grundlage dieser Methode ist die Tatsache, dass neben den häufigen Isotopen (^{14}N und ^{12}C) auch schwerere stabile Isotope von Stickstoff und Kohlenstoff (^{15}N und ^{13}C) in der Natur vorkommen. Die Anwendung der SIA zur Charakterisierung von natürlichen Nahrungsnetzen basiert darauf, dass es

beim Transfer von organischem Material zu höheren trophischen Ebenen zu unterschiedlicher Fraktionierung der Isotope kommt (Brauns, von Schiller & Gergs, 2012). Da stabile Stickstoffisotope in Konsumenten im Vergleich zu ihrer Nahrung um durchschnittlich 2,3 bis 3,4 ‰ angereichert sind (siehe Post, 2002, McCutchan *et al.*, 2003), können $\delta^{15}\text{N}$ Werte zur Abschätzung der trophischen Position eines Konsumenten im Verhältnis zu einer bekannten Baseline verwendet werden (Peterson & Fry, 1987, Kling, Fry & O'Brian, 1992, Cabana & Rasmussen, 1996, Post, 2002). Im Gegensatz dazu reichert sich das stabile ^{13}C -Isotop von einer zur nächsten trophischen Ebene üblicherweise kaum an (meist < 1 ‰), variiert aber zwischen verschiedenen Kohlenstoffquellen (Peterson & Fry, 1987, Post, 2002). Dies ermöglicht daher zu bestimmen, ob sich ein Konsument beispielsweise basierend auf benthischer oder pelagischer Primärproduktion ernährt (France, 1995, Hardy *et al.*, 2010). Dies macht SIA zu einem sehr geeigneten Ansatz zur Untersuchung der Effekte von invasiven Arten auf Nahrungsnetze (Vander Zanden *et al.*, 1999, Jackson *et al.*, 2012). Allerdings ist eine exakte Definition von Räuber-Beute-Interaktionen mit dieser Methode aufgrund überlappender Isotopensignaturen verschiedener Beuteorganismen oft sehr schwierig oder sogar unmöglich (Carreon-Martinez & Heath, 2010, Hardy *et al.*, 2010). Um die genauen Beuteorganismen eines Konsumenten genau zu bestimmen ist daher häufig die zusätzliche Untersuchung von Mageninhalten nötig. Solche Untersuchungen wurden gewöhnlich oft visuell durchgeführt. Bei Amphipoden ist dies oft unmöglich, da sie ihre Nahrung sehr stark zerkleinern. Daher sind genetische Methoden hier vielversprechender. Die hier angewandte Methode der genetischen Mageninhaltsanalyse unter Verwendung gruppen-spezifischer Primer basiert darauf, dass mittels solcher Primer in einer PCR nur DNA-Regionen zur Zielgruppe gehörender Arten vervielfältigt und so nicht zur Zielgruppe gehörende Arten von der Analyse ausgeschlossen werden (Jarman, Deagle & Gales, 2004). Auf dieser Grundlage wurden für insgesamt 22 im Rhein häufig vorkommende Süßwassertaxa gruppen-spezifische Primer erstellt und an einem Spektrum von 130 Taxa spezifiziert (Koester, Claßen & Gergs, 2013, Koester, Bayer & Gergs, 2016). Auch solche genetische Mageninhaltsanalysen sind aber nicht ohne Limitationen, so kann beispielsweise nur kürzlich konsumierte Beute detektiert werden, weshalb diese Methode, wie alle Mageninhaltsanalysen, nur eine Momentaufnahme wiederspiegelt. Die Kombination von genetischen Mageninhaltsanalysen mit SIA kann Limitationen der einzelnen Methoden relativieren und so zu einem besseren Verständnis von Nahrungsnetzen beitragen (Carreon-Martinez & Heath, 2010, Hardy *et al.*, 2010). Daher haben wir SIA und genetische Mageninhaltsanalyse kombiniert, um zu untersuchen ob 1) IGP durch *D. villosus* an einer Invasionsfront der Art stark genug ist, um ein Hauptfaktor für die Verdrängung anderer Amphipodenarten sein zu können und ob 2) *D. villosus* im Rheinsystem stark räuberisch ist.

Bedeutung von IGP durch *D. villosus* im Freiland

Da dort wo *D. villosus* bereits etabliert ist, einheimische Amphipoden meist bereits reduziert sind oder sich Koexistenzen ausgebildet haben bei denen IGP vermutlich wenig Bedeutung hat, kann man nur an einer Invasionsfront der Art untersuchen wie stark IGP durch *D. villosus* im Freiland ist. Eine solche Invasionsfront wurde in der Schweiz 2011, bei einem Monitoring zum biologischen Zustand der Gewässer Mittelland-Reuss, Kleine Emme und Untere Lorze, vom Hydra-Institut und Aquaplus entdeckt. In Makrozoobenthosproben von drei Probestellen in der Unteren Lorze wurden dabei erstmals Individuen der Art gefunden. Während die Art am Austritt aus dem Zuger See bei Cham schon sehr häufig war, wurden flussabwärts bei Hagendorf mittlere und bei Maschwanden, nahe der Mündung in die Reuss, niedrige Dichten der Art erfasst (Ortlepp & Mürle, 2012). Da die einheimischen Amphipoden *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum* hier noch in mittleren bis hohen Dichten vorkamen (Ortlepp & Mürle, 2012), eignete sich diese Invasionsfront um die Hypothese zu testen,

dass IGP durch *D. villosus* stark genug ist um der Hauptfaktor für eine Verdrängung einheimischer Amphipodenarten sein zu können. Von zur Verfügung gestellten, konservierten Proben wurden dazu die stabile Kohlenstoff- ($\delta^{13}\text{C}$) und Stickstoff- ($\delta^{15}\text{N}$) Isotopensignaturen von einigen potentiellen Beutearten, *D. villosus* und *G. pulex/fossarum* Individuen von konservierten Proben bestimmt und verglichen. Zusätzlich wurden die Mageninhalte derselben *D. villosus* Individuen, deren Isotopensignaturen bestimmt wurden, mittels des für die Gattung *Gammarus* spezifischen Primer (Gam18S; Koester *et al.*, 2013) getestet, um zu prüfen ob diese kürzlich einheimische Amphipoden oder Teile von diesen konsumiert hatten (Koester & Gergs, 2014).

Ein Vergleich der Isotopenmischung der koexistierenden Amphipodenarten, an den beiden Probestellen Maschwanden und Hagendorf, an denen adulte Individuen in ausreichender Menge für sogenannte SIBER-Analysen (Jackson *et al.*, 2011) vorhanden waren, zeigte, dass *D. villosus* keine höhere Isotopenmischung einnahm als die einheimischen Amphipoden. Dies deutet auf eine geringe Bedeutung von Prädation durch *D. villosus* auf *G. pulex/fossarum* an diesen Probestellen hin. Außerdem konnte bei den genetischen Mageninhaltsanalysen in keinem der untersuchten 62 Individuen von allen drei Probestellen DNA von *G. pulex/fossarum* detektiert werden, was die Annahme dass IGP an dieser Invasionsfront von geringer Bedeutung zu sein scheint unterstützt. Stattdessen erschien *D. villosus* an allen drei Probestellen insgesamt eher wenig räuberisch. Für mehr Details siehe Koester und Gergs (2014).

Ist *D. villosus* im Freiland überhaupt räuberisch?

Um die Hypothese zu testen, dass *D. villosus* in weiten Bereichen des Rheinsystems wenig räuberisch ist, wurde die Ernährung der Art in unterschiedlichen Gewässertypen (Seitenarme, Zuflüsse, Bodensee, Ufer des Hauptarms) und in unterschiedlicher geographischer Lage untersucht. Dazu wurden an 10 Probestellen Benthosproben genommen, die Isotopensignatur von *D. villosus* Individuen und potentiellen Nahrungsressourcen bestimmt und die Mageninhalte derselben *D. villosus* Individuen genetisch mittels 16 gruppenspezifischer Primer auf DNA von Makroinvertebraten-Beutegruppen getestet. Um zu testen wie stark räuberisch *D. villosus* an den verschiedenen Probestellen ist, wurden $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Art mit denen von vorkommenden Primärkonsumenten, als Repräsentanten der trophischen Baseline, verglichen. Da die $\delta^{15}\text{N}$ -Signatur eines Primärkosumenten u.a. auch von seiner $\delta^{13}\text{C}$ -Signatur abhängig ist (Vander Zanden & Rasmussen, 1999), wurden für diesen Vergleich jeweils die entsprechenden Primärkonsumenten ausgewählt, deren mittlere $\delta^{13}\text{C}$ -Werte denen von *D. villosus* am ähnlichsten waren (Koester *et al.*, 2016).

Während *D. villosus* an sieben von zehn Probestellen niedrigere $\delta^{15}\text{N}$ -Signaturen zeigte als die entsprechenden Primärkonsumenten, war die $\delta^{15}\text{N}$ -Signatur der Art an drei Probestellen zwar tatsächlich höher, der Unterschied betrug jedoch weniger als eine trophische Ebene. Genetische Mageninhaltsanalysen zeigten, dass lediglich ein sehr geringer Anteil (etwa 16 %) der untersuchten *D. villosus* Individuen kürzlich Individuen oder Teile irgendeiner der 16 Beutegruppen, auf welche getestet wurde, konsumiert hatten (siehe Abb. 1). Außerdem konnte nur bei weniger als 2 % der Primer-Mageninhalt-kombinationen DNA der entsprechenden Beutegruppe in den Mägen nachgewiesen werden (siehe Abb. 1). Diese Ergebnisse unterstützen die Hypothese, dass *D. villosus* im gesamten Rheinsystem wenig räuberisch ist. Für mehr Details siehe Koester et al. (2016).

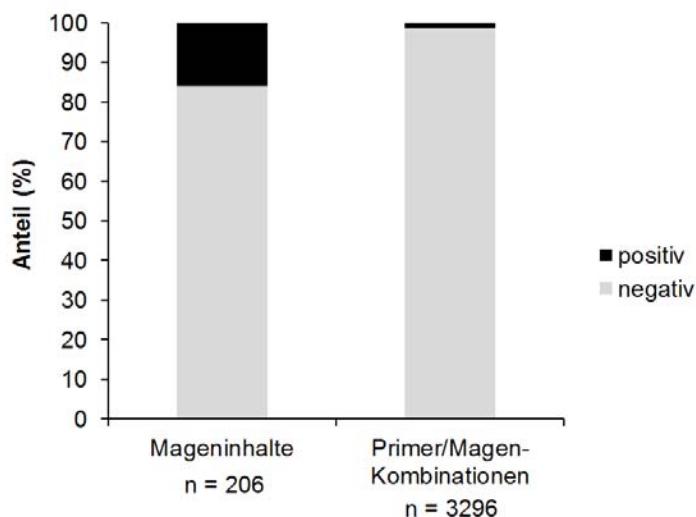


Abb. 1: Genetische Analysen der Mageninhalte von *Dikerogammarus villosus* Individuen von zehn Probestellen des Rheinsystems. Positiv heißt, dass DNA von Beutegruppen mit gruppenspezifischen Primern nachgewiesen werden konnte. Negativ bedeutet, dass keine DNA von Beutegruppen nachgewiesen werden konnte.

Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Bei unseren Untersuchungen zeigten sowohl stabile Isotopenanalysen als auch genetische Mageninhaltsanalysen weder an einer Invasionsfront der Art noch an verschiedenen Stellen des Rheinsystems ein Anzeichen dafür, dass *D. villosus* ein starker Räuber wäre. Daher kommen wir zu dem Schluss, dass *D. villosus* im Rheinsystem aller Voraussicht nach durchweg kein Räuber ist. Unsere Ergebnisse können jedoch nicht direkt auf ein anderes Flusssystem übertragen werden, da beispielsweise Hellmann et al. (2015) geringe Unterschiede in der trophischen Position von *D. villosus* in Elbe und Rhein gefunden haben. Eine solche geringere Bedeutung der räuberischen Ernährungsweise der Art im Freiland wurde aber unter Verwendung unterschiedlicher Marker auch bereits in anderen Gewässern gefunden (Maazouzi et al., 2009, Hellmann et al., 2015). So zeigten Maazouzi et al. (2009) im Mirgenbach Reservoir im Nordosten Frankreichs, unter Verwendung von Fettsäuren als Biomarkern, dass tierische Ressourcen nur einen geringen Anteil an der Nahrung von *D. villosus* hatten. Auch Hellmann et al. (2015) konnten durch stabile Isotopenanalysen mittels Mischungsmodellen (SIAR) zeigen, dass *D. villosus* in Rhein und Elbe eher ein Allesfresser als ein starker Räuber zu sein scheint.

Da *D. villosus* im Rheinsystem scheinbar kein Räuber ist, stellt sich die Frage nach potentiellen Ursachen für den Rückgang der mittleren Artenzahlen mit seiner Einwanderung (Schöll, 2009) und die Verdrängung anderer Amphipodenarten (Rey et al., 2005). Eine mögliche Ursache für den Rückgang anderer Amphipodenarten könnte Konkurrenz um schutzbietende Habitate sein. So zeigten frühere Studien beispielsweise, dass *Gammarus pulex* in Anwesenheit von *D. villosus* seltener in Kies gefunden wurde und eine erhöhte Schwimmaktivität von *G. pulex* festzustellen war, wodurch die Art möglicherweise stärker dem Fraßdruck räuberischer Fische ausgesetzt sein könnte (z.B. MacNeil & Platvoet, 2005, Boets et al., 2010). Diese Annahme wurde kürzlich durch Ergebnisse von Laborexperimenten mit der invasiven Schwarzmund-Grundel (*Neogobius melanostomus*) und *G. pulex* und *D. villosus* als möglicher Beute unterstützt (Beggel et al., 2016). In diesen Experimenten zeigte die Schwarzmund-Grundel nicht nur eine klare Präferenz für *G. pulex* als Nahrung, sondern konsumierte in mixed-species Treatments (*G. pulex* und *D. villosus*) mit schutzbietendem Substrat deutlich mehr *G. pulex* Individuen als in single-species Treatments (Beggel et al., 2016). Solche indirekten trophischen Interaktionen könnten besonders für den Rückgang anderer Amphipodenarten eine große Rolle spielen. Eine weitere mögliche Ursache für die beobachteten Effekte könnte Konkurrenz um Nahrung sein. In unseren Untersuchungen deutete eine sehr starke intraspezifische Variabilität der Isotopensignatur besonders in $\delta^{13}\text{C}$ darauf hin, dass sich *D. villosus* Individuen innerhalb

einer Probestelle basierend auf unterschiedlichen Primärproduktionen ernährten (siehe Koester *et al.*, 2016). Als Allesfresser mit einer solchen flexiblen Ernährungsweise (siehe auch Mayer *et al.*, 2009, Platvoet *et al.*, 2009) ist *D. villosus* ein starker Konkurrenten um viele verschiedene Nahrungsressourcen und somit auch für viele andere Makroinvertebratenarten.

Die Ergebnisse unserer Untersuchungen zeigen deutlich, wie wichtig es ist invasive Arten und ihre Ernährungsweise unter Freilandbedingungen zu untersuchen. Außerdem legen unsere Ergebnisse nahe, dass die Annahme die räuberische Ernährungsweise von *D. villosus* sei die Schlüsselfunktion für den Invasionserfolg der Art und die Verdrängung andere Arten überdacht werden sollte. Da erwartet wird, dass *D. villosus* sich auf globaler Ebene weiter ausbreitet (Devin *et al.*, 2003) und dabei potentiell die Biodiversität von Systemen in die die Art einwandert bedroht (Dick & Platvoet, 2000), ist ein breiteres Wissen über die trophische Einnischung und Ernährungsweise der Art unter Freilandbedingungen essentiell um den Einfluss auf natürliche Gemeinschaften, in welche *D. villosus* neu einwandert, besser abschätzen zu können.

Danksagung

Diese Untersuchungen wurden im Rahmen der Doktorarbeit des Erstautors durchgeführt und durch das DFG-Projekt „Der Einfluss von invasiven Amphipoden auf trophische Interaktionen und Lebensgemeinschaften in aquatischen Systemen“ (GE229/3-1) gefördert.

Herzlichen Dank an Uta Mürle und Johannes Ortlepp (Hydra Institut) und AquaPlus für die Bereitstellung der Proben und Begleitinformationen von der Invasionsfront in der Schweiz. Besondere Dank gilt auch Franz Schöll (BfG) für die Möglichkeit Proben vom Baggerschiff aus zu nehmen und Karl-Otto Rothhaupt für die Möglichkeit die Labore des Limnologischen Institutes der Universität Konstanz zu nutzen.

Literatur

- Bacela-Spsychalska, K. & Van Der Velde, G. (2013) There is more than one ‘killer shrimp’: trophic positions and predatory abilities of invasive amphipods of Ponto-Caspian origin. *Freshwater Biology*, **58**, 730-741.
- Bearhop, S., Thompson, D.R., Waldron, S., Russell, I.C., Alexander, G. & Furness, R.W. (1999) Stable isotopes indicate the extent of freshwater feeding by cormorants *Phalacrocorax carbo* shot at inland fisheries in England. *Journal of Applied Ecology*, **36**, 75-84.
- Beggel, S., Brandner, J., Cerwenka, A.F. & Geist, J. (2016) Synergistic impacts by an invasive amphipod and an invasive fish explain native gammarid extinction. *BMC Ecology*, **16**, 1-13.
- Bij de Vaate, A., Jazdzewski, K., Ketelaars, H., Gollasch, S. & Van der Velde, G. (2002) Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**, 1159-1174.
- Bij de Vaate, A. & Klink, A. (1995) *Dikerogammarus villosus* Sowinski (Crustacea: Gammaridae) a new immigrant in the Dutch part of the Lower Rhine. *Lauterbornia*, **20**, 51-54.
- Boets, P., Lock, K., Messiaen, M. & Goethals, P.L.M. (2010) Combining data-driven methods and lab studies to analyse the ecology of *Dikerogammarus villosus*. *Ecological Informatics*, **5**, 133-139.
- Bollache, L., Dick, J.T., Farnsworth, K.D. & Montgomery, W.I. (2008) Comparison of the functional responses of invasive and native amphipods. *Biology letters*, **4**, 166-169.
- Brauns, M., von Schiller, D. & Gergs, R. (2012) Stabile Isotopenmethoden und ihre Bedeutung für die gewässerkologische Forschung. In: *Handbuch Angewandte Limnologie. 30. Ergänzungslieferung. Methodische Grundlagen III-3.3.* (Eds M. Hupfer, W. Calmano, H. Klapper & R.-D. Wilken), p. 20 pp. Wiley-VCH, Weinheim.
- Bruijs, M.C.M., 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. *Archiv für Hydrobiologie*, **152**, 633-646.

- Buřič, M., Koci, L., Petrusk, A., Kouba, A. & Kozák, P. (2009) Invaders eating invaders: potential trophic interactions between the amphipod *Dikerogammarus villosus* and juvenile crayfish *Orconectes limosus*. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, **394-395**, 05.
- Cabana, G. & Rasmussen, J.B. (1996) Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **93**, 10844-10847.
- Carreon-Martinez, L. & Heath, D.D. (2010) Revolution in food web analysis and trophic ecology: diet analysis by DNA and stable isotope analysis. *Molecular Ecology*, **9**, 25-27.
- Chandra, S. & Gerhardt, A. (2008) Invasive species in aquatic ecosystems: issue of global concern. *Aquatic Invasions*, **3**, 1-2.
- DAISIE (2016) European Invasive Alien Species Gateway. <http://www.europe-aliens.org/>. Accessed 15 Sep 2016.
- Davis, A.M., Blanchette, M.L., Pusey, B.J., Jardine, T.D. & Pearson, R.G. (2012) Gut content and stable isotope analyses provide complementary understanding of ontogenetic dietary shifts and trophic relationships among fishes in a tropical river. *Freshwater Biology*, **57**, 2156–2172.
- Devin, S., Piscart, C., Beisel, J.-N. & Moreteau, J.C. (2003) Ecological traits of the amphipod invader *Dikerogammarus villosus* on a mesohabitat scale. *Archiv für Hydrobiologie*, **158**, 43-56.
- Dick, J.T.A. & Platvoet, D. (2000) Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, **267**, 977-983.
- Dick, J.T.A., Platvoet, D. & Kelly, D.W. (2002) Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**, 1078-1084.
- EASIN European Alien Species Informations Network. <http://easin.jrc.ec.europa.eu/>. Accessed 08. Jan 2016.
- France, R.L. (1995) Differentiation between littoral and pelagic food webs in lakes using stable carbon isotopes. *Limnology and Oceanography*, **40**, 1310-1313.
- Gergs, R., Rinke, K. & Rothhaupt, K.O. (2009) Zebra mussels mediate benthic-pelagic coupling by biodeposition and changing detrital stoichiometry. *Freshwater Biology*, **54**, 1379–1391.
- Gergs, R. & Rothhaupt, K.O. (2015) Invasive species as driving factors for the structure of benthic communities in Lake Constance, Germany. *Hydrobiologia*, **746**, 245-254.
- Gherardi, F. (2007) Biological invasions in inland waters: an overview. In: *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. (Eds F. Gherardi), pp. 3-25. Invading Nature - Springer Series In Invasion Ecology. Springer Netherlands.
- Gherardi, F., Gollasch, S., Minchin, D., Olenin, S. & Panov, V. (2009) Alien Invertebrates and Fish in European Inland Waters. In: *Handbook of Alien Species in Europe*. (Eds DAISIE), pp. 81-92. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Grabowski, M., Bacela, K. & Konopacka, A. (2007) How to be an invasive gammarid (Amphipoda: Gammaroidea) - comparison of life history traits. *Hydrobiologia*, **590**, 75-84.
- Hardy, C.M., Krull, E.S., Hartley, D.M. & Oliver, R.L. (2010) Carbon source accounting for fish using combined DNA and stable isotope analyses in a regulated lowland river weir pool. *Molecular Ecology*, **19**, 197-212.
- Hellmann, C., Worischka, S., Mehler, E., Becker, J., Gergs, R. & Winkelmann, C. (2015) The trophic function of *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) in invaded rivers: a case study in the Elbe and Rhine. *Aquatic Invasions*, **10**, 385-397.
- Jackson, A.L., Inger, R., Parnell, A.C. & Bearhop, S. (2011) Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, **80**, 595-602.
- Jackson, M.C., Donohue, I., Jackson, A.L., Britton, J.R., Harper, D.M. & Grey, J. (2012) Population-Level Metrics of Trophic Structure Based on Stable Isotopes and Their Application to Invasion Ecology. *PLoS ONE*, **7**, e31757.
- Jarman, S.N., Deagle, B.E. & Gales, N.J. (2004) Group-specific polymerase chain reaction for DNA-based analysis of species diversity and identity in dietary samples. *Molecular Ecology*, **13**, 1313-1322.
- Keller, R.P., Geist, J., Jeschke, J.M. & Kühn, I. (2011) Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe*, **23**, 23.
- Kinzler, W., Kley, A., Mayer, G., Waloszek, D. & Maier, G. (2009) Mutual predation between and cannibalism within several freshwater gammarids: *Dikerogammarus villosus* versus one native and three invasives. *Aquatic Ecology*, **43**, 457-464.
- Kling, G.W., Fry, B. & O'Brian, W.J. (1992) Stable isotopes and planktonic trophic structure in arctic lakes. *Ecology*, **73**, 561-566.
- Koester, M., Bayer, B. & Gergs, R. (2016) Is *Dikerogammarus villosus* (Crustacea, Gammaridae) a ‘killer shrimp’ in the River Rhine system? *Hydrobiologia*, **768**, 299-313.

- Koester, M., Claßen, S. & Gergs, R. (2013) Establishment of group-specific PCR primers for the identification of freshwater macroinvertebrates. *Conservation Genetics Resources*, **5**, 1091-1093.
- Koester, M. & Gergs, R. (2014) No evidence for intraguild predation of *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) at an invasion front in the Untere Lorze, Switzerland. *Aquatic Invasions*, **9**, 489-497.
- Krisp, H. & Maier, G. (2005) Consumption of macroinvertebrates by invasive and native gammarids: a comparison. *Journal of Limnology*, **64**, 1-5.
- Leuven, R.E.W., van der Velde, G., Baijens, I., Snijders, J., van der Zwart, C., Lenders, H.J.R. & bij de Vaate, A. (2009) The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. *Biological Invasions*, **11**, 1989-2008.
- Maazouzi, C., Piscart, C., Legier, F. & Hervant, F. (2011) Ecophysiological responses to temperature of the "killer shrimp" *Dikerogammarus villosus*: is the invader really stronger than the native *Gammarus pulex*? *Comparative biochemistry and physiology. Part A, Molecular & integrative physiology*, **159**, 268-274.
- Maazouzi, C., Piscart, C., Pihan, J.C. & Masson, G. (2009) Effect of habitat-related resources on fatty acid composition and body weight of the invasive *Dikerogammarus villosus* in an artificial reservoir. *Fundamental and Applied Limnology*, **175**, 327-338.
- MacNeil, C., Boets, P., Lock, K. & Goethals, P.L.M. (2013) Potential effects of the invasive 'killer shrimp' (*Dikerogammarus villosus*) on macroinvertebrate assemblages and biomonitoring indices. *Freshwater Biology*, **58**, 171-182.
- MacNeil, C. & Platvoet, D. (2005) The predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* on native *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda); influences of differential microdistribution and food resources. *Journal of Zoology*, **267**, 31-38.
- Mayer, G., Maier, G., Maas, A. & Waloszek, D. (2009) Mouthpart morphology of *Gammarus roeselii* compared to a successful invader, *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda). *Journal of Crustacean Biology*, **29**, 161-174.
- McCutchan, J.H., Lewis, W.M., Kendall, C. & McGrath, C.C. (2003) Variations in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *OIKOS*, **102**, 378-390.
- Nesemann, H., Pöckl, M. & Wittmann, K.J. (1995) Distribution of epigean Malacostraca in the middle and upper Danube (Hungary, Austria, Germany). *Miscellanea Zoologica Hungarica*, **10**, 49-68.
- Ortlepp, J. & Mürle, U. (2012) Gewässerschutzfachstellen der Kantone Aargau, Zug, Zürich und Luzern (2011): Biologische Untersuchung der Mittelland-Reuss, Kleinen Emme und Unteren Lorze. Fachbericht Makrozoobenthos (Untersuchungen vom Februar / März 2011). Hydra AG, St. Gallen, St. Gallen
- Peterson, B.J. & Fry, B. (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **18**, 293-320.
- Piscart, C., Devin, S., Beisel, J.-N. & Moreteau, J.C. (2003) Growth-related life-history traits of an invasive gammarid species: evaluation with a Laird-Gompertz model. *Canadian Journal of Zoology*, **81**, 2006-2014.
- Platvoet, D., van der Velde, G., Dick, J.T.A. & Li, S. (2009) Flexible omnivory in *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) - Amphipod Pilot Species Project (AMPIS) Report 5. *Crustaceana*, **82**, 703-720.
- Pöckl, M. (2007) Strategies of a successful new invader in European fresh waters: fecundity and reproductive potential of the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* in the Austrian Danube, compared with the indigenous *Gammarus fossarum* and *G. roeseli*. *Freshwater Biology*, **52**, 50-63.
- Pöckl, M. (2009) Success of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* by life history traits and reproductive capacity. *Biological Invasions*, **11**, 2021-2041.
- Post, D.M. (2002) Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology*, **83**, 703-718.
- Rewicz, T., Grabowski, M., MacNeil, C. & Bącela-Spychalska, K. (2014) The profile of a 'perfect' invader – the case of killer shrimp, *Dikerogammarus villosus*. *Aquatic Invasions*, **9**, 267-288.
- Rey, P., Ortlepp, J. & Küry, D. (2005) Wirbellose Neozoen im Hochrhein: Ausbreitung und ökologische Bedeutung. Schriftreihe Umwelt Nr.380. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
- Ricciardi, A. & MacIsaac, H.J. (2000) Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *Trends in Ecology & Evolution*, **15**, 62-65.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., III, Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, **287**, 1770-1774.
- Schöll, F. (2009) Rhein-Messprogramm Biologie 2006/2007 Teil II-D: Das Makrozoobenthos des Rheins 2006/2007. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Bericht Nr. 172, 39 pp

- Schöll, F., Becker, C. & Tittizer, T. (1995) The Evertebrate fauna of the navigable river Rhine between Basel and Emmerich 1986-1995. *Lauterbornia*, **21**, 115-137.
- Traugott, M., Kamenova, S., Ruess, L., Seeber, J. & Plantegenest, M. (2013) Chapter Three - Empirically Characterising Trophic Networks: What Emerging DNA-Based Methods, Stable Isotope and Fatty Acid Analyses Can Offer. In: *Advances in Ecological Research*. (Eds W. Guy & A.B. David), pp. 177-224. Academic Press.
- Van Riel, M.C., van der Velde, G., Rajagopal, S., Marguillier, S., Dehairs, F. & bij de Vaate, A. (2006) Trophic relationships in the Rhine food web during and after establishment of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus*. *Hydrobiologia*, **565**, 39-58.
- Vander Zanden, M.J., Casselman, J.M. & Rasmussen, J.B. (1999) Stable isotopes evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature*, **401**, 464-467.
- Vander Zanden, M.J. & Rasmussen, J.B. (1999) Primary consumer $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology*, **80**, 1395-1404.

Protistan Community Analysis – Key Findings of a Large Molecular Sampling - (Analyse aquatischer Protisten-gemeinschaften mit Hilfe von Hochdurchsatz-Sequenzierung)

Dr. Lars Großmann

Universität Duisburg-Essen, AG Biodiversität, Universitätsstraße 5, 45141 Essen; lars.grossmann@uni-due.de

Zusammenfassung des Vortrags für den Schwoerbel-Benndorf-Nachwuchspreis 2016 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie

Keywords: Protisten, Hochdurchsatzsequenzierung, Metabarcoding, Metatranskriptomik, Verteilungsmuster, kryptische Diversität

Einleitung

Ich arbeite mit Protisten (also mit eukaryotischen Einzellern) und verwende dafür molekulare Methoden. Mein Vortrag zeigt, warum ich diesen Weg gewählt habe und welche spannenden Erkenntnisse gerade die Bearbeitung großer Datensätze mit sich bringt.

Als ich den systematischen Baum des Lebens, der alle eukaryotischen Linien darstellt, zum ersten Mal gesehen habe, war ich begeistert, aber gleichzeitig auch geschockt. Die Diversität, die ich bis dahin kannte, war die faszinierende Vielfalt von Pflanzen und Tieren. Ich hatte Protisten natürlich kennengelernt, aber immer als ‚ungeordneten Haufen‘ und nie systematisch aufgetragen wie in diesem Baum. Was aber sofort wird ist, dass mehrzellige Linien nur einen kleinen Teil der tatsächlichen Diversität von Eukaryoten ausmachen!

In neueren Versionen dieses eukaryotischen Baumes findet man kleine Änderungen – einige Linien fallen zusammen, andere werden abgetrennt – aber das Gesamtbild bleibt dasselbe: Die Diversität von Protisten ist enorm.

Und bei der geringen Größe von Protisten kann man diese gesamte Diversität bereits in einer einzigen Probe wiederfinden – buchstäblich also in einem einzigen Tropfen Wasser. Natürlich findet man dabei nicht jede existierende Art, aber alle Hauptlinien sind in der Vielfalt, die man vorfindet, vertreten. Man kann also sagen: die Diversität der Protisten ist immens, man findet Protisten so ziemlich überall und sie bilden das Fundament der meisten Ökosysteme. Umso erstaunlicher ist es, dass wir so wenig über sie wissen – vor allem im Vergleich zu mehrzelligen Lebewesen. Ich bin deshalb froh, dass meine Arbeit der letzten Jahre hier beitragen kann.

Ich habe in mehreren Projekten gearbeitet, die jeweils einen eigenen Fokus hatten: Ich habe mich mit der phylogenetischen Diversität einer Protistengruppe beschäftigt, ich habe Verbreitungsmuster von Protisten mit Hilfe eines großen und vielseitigen Datensatzes und in einem alpinen Gradienten untersucht und ich habe versucht, die Aktivität von Protisten aufzudecken – sowohl als Reaktion auf Umwelteinflüsse als auch in einer vergleichenden, europaweiten Studie von Seen.

Ich möchte vor allem vorstellen, was wir über Verteilungsmuster von Protisten herausgefunden haben. Ich gehe aber auch auf Ergebnisse aus den anderen Untersuchungen ein, um ein rundes

Bild zu zeichnen, von dem was möglich ist, wenn man sich die Untersuchung von Protisten-Diversität zum Ziel macht. Die verschiedenen Projekte decken dabei ein breites Methodenspektrum ab: Metabarcoding für Verteilungsmuster, Metatranskriptomik für die Aktivität von Protisten, aber auch klassischere Methoden wie Mikroskopie und Sanger-Sequenzierung.

Das Methodenspektrum zeigt dabei auf, welche Entwicklung das ‚Sichtbarmachen‘ von Protisten hinter sich hat: vom ersten Mikroskop mit dem Protisten sozusagen entdeckt worden sind, über leistungsfähigere mikroskopische Techniken, und hin zur Sequenzierung und Hochdurchsatzsequenzierung, die man als weitere Methoden verstehen kann, das ‚ganz Kleine‘ sichtbar zu machen!

Warum sind diese Methoden von Bedeutung, wenn es um Verteilungsmuster von Protisten geht?

Kryptische Diversität bei Protisten

Phylogenetisch gesehen ist das leicht an einem Beispiel zu beantworten:

Wenn man eine Wasserprobe durchsucht, werden einem verschiedene Protisten wie z.B. Ciliaten begegnen, die man identifizieren kann, wenn man seinen Bestimmungsschlüssel gut studiert hat. Es flitzen aber auch viel, viel kleinere Zellen durch die Probe, wie etwa heterotrophe Flagellaten, bei denen die Sache sich wesentlich schwieriger gestaltet.

Was man noch mikroskopisch herausfinden kann ist, dass diese Flagellaten in die Linie der Chrysophyceen, also Goldalgen, gehören – eine Linie, die sowohl photosynthetische als auch heterotrophe Einzeller umfasst.

Ansonsten sind ihre Bestimmungsmerkmale gerade diejenigen, dass sie keine haben – keine besondere Zellform, keine Schuppen oder anderweitige Fortsätze. Alle heterotrophen Goldalgen ohne weitere Merkmale werden also klassischerweise als eine Gattung, die Gattung *Spumella* zusammengefasst. Diese ‚Gattung‘ ist ökologisch hoch relevant als einer der wichtigsten Bakterivoren im Süßwasser und entsprechend auch hoch abundant!

Eine ganze Reihe von Untersuchungen haben ergeben, dass die verschiedenen Stämme der ‚Gattung‘ sehr wohl unterschiedliche Ökologien aufweisen und darüber hinaus phylogenetisch durch photosynthetische Organismen separiert sind.

Wir haben also den Hinweis, dass sich hinter dem gleichen Aussehen verschiedene Arten mit ganz unterschiedlichen Anpassungen und Lebensräumen verstecken. In angewandten Studien, die diese Organismen draußen in der Umwelt finden, werden sie aber als ‚*Spumella*-like flagellates‘ alle in einen Topf geworfen.

Wir haben uns diese Gruppe von Flagellaten mit einer Vielzahl von Methoden im Detail angesehen. Wir haben nach möglichen versteckten morphologischen Merkmalen gesucht, jedoch keine gefunden. Und wir haben verschiedene Genorte angesehen, die alle dasselbe Ergebnis zeigen:

In einem Gesamtbäum der Chrysophyceen, der bereits die interne Diversifiziertheit der Goldalgen deutlich macht, clustern die verschiedenen Stämme in drei bereits bekannten, getrennten Linien innerhalb der Ordnung Ochromonadales. Sie erscheinen aber auch in ganz anderen Ordnungen innerhalb der Chrysophyceen.

Und wenn wir in die Ochromonadales hineinzoomen und die phototrophen Organismen hervorheben, sieht man, dass neben den bekannten 3 *Spumella*-Linien noch weitere heterotrophe Linien klar durch phototrophe nächste Verwandte von anderen heterotrophen Linien abgetrennt sind.

,*Spumella*-like flagellates‘ sind also mindestens 8 Mal unabhängig voneinander entstanden. Nach dieser Datenlage haben wir die kryptische Diversität der Gattung *Spumella* aufgelöst und 5 neue Gattungen (*Apoikiospumella*, *Chromulinospumella*, *Segregatospumella*, *Acrispumella*, *Cornospumella*) zu den 3 bereits existierenden (*Spumella*, *Pedospumella*, *Poteriospumella*) beschrieben.

Für die Diversitätserfassung draußen im Feld ergibt sich daraus, dass man einen (möglicherweise großen) und funktional relevanten Teil der Diversität nicht wahrnimmt, wenn man auf molekulare Methoden verzichtet.

Große Datensätze und Verteilungsmuster

Für die Untersuchung großer Datensätze, zum Beispiel zur Erkundung von Verteilungsmustern, ergibt sich ein weiteres praktisches Problem.

Wie bei dem zugrundeliegenden Datensatz liegen möglicherweise mehrere hundert Proben vor, die verglichen werden sollen. In unserem Fall war das ein Kooperationsprojekt aus verschiedenen Einzelstudien, die Wasserproben, Erdproben und auch experimentelle Datensätze enthalten.

Wenn wir nun versuchen die Protistendiversität in einer dieser Proben standardisiert zu erfassen, gelingt uns da mit guter taxonomischer Expertise und Sorgfalt bestimmt. Hunderte von Proben sind aber eine ganz andere Herausforderung, insbesondere da für einen Vergleich der Proben keine seltenen Taxa übersehen werden dürfen.

Hochdurchsatzsequenzierung als Alternative kann solche großen Datensätze standardisiert und parallel analysieren. Dabei wird normalerweise nicht das gesamte Genom, sondern ein Stellvertretergen verglichen – in unserem Fall die variable V9-Region des Gens für die kleine Untereinheit des Ribosoms.

Und was wir dann aus dieser massenhaften Sequenzierung erhalten, ist zunächst eine große Anzahl von noch ungeordneten Sequenzen. Sequenzen, die aber die gesamte Diversität in der Probe aufzeigen! Es ist also Bioinformatik notwendig, die insbesondere sehr ähnliche Sequenzen zu Clustern zusammenfasst, um in etwa das Niveau von Arten darzustellen und innerartliche Diversität auszuklammern. Diese Cluster werden OTUs (operational taxonomic units) genannt, die dann mit hinterlegten Referenzen in einer Datenbank abgeglichen werden.

Was man erhält ist also eine Datenmatrix, die darstellt, welches OTU in welcher Probe und in welcher relativen Abundanz vorhanden ist. Da diese Matrizen zu über 98% aus Null-Treffern bestehen – anders als bei der Aufnahme von Tieren und Pflanzen – müssen einige Normalisierungsschritte erfolgen, um die Proben statistisch vergleichen zu können.

Und was wir nach dieser Verarbeitung der Daten erhalten ist zunächst ein Graph, der Informationen über den Artenreichtum und die Gesellschaftszusammensetzung in den einzelnen Proben enthält. So ist bereits mit bloßem Auge sichtbar, dass die Protistengemeinschaften sich bereits auf Metagruppen-Niveau deutlich nach Habitaten unterscheiden. Es werden etwa die Estuarine-

und Biofilm-Proben durch einen großen Anteil Diatomeen in der Clusteranalyse von den anderen Proben getrennt. Ebenso zeichnet sich der HNF-Cluster, der größtenfraktionierte Protistengesellschaften zeigt, durch einen hohen Anteil von Chrysophyceen aus, also einer Gruppe kleiner Flagellaten, die hier im Vergleich besonders stark vertreten sind. In Bezug auf den Artenreichtum gibt es hingegen keine klare Tendenz zu mehr oder weniger Arten nach Habitat. Diese augenscheinlichen Unterschiede in der Gesellschaftszusammensetzung werden auch durch multivariate Testverfahren wie der PCA (principal component analysis – Hauptkomponentenanalyse) unterstützt.

Für die Gesellschaftsstruktur auf Metagruppenebene konnte das Metabarcoding also bestätigen, was über die Zusammensetzung von Protistengesellschaften in verschiedenen Habitaten bekannt ist. Da die Methode stabil funktioniert, konnten wir also einen Schritt weitergehen und nach Mustern bei den einzelnen OTUs suchen. Dieser Schritt ist neu, weil bislang die analysierten Probenzahlen nicht ausreichend waren.

Und was wir erhalten, wenn wir doppelt logarithmisch für alle OTUs ihre Abundanz gegen die Anzahl der Proben, in denen sie vorkommen, auftragen, ist ein deutlicher genereller Trend. Diejenigen OTUs, die im Gesamtdatensatz sehr zahlreich sind, kommen auch in einer Vielzahl von Proben vor, OTUs, die insgesamt selten sind, hingegen nur in wenigen.

Neben dieser allgemeinen und erwartbaren Tendenz ist aber nun interessant, was die Position eines OTUs im Graphen über seine Ökologie aussagen kann. In der Punktwolke befinden sich Punkte, die zwar in vielen Proben vorkommen, insgesamt aber eher selten sind. Die Arten, für die sie stehen, sind also eher ubiquitär und können als Generalisten bezeichnet werden. Andere OTUs sind im Datensatz zwar häufig, verteilen sich aber auf nur wenige Proben – also eine Verteilung, die auf Spezialisten hindeutet. Und diese beiden extremen Strategien konnten wir in unserem Datensatz für spezifische Taxa identifizieren. Amoebozoa erscheinen als Generalisten, Diatomeen als Spezialisten über alle Proben hinweg. Und auch die intermediäre Strategie lässt sich für z.B. Chrysophyceen ausweisen.

An dieser Stelle wollten wir es dann im Detail wissen. Wir sind also von der aufsummierten Abundanz eines OTUs über alle Proben übergegangen zur Verteilung der Abundanzen über die verschiedenen Proben. Also: In wie vielen der Proben kommt ein OTU 10x vor, in wie vielen 100x usw.

Und was wir überraschenderweise dabei für fast alle OTUs gefunden haben, ist eine rechtschiefe Verteilungskurve, die durch die Weibull-Funktion beschrieben wird. Also keine Normalverteilung oder Poisson-Verteilung, sondern eine Weibull-Verteilung, die sich exemplarisch für einzelne OTUs darstellen lässt.

Die Form dieser Weibull-Kurve macht nun eine Aussage darüber, wie ubiquitär oder beschränkt die Verteilung eines OTUs ist. Wenn man auf die Anzahl der Proben schaut (im Graph auf der y-Achse aufgetragen), in denen jedes Abundanzlevel vorkommt (im Graph auf der x-Achse aufgetragen), zeigt die relativ steile Form der Kurve, dass z.B. Amoebozoa fast ausschließlich mit geringen Abundanzen in den Proben vorkommen. Insbesondere fehlen hohe Abundanzen fast komplett. Amoebozoa sind also sehr gleichmäßig über die Proben verteilt – zeigen also eine generalistische Verteilung.

Diatomeen hingegen zeigen eine viel größere Bandbreite an Abundanzen über die Proben (sichtbar am viel flacheren, gedehnteren Kurve), insbesondere auch hohe Abundanzen in einigen Proben. Sie sind also viel ungleicher über die Proben verteilt, was typisch für Spezialisten

ist. Die detaillierte Analyse über die Weibull-Verteilung bestätigt also den Befund von taxon-spezifischen Verteilungsmustern.

Und das ist nur ein Resultat unserer Analyse dieses großen Datensatzes. Wir haben ähnliche Verteilungen auch nach Habitaten im Vergleich von Süßwasser und Boden gefunden. Und interessanterweise finden wir diese Verteilungsmuster unabhängig von der Gesamtabundanz eines OTUs. Seltene und häufige Taxa zeigen also keine generell unterschiedlichen Verteilungsmuster.

Aktivität von Protisten

Mit einem weiteren Datensatz und einer anderen Technik lässt sich eine noch ganz andere Möglichkeit vorstellen, Protisten sichtbar zu machen – nämlich die Sichtbarmachung ihrer Aktivität!

Mit Metatranskriptomanalysen, die die transkribierte RNA der Organismen analysieren, erhält man einen Einblick nicht nur in das Vorkommen von Protisten, sondern in die tatsächliche Funktionalität der vorhandenen Organismen zu einem bestimmten Zeitpunkt. Man sieht, welche Organismen für eine bestimmte Funktionalität im System mehr oder weniger aktiv sind.

Für diese Untersuchung haben wir einen Datensatz von 21 Seen unterschiedlicher Ökologie quer über Europa zusammengetragen. Die Seen decken z.B. einen Höhengradienten von 0 bis 3000 m ab und unterscheiden sich auch stark in z.B. pH oder Phosphatgehalt.

Die Aktivitätsmuster, die wir für die verschiedenen Seen gefunden haben – dargestellt als Stoffwechselwege – waren dabei erstaunlich stabil über alle Probenahmestandorte hinweg. Wir haben diese Analyse auch für sekundäre Stoffwechselwege wiederholt und das gleiche Ergebnis erhalten. Dies ist insbesondere interessant, da die Aufteilung der taxonomischen Gruppen über die Seen stark schwankt.

Dieses Ungleichgewicht von stabilen Funktionen und unterschiedlichen Protistengesellschaften wird auch durch einen statistischen paarweisen Vergleich bestätigt, der über eine heatmap verdeutlicht, dass die Unterschiede zwischen den Seen auf Grundlage der taxonomischen Zusammensetzung viel größer sind als auf Grundlage der aktiven Stoffwechselwege.

Was wir also gefunden haben ist, dass die Probenahmestandorte funktionelle Redundanz aufweisen. Unterschiedliche Taxa übernehmen ein und dieselbe Funktion im System. Größere Biodiversität ist also nicht einfach nur da und schön, sondern wirkt wichtigerweise als Puffer gegen Umweltveränderungen. Ein Taxon kann unter geänderten Bedingungen die Funktion eines anderen übernehmen und damit den Zusammenbruch des Systems verhindern.

Wenn man die Details betrachtet, findet man sogar noch mehr. Bei der Photosynthese z.B. zeigen verschiedene Taxa unterschiedliche Muster. Trägt man die Abundanzen verschiedener Taxa einzeln auf, so ergibt sich eine deutlich verschiedene Verteilung über die verschiedenen Seen. Wenn man die Information hinzunimmt, wieviel die jeweiligen Gruppen zur Photosynthese beigetragen haben, ergibt sich eine direkte Korrelation von Aktivität und Abundanz – also: je mehr z.B. Diatomeen in einem See vorkommen, desto mehr tragen sie auch zur Photosynthese bei. Dieser Befund stimmt aber nicht für die Chrysophyceen. Hier weicht das Aktivitätsmuster ab. Dieses abweichende Muster kann aber erklärt werden durch den Anteil den die Photosynthese an der gesamten Aktivität der Chrysophyceen ausmacht. Man sieht hier eine Hochregulierung der Photosynthesegene bei den Chrysophyceen in genau den Seen, wo Chrysophyceen auch mehr zur Gesamtphotosynthese beitragen.

Neben dem generellen Muster der funktionellen Redundanz zeigt sich also auch taxon-spezifische Regulation von Genen als zweiter sichtbarer Mechanismus.

Schlussfolgerung

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die vorgestellten Methoden wirksame und notwendige Instrumente sind, wenn man Protistendiversität untersuchen will. Sie sind dies nicht, weil sie neu sind, sondern weil sie Fragen beantworten können, die bisher außer Reichweite waren. Sie sind also eine effektive Ergänzung zu den bereits vorhandenen klassischeren Methoden. Sie können kryptische Diversität aufdecken, Aktivität sichtbar machen und über die Masse und Geschwindigkeit, die sie bieten, Muster – z.B. Verteilungsmuster von Protisten – aufzeigen, die bisher unsichtbar geblieben sind.

Danksagung

Alle referierten Untersuchungen sind im Rahmen meiner Doktorarbeit an der Universität Duisburg-Essen, in der Arbeitsgruppe Biodiversität von Prof. Dr. Jens Boenigk entstanden. Ich möchte Prof. Boenigk sehr herzlich danken für seine Unterstützung, seine Geduld und seine immer klaren und analytischen Ratschläge! Ebenso danke ich der gesamten Arbeitsgruppe Biodiversität und allen Kooperationspartnern innerhalb und außerhalb der Universität Duisburg-Essen.

Literatur

Die Untersuchungen sind in folgende Publikationen eingeflossen (in denen auch alle verwendeten Methoden im Detail nachgelesen werden können):

- Grossmann L, Bock C, Schweikert M, Boenigk J (2015). Small but Manifold – Hidden Diversity in “*Spumella*-like Flagellates”. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, doi:10.1111/jeu.12287.
- Grossmann L, Jensen M, Heider D, Jost S, Glücksmann E, Hartikainen H, Mahmudallie S S, Gardner M, Hoffmann D, Bass D, Boenigk J (2016). Protistan Community Analysis: Key Findings of a Large-Scale Molecular Sampling. *ISME Journal*, doi:10.1038/ismej.2016.10.
- Grossmann L, Beisser D, Bock C, Chatzinotas A, Jensen M, Preisfeld A, Psenner R, Rahmann S, Wodniok S, Boenigk J (2016). Trade-off Between Taxon Diversity and Functional Diversity in European Lake Ecosystems. *Mol Ecol*, doi: 10.1111/mec.13878.

POSTERPRÄMIERUNG 2016

GRUNICKE, FELIX; CAROLA WINKELMANN; CHIEN-FAN LIU; PAVEL KRATINA; JOCHEN BECKER; SUSANNE WORISCHKA & CLAUDIA HELLMANN: *Dikerogammarus villosus* in newly invaded ecosystems – a dangerous killer or a harmless herbivore?

MÄCK, KATHRIN; ANDREAS SCHARBERT; RALF SCHULZ & RENÉ GERGS: Genetische Erfolgskontrolle auch mit schwierigem Probenmaterial? - Probleme und Möglichkeiten am Beispiel der Maifisch-Wiederansiedlung im Rhein.

KÖBSCH, CHRISTOPH; THOMAS PETZOLDT & SUSANNE WORISCHKA: Alles Grazer oder was? Funktionale Redundanz bei benthischen Weidegängern.

HERRMANN, ALEXANDER; ADAM SCHNABLER, KARSTEN GRABOW & ANDREAS MARTENS: Laborversuche zum Einfluss der Nahrungszusammensetzung auf die Jugendentwicklung des Flusskrebses *Orconectes immunis*.

BÜSCHER, SIMON; HANS PELLMANN; MARIO ENGELMANN & ELLEN KIEL: GIS-basierte Verbreitungsanalyse des Frühjahrs-Feenkrebses *Eubranchipus grubii* (Dybowski, 1860) in Deutschland (Crustacea, Anostraca).

***Dikerogammarus villosus* in newly invaded ecosystems – a dangerous killer or a harmless herbivore?**

Felix Grunicke¹, Carola Winkelmann², Chien-Fan Liu³, Pavel Kratina³, Jochen Becker², Susanne Worischka^{1,2}, Claudia Hellmann²

¹ Institute of Hydrobiology, University of Technology Dresden, 01062 Dresden,

² Institute of Integrated Natural Sciences, University Koblenz-Landau, 56070 Koblenz,

³ School of Biological and Chemical Sciences, Queen Mary University of London, E1 4NS London,

Felix.Grunicke@mailbox.tu-dresden.de, cawinkelmann@uni-koblenz.de, l.chien-fan@qmul.ac.uk,
p.kratina@qmul.ac.uk, jochenbecker@uni-koblenz.de, susanne.worischka@tu-dresden.de, hellmann@uni-koblenz.de

Keywords: *Dikerogammarus villosus*, stable isotope analysis, trophic position, diet, SIAR

Introduction

After the successful invasion and establishment of *Dikerogammarus villosus* in Central European rivers (Sowinsky, 1894), the amphipod is currently spreading through the UK. This country thus represents the current invasion front of *D. villosus* north-western spreading (Rewicz et al. 2014).

Earlier studies described a strong predatory behaviour of *D. villosus* towards other benthic macroinvertebrates (Dick et al. 2002; Krisp and Maier 2005) and reported a relationship between the decrease of aquatic macroinvertebrate biodiversity and an increase in the density of *D. villosus* (Dick et al. 2002; Krisp and Maier 2005; Van Riel et al. 2006). However, recent findings indicate a more variable and mostly omnivorous feeding behaviour of *D. villosus* (Hellmann et al. 2015; Koester and Gergs 2014) including the ability to change its feeding behaviour depending on the site specific benthic community and the food availability (Hellmann et al. 2015; Koester et al. 2015). *D. villosus* thus might act as a strong predator during initial invasion but might shift to an omnivorous feeding later, when the benthic community has been adjusted to the invasive amphipod. We therefore predicted that:

Dikerogammarus villosus shows a more predatory feeding in a newly invaded ecosystem (River Bure, UK) than in ecosystems where it has already been established (River Rhine and Elbe River).

To test our hypothesis, an isotope study of the benthic food web was performed in the River Bure located in eastern England, which was identified as one European invasion front of *D. villosus*. We expected to find a trophic position of *D. villosus* of approximately 3, which would be typical for strict invertebrate predators (Anderson and Cabana 2007; Benke et al. 2001) and would indicate feeding on other macroinvertebrates of the river community.

Methods

The sampling site was located at a mooring of the River Bure in the Norfolk Broads (UK) situated upstream of the villages Wroxham and Hoveton (52.714414 °N, 1.405924 °E). Samples were taken in spring (28th April 2016).

Three representative samples of the aquatic benthic macroinvertebrates were taken from substrate baskets (50 x 20 x 20 cm, mesh size = 2 cm), which were exposed on the river ground at the study site (in approximately 2 - 3 m depth and maximum 1 m beyond the shore line) five weeks earlier (23th March) allowing them to be colonized by benthic macroinvertebrates. At the day of sampling, the baskets were gently lifted to collect the macroinvertebrates. Three to eight individuals of frequently occurring species were taken from each basket and pooled for the stable isotope analysis. Individuals of large predatory species and individuals of *D. villosus* were sampled individually. In addition, basic food resources were taken from the baskets or the river, such as leaf litter, terrestrial grass, macrophytes, fine particular organic matter (FPOM), filamentous algae and biofilm. All samples were immediately frozen and stored afterwards at – 18 °C.

For further processing during the stable isotope analysis (SIA), the soft tissue of mussels and snails was removed from the shell. The guts from the individuals of *D. villosus* and invertebrate predators were removed to prevent their gut contents to affect the analysis (Jardine et al. 2005). Very small macroinvertebrates and primary consumers (e.g. mayflies, Chironomidae or *Chelicorophium* sp.) were analysed including the guts.

All samples were dried at 60°C for 24 h, homogenized and weighed into tin capsules (5 x 9 mm). For animal tissues an amount of 0.8 ± 0.05 mg per sample, for plant material an amount of 2.5 ± 0.05 mg per sample were weighed in. One to three samples of all resources, depending on the available sample mass, and 18 individuals of *D. villosus* were prepared. The samples were analysed with an Integra 2 isotope mass spectrometer connected to a SL elemental analyser (Sercon, Crewe, UK). Ratios of nitrogen and carbon isotopes were determined and expressed as δ notation (in per mill units (‰)) by using the Vienna PeeDee Belemnite (VPDB) international standard for $\delta^{13}\text{C}$ and atmospheric N² for $\delta^{15}\text{N}$ as a reference.

The trophic position of individuals of *D. villosus* was calculated after the model of Vander Zanden and Rasmussen (1999) using a mean trophic enrichment factor (TEF) of $\Delta\delta^{15}\text{N} = 2.93\text{ ‰}$ (average of two diet-specific TEFs of *D. villosus*, after Hellmann et al. 2015). A logistic baseline was estimated using the approach of Vander Zanden and Rasmussen (1999) selecting the baseline organisms from the primary consumers in the river food web.

The R-based Bayesian isotope mixing model SIAR was used to determine the probable proportion of different resources to the diet composition of *D. villosus* (Parnell et al. 2010). All possible resources of *D. villosus* were corrected by specific TEFs for *D. villosus* published by Hellmann et al. (2015). Resources were combined in order to reduce their number and to increase the predictive power of the model. All macroinvertebrates except for *Halesus* sp., which differed strongly from the others, were combined. Plant material was separated into three groups by significant differences (Welch two-sample t-test, $p < 0.05$).

All findings were compared with the results found by Hellmann et al. (2015), who used the same methods to analyse the trophic function of *D. villosus* in the German rivers Elbe and Rhine in September 2012 and September 2013, respectively.

Results and Discussion

The mean trophic position of *D. villosus* individuals in the River Bure was 2.2 ± 0.3 (mean \pm SD, n = 18) and differed significantly from the individuals collected in the Elbe River (1.9 ± 0.2 , n = 18, mean \pm SD) and in the River Rhine (2.6 ± 0.2 , n = 18, mean \pm SD) (Welch two-sample t-test with Bonferroni correction, p < 0.005, Fig. 1). Furthermore, the mean trophic position of *D. villosus* individuals in the River Bure was much lower than 3.0, i.e. the value which would be typical for strict invertebrate predators (Anderson and Cabana 2007). Therefore, *D. villosus* cannot be considered as a strict invertebrate predator at the invasion front in the River Bure. Most *D. villosus* individuals showed similar or even lower isotope signatures and trophic positions than primary consumers in this ecosystem (Fig. 2). These results strongly support the findings of Koester and Gergs (2014) from an invasion front of the River Rhine, showing similar or lower trophic positions of *D. villosus* compared to other amphipods. Nevertheless, a high variability of the stable isotope signatures and trophic positions was observed within the population of *D. villosus* in the River Bure (Fig. 2), which was also found for *D. villosus* in other large European rivers (Hellmann et al. 2015, Koester and Gergs 2014). This underlines the omnivorous feeding of the whole population of *D. villosus* but also points out that some individuals were very different from the average (more predatory or herbivorous) than others.

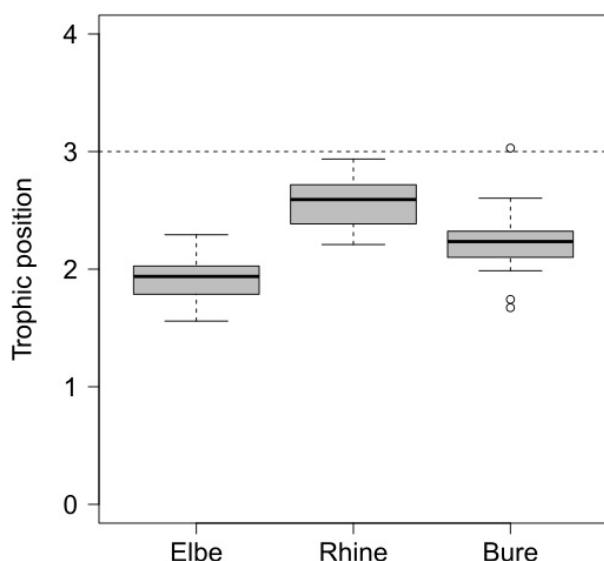


Figure 1: Trophic position of *D. villosus* in the Elbe River and the River Rhine (Hellmann et al. 2015) and in the River Bure (this study, n = 18, Box-Whisker plots, median, quartiles, 10th and 90th percentiles, outliers). The dashed line represents the mean TP found in invertebrate predators (Anderson and Cabana 2007).

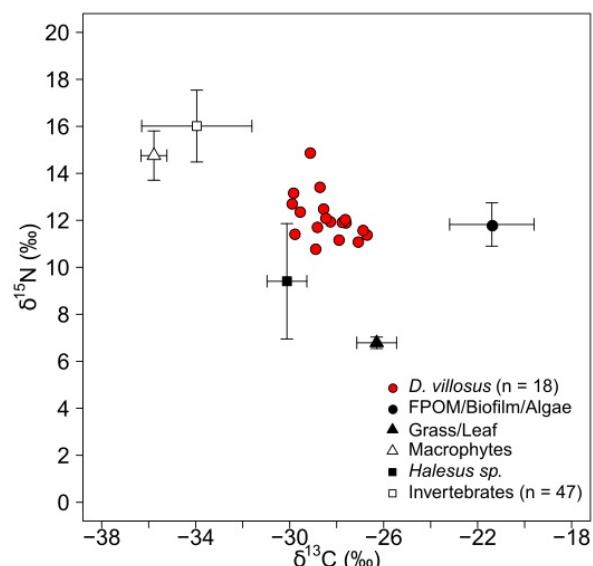


Figure 2: Biplot of stable isotope signatures of *D. villosus* (single values, n = 18) and groups of its potential food resources corrected by specific TEFs for *D. villosus* (mean \pm SD, n = 3 for plant samples and *Halesus* sp., other n's are given in the plot).

The stable isotope based diet composition analysis revealed a proportion of non-animal material of approximately 60 - 80 % (with a probability of 95%) in the diet of *D. villosus* in the River Bure. The results showed a certain use of macroinvertebrates as food resource (6 - 35 % use with a probability of 95%), whereas grass and leaves, macrophytes and *Halesus* sp. contributed with similar and low proportions to the diet composition (Fig. 3). However, their contribution to the diet (except for *Halesus* sp.) is assumed to have certainly relevance because their lower limits of the 95% probability intervals were slightly above 0%.

Similar to the German Rivers Elbe and Rhine (Hellmann et al. 2015), the resource group including FPOM and biofilm was also the most important food resource of *D. villosus* in the River Bure. These findings indicate the predominantly herbivorous feeding of *D. villosus* in the River Bure as found also in the Rivers Elbe and Rhine.

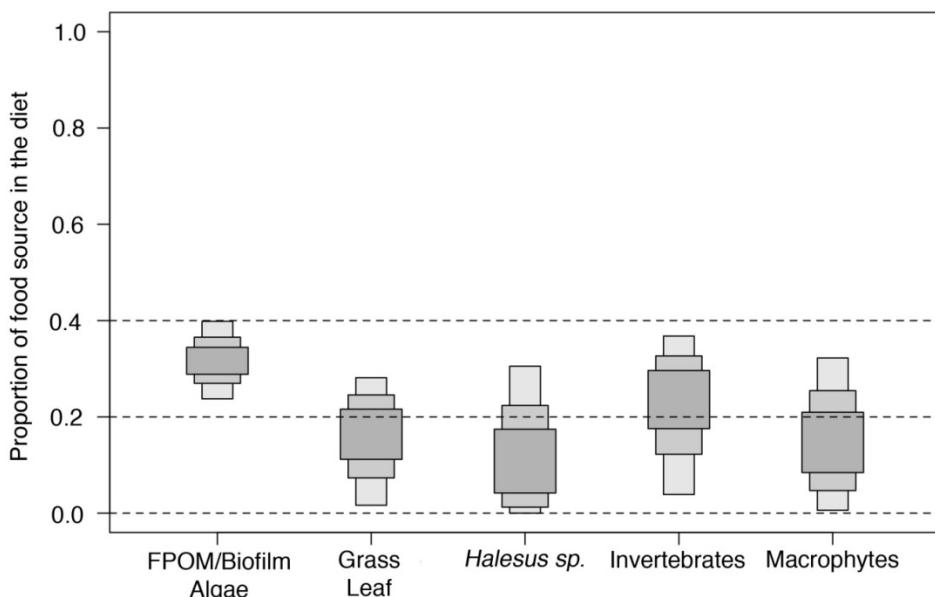


Figure 3: Diet composition of *D. villosus* in the River Bure. The boxes give the range of 95%, 75% and 50% probability interval (light to dark grey) for usage of the different resources.

It can be concluded that *D. villosus* is not more predatory at the British invasion front than in ecosystems where it has already established (Rivers Elbe and Rhine). Since the strong predation of *D. villosus* reported from laboratory experiments (Dick et al. 2002; Krisp and Maier 2005) was not supported by the field studies (Hellmann et al. 2015; Koester and Gergs 2014), it was assumed that *D. villosus* might act as a strong predator only during invasion and might shift afterwards into an omnivore. However, the trophic position and the results of the diet composition analysis in the River Bure revealed a strong omnivorous lifestyle. Non-animal material was estimated to have a relatively high diet proportion even at the invasion front approximately 4 years after its first occurrence at the sampling site (MacNeil et al. 2013). In contrary to our initial hypothesis, the diet was very similar to that reported from the Rivers Elbe and Rhine (Hellmann et al. 2015; Koester et al. 2015). Because omnivory could stabilise the persistence of food webs (Kratina et al. 2012), an omnivorous life history could be a benefit for the viability of new invading species. Thus, it is also possible that the strong omnivory of *D. villosus* might be an important reason for its invasion success in European rivers.

Acknowledgement

The investigations were subject of an internship during my Master education of Hydrobiology and were part of the Emmy Noether Project (founded by the DFG) Mechanisms and consequences of aquatic invasions in European Rivers. Special thanks to Christian Sodemann and Thomas J. Lillie for their help in the field, the people from the Norfolk Broads Authority for cooperation in the field study and Meike Koester for much advice and support during the data analyses.

Literature

- Anderson, C and G Cabana (2007). Estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes. In: *Journal of the North American Benthological Society* 26.2, pp. 273–285. doi: 10.1899/0887-3593(2007)26[273:ETTPOA]2.0.CO;2.
- Benke, AC, JB Wallace, JW Harrison and JW Koebel (2001). Food web quantification using secondary production analysis: predaceous invertebrates of the snag habitat in a subtropical river. In: *Freshwater Biology* 46.3, pp. 329–346. doi: 10.1046/j.1365 -2427.2001.00680.x.
- Dick, JTA, D Platvoet and DW Kelly (2002). Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). In: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59.6, pp. 1078–1084. doi: 10.1139/f02-074.
- Hellmann, C, S Worischka, E Mehler, J Becker, R Gergs and C Winkelmann (2015). The trophic function of *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) in invaded rivers: a case study in the Elbe and Rhine. In: *Aquatic Invasions* 10.4, pp. 385–397. doi: 10.3391/ai.2015.10.4.03
- Jardine, TD, RA Curry, KS Heard and RA Cunjak (2005). High fidelity: isotopic relationship between stream invertebrates and their gut contents. In: *Journal of the North American Benthological Society* 24.2, pp. 290–299. doi: 10.1899/04-092.1.
- Koester, M, B Bayer and R Gergs (2015). Is *Dikerogammarus villosus* (Crustacea, Gammaridae) a ‘killer shrimp’ in the River Rhine system? In: *Hydrobiologia* 768.1, pp. 299–313. doi: 10.1007/s10750-015-2558-9.
- Koester, M and R Gergs (2014). No evidence for intraguild predation of *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) at an invasion front in the Untere Lorze, Switzerland. In: *Aquatic Invasions* 9.4, pp. 489–497. doi: 10.3391/ai.2014.9.4.07.
- Kratina, P, RM Lecraw, T Ingram and BR Anholt (2012). Stability and persistence of food webs with omnivory: Is there a general pattern?. In: *Ecosphere* 3.6, pp. 1-18. doi: 10.1890/ES12-00121.1
- Krisp, H and G Maier (2005). Consumption of macroinvertebrates by invasive and native gammarids: a comparison. In: *Journal of Limnology* 64.1, pp. 55–59. doi: 10.4081/jlimnol.2005.55.
- MacNeil, C, P Boets, K Lock and PLM Goethals (2013). Potential effects of the invasive “killer shrimp” *Dikerogammarus villosus* on macroinvertebrate assemblages and biomonitoring indices. In: *Freshwater Biology* 58.1, pp. 171–182. doi: 10.1111/fwb.12048.
- Parnell, AC, R Inger, S Bearhop and AL Jackson (2010). Source Partitioning Using Stable Isotopes: Coping with Too Much Variation. In: *PLoS ONE* 5.3. Ed. by S Rands, doi: 10.1371/journal.pone.0009672.
- Rewicz, T, M Grabowski, C MacNeil and K Bacela-Spychalska (2014). The profile of a ‘perfect’ invader – the case of killer shrimp, *Dikerogammarus villosus*. In: *Aquatic Invasions* 9.3, pp. 267–288. doi: 10.3391/ai.2014.9.3.04.
- Van Riel, MC, G Van der Velde, S Rajagopal, S Marguillier, F Dehairs and A Bij de Vaate (2006). Trophic Relationships in the Rhine Food Web during Invasion and after Establishment of the Ponto-Caspian Invader *Dikerogammarus villosus*. In: *Hydrobiologia* 565.1, pp. 39–58. doi: 10.1007/s10750-005-1904-8.
- Vander Zanden, MJ and JB Rasmussen (1999). Primary consumer d13C and d15N and the trophic position of aquatic consumers. In: *Ecology* 80.4, pp. 1395–1404. doi: 10.1890/0012-9658(1999)080[1395:PCCANA]2.0.CO;2.

Genetische Erfolgskontrolle auch mit schwierigem Probenmaterial? - Probleme und Möglichkeiten am Beispiel der Maifisch- Wiederansiedlung im Rhein

Kathrin Mäck¹, Andreas Scharbert², Ralf Schulz¹ & René Gergs³

¹ Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Landau, Deutschland, maeck-k@uni-landau.de, schulz@uni-landau.de, ²Projektmanagement EU LIFE+ Projekt *Alosa alosa*, Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V., Sankt Augustin, Deutschland, scharbert@rhfv.de, ³Umweltbundesamt, Berlin, Deutschland, Rene.Gergs@uba.de

Keywords: Maifisch, Mikrosatellitenanalyse, multiple Peaks, Verunreinigung, Multi-Tube Approach, Forensischer Ansatz

Einleitung

Der Maifisch (*Alosa alosa*) ist ein anadromer Wanderfisch aus der Familie der Heringe. Im Rhein kam es aufgrund von Überfischung, dem Bau von Wanderhindernissen und schlechterer Wasserqualität Anfang des 20. Jahrhunderts zu Bestandsrückgängen (Stoll & Beeck 2011), bis in den 1960er Jahren der Bestand komplett einbrach. Seit 2008 wird der Maifisch im Rhein im Rahmen eines EU-Life/EU-Life+ Maifischprojektes wiederangesiedelt. Als Besatzmaterial dienen Larven aus einer französischen Zucht, die jedes Jahr aus neuen Elterntieren der Spenderpopulation (Gironde) gewonnen werden (Scharbert & Beeck 2010). Ab 2013 wurden daher die ersten Rückkehrer aus dem Besatz erwartet und auch an den Fischpässen registriert (z.B. Iffezheim und Gombsheim). Hier stellt sich nun die Frage, ob es bereits natürliche Reproduktion in Folge des Besatzprojektes gibt. Eine Möglichkeit hierzu bietet eine genetische Methode, bei der mittels Mikrosatellitenanalyse zwischen Besatz und natürlicher Reproduktion unterschieden wird.

Im Rahmen der Etablierung des Mikrosatellitensystems (11 Loci) zeigten sich unerwartete Schwierigkeiten während der genetischen Analyse. Bei der untersuchten Elterntieren war nur ein Teil (57%) der Fragmentanalysen auswertbar. Die verbleibenden 43% der Proben wiesen multiple Peaks an verschiedenen Loci und die Ergebnisse waren teilweise nicht reproduzierbar. Als mögliche Gründe hierfür wurden verunreinigtes Probenmaterial und degradierte DNA vermutet. Beispielsweise können Verunreinigungen, wie Kreuzkontamination bei der Probenahme oder Bakterien- und Pilzbewuchs bei unsachgemäßer Lagerung der Proben (Bradley & Vigilant 2002), zu zusätzlichen Fragmenten bei der Mikrosatellitenanalyse führen. Degradierung kann einerseits ebenfalls zu zusätzlichen Artefakten, andererseits aber auch zum Wegfall von Fragmenten durch einen sogenannten "allelic dropout" oder durch Nullallele führen (Taberlet et al. 1996). Auch bei forensischem, historischem oder nicht-invasiv gewonnenem Probenmaterial von Wildtieren, wie beispielsweise Haaren oder Abstrichen, sind Verunreinigungen und Degradierung typische Probleme.

In der kriminalistischen Forensik in den USA beispielsweise wird die Interpretation von Tatortspuren in einer Guideline geregelt und enthält unter anderem drei wichtige Grenzwerte (SWG-DAM 2010). Einer ist die Detektionsgrenze eines Sequenzierers, unterhalb dessen Signale nicht eindeutig vom

Hintergrund unterschieden werden können. Der zweite Grenzwert wird durch den Interpretationsgrenzwert gegeben. Darunter sind Signale zwar vom Hintergrund unterscheidbar, unterliegen aber starken stochastischen Einflüssen und können daher nicht eindeutig interpretiert werden (McCord 2010). Den dritten Grenzwert bildet das Peak-Height-Ratio (PHR). Bei heterozygoten Individuen sollten innerhalb eines Locus beide Allele ein etwa gleich starkes Signal (Peak) erzeugen. Leicht Unterschiede sind dennoch möglich, da das kürzere Allel während der PCR schneller und damit häufiger amplifiziert wird (Clayton et al. 1998). Liegen jedoch in einer Probe Verunreinigungen vor, unterscheiden sich die Signale deutlich stärker, da die Verunreinigung in geringerer Menge vorhanden ist, als die Ziel-DNA (Navidi et al. 1992).

Bei nicht-invasiv gewonnenem Probenmaterial von Wildtieren wird meist ein sogenannter Multi-Tube Approach angewendet. Eine Probe wird mehrfach analysiert und aus den einzelnen Ergebnissen ein Konsens abgeleitet. Hier gibt es verschiedene Ansätze, die sich in der Anzahl der DNA-Extraktionen und der wiederholten PCRs unterscheiden (z.B. Lucchini et al. 2002, Caniglia et al. 2012, Gagneux et al. 1997) Das ursprüngliche Vorgehen nach Taberlet et al. (1996) sieht beispielsweise bis zu sieben PCRs aus einem einzelnen DNA-Extrakt vor, was einen erheblichen Zeit- und Kostenaufwand mit sich bringt. Daher wurden auch schrittweise Ansätze entwickelt (z.B. Frantz et al. 2003). Fernando et al. (2003) sehen bei sporadischen Kontaminationen zwei DNA-Extraktionen mit je einer PCR als ausreichend an.

Hauptziel dieser Studie war es, aus den bereits bekannten Ansätzen eine Methode zu entwickeln mit der der Anteil der verwertbaren Maifisch-Proben aus dem Wiederansiedlungsprojekt maximiert werden kann. Ein weiteres Ziel war die Überprüfung, ob eine Kombination beider grundlegender Herangehensweisen - Forensischer Ansatz und Multi-Tube Approach - Vorteile gegenüber den einzelnen Ansätzen bringt.

Material und Methoden

Probenmaterial

Untersucht wurde die Elterntiergeneration des Jahres 2010 aus der französischen Aufzucht in Bruch. Bei 239 adulten Maifischen wurden mehrere Schuppen entfernt und in einem Papierumschlag getrocknet.

Genetische Methoden

Die DNA-Isolation erfolgte nach einer modifizierten Salz-Extraktions-Methode (verändert nach Gemmer & Gergs 2013) mit je einer Schuppe pro Elterntier, ohne den anfänglichen Homogenisierungsschritt. Die DNA-Pellets wurden am Ende in 30 µl 1xTE-Puffer (1 mM Tris-HCl; 0,1 mM EDTA, pH 8) resuspendiert. Der DNA-Gehalt wurde mittels Spectrophotometer (NanoDrop ND-1000, peqlab) bestimmt und Arbeitslösungen mit einem DNA-Gehalt von 5-10 ng/µl hergestellt. Die Mikrosatellitenamplifikation erfolgte mittels Multiplex-PCRs (Type-it Microsatellite PCR Kit, QIAGEN) in 2 Batches mit je 5 bzw. 6 fluoreszenzmarkierten Primerpaaren in verschiedenen, zuvor getesteten Konzentrationen. Batch A enthielt 0,25 µM AsaD055 (Julian & Bartron 2007), 0,25 µM Af20 (Faria et al. 2004), und 0,05 µM Alo1, 0,025 µM Alo32, 0,05 µM Alo43 (Rougement et al. 2015), Batch B enthielt 0,15 µM AsaC249, 0,04 µM AsaD042 (Julian & Bartron 2007), 0,1 µM Alo7, 0,02 µM Alo9, 0,7 µM Alo33 und 0,05 µM Alo45 (Rougement et al. 2015). Zusätzlich enthielten die 5 µl PCR-Ansätze jeweils 0,5 µl Q-Solution (5x), 2,5 µl Type-it Master-Mix (2x), 0,5 µl Reinstwasser und 1 µl DNA-Arbeitslösung (5-10 ng/µl). Folgende Temperaturbedingungen wurden für die PCRs genutzt: Initiale Denaturierung bei 95°C für 5 min; 30 Zyklen mit Denaturierung

bei 94°C für 0,5 min, Annealing bei 57°C für 1,5 min, Elongation bei 72°C für 1 min; abschließende Elongation bei 60°C für 30 min. Die amplifizierten Fragmente wurden auf einem automatischen Sequenzierer (CEQ 8000 Genetic Analysis System, Beckman Coulter) unter Verwendung des Size Standard 400 (Beckman Coulter) aufgetrennt. Die Auswertung der Rohdaten erfolgte mit der zugehörigen Genome Lab Genetic Analysis System (Beckman Coulter).

Datenauswertung

Um aus den multiplen Peaks die Signale der Kontaminierung auszufiltern und nur noch die "echten" Allele zu erhalten wurden zwei Ansätze kombiniert. Zum einen wurde der forensische Ansatz genutzt. Die Detektionsgrenze des Sequenzierers lag bei 450 RFU und entspricht 3x der Standardabweichung des Hintergrundrauschens. Der verwendete Interpretationsgrenzwert wurde bei 1500 RFU festgesetzt, der 10fachen Standardabweichung des Hintergrundes (McCord 2010). Signale unterhalb dieses Wertes wurden von weiteren Berechnungen ausgeschlossen. Das Peak Height Ratio wurde nach folgender Formel berechnet:

$$PHR = \frac{\text{Höhe kleinerer Peak (RFU)}}{\text{Höhe größerer Peak (RFU)}} \times 100$$

Der Grenzwert für das PHR wurde bei 40% festgelegt, d.h. Peaks unterhalb wurden als Kontamination ausgeschlossen.

Der beschriebene forensische Ansatz wurde mit einem stufenweisen Multi-Tube Approach, verändert nach Fernando et al. (2003), kombiniert. In der ersten Stufe wurden pro Individuum zwei DNA-Extraktionen, mit je einer PCR und Fragmentanalyse, durchgeführt. Die Auswertung dieser Daten erfolgte zunächst für jedes Extrakt einzeln unter Beachtung der zuvor festgelegten Grenzwerte des forensischen Ansatzes. Im Anschluss wurden die beiden Auswertungen miteinander verglichen und ein Konsensus-Genotyp gebildet. Hierbei wurde ein Allel nur gewertet, wenn es in beiden Auswertungen vorhanden war. Konnte aufgrund fehlender Übereinstimmungen kein Konsensus-Genotyp gebildet werden oder hätte der Konsensus-Genotyp mehr als zwei Allele pro Locus enthalten, wurde in einer zweiten Stufe erneut zweimal DNA extrahiert und fragmentiert. Die Auswertung der Daten erfolgte wie zuvor, wobei am Ende der Konsensus-Genotyp aus allen vier Analysen gebildet wurde. In diesem Fall musste ein Allel in drei der vier Analysen verzeichnet werden, um letztendlich gewertet zu werden. War nach diesem zweiten Schritt die Bildung eines Konsensus-Genotyps nicht möglich, wurde die Probe verworfen. Dieser kombinierte Ansatz wurde bezüglich des Anteils auswertbarer Proben mit den beiden einzelnen hier beschriebenen Ansätzen verglichen. Um die Eignung des kombinierten Ansatzes zu überprüfen wurden die erwartete und beobachtete Heterozygotie (H_{Exp} bzw. H_{Obs}) berechnet und ein χ^2 -Test (inkl. Bonferroni-Korrektur) auf Abweichungen vom Hardy-Weinberg-Gleichgewicht (HWE, Cervus 3.0.7, Kalinowski et al. 2007) durchgeführt. Ebenso wurden die Daten auf Genotypisierungsfehler wie Stotter, large allele dropout und Nullallele hin überprüft (Micro-Checker, Van Oosterhout et al. 2004). Für Nullallele wurde auch die Frequenz dieser berechnet (Cervus 3.0.7, Kalinowski et al. 2007).

Ergebnisse und Diskussion

Von den Elterntieren des Jahres 2010 waren bei 4 der insgesamt 246 Proben die ausgewählten Loci nicht amplifizierbar. Von den übrigen 242 Proben waren nur 138 (57%) bei "normaler" Herangehensweise mit nur einer DNA-Extraktion auswertbar.

Durch den forensischen Ansatz wurde der Anteil auswertbarer Proben auf 72% gesteigert. Für die vorliegende Studie wurde ein PHR von 40% gewählt. Dieser Wert liegt deutlich unter dem der üblicherweise für forensischen Analysen menschlicher DNA (60%) verwendet wird (Butler 2008). Da diese Analysen aber höchst standardisiert sind, ist dieser Grenzwert nicht direkt auf andere Analysen, z.B. andere Tierarten oder andere Loci, zu übertragen. Hier kann dieser Grenzwert auch niedriger liegen. So nennen Navidi et al. (1992) einen deutlich geringeren Wert von 33%. Anhand von Mikrosatellitendaten nicht verunreinigter Proben von Maifischlarven, wurden PHRs berechnet (K. Mäck, unveröffentlichte Daten) und mit den in der Literatur genannten Grenzwerten verglichen. Es wurde deutlich, dass der Grenzwert von 60% für diese nicht standardisierten Analysen zu hoch ist. Hierbei würde ein gewisser Teil der Fragmente fälschlicherweise ausgeschlossen werden.

Bei Anwendung des stufenweisen Multi-Tube Approaches, lag der Anteil auswertbarer Proben bei 75%. Bei nicht-invasiv gewonnenem und historischem Probenmaterial sind Degradierung und Kontamination bekannte Probleme. In einer Studie von Lucchini et al. (2002), die als Probenmaterial Faeces von Wölfen nutzten, konnten trotz der Anwendung eines Multi-Tube Approaches nur 69% der Proben ausgewertet werden. Bereits vorangegangene Untersuchungen innerhalb des Projektes zeigten, dass die Analyse zweier DNA-Extrakte nicht immer verwertbare Ergebnisse liefert. Der sehr verkürzte Ansatz von Fernando et al. (2003) war somit nicht ausreichend. Fernando et al. (2003) hatten jedoch in ihren Proben nur sporadische Kontaminationen, während in dieser Studie fast die Hälfte der Proben betroffen war. Mit dem schrittweisen Vorgehen konnten, im Vergleich zu dem klassischen Ansatz von Taberlet et al. (1997), dennoch sehr hohe Kosten und Arbeitsaufwand vermieden werden.

Wurden nun beide Ansätze kombiniert konnte eine sehr deutliche Steigerung der Auswertbarkeit auf 93%, also 221 Proben, erzielt werden. Dies zeigt auch das Potenzial dieser Herangehensweise für andere Studien mit vergleichbarem Probenmaterial. Mitchell et al. (2008) entdeckten starke Kontaminationen bei Heringsschuppen aus einer historischen Sammlung und zeigten, dass sich diese trotz verschiedener Behandlungen (Waschen, Bleiche, Schrubben etc.) nicht vollständig entfernen ließen und diese Proben somit nicht für weitere Untersuchungen nutzbar waren. In solchen Fällen könnte der hier entwickelte kombinierte Ansatz Anwendung finden und den Anteil verwertbarer Proben erheblich steigern.

Bei der Analyse mit Micro-Checker (Van Oosterhout et al. 2004) konnten keine Hinweise auf Genotypisierungsfehler gefunden werden. Dies deckt sich in Bezug auf die Nullallele auch mit den Ergebnissen der Analyse in Cervus 3.0.7 (Kalinowski et al. 2007), bei der keine der berechneten Nullallel-Frequenzen 0,05 überschritt, die als problematisch angesehen wird (Kalinowski et al. 2007). Der analysierte Datensatz zeigte keine Abweichung vom HWE. Hätte man durch die Anwendung der Auswertemethodik fälschlicherweise "richtige" Allele ausgeschlossen müsste sich dies dadurch bemerkbar machen, dass $H_{Exp} > H_{Obs}$ und somit in einer Abweichung vom HWE resultieren. Somit wird ein Bias durch die Auswertemethodik ausgeschlossen.

Schlussfolgerung

Mit dem hier entwickelten kombinierten Ansatz konnte der Anteil verwertbarer Proben von 57% auf 93% erhöht werden. Somit ist die hier beschriebene Kombination zweier Methoden effektiver, als die beiden bekannten Ansätze einzeln. Diese Kombination ist auf andere Studien übertragbar, besonders bei nicht-invasiv gewonnenen oder historischen Proben, wo Degradierung und Kontaminationen bekannte Probleme darstellen.

Danksagung

Besonderer Dank gilt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt und der Struktur- und Genehmigungs-
direktion Süd des Landes Rheinland-Pfalz für die finanzielle Unterstützung dieser Arbeit. Diese Un-
tersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit an der Universität Koblenz-Landau in enger Zu-
sammenarbeit mit dem EU Life+ Projekt *Alosa alosa*.

Literatur

- Bradley, B. J. & Vigilant, L. (2002): False alleles derived from microbial DNA pose a potential source of error in microsatellite genotyping of DNA from faeces. *Molecular Ecology Notes*, 2, 602-605
- Butler, J. M. (2008): Mixture Deconvolution - Florida Statewide DNA Training. National Institute of Standards and Technology, Indian Rocks Beach, Florida, USA, oral presentation
- Caniglia, R.; Fabbri, E.; Cubaynes, S.; Gimenez, O.; Lebreton, J. D. & Randi, E. (2012): An improved procedure to estimate wolf abundance using non-invasive genetic sampling and capture-recapture mixture models, *Conservation Genetics*, 13, 53-64
- Clayton, T. M., Whitaker, J. P., Sparkes, R., Gill, P. (1998): Analysis and interpretation of mixed forensic stains using DNA STR profiling. *Forensic Science International*, 91, 55-70
- Faria, R.; Wallner, B.; Weiss, S. & Alexandrino, P. (2004): Isolation and characterization of eight dinucleotide microsatellite loci from two closely related clupeid species (*Alosa alosa* and *Alosa fallax*), *Molecular Ecology Notes*, 4, 586-588
- Fernando, P., Vidya, T. N. C., Rajapakse, C., Dangolla, A., Melnick, D. J. (2003): Reliable Noninvasive Genotyping: Fantasy or Reality? *Journal of Heredity* 94, 2, 115-123
- Frantz, A. C.; Pope, L. C.; Carpenter, P. J.; Roper, T. J.; Wilson, G. J.; Delahay, R. J. & Burke, T. (2003): Reliable microsatellite genotyping of the Eurasian badger (*Meles meles*) using faecal DNA, *Molecular Ecology*, 12, 1649-1661
- Gagnieu, P.; Boesch, C. & Woodruff, D. S. (1997): Microsatellite scoring errors associated with noninvasive genotyping based on nuclear DNA amplified from shed hair, *Molecular Ecology*, 6, 861-868
- Gemmer, I., Gergs, R. (2013): Characterization of the first twelve microsatellite loci for the amphipod *Gammarus roeselii* (Crustacea: Amphipoda), *Conservation Genetics Resources*
- Julian, S. E. & Bartron, M. L. (2007): Microsatellite DNA markers for American shad (*Alosa sapidissima*) and cross-species amplification within the family Clupeidae, *Molecular Ecology Notes*, 7, 805-807
- Kalinowski, S. T.; Taper, M. L. & Marshall, T. C. (2007): Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment, *Molecular Ecology*, 16
- Lucchini V.; Fabbri, E.; Marucco, F.; Ricci, S.; Boitani, L. & Randi, E. (2002): Noninvasive molecular tracking of colonizing wolf (*Canis lupus*) packs in the western Italian Alps, *Molecular Ecology*, 11
- McCord, B. R. (2010): DNA typing and threshold setting - Advanced DNA typing workshop. International Forensic Research Institute, Florida International University, Miami, USA, oral presentation
- Mitchell D.; McAllister, P.; Stick, K. & Hauser, L. (2008): Sperm contamination in archived and contemporary herring samples, *Molecular Ecology Resources*, 8, 50-55
- Navidi, W., Arnheim, N., Waterman, M. S. (1992): A Multiple-Tubes Approach for Accurate Genotyping of Very Small DNA Samples by Using PCR: Statistical Considerations, *American Journal of Human Genetics*, 50, 347-359
- Rougemont, Q., Besnard, A.L., Baglinière, J.L., Launey, S. (2014): Characterization of thirteen new microsatellite markers for allis shad (*Alosa alosa*) and twaite shad (*Alosa fallax*), *Conservation Genetics Resources*, 1-3
- Scharbert, A. & Beeck, P. (2010): Die Wiederansiedlung des Maifischs (*Alosa alosa*) im Rhein-System Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW), 28
- Stoll, S. & Beeck, P. (2011): Post-release stranding rates of stocked allis shad (*Alosa alosa*) larvae exposed to surface wave action, *Journal of Applied Ichthyology*, 27, 41-44
- Scientific Working Group on DNA Analysis Methods (2010): SWGDAM Interpretation Guidelines for Autosomal STR Typing by Forensic DNA Testing Laboratories
- Taberlet, P., Griffin, S., Goossens, B., Questiau, S., Manceau, V., Escaravage, N., Waits, L., Bouvet, J. (1996): Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR, *Nucleic Acids Research*, 24, 16,3189-3194
- Van Oosterhout, C.; Hutchinson, W. F.; Wills, D. P. M. & Shipley, P. (2004): MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data, *Molecular Ecology Notes*, 4, 535-538

Alles Grazer oder was? Funktionale Redundanz bei benthischen Weidegängern

Christoph Köbsch¹, Thomas Petzoldt¹ & Susanne Worischka^{1,2}

¹ Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, 01062 Dresden, ² Institut für integrierte Naturwissenschaften, Abteilung Biologie, Universität Koblenz-Landau, Universitätsstr. 1, 56070 Koblenz

christoph.koebesch@tu-dresden.de, thomas.petzoldt@tu-dresden.de, susanne.worischka@tu-dresden.de

Keywords: funktionale Redundanz, funktionale Traits, longitudinaler Gradient, community composition

Einleitung

Das Konzept der funktionalen Redundanz (FRed) beschreibt die Koexistenz von verschiedenen Arten, die eine äquivalente funktionale Rolle im Ökosystem spielen. Bei Vorliegen von FRed kann der Verlust einer Art theoretisch von funktional redundanten Arten ausgeglichen werden und es sollte in der Folge nicht zu einer Einschränkung der Ökosystemfunktion kommen (Rosenfeld 2002; Loreau 2004). Aufgrund der großen Vielfalt und Plastizität funktionaler Traits (Eigenschaften) wird das Konzept FRed allerdings kontrovers diskutiert.

Zum besseren Verständnis dieses Konzepts und als ein erster Test an realen Fließgewässern, wurde die Gemeinschaft makroinvertebrater Weidegänger (Grazer) entlang großräumiger Längsgradienten in Mittelgebirgsflüssen untersucht. Die Umweltbedingungen für Organismen ändern sich natürlicherweise im Längsverlauf von Fließgewässern, wodurch sich auch die Zusammensetzung der aquatischen Biozönose ändert (Allan & Castillo 2007). In anthropogen beeinflussten Gewässern könnte die Kombination natürlicher und anthropogener Gradienten komplexe Muster in der funktionalen Struktur von aquatischen Gemeinschaften verursachen (Heino, Schmera & Erös 2013), wodurch ebenfalls die Stabilität der Gemeinschaften und Ökosystemfunktionen beeinflusst werden kann.

Die Ähnlichkeit koexistierender Organismen ist einerseits durch Konkurrenz limitiert („limiting similarity“, Abrams 1983; Meszéna *et al.* 2006), andererseits bewirken Habitat-Filter (u.a. natürliche und anthropogene Stressoren) eine funktionale Homogenisierung von Gemeinschaften. Diese entgegengesetzten Kräfte wirken in Ökosystemen simultan (Weiher *et al.* 2011) und sind, aufgrund des Einflusses auf den Grad der Nischenüberlappung, auch bedeutsam für das Konzept der FRed. Im Vergleich zu „künstlichen“ (randomisierten) Gemeinschaften, die sich zufällig aus einem regionalen Taxa-Pool ergeben, sollten starke Habitat-Filter dabei zu einer höheren und Konkurrenz zu einer geringeren funktionalen Ähnlichkeit führen (Götzenberger *et al.* 2012; Botta-Dukát & Czucz 2016).

Als Hypothese für die vorliegende Arbeit wurde vermutet, dass der Grad der funktionalen Ähnlichkeit (in Bezug auf funktionale Traits) der koexistierenden makroinvertebraten Grazer sich im Längsverlauf der Flüsse ändert. Weiterhin wird vermutet, dass anthropogene Belastung zu einer Homogenisierung der funktionalen Traits in der Gemeinschaft führt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Flüsse Freiberger Mulde, Zschopau und Sächsische Saale liegen im Erzgebirge bzw. im Fichtelgebirge und sind Teil des Einzugsgebietes der Elbe. An jedem der Flüsse wurden im Längsverlauf je drei Probenahmestellen ausgewählt, die jeweils zwischen den Flüssen hinsichtlich Abstand zur Quelle, mittlerem Abfluss, mittlerer Fließgeschwindigkeit, Mesohabitatstruktur und Beschattungsgrad vergleichbar waren. In allen drei Flüssen existieren bis zur untersten Probenahmestelle keine Talsperren oder andere größere Stauanlagen. Die Probenahme beschränkte sich an allen Punkten auf Riffle-Habitate.

Probenahme und Datenerhebung

Die Gemeinschaft benthischer Makroinvertebraten wurde im Zeitraum vom 29.04. bis 04.05.2015 mit einem Surber-Sampler beprobt. Dabei wurden je drei Surber-Proben in repräsentativen Teilbereichen des Riffel-Habitats genommen, gepoolt und in 80% Ethanol fixiert. Alle aquatischen Makroinvertebraten wurden bis zum kleinstmöglichen taxonomischen Niveau bestimmt, vermessen und gezählt, um für jedes Taxon Abundanz, Biomasse und individuelle Biomasse zu berechnen.

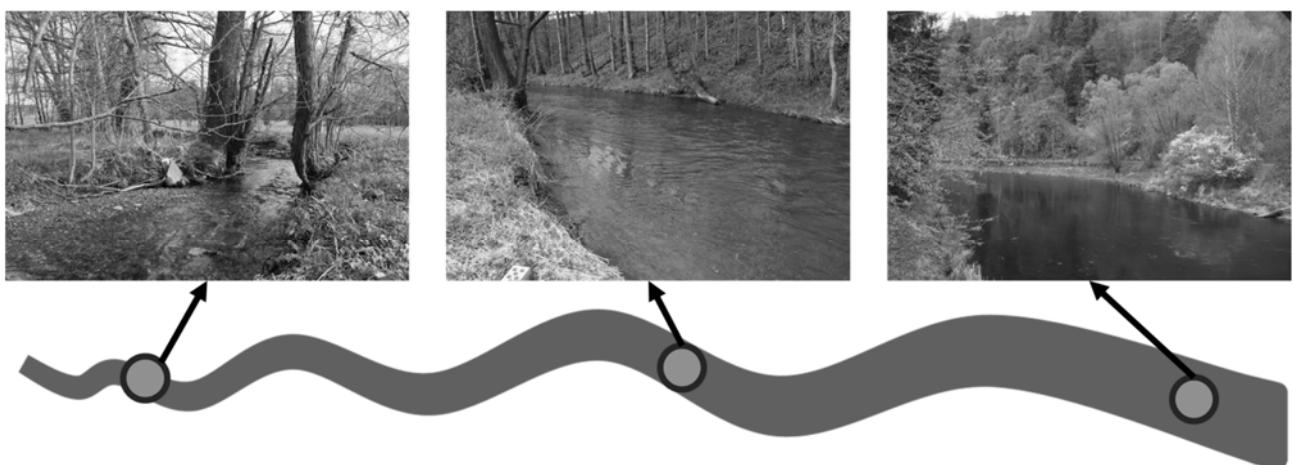


Abb. 1: Die Probenahme erfolgte im longitudinalen Verlauf dreier Mittelgebirgsflüsse. Die drei Beispielbilder zeigen die Probenahmestellen an der Sächsischen Saale, die sich in 4, 31 und 75 km Entfernung von der Quelle befanden.

Funktionale Traits und Datenanalyse

Jedem gefundenen Taxon wurden autökologische Informationen zu 11 funktionalen Traits (Mikrohabitat-/Substratpräferenz, Temperaturpräferenz, pH-Präferenz, Strömungspräferenz, Ernährungstyp, Nahrungspräferenz, Bewegungstyp, Atmungstyp, Lebensdauer, Aquatische Stadien, individuelle Biomasse) in insgesamt 51 Trait-Kategorien zugeordnet, welche aus Schmedtje & Colling 1996, Taquet *et al.* 2006 und Schmidt-Kloiber & Hering 2015 entnommen oder durch eigene Messungen bestimmt wurden.

Alle Nicht-Grazer (Affinität zum Ernährungstyp Grazing = 0) wurden zunächst von der weiteren Berechnungen ausgeschlossen. Anschließend wurde auf der Basis der Trait-Informationen für jede Probenahmestelle eine Taxon-Taxon-Distanzmatrix (Gower-Distanz) berechnet. Mit dieser Distanzmatrix wurde für jede Probenahmestelle die biomassegewichtete Mean nearest-neighbor distance

(MNND) über alle vorkommenden Grazer-Taxa gebildet, welche als Maß für den Grad der Clustering der Taxa im funktionalen Raum (multidimensionaler Raum mit Traits als Achsen) dient

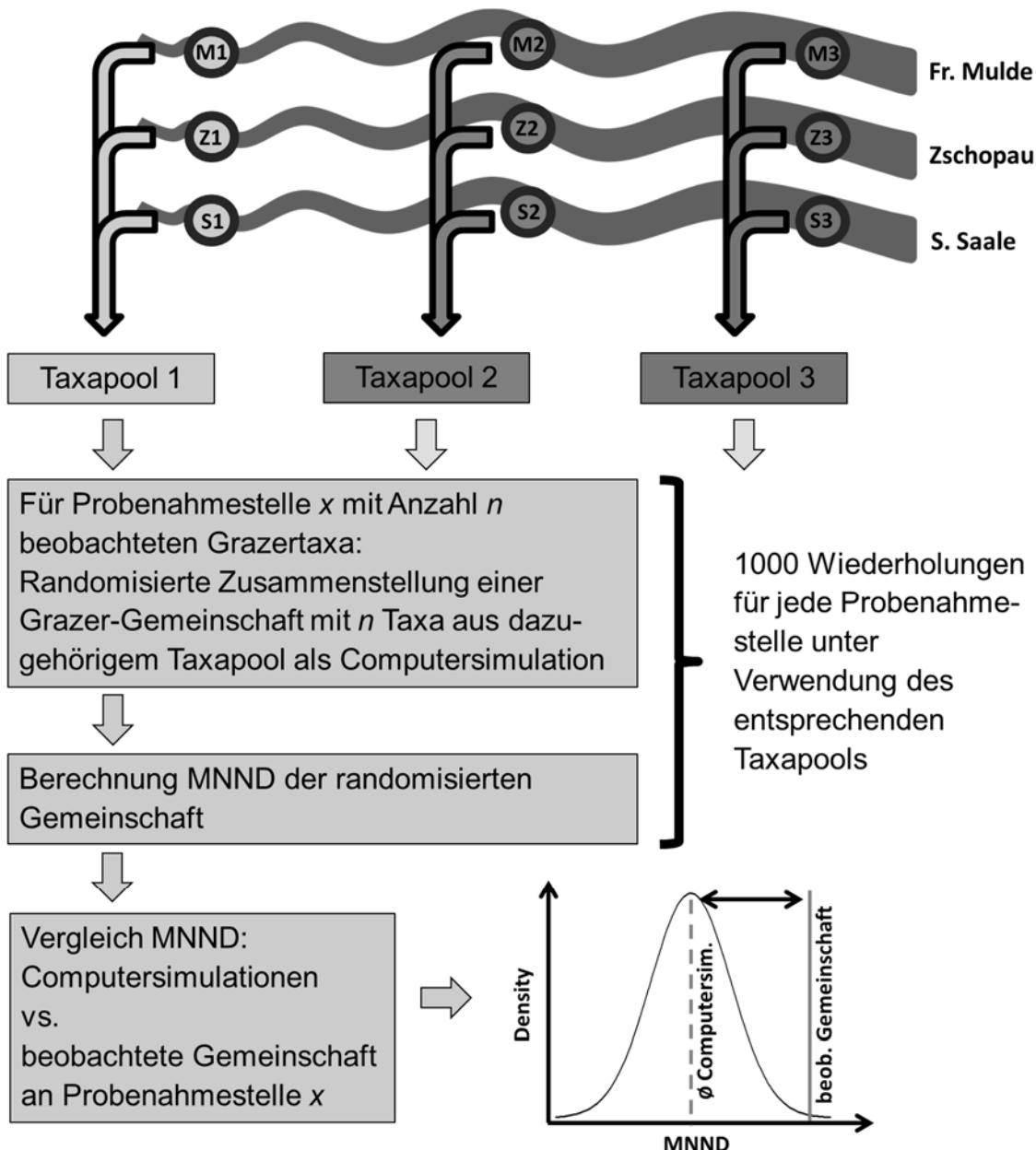


Abb. 2: Schematische Darstellung der durchgeführten Computersimulation zur Erstellung randomisierter Grazer-Gemeinschaften.

(Stubbs & Bastow Wilson 2004; Montaña, Winemiller & Sutton 2014). Um die berechnete MNND vom Einfluss der Taxaanzahl unabhängig zu machen und damit einen Vergleich der Probenahmestellen im Längsverlauf zu ermöglichen, wurde jeweils die MNND der beobachteten (realen) Gemeinschaft mit computersimulierten, randomisierten Gemeinschaften gleicher Taxaanzahl verglichen (Abb. 2). Dazu wurden zunächst die beobachteten Grazer-Taxa aus den jeweils 3 Stellen der gleichen longitudinalen Position gepoolt (z.B. Taxapool 1 = Pool aller Taxa, die an den obersten, quellnahen Probenahmestellen der drei Flüsse gefunden wurden). Für jede Probenahmestelle (mit n beobachteten Grazer-Taxa) wurden daraufhin aus dem dazugehörigen Taxapool 1000 randomisierte Grazer-Gemeinschaften erstellt, die jeweils aus n zufällig und ohne Zurücklegen aus dem Taxapool gezogenen

Grazer-Taxa bestehen. Für diese randomisierten Gemeinschaften wurde ebenfalls die MNND berechnet und deren Mittelwert mit der MNND der beobachteten (realen) Gemeinschaft ins Verhältnis gesetzt.

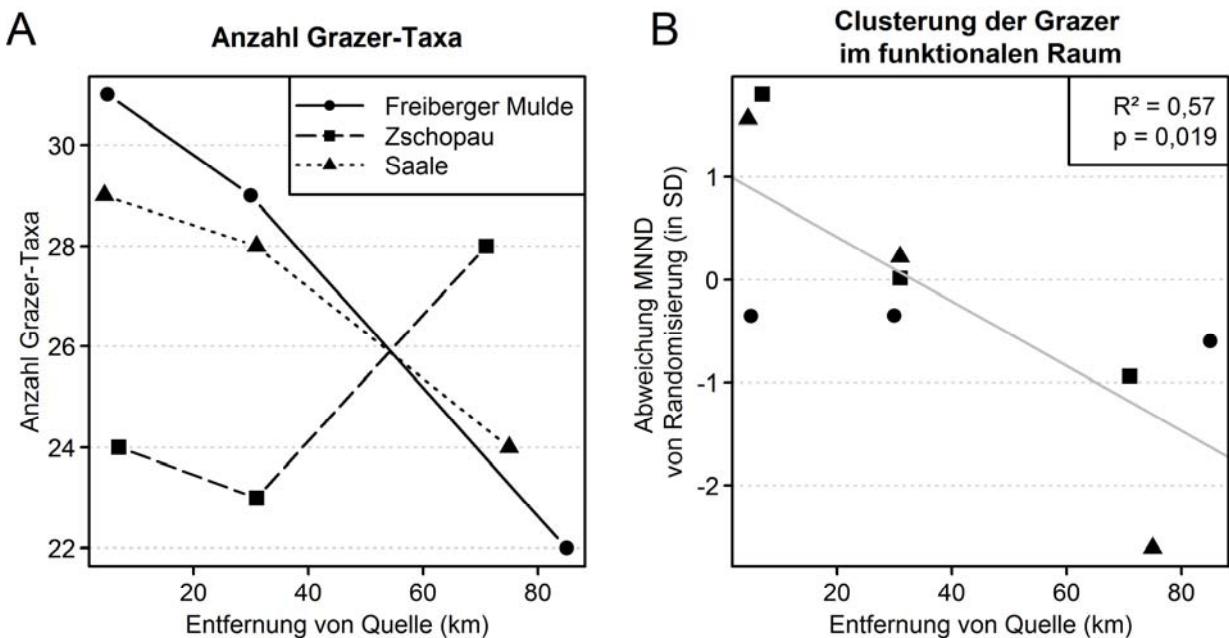


Abb. 3: A Anzahl der gefundenen Grazer-Taxa an den 9 untersuchten Probenahmestellen.

B Zunehmender Grad der Clusterung der Grazer im funktionalen Raum im longitudinalem Verlauf. Dargestellt ist die Abweichung der beobachteten MNND von der MNND in 1000 randomisierten Gemeinschaften in Standardabweichungen von Mittelwert (Mittelwert der Randomisierungen entspricht der 0-Linie). Eine negative Abweichung bedeutet einen höheren Grad der Clusterung gegenüber randomisierten Gemeinschaften.

Ergebnisse/Diskussion

Im Längsverlauf der drei Flüsse konnte eine Abnahme der MNND in den Grazer-Gemeinschaften (verglichen mit randomisierten Gemeinschaften) festgestellt werden. Dies bedeutet eine Zunahme der Clusterung der Grazer im funktionalen Raum (s. Abb. 2 B) und damit eine Zunahme der funktionalen Ähnlichkeit der koexistierenden Taxa. Besonders in der Zschopau und der Saale ist dieser Trend deutlich, welcher auch unabhängig von der Taxa-Anzahl der koexistierenden Grazer ist (vgl. Abb. 2 A). Dies lässt einen Konkurrenzeffekt („limiting similarity“) im Oberlauf und einen stromab zunehmenden Einfluss von Habitat-Filtern vermuten (Götzenberger *et al.* 2012; Botta-Dukát & Czúcz 2016), wobei letzteres mutmaßlich auf den kumulativen Effekt der anthropogenen Stressoren zurückzuführen ist. Tatsächlich konnte im Längsverlauf der drei untersuchten Flüsse eine Zunahme anthropogener Stressoren festgestellt werden (Verschlechterung der Gewässerstrukturgüte, zunehmende Eutrophierung durch höhere Konzentrationen von SRP und Ammonium). Von der Verstärkung weiterer Belastungen (v.a. ökotoxische Substanzen wie Pestizide u.ä.) im Längsverlauf ist auszugehen.

In Bezug auf das Konzept der FRed ist zusätzlich zum Abstand der Taxa im funktionalen Raum auch die Breite der funktionalen Nische von Bedeutung. Generalisten (mit breiter funktionaler Nische) sollten im Vergleich zu Spezialisten (mit schmaler funktionaler Nische) ein größeres Potenzial haben,

den Verlust anderer Arten zu kompensieren (Johnson 2000; Rosenfeld 2002). Den Grad der Spezialisierung auf der Basis des Trait-Datensatzes zu quantifizieren ist schwierig, da eine große Anzahl an Traits verwendet wurde und da generalistische Eigenschaften bezüglich eines Traits nicht automatisch auch generalistische Eigenschaften bei allen anderen Traits bedingen. Betrachtet man im vorliegenden Datensatz jedoch nur den Ernährungstyp, so nahm die Biomasse von Ernährungs-Generalisten (fakultative Grazer) besonders in der Zschopau und der Sächsischen Saale im Längsverlauf zu. Diese potenziell breiteren, funktionalen Nischen könnten, in Verbindung mit der beobachteten größeren funktionalen Ähnlichkeit der Grazer an den untersten Probenahmestellen, möglicherweise zu einem höheren Potenzial für FRed führen. In zukünftigen Untersuchungen zu FRed sollte daher auch die Nischenbreite und deren Grad der Überlappung zwischen Arten besondere Beachtung finden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Im Längsverlauf von 3 Mittelgebirgsflüssen konnte eine zunehmende Clusterung von benthischen Grazern im funktionalen Raum (hinsichtlich ihrer Traits) festgestellt werden. Diese zunehmende funktionale Ähnlichkeit ist vermutlich auf die zunehmende Stärke von Habitat-Filtern in Form von anthropogenen Stressoren zurückzuführen. Die MNND ist durch einen Vergleich der beobachteten Grazer-Gemeinschaften mit auf Basis des beobachteten Taxapools computersimulierten zufälligen Taxalisten dazu geeignet, den Grad der funktionalen Ähnlichkeit zu quantifizieren. Das Verfahren kann daher bei weiteren Untersuchungen zu FRed verwendet werden.

Danksagung

Die vorgestellten Untersuchungen wurden im Rahmen meiner Masterarbeit am Institut für Hydrobiologie der TU Dresden durchgeführt. Mein Dank gilt zuallererst Prof. Dr. Thomas Berendonk als verantwortlichem Hochschullehrer und meinen Betreuern Dr. Susanne Worischka und Dr. Thomas Petzoldt. Weiterhin möchte ich allen Menschen danken, die mich bei den Arbeiten im Rahmen meiner Abschlussarbeit unterstützt haben: Stephanie Graumnitz, Ulrike Haase, Dr.-Ing. Diana Burghardt, Dr. Lothar Paul, Dr. Marcus Rybicki, Marie Blankenbach, Steffen Kunze, Johannes Berger, Karoline Sager, Harald Heikel, Doreen Degenhardt, Patricia Baumann und Thomas Brethfeld.

Literatur

- Abrams P. (1983) The theory of limiting similarity. *Annual review of ecology and systematics*, 359–376.
- Allan J.D. & Castillo M.M. (2007) Stream Ecology - Structure and function of running waters. Springer, Doordrecht.
- Botta-Dukát Z. & Czúcz B. (2016) Testing the ability of functional diversity indices to detect trait convergence and divergence using individual-based simulation. *Methods in Ecology and Evolution* **7**, 114–126.
- Götzenberger L., de Bello F., Bråthen K.A., Davison J., Dubuis A., Guisan A., et al. (2012) Ecological assembly rules in plant communities-approaches, patterns and prospects. *Biological Reviews* **87**, 111–127.
- Heino J., Schmera D. & Erös T. (2013) A macroecological perspective of trait patterns in stream communities. *Freshwater Biology* **58**, 1539–1555.
- Johnson K.H. (2000) Trophic-dynamic considerations in relating species diversity to ecosystem resilience. *Biological Reviews* **75**, 347–376.
- Loreau M. (2004) Does functional redundancy exist? *Oikos* **104**, 606–611.
- Meszéna G., Gyllenberg M., Pásztor L. & Metz J.A.J. (2006) Competitive exclusion and limiting similarity: A unified theory. *Theoretical Population Biology* **69**, 68–87.

- Montaña C.G., Winemiller K. & Sutton A. (2014) Intercontinental comparison of fish ecomorphology: null model tests of community assembly at the patch scale in rivers. *Ecological Monographs* **84**, 91–107.
- Rosenfeld J.S. (2002) Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* **98**, 156–162.
- Schmedtje U. & Colling M. (1996) *Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna*. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- Schmidt-Kloiber A. & Hering D. (2015) www.freshwaterecology.info – An online tool that unifies, standardizes and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators* **53**, 271–282.
- Stubbs W.J. & Bastow Wilson J. (2004) Evidence for limiting similarity in a sand dune community. *Journal of Ecology* **92**, 557–567.
- Tachet H., Richoux P., Bournard M. & Usseglio-Polatera P. (2006) *Invertébrés d'eau douce - systématique, biologie, écologie*. CNRS ÉDITIONS, Paris.
- Weiher E., Freund D., Bunton T., Stefanski A., Lee T. & Bentivenga S. (2011) Advances, challenges and a developing synthesis of ecological community assembly theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **366**, 2403–2413.

Laborversuche zum Einfluss der Nahrungszusammensetzung auf die Jugendentwicklung des Flusskrebses *Orconectes immunis*

Alexander Herrmann, Adam Schnabler, Karsten Grabow & Andreas Martens

Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Germany, al.herrmann@web.de

Keywords: Neobiota, *Orconectes*, invasive species, growth, diet

Einleitung

Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* (Hagen) ist eine ursprünglich aus Nordamerika stammende Flusskrebsart (Decapoda; Cambaridae) (Tack, 1941), die in Deutschland erstmals in Baden-Württemberg am Oberrhein nachgewiesen wurde (Gelmar, Martens, & Grabow, 2006). Seit befindet sie sich in Ausbreitung entlang des Rheins und seinen Nebengewässern (Kouba, Petrušek, & Kozák, 2014). Der Kalikokrebs verfügt über ein breites Toleranzspektrum in Bezug auf Wassertemperatur und Wasserqualität (Holdich, 2002). Somit ist er in der Lage, Veränderungen der abiotischen Faktoren eines Gewässers einfacher zu kompensieren. Eigenschaften wie diese sind für invasive Arten laut der Untersuchung von Karatayev (2009) typisch. In seinem ursprünglichen Verbreitungsgebiet bevorzugt die Art stehende Kleingewässer oder langsam fließende Bäche. Große Populationsdichten dieser Krebse sind in flachen Teichen zu finden, die lehmigen Grund aufweisen (Crocker & Barr, 1968; Tack, 1941). Die Art verfügt über die Fähigkeit, Wohnhöhlen in den Boden zu graben und auf diese Weise ungünstigen Umweltbedingungen wie das Austrocknen des Gewässers oder kalte Temperaturen im Winter zu überdauern. Dieses Verhalten kann auch bei Jungkrebsen ab einer Carapaxlänge (CL) von 10mm beobachtet werden (Bovbjerg, 1970).

Von Flusskrebsen besiedelte Stillgewässer weisen einen Rückgang an Makrophyten und Makrozoobenthosorganismen auf, welcher auf dessen trophische Aktivität zurückzuführen ist (Crehuet, Alcorlo, & Montes, 2007; Lodge et al., 2012). Der durch *Orconectes immunis* bedingte Rückgang von Makrophyten und Makrozoobenthos am Oberrhein ist zum Teil massiv. Da adulte Kalikokrebse bevorzugt Makrophyten, Algen und Detritus fressen (Coler & Seroll, 1975; Holdich, 2002, Chucholl, 2012) ergab sich die Frage, welche Rolle die juvenilen Krebse beim Rückgang des Makrozoobenthos einnehmen. In diesem Kontext gilt es, Daten über die Ernährung der Jungkrebse zu sammeln, um den Mechanismus der Einflussnahme der Krebspopulationen auf limnische Ökosysteme für Naturschutz- und Managementmaßnahmen ableiten zu können.

Material und Methoden

Unter Laborbedingungen wurden 4 Treatments (T1-4) mit n=10 Individuen juveniler *O. immunis* unterschiedlich ernährt. Hierzu wurde zuvor ein eiertragendes Weibchen aus dem Untersuchungsgewässer entnommen und die Larven bei Erreichen von Instar-3 (van Deventer, 1937) vom Elterntier getrennt und in Becken mit 2L Fassungsvermögen gegeben. Befüllt wurden die Becken aller Treatments mit Wasser aus dem Untersuchungsgewässer, um Einflüsse durch Spurenelementkonstellationen zu vermeiden. Über einen Zeitraum von 30 Tagen erhielten die Treatments Nahrung unterschiedlichen Rohproteingehalts (Fa. Preis Aquaristik). T3 erhielt planktonische Nahrung und die Kontrollgruppe T4 erhielt kein Futter (Tabelle 1).

Tabelle 1: Rohproteingehalt der Nahrung (laut Hersteller); m= gemörsert, p= planktonisch

Treatment	T1	T2	T3	T4
CP	40%	30%	30%	(0%)
Darbietung	m	m	p	-

Die Größe der Jungkrebse wurde in einem 3-Tages-Rhythmus vermessen. Die Untersuchung des Wachstums im Freiland fand im gleichen Rhythmus statt. Die hierfür untersuchten Jungkrebse wurden aus demselben Gewässer entnommen. Es hatte einen lehmigen Grund und sowohl flach auslaufende als auch steilere Uferbereiche. Das Gewässer liegt in der Gemarkung Rheinstetten im Landkreis Karlsruhe, Baden-Württemberg, Deutschland ($48^{\circ}58'17.3''N$ $8^{\circ}17'37.5''E$) und hat eine Fläche von 2893,39 m² (Keller, 2015). Zusammen mit weiteren Kleingewässern bildete das Gewässer einen Biotopverbund entlang des Flächenhaften Naturdenkmals Holzlachsclut bei Rheinstetten. Die Gewässer wurden als Amphibienschutzgewässer, welche als Ausgleichsmaßnahme für das Gelände des nahegelegenen Feuerwehrgebäudes und der Umgehungsstraße dienen, angelegt (Beck und Partner Karlsruhe, 2014).

Als Körpergrößenmaß diente die Carapaxlänge (CL), von der Spitze des Rostrums bis zur Fuge zwischen dem Carapax und dem ersten abdominalen (Chucholl, 2012). Hierfür wurden die Krebse in eine mit Leitungswasser gefüllte, rechteckige, transparente Kunststoffschale gegeben. Diese wurde über Millimeterpapier gestellt und von oben mit einer Digitalkamera (Nikon Coolpix AW130) mit Makrofunktion fotografiert. Die Bilder wurden am Computer eingelesen und mit Hilfe des Programms ImageJ vermessen. Die Vermessung der CL erfolgt durch Markierung eines Anfangs- und Endmesspunktes auf dem in ImageJ geöffneten Bild. Die Werte wurden auf 0,01 mm gerundet.

Zusätzlich wurde die Überlebenswahrscheinlichkeit der Jungkrebse im Labor für ihr jeweiliges Treatment erfasst:

Ergebnisse

Im Untersuchungszeitraum wurden 1396 Jungkrebs aus dem Gewässer in Rheinstetten entnommen und im Labor vermessen. Der größte Jungkrebs mit einer CL von 27,5mm wurde am 30.06.2016 gefangen. Die Mittelwerte der CL stiegen vom Beginn der Untersuchung am 09.06.2016 bis zum 30.06.2016 von 6,48mm auf 15,08mm an (Abbildung 1). Dies entspricht einer Wachstumsrate (WR) von 0,17mm/d. Die Wassertemperatur lag während der Untersuchung zwischen $16,52 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ und $24,14 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Im Uferbereich wurden $26,8^{\circ}\text{C}$ erreicht.

Das Wachstum der Jungkrebse in den verschiedenen Treatments ergab keine signifikanten Unterschiede ($p \geq 0,05$). Die höchste WR (0,1208 mm/d) konnte bei T1 mit 40% CP beobachtet werden.

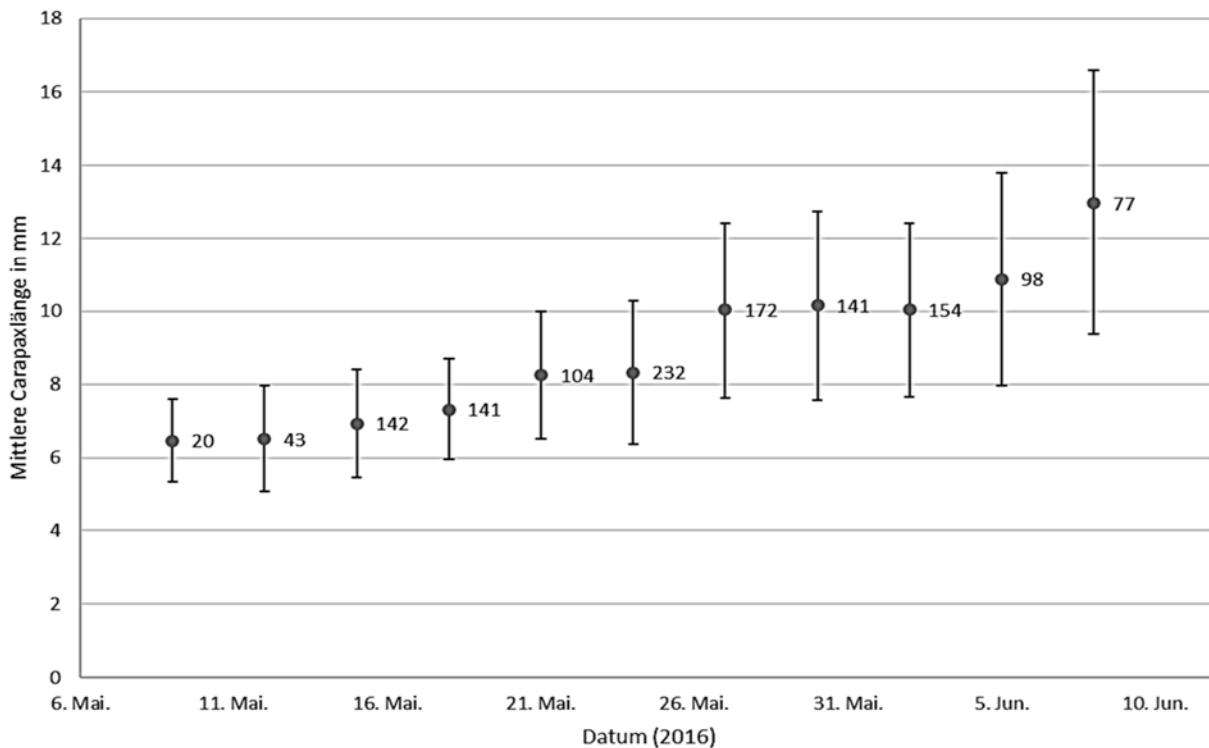


Abbildung 1: Freilandwachstum juveniler *O.immunis* in 30 Tagen mit Anzahl erfasster Individuen

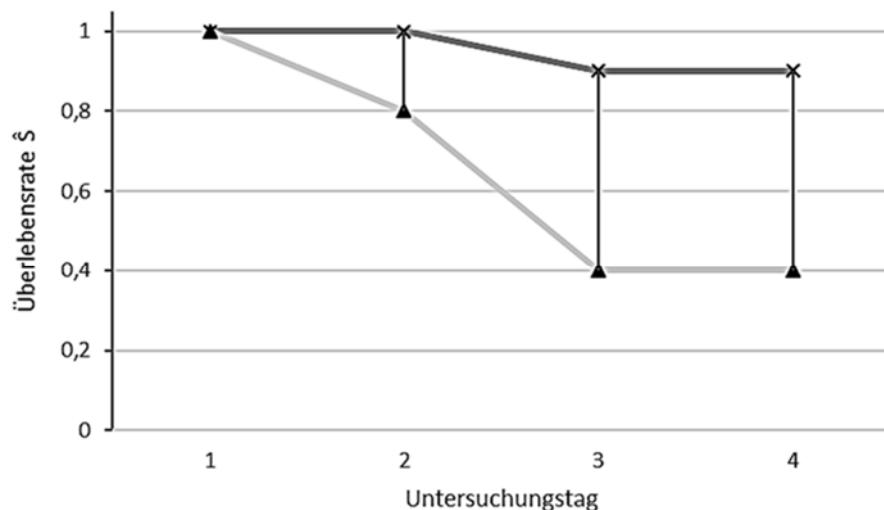


Abbildung 2: Überlebensrate juveniler *O.immunis* bei zermörserter (T2) und planktonischer (T3) bis zur 4. Vermessung im Vergleich

Die Durchschnittstemperaturen der Laboruntersuchung lagen zwischen $19,4 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ und $20,8 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Die Treatments unterschieden sich in den Überlebensraten zum Ende der Untersuchung (\hat{S}).

Die Überlebensrate der Krebse der ersten 30 Tagen nach dem Schlupf betrug $\hat{S}(\text{T1})$ und $\hat{S}(\text{T2})=40\%$, $\hat{S}(\text{T3}) = 30\%$ und $\hat{S}(\text{T4}) = 10\%$. Zwischen T2 und T3 ergab die Auswertung mit ANOVA zum Ende der Untersuchungsperiode eine Tendenz zum signifikantem Unterschied ($p=0,0563743$). Bis zur vierten Messung unterschieden sich die Treatments mit fester bzw. planktonischer Nahrung bei gleichem CP (30%) signifikant mit $p= 0,019219860$ (Abbildung 2).

Diskussion

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass Jungkrebse, welche mit Erreichen des Instar-3 Stadiums (van Deventer, 1937) die Pleopoden des Muttertiers verlassen, die trophische Ebene der Filtrierer, im Widerspruch zu den Beschreibungen von Budd (1978), nicht besetzen und somit Phytoplankton für ihre Ernährung keine tragende Rolle spielt. Die Analyse der Daten aus der Untersuchung im Labor mittels ANOVA ergab einen signifikanten Unterschied in der Überlebensrate zwischen T2 und T3 ($p=0,01921$) bis einschließlich Tag 10 der Untersuchung (Abbildung 2), was auf Mangelernährung zurückgeführt wird. Somit stellt Phytoplankton keine Nahrungsgrundlage für Jungkrebse von *O. immunis* in Instar-3 dar.

Da keine signifikanten Unterschiede zwischen T1 und T2 während der Untersuchung gefunden wurden, kann die Vermutung, Jungkrebse von *O. immunis* würden hauptsächlich Makrozoobenthos fressen, nicht bestätigt werden und bedarf einer angepassten Untersuchung. Jedoch scheinen die Ergebnisse dieser und Beobachtungen anderer Arbeiten die These zu stützen, da Jungkrebse im Vergleich zu adulten Flusskrebsen eher karnivore Präferenzen zeigen (Crehuet, Alcorlo, & Montes, 2007; Fabiao & Oliveira, 1998; Prepas, Hanson, & Chambers, 1990; Rabeni & Whitledge, 1997). Durch eiweißreichere Nahrung sind die Intervalle zwischen den Häutungen verkürzt (Cortés-Jacinto, Villa-real-Colmenares, Civera-Cerecedo, & Martínez-Córdova, 2003; Pöckl, 1998), was die Jungkrebse anfälliger für Verletzungen und Kannibalismus macht (Holdich, 2002). Dies könnte die Mortalität der Jungkrebse im Labor beeinflusst haben.

Die Daten dieser Arbeit zeigen in Übereinstimmung mit den Wachstumsdaten von Tack (1941), dass die Freilandpopulation innerhalb der Untersuchungsperiode im Mittel um 132% (8,6mm Carapaxlänge), gewachsen ist. Das erste potentiell geschlechtsreife Individuum konnte bereits am 30.06.2016 nachgewiesen werden. Der ermittelte Wert übersteigt die bisher veröffentlichten Werte (Benton & Mundahl, 1990; Gydemo & Westin, 1986; Holdich, 2002), ist jedoch auf hohe Temperaturen und eine ausreichende Nahrungsversorgung während der Untersuchung im Freiland zurückzuführen.

Innerhalb der Freilandproben gab es keine merklichen Größenunterschiede zwischen den Geschlechtern der Jungkrebse. Vergleicht man die Wachstumsrate der Freilandpopulation (0,17mm/d) mit der Wachstumsrate der Krebse aller Treatments im Labor, zeigt die Wachstumsrate von T1 mit 40% CP (0,12mm/d) einen annähernden Wert. Im Labor konnten ebenfalls keine Geschlechtsunterschiede beim Wachstum bemerkt werden. Obwohl für *O. immunis* bisher keine gezielte Untersuchung über den idealen CP der Nahrung gemacht wurde, sprechen die Ergebnisse für die Aussage von Brown & Wetzel (1993), dass Jungkrebse von *O. immunis* das schnellste Wachstum mit überwiegend karnivorer Ernährung zeigen. Ähnliche Ergebnisse liefert die Untersuchung von Cortés-Jacinto et al. (2003) für *Cherax quadricarinatus*, bei welcher Jungkrebse im Bereich zwischen 31-43% CP signifikant höhere Wachstumsraten zeigen als bei höheren und niedrigeren CPs. Die Differenzen zwischen den Werten aus Freilandwachstum und dem Wachstum der Laborgruppe T1 lassen sich höchstwahrscheinlich durch Unterschiede in der Wassertemperatur erklären (Brown & Wetzel, 1993). Auch Crehuet et al.

(2007) bemerken, dass Jungkrebse Präferenzen zu tierischer Nahrung zeigen, da der Einfluss von *Procambarus clarkii* auf das Ökosystem stark von der Altersstruktur der Population abhängt. Dadurch scheint das natürliche Nahrungsspektrum der Krebse im Gewässer am ehesten 40% CP zu entsprechen. Für Jungkrebse ist die Abweidung von Epiplankton auf Makrophyten beschrieben (Stenroth & Nyström, 2003), was ein weiterer Grund für den Aufenthalt der Jungkrebse an Makrophyten in littoralen Uferbereichen zu sein scheint. Da sich die Jungkrebse von *O.immunis*, wie die anderer *Orconectes*-Arten (Fielder, 1972), bevorzugt im flachen Uferbereich der Gewässer aufhalten und dort an Pflanzen oder deren Teilen zu finden sind, besteht die Möglichkeit, dass das Makrozoobenthos durch die von Barki (1997) und Holdich (2002) beschriebene Aggressivität von *O.immunis* im Falle einer Begegnung als Konkurrenz um die Ressourcen dieses Bereichs angesehen und bekämpft wird. Durch Verletzungen geschwächte Tiere werden nachfolgend zur Beute der omnivoren Krebse. Die Verfügbarkeit solcher Organismen konnte während der Untersuchung beobachtet werden. Der Rückgang der Organismen scheint mit dem Heranwachsen der Jungkrebse zu skalieren, was für andere Flusskrebsarten bereits beschrieben ist, so zum Beispiel für *Procambarus clarkii* (Crehuet et al., 2007). Makrozoobenthos im Flachwasser können aufgrund der Präferenz der Jungkrebse für potentiell wärmere Uferbereiche eine Begegnung kaum vermeiden. Untersuchungen bezüglich der ökologischen Auswirkung von Flusskrebsen auf andere Wirbellose in besetzten Gewässer zeigen, dass die gesamte Biomasse der Wirbellosen in Anwesenheit von Flusskrebsen abnimmt (Nyström et al., 1996).

Man muss davon ausgehen, dass die Jungkrebse von *O.immunis* entscheidend zum Rückgang der Makrozoobenthosorganismen in Kleingewässern beitragen. Ihre Nahrung scheint sich sowohl aus Detritus und pflanzlichen Bestandteilen als auch zu einem größeren Teil als bei adulten Tieren aus tierischen Bestandteilen zusammenzusetzen.

Literatur

- Barki, A. (1997). Ration and spatial distribution of feed affect survival, growth, and competition in juvenile red-claw crayfish, *Cherax quadricarinatus*, reared in the laboratory. Aquaculture. 148, 169–177.
- Beck und Partner Karlsruhe. (2014). Ausgleichsmaßnahmen Zentrales Feuerwehrhaus Rheinstetten: Monitoring - Gutachten, unveröffentlicht.
- Benton, M. J., & Mundahl, N. D. (1990). Aspects of the thermal ecology of the rusty crayfish *Orconectes rusticus* (Girard). Oecologia. 82, 210–216.
- Bovbjerg, R. V. (1970). Ecological Isolation and Competitive Exclusion in two Crayfish (*Orconectes virilis* and *Orconectes immunis*). Ecology, 51(2), 225–236.
- Brown, P. B., & Wetzel, J. E. (1993). Growth and Survival of Juvenile *Orconectes virilis* and *Orconectes immunis* at Different Temperatures. Journal of the World Aquaculture Society, 24(3), 339–343.
- Chucholl, C. (2012). Understanding invasion success: Life-history traits and feeding habits of the alien crayfish *Orconectes immunis* (Decapoda, Astacida, Cambaridae). Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems. 404, 4. doi:10.1051/kmae/2011082
- Coler, R. A., & Seroll, A. (1975). Demonstrated food preferences of *Orconectes immunis* (Hagen) (Decapoda, Astacidae). Crustaceana, 29(3), 319-320.
- Cortés-Jacinto, E., Villareal-Colmenares, H., Civera-Cerecedo, R., & Martínez-Córdova, R. (2003). Effect of dietary protein level on growth and survival of juvenile freshwater crayfish *Cherax quadricarinatus* (Decapoda: Parastacidae). Aquaculture Nutrition. (9), 207–213.
- Crehuet, M., Alcorlo, P., & Montes, C. (Eds). (2007). Assessing the trophic ecology of crayfish: a case study of the invasive *Procambarus clarkii*. Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats: Springer, Berlin, 559-576.
- Crocker, D. W., & Barr, D. W. (1968). Handbook of the Crayfishes of Ontario (1st ed.). Toronto: University of Toronto Press. Retrieved from <http://archive.org/details/handbookofcrayfiOOCroc>
- Fabiao, A., & Oliveira, J. (1998). Growth responses of juvenile red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* Girard, to several diets under controlled conditions. Aquaculture Research. 29, 123–129.

- Fielder, D. D. (1972). Some Aspects of the Life Histories of Three Closely Related Crayfish Species, *Orconectes Obscurus*, *O. Sanborni*, and *O. Propinquus*. *The Ohio Journal of Science*, 72(3), 129–145.
- Gelmar, C., Martens, A., & Grabow, K., Pätzold, F. (2006). Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein: ein neuer amerikanischer Flußkrebs breitet sich schnell in Mitteleuropa aus. *Lauterbornia*. 56, 15–25.
- Gydemo, R., & Westin, L. (1986). Influence of light and temperature on reproduction and moulting frequency of the crayfish *Astacus astacus*. *Aquaculture*. 52, 43–50.
- Holdich, D. M. (Ed.). (2002). Biology of freshwater crayfish. Oxford: Blackwell Science Ltd.
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., Padilla, D. K., Mastitsky, S. E., & Olenin, S. (2009). Invaders are not a random selection of species. *Biological Invasions*, 11(9), 2009–2019. doi:10.1007/s10530-009-9498-0
- Keller, M. (2015). Impact of the Calico Crayfish on Macrofauna in Ponds. From Research on Invasive Species to a Concept for the Bilingual Primary Classroom (Wissenschaftliche Arbeit). University of Education Karlsruhe, Karlsruhe, unveröffentlicht
- Kouba, A., Petrusk, A., & Kozák, P. (2014). Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: Update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 413, 5. doi:10.1051/kmae/2014007
- Lodge, D. M., Deines, A., Gherardi, F., Yeo, D. C., Arcella, T., Baldrige, A. K., Zeng, Y. (2012). Global Introductions of Crayfishes: Evaluating the Impact of Species Invasions on Ecosystem Services. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43(1), 449–472. doi:10.1146/annurev-ecolsys-111511-103919
- Nyström, P., Brönmark, C., & Granéli, W. (1996). Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish? *Freshwater Biology*. 36, 631–646.
- Pöckl, M. (1998). Häutung und Wachstum von Flußkrebsen. *Stapfia*, 58(137), 167–184.
- Prepas, E. E., Hanson, J. M., & Chambers, P. A. (1990). Selective foraging by the crayfish *Orconectes virilis* and its impact on macroinvertebrates. *Freshwater Biology*. 24, 69–80.
- Rabeni, C. F., & Whitledge, G. W. (1997). Energy sources and ecological role of crayfishes in an Ozark stream: insights from stable isotopes and gut analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54, 2555–2563.
- Stenroth, P., & Nyström, P. (2003). Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. *Freshwater Biology*. (48), 466–475.
- Tack, P. I. (1941). The Life History and Ecology of the Crayfish *Cambarus immunis* Hagen. *The American Midland Naturalist*, 25(2), 420–446.
- van Deventer, W. C. (1937). Illinois Biological Monographs. with 46 Graphs (15th ed.). Studies on the biology of the crayfish *Cambarus propinquus* Girard: Vol. 509. Urbana, Illinois: University of Illinois Press.

GIS-basierte Verbreitungsanalyse des Frühjahrs-Feenkrebses *Eubranchipus grubii* (Dybowski, 1860) in Deutschland (Crustacea, Anostraca)

Simon Büscher¹, Hans Pellmann², Mario Engelmann³, Ellen Kiel¹

¹AG Gewässerökologie und Naturschutz, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Carl von Ossietzky Universität, Oldenburg, Ammerländer Heerstraße 114-118, D-26111 Oldenburg

²Museum für Naturkunde, Otto-von-Guericke-Str. 68-73, D-39104 Magdeburg

³Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg, Institut für Biochemie und Zellbiologie, Leipziger Str. 44/Haus 1, D-39120 Magdeburg

Keywords: *Eubranchipus grubii*, Anostraca, Branchiopoda, temporary waters, floodplains

Einleitung

Der Frühjahrs-Feenkrebse *Eubranchipus grubii* (Dybowski 1860) gehört zu den Kiemenfußkrebsen (Branchiopoda), welche nach Martin und Davis (2001) eine eigene Klasse innerhalb der Krebstiere bilden. Erste Nachweise von Branchiopoda stammen aus dem Oberen Kambrium (vor ~ 500 Millionen Jahren) (Walossek 1996), weshalb Tiere dieser Klasse gelegentlich auch als „lebende Fossile“ oder „Urzeitkrebse“ bezeichnet werden (Belk 1996). *E. grubii* lebt als charakteristische Frühjahresart in temporären Gewässern, die im Sommer für mehrere Monate austrocknen (Clausnitzer 1985, Engelmann & Hahn 2004). Durch die Fähigkeit mehrjähriges Austrocknen als Zyste zu überdauern und eine schnelle Entwicklung der Tiere nach dem Schlupf (Grabow 2004) ist *E. grubii* an die hydrologischen Bedingungen dieser Gewässer optimal angepasst (Grosse & Engelmann 2002, Krüger et al. 2013, Malkmus & Schroth 2014). Das Wissen über die Verbreitung von *E. grubii* in Deutschland ist trotz vieler Jahre Forschung lückenhaft (Unruh et al. 2009). Gründe hierfür dürften u.a. in dem periodischen Auftreten und der Winterentwicklung dieser Art liegen, die auch die unzureichende faunistische Erfassung (Grosse & Engelmann 2002, Gottwald & Weißmair 2000) und den defizitären Wissensstand über die ökologischen Ansprüche von *E. grubii* bedingen (Reißmann & Engelmann 2005). Aufgrund der Gefährdung der Art (Simon 1998, Burmeister 2003, Neumann & Heinze 2004, Flössner 2011, Simon 2016) empfehlen sich geeignete Schutzmaßnahmen. Dafür aber bedarf es detaillierterer Kenntnisse über die Verbreitung und die Ansprüche von *E. grubii*.

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgte daher zunächst eine systematische Erfassung bekannter *E. grubii*-Vorkommen in Deutschland. Die so entstandene Datenbank ermöglichte eine GIS-Analyse mit Bezug auf ausgewählte Kriterien wie Landnutzung, Bodentyp oder Größe und Zustand von Auen. Neben anderen fokussierte diese Analyse auf die Frage nach eventuell vorliegenden Verbreitungsschwerpunkten von *E. grubii* im Untersuchungsgebiet. Einige frühere Publikationen liefern Hinweise darauf, dass *E. grubii* insbesondere in oder entlang von Auengebieten großer Flüsse und Ströme vorkommt (Unruh et al. 2009, Bößneck 2006). Neuere Fundmeldungen außerhalb der Auen stellen einen möglichen kausalen Zusammenhang jedoch in Frage (Hofmann 2015, Hofmann 2009). Weiterhin bestand die Hoffnung, dass die in anderen Arbeiten aufgeworfenen Fragen bezüglich der Existenz möglicher Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen von *E. grubii* und bestimmten Bodentypen (Damgaard

& Olesen 1998) und/oder der Landnutzung im Umfeld der besiedelten Gewässer (Manzke & Dankelmann 2009, Unruh et al. 2009) mittels einer GIS-Analyse beantwortet werden können.

Material und Methoden

Insgesamt wurden 242 Vorkommen des Frühjahrskiemenfußes ausgewertet. Dazu wurde eine bereits vorhandene Datenbank (Engelmann 2015) um Daten des NLWKN und Literaturangaben ergänzt. Die Einarbeitung der Fundorte in ein GIS (Punkt-Shapefile, Arc-GIS, Version 10.2.2.) ermöglichte die kartographische Darstellung der Vorkommen (Abb. 1).

Aufbauend darauf wurden die in der ergänzten Datenbank enthaltenen Fundortdaten mit Standortdaten verknüpft und einer GIS-Analyse unterzogen. Dies erfolgte durch Verschneidung des Punkt-Shapefile der Fundorte mit Polygon-Shapefiles zu

- der Lage der rezenten und der morphologischen Auen großer Flüsse und Ströme (Datenquelle: Flussauen, © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2011),
- Angaben zu Landnutzungstypen (Corine Land Cover 2014), sowie
- Daten zu den Bodentypen am Fundort (Datenquelle: BUEK 2000, © Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 2014).

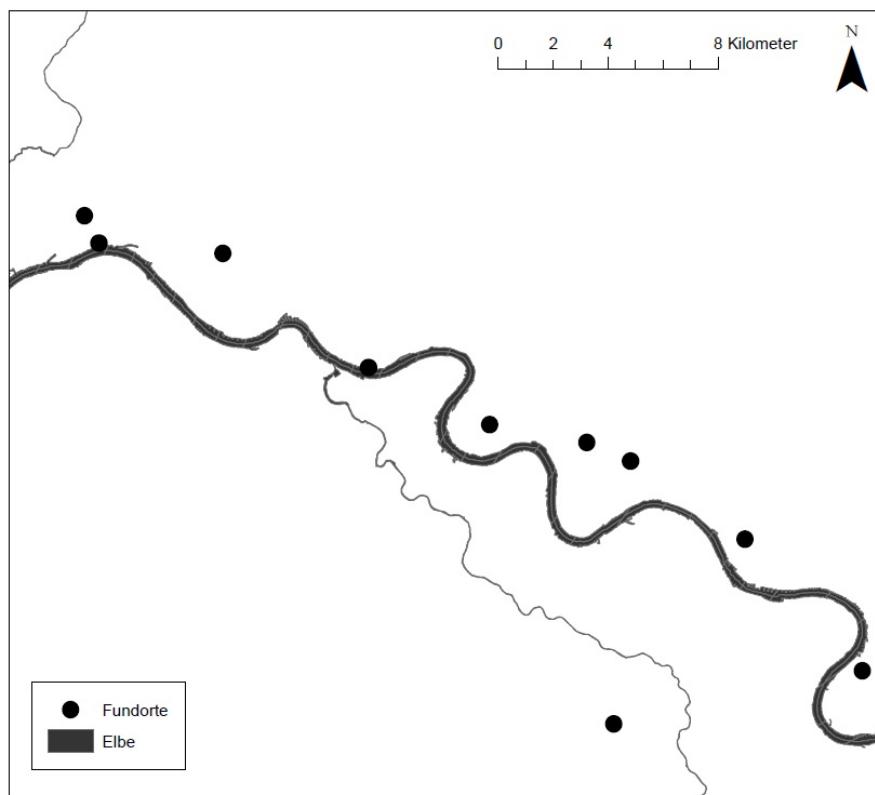


Abb. 1: Exemplarische Darstellung von *E. grubii*-Fundorten an der Elbe zwischen Gorleben und Neukirchen (Altmark) (Datengrundlage: Engelmann 2015, ergänzt; Kartengrundlage: Flussauen, © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2011) zur Verdeutlichung der Vorgehensweise. Die GIS-Datenbank (Arc-GIS, Version 10.2.2.) dient als Grundlage für weitere Auswertungen.

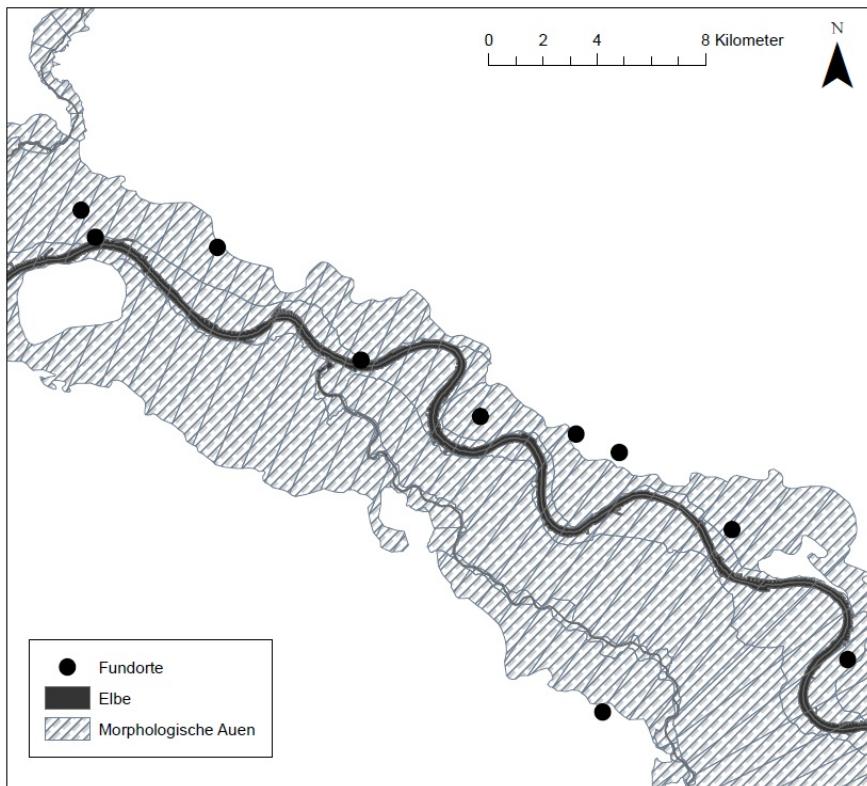


Abb. 2: Verknüpfung der *E. grubii*-Fundorte (Datengrundlage: Engelmann 2015, ergänzt; s. Methodenteil) mit weiteren Daten. Exemplarisch sind hier die Fundorte an der Elbe zwischen Gorleben und Neukirchen (Altmark) und deren Lage in Relation zu den morphologischen Auen (Kartengrundlage: Flussauen, © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2011) dargestellt.

Ergebnisse

Vorkommen in rezenten und morphologischen Auen großer Flüsse und Ströme

Etwa 25 % der ausgewerteten Fundorte (N=242) liegen in den rezenten oder morphologischen Auen großer Flüsse und Ströme in Deutschland. Mit zunehmendem Abstand zu den Auen nimmt die Anzahl der *E. grubii*-Fundorte deutlich ab (Abb. 3).

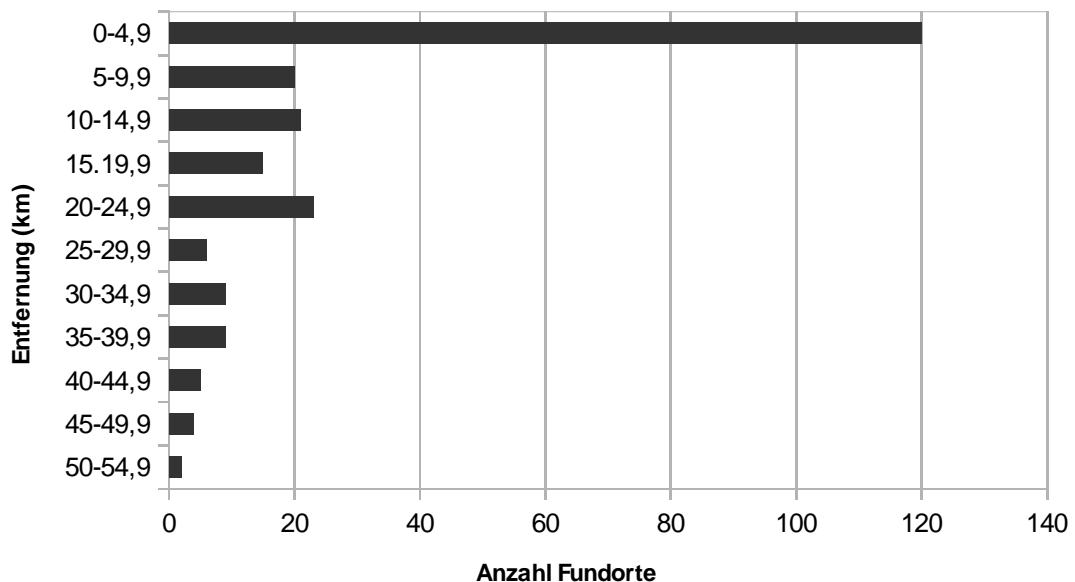


Abb. 3: Distanz der *E. grubii*-Fundorte zu den morphologischen Auen (Kartengrundlage: Flussauen, © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2011). Dargestellt sind nur Gebiete mit mehr als einem Fund.

Bezug zu Bodentypen

Mehr als 40 % der Fundorte von *E. grubii* befanden sich im Bereich grundwasserbeeinflusster Gleyböden der Auensysteme und Urstromtäler. Die Böden im Bereich der übrigen Vorkommen waren Braunerde, Parabraunerde, Fahlerde oder Pseudogley (Abb. 4).

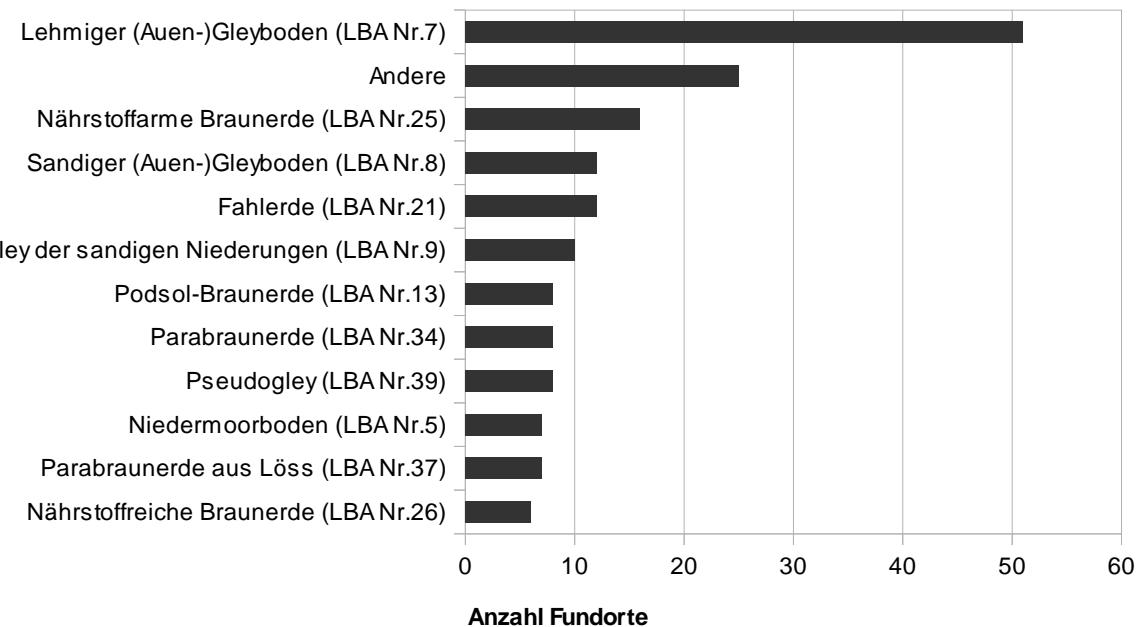


Abb. 4: Bodentypen (Datenquelle: BUEK 2000, © Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 2014) an *E. grubii*-Fundorten (N=170).

Bezug zur Landnutzung im Umfeld der Fundorte

Die *E. grubii*-Gewässer umgaben zu 53 % offene Landschaftsbereiche wie Äcker, Weiden oder naturnahe Wiesen. 47 % der Fundorte lagen hingegen in Waldgebieten (Abb. 5).

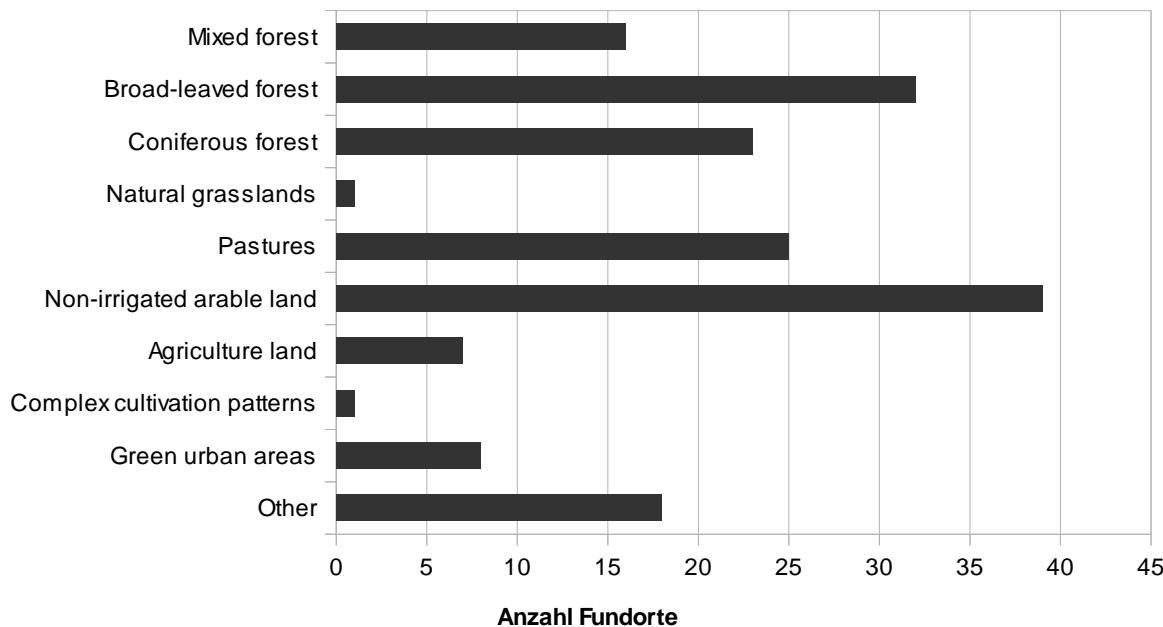


Abb. 5: Landnutzungstypen (Corine Land Cover 2014) im Bereich von *E. grubii*-Fundorten (N=170).

Diskussion

Der hier ausgewertete Datensatz umfasste zahlreiche Fundmeldungen von *E. grubii*, die z.T. bis ins 19. Jahrhundert zurückreichten. Viele der Fundorte befanden und befinden sich entlang großer Flüsse und Ströme (Engelmann & Hahn 2004), insbesondere entlang von Elbe, Spree und Havel (Engelmann 2015). Die Ergebnisse der hier vorgestellten Analyse zeigen jedoch, dass offenbar keine strenge Bindung der Vorkommen an Flussauen besteht. So lagen nur etwa 25 % der ausgewerteten *E. grubii*-Fundorte in den rezenten bzw. morphologischen Auensystemen großer Flüsse und Ströme im Untersuchungsgebiet. Zwar nimmt die Anzahl der Fundorte mit zunehmender Distanz zu den großen Flüssen und Strömen deutlich ab, jüngere Fundmeldungen liefern aber den Hinweis darauf, dass auch in relativ großer Entfernung (>50 km) zu Überflutungsgebieten (Hofmann 2015, Hofmann 2009) Vorkommen von *E. grubii* existieren.

Auch Reißmann und Engelmann (2005) berichteten über stabile Vorkommen außerhalb der Auen seit Mitte des 19. Jahrhunderts. Die Autoren sehen dabei einen Zusammenhang zwischen den großflächigen Flussbegradigungen und einer damit einhergehenden Unterbindung natürlicher Auendynamik. Auch halten sie es für möglich, dass die Art heute vielerorts auf sekundäre Lebensräume außerhalb der Auen ausgewichen ist. Als potenzielle Sekundärlebensräume scheinen staunasse Senken, Gräben und Bruchwälder sowie Pfützen und Tümpel in ehemaligen Sand-, Kies- oder Lehmgruben besonders geeignet (Engelmann & Hahn 2004, Malkmus & Schroth 2014).

Manzke und Dankelmann (2009) diskutierten die Frage, ob die von *E. grubii* besiedelten Gewässer im Offenland oder im bewaldeten Umfeld anzutreffen sind. Unsere Fundortanalyse zeigt, dass auf

Grundlage der ausgewerteten Daten keine Rückschlüsse auf spezifische Landnutzungsformen erkennbar war: Der Feenkrebts trat etwa gleich häufig im Offenland und in Waldgebieten auf. Dies bestätigt die Beobachtungen von Manzke und Dankelmann (2009) in der Elbtalaue. Dort fanden die Autoren *E. grubii* sowohl in sonnenexponierten (60 %) als auch in halbschattigen (21 %) und schattigen Bereichen (19 %). Auch Heckes et al. (2016) verweisen in Norddeutschland auf Funde in Wältern und im Offenland. Das Vorkommen sowohl in Wald- wie auch in Wiesengewässern ist bemerkenswert, weil es auf eine breite Toleranz von *E. grubii* gegenüber abiotischen Faktoren schließen lässt; z.B. gegenüber hohen Temperaturen und starken Temperaturschwankungen in sich schnell erwärmenden Wiesentümpeln oder bezüglich dem Gehalt an Huminstoffen in Waldtümpeln (vgl. Kreuzer 1940). Diese Annahme wird durch die Untersuchungen von Hochmuth und Zierold (2008), Haußer (2014) wie auch Kiel und Fascher (2014) gestützt. Alle Autoren fanden *E. grubii* in Gewässern mit unterschiedlichen pH-Werten oder Ionenkonzentrationen in Wald und Offenland, oder – wie Hoffmann (2015) - der *E. grubii* in stark nährstoffbelasteten Feldsöllen nachwies.

Für eine breite ökologische Potenz von *E. grubii* spricht auch die Auswertung der Bodentypen im Bereich der Fundorte. Zahlreiche *E. grubii*-Gewässer befanden sich zwar auf grundwasserbeeinflussten Gleyböden der Auenysteme und Urstromtäler. Wasserundurchlässige Schichten und periodische Überflutung (Scheffer & Schachtschabel 1984) begünstigen hier die Entstehung von Temporärgewässern und dürften deshalb das Vorkommen von *E. grubii* fördern (Damgaard & Olesen 1998). Andere Fundorte liegen jedoch außerhalb „klassischer“ Auenböden im Bereich von Braunerden, Parabraunerden oder Fahlerden.

Zusammenfassung

Eubranchipus grubii (Crustacea, Anostraca) lebt in temporären Gewässern die lediglich in den Winter- und Frühjahresmonaten Wasser führen (Clausnitzer 1985, Engelmann & Hahn 2004). Er gilt als gefährdete Art (Simon 1998, Burmeister 2003, Neumann & Heinze 2004, Flössner 2011, Simon 2016), wobei defizitäre Kenntnisse über die Ökologie und Verbreitung es derzeit erschweren, die Art effektiv zu schützen (Reißmann & Engelmann 2005). Diese Arbeit verfolgte das Ziel, Informationen über die Verbreitung von *E. grubii* zu gewinnen, ggf. vorhandene Schwerpunkte zu identifizieren und mit Hilfe einer GIS-basierten Standortanalyse vorhandene Bindungen oder Präferenzen zu benennen. Die Ergebnisse dieser Analyse widersprachen der Annahme, dass *E. grubii* auf Auen großer Flüsse und Ströme beschränkt vorkommt. Wenngleich die Häufigkeit der Vorkommen des Feenkrebses in Auen großer Flüsse und Ströme augenfällig ist, existieren zahlreiche Fundorte außerhalb derer. Zudem besteht offenbar keine Bindung an auentypische Boden- und Vegetationsbedingungen.

Danksagung

Für die Überlassung von Funddaten und Fotos möchten wir uns recht herzlich bei Uwe Manzke bedanken. Unser Dank gilt ebenfalls den Mitgliedern der Arbeitsgruppe Gewässerökologie und Naturschutz der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, welche uns durch konstruktive Anregungen bei der Erstellung dieser Publikation unterstützt haben.

Literatur

- Belk, D. (1996): Was sind "Urzeitkrebse"? Katalog des O.Ö. Landesmuseum N.F. 100, Linz: 15-19
- Bößneck, U. (2006): Verbreitung und Ökologie des Feenkrebses *Eubranchipus grubii* (Dybowski, 1860) in Thüringen (Crustacea: Anostraca). Abhandlungen und Berichte Museum der Natur Gotha 24, Gotha: 69-72
- Burmeister, E.-G.. (2003): Rote Liste gefährdeter wasserbewohnender Krebse, exkl. Kleinstkrebse (limn. Crustacea) Bayerns. Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 166, Augsburg: 328-330
- Clausnitzer, H.-J. (1985): Umsiedlung des Kiemenfußes *Siphonophanes grubei* (Dybowski - 1860) (Crustaceae, Anostraca) im Landkreis Celle. Beitr. Naturkde. Niedersachsens 38 (2), Hannover: 93-95
- Damgaard, J., Olesen, J. (1998): Distribution, phenology and status for the larger Branchiopoda (Crustacea: Anostraca, Notostraca, Spinicaudata and Laevicaudata) in Denmark. Hydrobiologia 377, Berlin, Heidelberg: 9-13
- Engelmann, M. (2015): Datenbank zum Vorkommen von *E.grubii*. Unveröffentlicht (Stand:2015)
- Engelmann, M., Hahn, T. (2004): Vorkommen von *Lepidurus apus*, *Tripos cacriformis*, *Eubranchipus (Siphonophanes) grubii*, *Taniymastix stagnalis* und *Branchipus schaefferi* in Deutschland und Österreich (Crustacea: Notostraca und Anostraca). Faunistische Abhandlungen 25, Dresden: 3-67
- Flössner, D. (2011): Rote Liste der Süßwasserkrebse (Crustacea: Branchipoda et Copepoda) Thüringens. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, In: Fritzlar, F., Nöllert, A., Westhus, W. (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Tier- und Pflanzenarten, Pflanzengesellschaften und Biotope Thüringens. Jena: 87-92
- Gottwald, R., Weißmair, W. (2000): *Eubranchipus grubii* (DYBOWSKI 1860) neu für Oberösterreich (Crustacea, Branchiopoda, Anostraca). Beitr. Naturk. Oberösterreichs 9, Linz: 655-657
- Grabow, K. (2004): Farbatlas Süßwasserfauna. Wirbellose. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart: S. 288
- Grosse, W.-R., Engelmann, M. (2002): Stetigkeit und Gefährdung von *Lepidurus apus* (L.) und *Eubranchipus (Siphonophanes) grubei* DYBOWSKI (Crustacea: Notostraca, Anostraca). Hercynia N F. 35, Halle: 123-136
- Hauser, H. (2014): Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie von *Eubranchipus grubii* (Dybowski, 1860) (Crustacea: Anostraca) im Brieselang (Brandenburg). RANA 15, Rangsdorf: 4-15
- Heckes, U., Hess, M., Burmeister, E.-G., Hansbauer, G. (2016): Überprüfung der Vorkommen von "Urzeitkrebse" in Bayern (Crustacea: Anostraca, Notostraca und "Conchostraca"). Lauterbornia 81, Dinkelscherben: 71-92
- Hochmuth, M., Zierold, T. (2008): Entwicklung von Habitatmodellen für *Lepidums apus* und *Eubranchipus grubii* anhand aktueller Vorkommen im Raum Frankfurt (Oder). Abhandlungen und Berichte für Naturkunde Magdeburg 31, Magdeburg: 89-109
- Hofmann, O. (2015): Das Vorkommen des Urzeitkrebses *Eubranchipus grubii* (Dybowski, 1860) im Raum Neubrandenburg - Ökologie, Gefährdung und Schutz. Unveröffentlichte Bachelor Arbeit an der Hochschule Neubrandenburg - University of Applied Sciences, Fachbereich Landschaftswissenschaften und Geomatik
- Hofmann, D. (2009): Abschlussbericht zum GlücksSpirale-Projekt Nr.1/2009: Kartierung des Frühjahrskiemensüßes (*Eubranchipus grubii*) in ausgewählten Gebieten des Südlichen/Vorderen Steigerwaldes. Unpubliziertes Gutachten im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Mittelfranken
- Kiel, E., Fascher, A., Krüger, L. (2014): Vergleichende limnologische Untersuchung von Brutgewässern des Frühjahrsfeenkrebses *Eubranchipus grubii* (Dybowski, 1860) im Einzugsgebiet der Hunte (Niedersachsen). Abhandlungen und Berichte für Naturkunde Magdeburg 34, Magdeburg: 225-238
- Kreuzer, R. (1940): Limnologisch-ökologische Untersuchungen an holsteinischen Kleingewässern. Archiv für Hydrobiologie 10 (Suppl.), Stuttgart: 359-572
- Krüger, L., Kiel, E., Martens, A. (2013): Der Frühjahrs-Feenkrebs *Eubranchipus grubii* in temporären Auengewässern: Bedeutung, Bedrohung und Schutz. Natur und Landschaft Heft 3, Stuttgart: 112-117
- Malkmus, R., Schroth, M. (2014): Bei Hanau tauchen seltene Urzeitkrebse auf. Spessart 11, Aschaffenburg: 14-17
- Manzke, M., Dankelmann, M. (2009): Gefährdete Branchipoden im Amt Neuhaus: Funde des Kiemenfußes *Eubranchipus grubii* (DYBOWSKI, 1860) und des Schuppenschwanzes *Lepidurus apus* (LINNE, 1758). RANA 10, Rangsdorf: 49-63
- Martin, J.-W., Davis, G.-E. (2001): An updated classification of the recent Crustacea. Natural History Museum of Los Angeles County – Science Series 39, Los Angeles: S. 15-19
- Neumann, V., Heinze, B. (2004): Rote Liste der Kiemenfüßer (Anostraca) und ausgewählter Gruppe der Blattfüßer (Pyllopoda) (Klasse (Crustacea) des Landes Sachsen-Anhalt. 2. Fassung, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, In: Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.): Rote Listen Sachsen-Anhalt 39. Halle: 165-168

- Reißmann, R., Engelmann, M. (2005): Groß-Branchipoden (Crustacea). Bundesamt für Naturschutz, In: BfN (Hrsg.): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. Bonn: 386-401
- Simon, L. (1998): Rote Liste ausgewählter Gruppen der Blattfußkrebse (Branchiopoda: Anostraca, Notostraca, Conchostraca). Bundesamt für Naturschutz, In: BfN (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands 55. Bonn: 280-282
- Simon, L. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Blattfußkrebse (Branchiopoda: Anostraca, Conchostraca, Notostraca) Deutschlands. – In: Gruttke, H., Binothafke, M., Balzer, S., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G., Ries, M. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). – Landwirtschaftsverlag. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (4), Münster: 367-378
- Unruh, M., Berbig, A., Zehle, A. (2009): Zur Situation der Urzeitkrebse und Rückenschaler im Biosphärenreservat Mittelelbe. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 46, Magdeburg: 150-158
- Walobék, D. (1996): Rehbachiella, der bisher älteste Branchiopode. Katalog des O.Ö. Landesmuseum N.F. 100, Linz: 21-28

GEWÄSSER IM SCHATTEN DES KLIMAWANDELS

FISCHER, JOCHEN; FOLKER FISCHER; THOMAS RIEGEL; UWE BERGDOLT & MANFRED HERRMANN: Klimawandel und die Betroffenheit von Fließgewässerökosystemen in Süddeutschland – eine Literaturstudie.

MINH TUAN BUI; VYACHESLAV V. KUZOVLEV; KYRILL Y. ZHENIKOV; YURI N. ZHENIKOV; LEOPOLD FÜREDER; JOCHEN SEIDEL & MARTIN SCHLETTTERER: Monitoring of water temperatures in the headwaters of the Volga River: trend analyses and possible changes in future.

RIEGEL, THOMAS; FOLKER FISCHER; JOCHEN FISCHER; UWE BERGDOLT; MANFRED HERRMANN & TIMO BASEN: Anforderungen an ein gewässerökologisches Klima-Monitoring in Fließgewässern.

SCHMIEDER, KLAUS; MICHAEL DIENST; MARKUS PEINTINGER & IRENE STRANG: Neufund von *Najas marina* subsp. *marina* im Bodensee und Ausbreitung von *Najas marina* subsp. *intermedia* im Bodensee-Obersee.

Klimawandel und die Betroffenheit von Fließgewässerökosystemen in Süddeutschland – eine Literaturstudie

Jochen Fischer¹, Folker Fischer², Thomas Riegel², Uwe Bergdolt³, Manfred Herrmann²

¹ Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz, Kaiser-Friedrich-Straße 7, 55116 Mainz, Jochen.Fischer@lru.rlp.de; ² Landesamt für Umwelt Bayern, Hof/Wielenbach; ³ Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe

Keywords: Klimawandel, Gewässerökologie, Fließgewässer, Süddeutschland, Vulnerabilität, Wasserwirtschaft

Einleitung

Das Wissen über die regionalen Auswirkungen des Klimawandels auf die ökologische Qualität der Fließgewässer ist gering. Während in den hydrologischen Disziplinen Langzeitmessreihen Projektionen in die nahe und ferne Zukunft erlauben, sind die komplexen ökologischen Wirkungsmechanismen vielfach nur exemplarisch und qualitativ beschreibbar. Ein vorsorgendes wasserwirtschaftliches Handeln, sei es im Rahmen von Bewirtschaftungsplänen oder Klimafolgen-Anpassungsstrategien, verlangt nach einem besseren Verständnis der Prozesse. Das KLIWA-Kooperationsprojekt zwischen Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und dem deutschen Wetterdienst befasst sich seit 2008 auch mit den qualitativen Folgen des Klimawandels auf Gewässerökosysteme (www.KLIWA.de).

Material und Methode

Literaturstudie

Im Rahmen einer Literaturstudie über die Auswirkungen des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität wurden relevante Wirkungsbeziehungen für den süddeutschen Raum analysiert und daraus die Betroffenheit der vorkommenden Gewässertypen abgeleitet (Jähnig et al. 2010). Die Studie steht unter www.KLIWA.de als Download bereit.

Für die Literaturrecherche wurden bestehende Literatursammlungen zum Thema ausgewertet (z. B.: www.climate-and-freshwater.info) und gezielte Datenbankabfragen durchgeführt („ISI Web of Knowledge“, „SCOPUS“). Darauf hinaus wurden Abschlussarbeiten von Universitäten, Dokumente aus den Flussgebietsgremien sowie der Länderbehörden berücksichtigt. Die gefundenen Wirkungsbeziehungen wurden kategorisiert und in eine Datenbank überführt. Die Einordnung der Wirkungsbeziehungen erfolgte in Anlehnung an das Euro-limpacs-Projekt (<http://www.refresh.ucl.ac.uk/euro-limpacs>). Dabei wurden die direkten und indirekten Folgen des Klimawandels abiotischen Veränderungen aus den Bereichen Hydrologie, Morphologie und Physiko-Chemie zugeordnet und mit biologischen Parametern (verschiedene Organismengruppen, Indizes, Indikatorarten) in Beziehung gesetzt.

Ergebnisse

Wirkungsbeziehungen

Als relevant für den Süddeutschen Raum erwiesen sich nur 228 Referenzen. Darunter machten Fachartikel mit 44 % den größten Anteil aus, gefolgt von Abschlussarbeiten (39 %) und Berichten aus Behörden und Gremien (14 %). Dennoch konnten aus den Arbeiten insgesamt 888 Wirkungsbeziehungen abgeleitet und analysiert werden (Abb. 1).

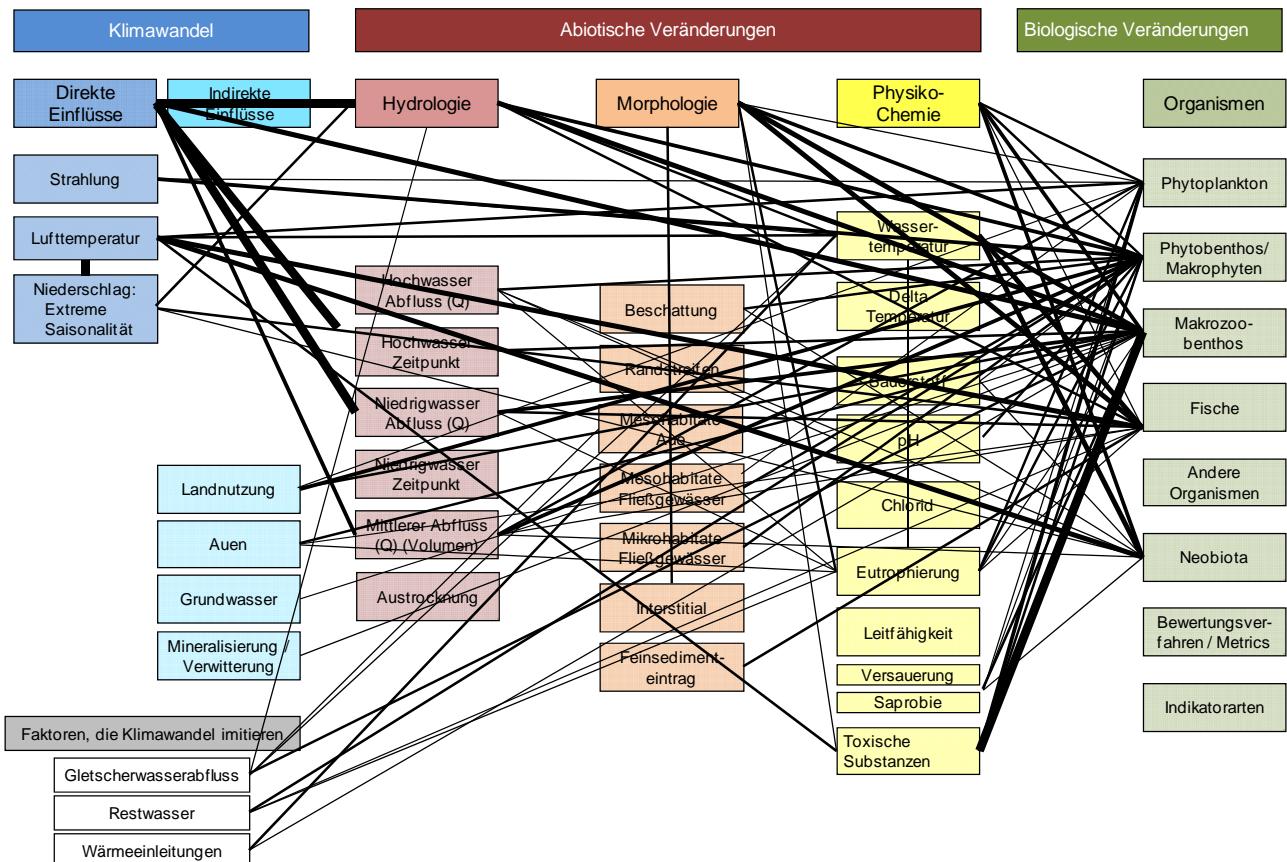


Abb. 1: Datenbankstruktur mit Schlagwortsystem und Darstellung der 888 Wirkungsbeziehungen.

Die meisten Ursache-Wirkungsbeziehungen wurden für die Organismengruppen Makrozoobenthos (211) und Fische (107) gefunden. Die wichtigsten treibenden Kräfte im Zusammenhang mit dem Klimawandel waren dabei Veränderungen in der Physiko-Chemie (v. a. die Wassertemperatur), der Hydrologie (Änderungen im Abflussregime, Austrocknung) und der Morphologie (Veränderungen der Habitatstrukturen) der Gewässer (Tab. 1). Für die vier biologischen Qualitätskomponenten der WRRL waren mehr als 80 % der Aussagen qualitativer Natur und über 90 % bezog sich auf bereits eingetretene Veränderungen. Nur in jeweils 2,7 % der relevanten Referenzen wurden Aussagen für die nahe (2050) oder die ferne Zukunft (2100) gemacht.

In der Gesamtschau der Ergebnisse ergibt sich ein fragmentarisches Bild einzelner Wirkungsbeziehungen das nur in generalisierter Form gewässertypspezifische Grundmuster erkennen lässt. Die Be trachtungen in der Literatur erfolgen vielfach auf Artebene. Beschreibungen von Wirkungsketten bis hin zu Reaktionen auf ganze Lebensgemeinschaften (Veränderung von Nahrungsnetzen) bleiben Me sokosmenexperimenten vorbehalten.

Tab. 1: Matrix der Ursache-Wirkungsbeziehungen (Zahlen entsprechen Anzahl der Nennungen).

		Wirkungen												
		Hydrologie	Klimawandel_direkt	Andere	Makrozoobenthos	Neobiota	Physiko-Chemie	Fische	Andere Organismen	Klimawandel_indirekt	Phytoplankton	Klimawandel_imitiert	Phytobenthos/Makrophyten	Morphologie
Ursachen	Klimawandel_direkt	122	11 0	30	16	15	12	11	11	6	3	1	-	-
	Andere	6	3	6	6	4	5	14	2	1	1	-	1	-
	Morphologie	-	-	5	22	2	7	10	12	-	2	-	15	4
	Physiko-Chemie	1	-	4	122	15	32	32	31	-	17	-	26	-
	Hydrologie	-	-	1	32	2	4	18	9	2	2	-	13	-
	Klimawandel_indirekt	3	-	-	8	-	8	18	1	1	1	-	4	-
	Klimawandel_imitiert	1	-	-	5	-	2	4	1	1	-	-	2	-
Summe Wirkungen		133	113	46	211	38	70	107	67	11	26	1	61	4

Fallbeispiel: Temperatur- und abflussgesteuerte Wirkungsketten

Wassertemperatur und Abfluss sind grundlegende Gewässerparameter, die direkt vom Klimawandel beeinflusst werden. Sie steuern viele Lebensvorgänge und beeinflussen Morphologie und Habitatqualität und somit die Zusammensetzung der Biozönosen. Sie werden am häufigsten als Wirkmechanismen in der Literatur genannt (Tab. 1). Beide Parameter können sowohl schleichende (Desynchronisationen von Lebenszyklen, längszonale Verschiebungen) als auch abrupte Veränderungen bewirken (Extremereignisse: Austrocknung, bettgestaltende Hochwässer).

Das Szenario „Zunahme von Hitzeperioden“ mit langandauernden, hohen Wassertemperaturen gekoppelt mit niedrigen Abflüssen, lässt eine Abfolge gut belegter, pessimaler Wirkungsketten für eukarroke Organismen erkennen: Mit steigender Wassertemperatur sinkt nicht nur die Löslichkeit von Sauerstoff, sondern O₂-verbrauchende Zehrungsprozesse nehmen zu. Gleichzeitig erhöhen sich der Energie- und Sauerstoffbedarf des Organismus entsprechend der RGT-Regel (Verdoppelung je 10 °C Zunahme). Dem erhöhten O₂-Bedarf steht ein verminderter Angebot gegenüber. Zusätzlich engen sinkende Abflüsse den Lebensraum ein und erschweren die Mobilität vieler Fischarten. Weitere Stressfaktoren entstehen durch die Aufkonzentrierung von Schadstoffen bei Niedrigwasser sowie das vermehrte Wachstum von Krankheitserregern bei hohen Temperaturen. Diese Wirkungskette kann in akuten Fällen Fischsterben z. B. in Form einer proliferativen Nierenerkrankung bei Bachforellen oder die Aalrotseuche hervorrufen, wie im Hitzesommer 2003.

Weniger akut und damit weniger in der öffentlichen Wahrnehmung präsent ist das Szenario „Ausfall winterlicher Kältestimuli“. Diese sind für viele Wirbellose und Fische physiologische Impulsgeber etwa für Reifungs- und Entwicklungsprozesse (z. B. Gonadenreifung bei Fischen). Sie lösen auch die notwendigen Winterruhephasen bei Cypriniden aus. Ferner können niedrige winterliche Temperaturen Barrieren für die Etablierung und Ausbreitung wärmeliebender Neobiota sein.

Diskussion: Ableitung der gewässertypspezifischen Betroffenheit

Die Abschätzung der gewässertypspezifischen Vulnerabilitäten lässt sich aufgrund häufig genannter Faktorengruppen lediglich in Form generalisierter Thesen für Ober-, Mittel- und Unterlaufabschnitte formulieren.

These Oberlauf:

Der prognostizierte Anstieg der Lufttemperatur, der auch die Verdunstung verstärkt, kann in Quellen und Bachoberläufe zur Erwärmung und Austrocknung führen. Sauerstoffmangel dürfte aufgrund der i. d. R. höheren Fließgeschwindigkeiten in den Oberlaufgewässern dagegen weniger kritisch sein, sofern keine Austrocknungstendenz besteht. In alpinen und montanen Gewässern kommt hinzu, dass sich durch die angenommene Verkürzung der Zeiten mit Schneelagen, das Abfluss- und Temperaturregime der Gewässer ändert. Dies hat Folgen für die Laichzeitpunkte von Salmoniden sowie generell für die Ei- und Larvalentwicklung von Fischen und Wirbellosen (z. B. Desynchronisation von Lebenszyklen).

In Quellen und alpinen Bächen ist der Anteil an kaltstenothenen, z. T. endemischen Wirbellosen besonders hoch. Aufwärts gerichtete Ausweichbewegungen sind ihnen verwehrt oder nur begrenzt möglich (Gipfelfalle). Eine schleichende Abnahme der Abundanzen dieser Arten oder gar ihr Ersatz durch weniger kälte liebende Spezies hat letztlich auch Konsequenzen für die ökologische Zustandsbewertung. Zonale Verschiebungen schlagen sich sowohl in dem Bewertungsverfahren zum Makrozoobenthos als auch bei dem der Fische negativ nieder. In den Oberläufen gelten beide Organismengruppen daher als die am stärksten vom Klimawandel betroffenen.

These Mittellauf:

Mit zunehmender Größe des Einzugsgebietes wird i. d. R. auch die Landnutzung intensiver, die Be schattung geringer und die Bevölkerungsdichte höher. Damit rücken Eutrophierungerscheinungen in den Mittelläufen stärker in den Vordergrund. Als Folge des Klimawandels wird eine Zunahme von Starkregenereignissen mit erosiver Wirkung erwartet, die zu einer Erhöhung diffuser Nährstoffeinträge führen können. Änderungen der Landnutzungsformen könnten diesen Prozess verstärken (mehr Energiepflanzenanbau). Nährstoffe regen das Algenwachstum an, mit Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt und den pH-Wert. Erwärmung und zunehmende Eutrophierung beeinflussen v. a. die Fischfauna und die Phytophthora-Entwicklung. Fischökologische Modelle sagen hier eine Verschiebung in der Artenzusammensetzung durch eine Zunahme eurythermer Cypriniden und einer aufwärtsgerichteten, längszonalen Verschiebung der Fischregionen voraus. Insbesondere für die an kühlere Wassertemperaturen angepasste Äsche könnte sich der Lebensraum dadurch einengen. Andere Referenzen diskutieren wärmeliebende Neobiota als Profiteure in dieser Gewässerzone.

These Unterlauf/Strom

Aufgrund der vielfältigen Nutzungen in großen Strömen sind die beschriebenen Wirkungsbeziehungen komplexer und sowohl in ihrer Effektstärke als auch in ihrer Richtung uneinheitlich. Da Ströme in Deutschland bis auf wenige Abschnitte als Schifffahrtsstraßen ausgebaut sind, weisen ihre Lebensgemeinschaften i. d. R. hohe Anteile an Neozoa auf, v. a. unter den Wirbellosen und Fischen (Schifffahrt als Vektor). Starke Populationsschwankungen und biologische Umbauprozesse kennzeichnen die Biozönosen und maskieren klimabedingte Trends. Generell dürften aber eurytherme Neobiota von der bereits heute nachweislichen Erwärmung der Ströme profitieren.

In staugeregelten Abschnitten von Strömen ist außerdem von einer zunehmenden Gefahr durch Sauerstoffmangel bei Hitzewellen auszugehen. Im diesem Kontext spielt die Phytoplankton-Entwicklung eine wichtige Rolle. Sie wird einerseits durch Änderungen im Abflussgeschehen, andererseits durch Grazing-Effekte - zunehmend auch durch die Filtrieraktivität neozoischer Muscheln – gesteuert. Diese kann wiederum bei hohen Temperaturen durch Muschelsterben abnehmen.

Schlussfolgerungen

Die Literaturstudie hat gezeigt, dass die Mehrzahl der beschriebenen Wirkungsbeziehungen, die direkt vom Klimawandel beeinflusst werden, letztlich auf Änderungen des Temperaturhaushalts und des Abflussregimes zurückzuführen sind. Beide Faktoren steuern und synchronisieren viele Lebensvorgänge, beeinflussen die Morphologie und Habitatqualität der Gewässer und somit auch die Zusammensetzung ihrer Biozönosen. Schleichende Veränderungen, die mit Abundanznahmen beginnen und mit längszonale Verschiebungen und Artenwechseln enden, werden für Fische und Invertebraten vorhergesagt. Damit ist anzunehmen, dass der Klimawandel auch den ökologischen Zustand nachteilig beeinflussen kann.

Um die Prozesse besser zu verstehen und Veränderungen frühzeitig zu erkennen, wird Bedarf für ein gezieltes, gewässerökologisches Klima-Monitoring gesehen (s. Riegel et al. in diesem Band). Begleitend dazu ist die Entwicklung temperaturkorrelierter biozönotischer Indizes zur Analyse solcher Datensätze voranzutreiben (s. Halle et al. in diesem Band).

Um ein vorsorgendes wasserwirtschaftliche Handeln zu unterstützen, müssen kritische Wassertemperatur-Schwellenwerte (Über-/Unterschreitungshäufigkeiten und –dauern) stärker in Modellketten berücksichtigt werden, um flächenhafte Aussagen über zukünftige Temperaturrentwicklungen in Gewässern zu erhalten. Hierzu sind gewässerökologische Temperaturanforderungen für einzelne Gewässertypen oder –zonen zu formulieren, wie in der Oberflächengewässerverordnung für die Fischfauna bereits geschehen.

Danksagung

Für die Bearbeitung der Literaturstudie danken wir der Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung und der Universität Duisburg-Essen.

Literatur

Jähnig, S., Haase, P. & D. Hering (2010): Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität – Literaturauswertung und erste Vulnerabilitätseinschätzung. Bericht im Auftrag des Kooperationsvorhaben KLIWA: "Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft" Kennzeichen: 81-4421.9-9162/2009: 49 S. + Anhang A-F.

Monitoring of water temperatures in the headwaters of the Volga River: trend analyses and possible changes in future

Minh Tuan Bui¹, Vyacheslav V. Kuzovlev², Kyrill Y. Zhenikov², Yuri N. Zhenikov², Leopold Füreder³, Jochen Seidel¹ and Martin Schletterer³

¹University of Stuttgart, Institute for Modelling Hydraulic and Environmental Systems, Pfaffenwaldring 61, 70569 Stuttgart, Germany

²Tver State Technical University, Chair of Nature Management and Ecology, nab. Afanasiya Nikitina 22, 170026 Tver, Russia

³University of Innbruck, Institute of Ecology, Technikerstraße 25, 6020 Innbruck, Austria

Corresponding author: martin@schletterer.co.at

Keywords: air temperature, water temperature, stochastic models, climate changes, Volga river, REF-COND_VOLGA project.

Introduction

Water temperature is a physical property expressing how warm or cold water is. It is an important factor related to type specific conditions and water quality since water temperature can influence several other parameters and can induce a change of the physical, chemical or biological processes in water. For example, water temperature can alter metabolic rates and photosynthesis production, compound toxicity, dissolved oxygen and other dissolved gas concentrations, conductivity and salinity, oxidation reduction potential, pH value as well as water density (Wilde 2006). Regarding spatial differences, Poole et al., in 2001, stated that the variation of water temperatures depends on climate, geography, topography and vegetation at the catchment scale. According to temporal distribution of water temperature, Ward (1985) concluded that lotic systems in regions of seasonal climates exhibit daily and annual (seasonal) periodicity patterns regarding temperature: i.e., in a dataset of water temperatures with hourly resolution, the water temperatures will reach the highest values at noon or late afternoon, and the lowest one often occur in the early morning or at night, although this may shift with seasons and size of river (Hopkins 1971). Regarding to seasonal aspect, water temperatures express a sinusoidal pattern with the highest values in summer and the lowest ones in winter. The variation of water temperatures at the transition between two years is less predictable with variation in temperature regimes reflected as ‘hot-dry’ and ‘cool-wet’ years (Poole et al. 2001).

Effects of water temperature on aquatic biota:

Water temperature plays also an important role for aquatic life and habitat characteristics. It determines the species composition in a water body and influences the habitat selection (EPA 2012). A chain of relevant effects of increasing water temperature can be illustrated as follows: high water

temperature -> high metabolism -> high oxygen consumption -> more waste products -> poor water quality -> lethal effects. Moreover, temperature influences the rate of photosynthesis of primary producers (aquatic plants and algae).

Trend in water temperature of rivers and lakes in Europe:

In the last century water temperatures of the major European rivers have increased around 1-3 °C (EEA 2008). The increase of water temperature (e.g. in river Rhine) is partly due to effects of cooling water as well as due to increasing in air temperatures (Bresser et al. 2006). Also shorter timeseries (including about 30-50 years of data) indicate a general trend of increasing water temperatures in European rivers and lakes in the range of 0.05 to 0.8 °C per decade (Dabrowski et al. 2004).

Regarding the possible changes in future, the European Environment Agency (2008) predicted, that surface water temperatures will increase about 50-70% of the projected increases in air temperature. Lake surface water temperatures may be around 2°C higher by 2070 (George et al. 2007, Malmaeus et al. 2006) as results of projected increase of air temperatures, but with a clear seasonal dependency and depending on lake properties.

Material and methods

This case study was carried out in the headwaters of the Volga River, including data from the main river as well as a detailed dataset from the Tudovka River, a right-hand tributary of the Volga River (Figure 1). A dataset of water temperatures from the period 2008-2015, which was assessed (using HOBO dataloggers) within the REFCOND_VOLGA project (Schletterer et al. 2016) was analysed. Stochastic models (the multiple regression model (Caissie et al. 1998) and the second-order auto-regression model (Cluis 1972)) were applied to analyse trends and variations of water temperature. Also the correlation between water temperature and other factors (i.e. hydrological and meteorological data from the region) was analysed and a view back (historical data) as well as a prediction of possible changes in future (i.e. effects of climate change on rivers) was carried out (Bui 2016). Three emission scenarios namely B1 (low), A1B (medium) and A2 (high) were used to predict water temperature changes for different periods of development (early, middle, late) through 21st century (North Eurasia Climate Centre 2008).

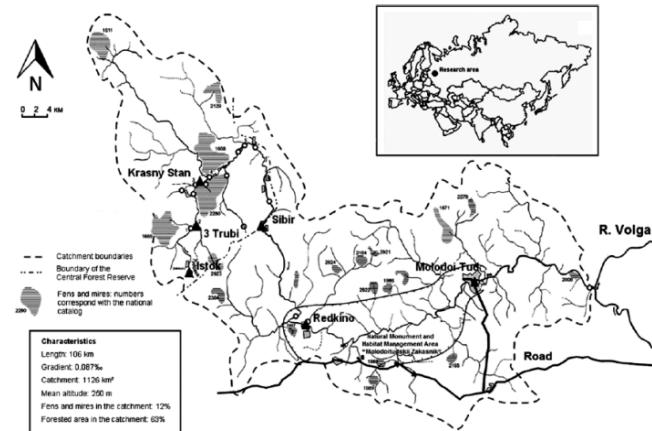


Figure 1. Tudovka river catchment, a right-hand side tributary of Volga River in Tver region

Results

Stochastic modelling performance:

The multiple regression model performed quite well regarding the prediction of water temperatures by air temperatures. Root mean square error (RMSE) fluctuated from 1.42-1.53 and R² varied from

0.90-0.93 at six stations in the calibration period (2010-2012) while the second-order autoregressive model performed a bit better with RMSE varied from 0.53-0.76 and R^2 varied from 0.98-0.99 for the same stations and calibration period. However, to assess the effects of increasing air temperatures, the multiple regression model was a better tool.

Air temperature tendency:

Daily mean air temperature in the Tudovka river catchment over the last 45 years (1971-2015) had an upward trend with mean air temperature increased about $0.87\text{ }^\circ\text{C}/\text{decade}$. The general tendency of warming through summer months, starting in June then gradually warming and reach the peak around end of July, then cooling down from the second half of August.

Water temperature tendency:

In the period of 2008-2015, there was no clear trend of mean water temperatures, water temperatures only fluctuated from year to year. For example in the year 2011, daily water temperatures ranged from $0-17.8\text{ }^\circ\text{C}$, average of $6.1\text{ }^\circ\text{C}$ at the uppermost station at Istok and from $0-19.5\text{ }^\circ\text{C}$, average of $7.6\text{ }^\circ\text{C}$ at the lowermost station at M.Tud. Reconstructed data by multiple regression model from 1963-2008 plus monitoring data from 2008-2015 showed an slightly upward trend with mean water temperature increase of $0.18\text{ }^\circ\text{C}/\text{decade}$ at uppermost station at Istok, increase of $0.20\text{ }^\circ\text{C}/\text{decade}$ at the lowermost station at M.Tud.

Comparing annual patterns for water temperatures and air temperatures (1971 – 2015):

Mean water temperatures at all stations had high correlation with mean air temperatures except in years of 1975, 1990, 1991, 1995, 1996 and 2001 when they had opposite tendencies. Noticeably, air temperatures and water temperatures had a gradually warmer tendency over the last ten years compared to a colder trend previously. However, air temperatures deviated from the 45-year average much more than water temperature. For instance, annual deviation of air temperature in year 2015 was $5.9\text{ }^\circ\text{C}$, while water temperature only deviated about $1.3-1.7\text{ }^\circ\text{C}$ from an average year.

Water temperatures under impacts of climate change:

Increasing of air temperatures is expected to result in increasing of water temperature as well. Under low emission scenario (B1), water temperature is expected to increase of around $0.3-0.8\text{ }^\circ\text{C}$ in 2030, and around $0.5-1.3\text{ }^\circ\text{C}$ in 2060, $0.7-1.7\text{ }^\circ\text{C}$ in 2099. According to medium emission scenario A1B, water temperature is expected to increase of around $0.22-0.85\text{ }^\circ\text{C}$ in 2030, and around $0.64-1.69\text{ }^\circ\text{C}$ in 2060, $1.03-2.31\text{ }^\circ\text{C}$ in 2099. To high emission scenario A2, water temperature is expected to increase of around $0.25-0.77\text{ }^\circ\text{C}$ in 2030, and around $0.55-1.62\text{ }^\circ\text{C}$ in 2060, $1.2-2.52\text{ }^\circ\text{C}$ in 2099.

Under B1 scenario, at the end of 21st century, in the headwaters of Tudovka river, river ice cover period is expected to be shortened around three weeks, this will be four weeks in the lower reaches of the river. With A1B scenario, timing of river ice cover is expected to be shortened around five and half weeks and around six weeks in the headwaters and lower reaches respectively. Finally, under high emission scenario A2, timing of river ice cover is expected to be shortened around 41 days and around 44 days in the headwaters and lower reaches respectively.

Discussion

The long-term trends for air and water temperature analysed in this study do agree with common tendencies of published results from Europe. If consideration to a larger scale, the European Environment Agency conducted a report about climate change, impacts and vulnerability in Europe in

2012, and the report pointed out that the decade of 2002–2011 was the warmest on record globally as well as in Europe. Annual average temperature across European land areas has warmed more than global average temperature, and slightly more than global land temperature. The average temperature for the European land area for the decade between 2002–2011 is 1.3 °C (± 0.11 °C) above the pre-industrial level (being defined as 1850–1899), which makes it the warmest decade on record.

This is in line with the present study: The annual mean air temperature in the headwaters of Volga River increased about 2.7 °C (averaged from the last decade between 2006-2015) which compared to 53-year average between 1963-2015, and it is considered as the warmest decade during 53 years of investigation. It was already highlighted by Oltchev et al. (2002), that during the last 50–60 years the mean annual air temperature in the Upper Volga River increased by 1.2 °C. Roshan et al. (2012) published that mean temperatures in the Volga River catchment have increased by +0.25 °C/decade between the years 1951-2006 calculated from stations along the Volga River (Volgograd, Saratov, Samara, Kazan and Nizhny Novgorod). The present study was conducted in the headwaters of Volga River and the results showed that mean air temperature increased by +0.42 °C/decade averaged over the last 44 years between 1963-2006 which was calculated with data from the hydrometeorological station at the Central Forest Reserve. Hence, it turned out that mean air temperature in the headwaters of the Volga increased more than in the whole catchment.

A study about past trends of water temperatures in major European rivers was published by European Environment Agency in 2012 indicated, that water temperatures had an upward trend with an increase of 1-3 °C over the last century and in the range of 0.05 to 0.8 °C per decade. Another publication about water temperature on Austrian Danube by Zweimüller et al. (2008) showed that water temperature increased about 0.1°C per decade using long-term data from 1951 to 2006. However, the present study we found no clear trend of water temperature in the headwaters of Volga River based on measured short-term dataset of mean water temperature from 2008-2015. Interestingly, annual mean water temperature only fluctuated from year to year although air temperature had a steepest increase over the last decade. On the contrary, if consideration of long-term data from 1963-2015 with reconstructed data from 1963-2008 by stochastic model, the trend of water temperature was clear. Mean water temperatures had slightly upward trends and increased about 0.15-0.2°C/decade along tributary (Tudovka) and 0.07°C/decade in the main channel of Volga River (at Tver). This trend was similar to study on Austrian Danube by Zweimüller et al. (2008) and also suitable to common tendency of water temperatures in major European rivers studied by EEA (2012) as explained above.

The general tendency of water temperature in the headwaters of Volga River is warming through summer months (June, July, August) with peaking in July, then cooling down from September during the period of 2008-2015. Unfortunately no records were made during the extreme event in summer 2010, which was an exceptional hot summer, i.e. many rivers in the headwaters of the Volga had lowest water levels ever recorded. Also many wildfires occurred at that time during July to August and intensive wildfires were from 20 July to 20 August (Konovalov et al. 2011). However, if estimation from stochastic model, daily mean water temperature peaked at 16.7 °C (07.Aug), 20.5 °C (28.July), 20.1 °C (28.July), 19.3 °C (28.July), 18.9 °C (07.Aug) and 22.6 °C (08.Aug) at Istok, 3Trubi, Krasny Stan, Redkino, M.Tud respectively Tver.

Spatial variation of water temperatures were clearly explained in the study, as water temperatures increased gradually from uppermost station (at Istok) to lowermost station (at M.Tud). Global warming effects air temperatures much more in winter time, as in this period an increase causes ice smelting and also influences timing of river ice freezing, ice break-up as well as river ice cover

period. Accordingly timing of river ice freezing will be delayed, timing of river ice break-up will be earlier and the river ice cover period will be shortened. Weyhenmeyer (2006) stated that the timing of river or lake ice break-up is of ecological importance because the ice cover affects e.g. the production and the composition of the phytoplankton community or the occurrence of winter fish kills. Frolova et al. (2011) conducted a research on water and ice regimes of the rivers of European Russia under climate change during the last century from 1900-2005. They already found that timing of ice freezing for the rivers in central and the south of European Russia was, on average, 5–15 days later (except for rivers of the Don basin where changes were more than 20 days later). A similar picture is typical for break-up dates. Also they discovered that in Upper Volga, timing of ice freezing is 13 days later and timing of river ice break-up is 11 days earlier during the last century. The present study examined possible future changes of river ice cover within the 21st century and the results showed that change of river ice cover period is expected to be continued in future and even in a bigger extend than is was recorded in the last century.

Summary/Conclusion

- The water temperature dataset of the present study provides a reference for the Eastern European lowland.
- The study analyzed the spatial and temporal distribution of water temperature along Tudovka river as well as estimated backward and predicted future changes by development scenarios through 21st century.
- Stochastic models were applied to simulate and predict water temperature based on air temperature and it is considered relatively simple as it can minimize input data compared to deterministic model. Also, the stochastic model is suitable for daily time series analysis.
- The programming language R was used during the case study beside SPSS and it would be recommended to be used widely in scientific research, particular in water resources management as it provides excellent functions for statistical analyses, graphing and even for running the models.
- Water temperature is not only dependent on the air temperature of the same day but also on an integral time window of the previous days.
- Stochastic model (multiple regression model) applied in this study can only predict water temperature changes about 30-35% of air temperature changes => water temperature also depends on other factors (e.g. discharge, precipitation, solar radation, vegetation along the river bank ...).
- Based on the measured dataset (2008-2015), historical temperatures were reconstructed and compared to measured data (deviation of the mean values +- 1.5°C), thus the correlations used are considered to provide reliable data.
- Predictions of water temperature were made regarding future developments: this approach indicate future changes regarding mean water temperatures (in dependence of the predicted changes) as well as changes regarding the ice cover (ice freezing, ice break up as well as duration).

Literature

Bresser et al. (2006), The effects of climate change in the Netherlands. Report from MNP. Available from:
<http://www.mnp.nl/en/publications/2006/TheeffectsofclimatechangeintheNetherlands.html>
[28 June 2016].

- Bui, Minh Tuan (2016): Monitoring of water temperatures in the headwaters of the Volga River: trend analyses and possible changes in future. Master thesis, Department of Hydraulic Engineering and Water Resources Management, University of Stuttgart, Germany, 109p.
- Caissie, D.; El-Jabi, N. and St-Hilaire, A. (1998). Stochastic modeling of water temperatures in a small stream using air to water relations. *Can. J. Civ. Eng.* 25: 250–260.
- Cluis, D.A. (1972). Relationship between stream water temperature and ambient air temperature— a simple autoregressive model for mean daily stream water temperature fluctuations. *Nord. Hydrol.* 3: 65–71.
- Dabrowski, M.; Marszelewski, W. and Skowron, R. (2004). The trends and dependencies between air and water temperatures in lakes in northern Poland from 1961-2000“, *Hydrology and Earth System Sciences* 8 : 79–87.
- EEA. (2008, September 8), Water temperature. Available from: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/water-temperature/water-temperature-assessment-published-sep-2008> [28 June 2016].
- EEA. (2012, November 20), Water temperature. Available from: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/water-temperature-1/assessment> [28 June 2016].
- EPA. (2012, March), What are Suspended and Bedded Sediments (SABS)? In Water: WARSSS. Available from: <<http://water.epa.gov/scitech/datatools/warsss/sabs.cfm>> [14 May 2016].
- Frolova, Natalia; Agafonova, Svetlana & Nesterenko, Dmitry (2011): Water and ice regimes of the rivers of European Russia under climate change. *IAHS Publ.* 344: 63-68.
- George, G.; Hurley, M. and Hewitt D. (2007). The impact of climate change on the physical characteristics of the larger lakes in the English Lake District. *Freshwater Biology* 52: 1647-1666.
- Hopkins C (1971) The annual temperature regime of a small stream in New Zealand. *Hydrobiol.* 37: 397-408.
- Konovalov, I. B.; Beekmann, M.; Kuznetsova, I. N.; Yurova, A. & Zvyagintsev, A. M. (2011): Atmospheric impacts of the 2010 Russian wildfires: integrating modelling and measurements of an extreme air pollution episode in the Moscow region. *Atmos. Chem. Phys.*, 11: 10031-10056.
- Larnier, K.; Roux H.; Dartus, D. & Croze, O. (2010): Water temperature modeling in the Garonne River (France). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 398 (4), 20p.
- Loubna Benyahya, André St-Hilaire, Taha B.M.J.Ouarda, Bernard Bobesee & Behrouz Ahmadi-Nedushan (2007): Modeling of water temperatures based on stochastic approaches: case study of the Deschutes River (Oregon, U.S.A). *Journal of Environmental Engineering and Science* 6(4): 437-448.
- Loubna Benyahya, Daniel Caissie, André St-Hilaire, Taha B.M.J.Ouarda & Bernard Bobée (2007): A review of Statistical Water Temperature Models. *Canadian Water Resources Journal* Vol. 32(3): 179-192.
- Malmaeus, J. M.; Blenckner, T.; Markensten, H. and Persson, I. (2006). Lake phosphorus dynamics and climate warming: A mechanistic model approach. *Ecological Modelling* 190: 1-14.
- North Eurasia Climate Centre (2008), Climate change projections for Russia and Central Asia States. Available from: <<http://neacc.meteoinfo.ru/research/20-research/91-change-climat21-eng>> [13 June 2016].
- Oltchev, A.; Cermak, J.; Gurtz, J.; Tishenko, A.; Kiely, G.; Nadezhina, N.; Zappa, M.; Lebedeva, N.; Vitvar, T.; Albertson, J.D.; Tatarinov, F.; Tishenko, D.; Nadezhdin, V.; Kozlov, B.; Ibrom, A.; Vygodskaya, N. & Gravenhorst, G. (2002): The response of the water fluxes of the boreal forest region at the Volga's source area to climatic and land-use changes. *Physics and Chemistry of the Earth Parts A/B/C* 27(9-10): 675-690.
- Poole G, Risley J and Hicks M (2001) Issue paper 3 – Spatial and temporal patterns of stream temperature Rep. No. Issue Paper 3. EPA-910-D-01-003 United States Environmental Protection Agency. United States Environmental Protection Agency.
- Schletterer, Martin; Füreder, Leopold; Vyacheslav V. Kuzovlev; Kyrill Y. Zhenikov & Yuri N. Zhenikov (2016): REFCOND—a monitoring programme for water quality in the headwaters of the Volga River (Tver region, Russia), *GESTA* 4/1: 18-40.
- Ward J (1985) Thermal characteristics of running waters. *Hydrobiol.* 125: 31-46.
- Weyhenmeyer, 2006. Climate impacts on freshwater systems. Available from: <<http://info1.ma.slu.se/climate/3Physical.html>> [2 October 2016].
- Wilde, F. (2006). Temperature 6.1. In USGS Field Manual. Available from: <http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/Chapter6/6.1_ver2.pdf> [14 May 2016].
- Zweimüller, Irene; Zessner, Matthias & Hein, Thomas (2008): Effects of climate change on nitrate loads in a large river: the Austrian Danube as example. *Hydrol. Process.* 22: 1022–1036.

Anforderungen an ein gewässerökologisches Klima-Monitoring in Fließgewässern

Thomas Riegel¹, Folker Fischer¹, Jochen Fischer², Uwe Bergdolt³, Manfred Herrmann¹, Timo Basen⁴

¹ Landesamt für Umwelt Bayern, thomas.riegel@lfu.bayern.de, folker.fischer@lbu.bayern.de ² Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz, Mainz, jochen.fischer@lfp.rlp.de ³ Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, uwe.bergdolt@lubw.bwl.de ⁴ Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, timo.basen@lazbw.bwl.de

Keywords: Klimawandel, Fließgewässer, Gewässerökologie, Monitoring, Fische, Makrozoobenthos

Einleitung

Der Klimawandel kommt mit leisen Schritten, macht aber auch vor unseren Gewässern nicht Halt. So hat sich die mittlere Jahrestemperatur der Fließgewässer in den vergangenen Jahrzehnten messbar verändert (StMUV 2015). Im Mittel betrug die Zunahme seit 1980 etwa +0,5 °C pro 10 Jahren. Die Wirkungsmechanismen steigender Wassertemperaturen und die Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften der Gewässer wurden vielfach beschrieben, siehe dazu Fischer (2017) in diesem Band. Langfristig angelegte, systematische gewässerökologische Monitoringprogramme sind aber bisher selten. Dies stellt eine wichtige Aufgabe des staatlichen Gewässerkundlichen Dienstes dar. Im Rahmen der KLIWA-Kooperation (siehe Katzenberger, 2017, in diesem Band) wurde eine Konzeption für ein gewässerökologisches Klima-Monitoring erstellt. Der Start der gemeinsamen Monitoringaktivitäten der KLIWA-Länder ist für das Jahr 2017 vorgesehen. Die Herleitung der Anforderungen an ein gewässerökologisches Monitoring zum Klimawandel sowie die entstandene Monitoringkonzeption werden im Folgenden vorgestellt.

Studie „Anforderungen an ein gewässerökologisches Klima-Monitoring“

In einer im Auftrag der KLIWA-Kooperation von der Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung und der Universität Duisburg-Essen durchgeführten Studie wurde zunächst ein erstes Rahmenkonzept für ein Mess- und Auswertungssystem zur Detektion klimabedingter Änderungen in Fließgewässerökosystemen ausgearbeitet (KLIWA 2014). Dabei wurden die bisherigen veröffentlichten Ansätze zum gewässerökologischen Klima-Monitoring aus Deutschland, Europa sowie weltweit ausgewertet. Daraus wurden die konzeptionellen Eckpunkte für ein künftiges gewässerökologisches Klima-Monitoring abgeleitet und auf einem Expertenworkshop diskutiert. In einem anschließenden Test wurden vorhandene Daten aus den laufenden Monitoringprogrammen der Länder ausgewertet. Die Analyse erbrachte keine zweifelsfreien Nachweise für bereits eingetretene klimabedingte Veränderungen in den untersuchten Fließgewässern. Hierfür waren die Datenreihen zu kurz, zu inhomogen oder durch andere Stressoren, wie etwa die Versauerung, überprägt.

Zusammenfassend wird in dem Rahmenkonzept die Untersuchung folgender physikalisch-chemischer Parameter empfohlen:

- Luft-Temperatur
- Wasser-Temperatur
- Globalstrahlung
- Niederschlag (Niederschlagsmenge)
- Tage mit Regen, Intensität und Dauer
- Abfluss (Frequenz, Anzahl und Dauer von Niedrig- und Hochwasserereignissen)
- pH-Wert
- Sauerstoffgehalt
- Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB5)
- Nährstoffe (Ammonium, Nitrat)
- Phosphat
- Leitfähigkeit
- Chlorid
- Total Organic Carbon (TOC)

In der Biologie wird die Erfassung der folgenden drei Gruppen empfohlen:

- Fische
- Makrozoobenthos
- Makrophyten

Als biologische Indikatoren werden vorgeschlagen:

- Anteil kaltstenothermer Taxa/Individuen (Oberlauf)
- Anteil toleranter, thermophiler Taxa/Individuen (Unterlauf)
- Verhältnis kaltstenothermer zu warmstenothermen/euryöken Taxa
- Artenvielfalt in kühlen und nährstoffarmen Oberläufen
- Anteil invasiver Taxa/Individuen
- Wachstumsraten bei Forellen
- Fekundität bei Plecoptera, Amphipoda
- Zeitraum des Ablaichens bei Forellen
- Emergenzzeitraum hemilimnischer Insekten
- Fortpflanzungszeitraum hololimnischer Taxa
- Geschlechterverhältnis bei Lepidostoma
- Anzahl der Generationen bei Amphipoda

Bezogen auf das Untersuchungsdesign wird empfohlen möglichst unbelastete Gewässer zu untersuchen (sogenannte Referenz- und Best-of-Gewässer), um überlagernde Faktoren möglichst auszuschließen. Weiterhin sollte eine ausreichende Anzahl Replikate bezogen auf verschiedene Gewässertypen und Organismengruppen vorhanden sein. Darüber hinaus wird eine jährliche Untersuchung aller Organismengruppen vorgeschlagen. Klimasensitive Fließgewässertypen sind laut Studie für das Makrozoobenthos die Typen 1.1, 5, 5.1 und für Fische die Typen 4, 9 und 9.1.

Umsetzungskonzept für ein gewässerökologisches Klima-Monitoring

Aufbauend auf den wissenschaftlichen Empfehlungen der Studie wurde in einer Arbeitsgruppe innerhalb der KLIWA-Kooperation ein praxisorientiertes Umsetzungskonzept für das gewässerökologische Klima-Monitoring erarbeitet.

Ausgangspunkt waren dabei unter anderem Messnetze, die bereits länger im Rahmen bestehender Monitoring-Programme untersucht werden. Die nach ökologischen Kriterien geeigneten Gewässer

bzw. Messstellen wurden dann daraufhin überprüft, ob Pegelstationen mit Abfluss- und Wassertemperatursonden in der Nähe vorhanden sind, deren Messergebnisse auf die biologischen Messstellen übertragbar sind. Häufig liegen die vorgesehenen Klima-Monitoring-Messstellen aber in den Oberläufen, in denen keine wasserwirtschaftlichen Pegel vorhanden sind. Eine zusätzliche Beeinträchtigung durch den Bau neuer wasserwirtschaftlicher Pegelbauwerke sollte hier verhindert werden. Diese Messstellen sollen aber mit Temperaturloggern ausgestattet werden.

Bei der Auswahl der Fisch-Messstellen wurden vorhandene Daten im Hinblick auf die Anzahl kaltsteno-thermer und temperatursensitiver Indikatorarten ausgewertet. Im Fokus waren dabei Bachforelle, Äsche, Elritze, Bachneunauge, Groppe/Mühlkoppe und Huchen. Die Gewässer sollten dabei einen ausreichenden natürlichen Bestand aufweisen, der nicht durch Besatz überprägt ist.

Ausgehend von dem Pool geeigneter Messstellen und unter Berücksichtigung von Aspekten wie Gewässertyp und biogeografischen Unterschieden wurden schließlich mehr als 60 prinzipiell geeignete Messstellen identifiziert. Bedingt durch die naturräumliche Ausstattung und Ausdehnung des Kooperationsgebietes ist die Zahl alpiner und voralpiner Gewässer insgesamt gering. Um eine ausreichende Anzahl von Replikaten zu erhalten, wurden daher Gewässertypgruppen gebildet. Dabei handelt es sich um die Gruppen „alpin“, „voralpin“, „Mittelgebirgsbach“ und „Mittelgebirgsfluss“. Durch die Bereitschaft des Bundeslandes Hessen, das sich mit einem Gaststatus an verschiedenen Aktivitäten der KLIWA-Kooperation beteiligt, kann der gesamte süddeutsche Raum von Hunsrück/Eifel über das hessische Bergland, den Schwarzwald bis zum Bayerischer Wald und den Alpen abgedeckt werden.

Die wichtigsten Ziele und Aspekte des vorgeschlagenen Klima-Monitorings sind:

- Mindestens über 30 Jahre angelegt
- Konstanten Satz von Messstellen untersuchen
- Biologische Untersuchungen und abiotische Parameter gemeinsam untersuchen
- Standardisierung bei Erfassungsmethodik
- Ausreichend Replikate bezogen auf vergleichbare Gewässertypen
- Ausreichende Anzahl an Messstellen, um Effekte erkennen zu können

Abweichungen von den Empfehlungen der Studie

Aus verschiedenen Gründen (praktische Umsetzung, Aufwand, fachliche Erwägungen) konnte nicht allen Empfehlungen der Studie entsprochen werden.

Dem Vorschlag, auch Makrophyten in das gewässerökologische Klima-Monitoring einzubeziehen, wurde nicht gefolgt. Bereits in der Vorstudie zu einem Klima-Monitoring (KLIWA 2014) wurden die methodischen und fachlichen Probleme und Einschränkungen dieser Organismengruppe diskutiert. Es bestehen noch immer Defizite in der Einstufung von Zeigerwerten und allgemein autökologischen Kenntnissen zu vielen Arten. Weiterhin ist davon auszugehen, dass für Makrophyten primär zunächst eine Abhängigkeit vom Abflussgeschehen und dem Nährstoffangebot besteht. Die Wassertemperatur als wichtigste Größe im Zusammenhang mit dem Klimawandel muss als eher zweitrangig angesehen werden.

Bezogen auf die Untersuchungsfrequenz wurden verschiedene Gesichtspunkte diskutiert. Der empfohlenen jährlichen Untersuchung stand hier der für die WRRL praktizierte dreijährliche Turnus gegenüber. Biologische Daten weisen in der Regel eine hohe Variabilität auf. Trends können daher erst mit einer ausreichend großen Probenanzahl nachgewiesen werden. Geht man von einer Probenanzahl von 10 als Grundlage einer statistischen Auswertung aus, so ist eine Auswertung nach 10 Jahren

möglich, bei dreijährlicher Untersuchung erst nach 30 Jahren. Gleichzeitig liegen die momentan bekannten Temperaturänderungen in den Gewässern im Bereich von + 0,5 °C pro Dekade (StMUV 2015). Weitere Aspekte waren die verwaltungstechnischen Rahmenbedingungen und beschränkten Kapazitäten der Wasserwirtschaftsverwaltung. Schließlich wurde in der KLIWA-Kooperation ein dreijährlicher Turnus als Untersuchungsfrequenz festgelegt, der mindestens einzuhalten ist. In Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg sind jährliche Untersuchungen geplant.

Bedingt durch die Untersuchungsmethodik (WRRL-Methodik) können nur Indikatoren ausgewertet werden, die sich auf die Zusammensetzung der Biozönose bzw. der Biologieprobe beziehen (Beispiel Anteile kaltstenothermer Taxa). Weitergehende Indikatoren auf der Grundlage populationsbiologischer oder den Lebenszyklus betreffender Aspekte (Laichzeitraum, Emergenz usw.) können aus den zu gewinnenden Daten nicht ermittelt werden.

Ziele und Grenzen eines Klima-Monitorings

Obwohl sich inzwischen eine Vielzahl von Publikationen mit den Auswirkungen des Klimawandels auf aquatische Ökosysteme beschäftigen, sind die Kenntnisse noch immer lückenhaft (Haase et. al. 2012). Oft handelt es sich um singuläre Fallstudien. Mit dem hier vorgestellten wasserwirtschaftlichen Monitoring kann eine langfristige Untersuchung der Gewässer unter definierten Bedingungen sichergestellt werden. Detaillierte wissenschaftliche Untersuchungen z.B. zur Autökologie, Populationsbiologie oder Genetik kann dies aber nicht ersetzen.

Damit dient auch dieses neue Instrument der staatlichen Wasserwirtschaft zunächst als möglichst breit angelegtes Frühwarnsystem, um schlechende, nur langfristig messbare Effekte nachzuweisen.

Ausblick

Das gewässerökologische Klima-Monitoring der KLIWA-Länder soll im Jahr 2017 in den operativen Betrieb gehen. Damit verbunden müssen noch einzelne Messstellen neu eingerichtet werden. Teilweise sind noch Voruntersuchungen an möglichen Messstellen vorgesehen.

Ein nächster Schritt wird Fragen des gemeinsamen Datenmanagements zwischen den KLIWA-Kooperationspartnern und den beteiligten Landesämtern betreffen. Mit dem KLIWA-IndexMZB (Halle et al. 2017) steht für das Makrozoobenthos auch ein für Fragen des Klimawandels geeigneter Index zur Datenauswertung zur Verfügung.

Daten zu den bayerischen Referenzmessstellen, die in das Klima-Monitoring eingehen, sind bereits heute unter dem Begriff „Referenzmessnetz“ im Internetportal des bayerischen Gewässerkundlichen Dienstes verfügbar¹.

¹ Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Internetportal Gewässerkundlicher Dienst Bayern, <http://www.gkd.bayern.de/fluesse/biologie/karten/stationen/index.php?thema=gkd&rubrik=fluesse&produkt=biologie&gknr=0>

Zusammenfassung

In dem vorliegenden Artikel werden die grundlegenden Überlegungen und die Festlegungen für ein gewässerökologisches Klima-Monitoring für den süddeutschen Raum vorgestellt. Die Arbeiten wurden im Rahmen des Kooperationsvorhabens „Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft“ (KLIWA) durchgeführt.

Literatur

- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) (Hrsg.) (2015) Klima-Report Bayern 2015; München: 199 S
- Fischer, J., Fischer, F., Riegel, T., Bergdolt, U., Herrmann, M. (2017): Klimawandel und die Betroffenheit von Fließgewässerökosystemen in Süddeutschland – eine Literaturstudie - Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2016 (Wien), Hardegsen 2017
- Haase, P., Hering, D., Hoffmann, A., Müller, R., Nowak, C., Pauls, St., Stoll, St., Straile, D. (2012): Auswirkungen auf limnische Lebensräume; Klimawandel und Biodiversität - Folgen für Deutschland / Volker Mosbrugger ... (Hrsg.). - Darmstadt : WBG, 2012. - S. 91-105.
- Halle, M. Müller, A., Sundermann, A. (2017): Der KLIWA-Index – Ableitung eines Temperaturpräferenz-Index für das Makrozoobenthos in Fließgewässern / KLIWA-Index - Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2016 (Wien), Hardegsen 2017
- Katzenberger (2017): Das Kooperationsvorhaben „Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft“ (KLIWA) - Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2016 (Wien), Hardegsen 2017
- KLIWA Klimaveränderung und Wasserwirtschaft (2014): Anforderungen an ein gewässerökologisches Klimamonitoring, Abschlussbericht, S. 114, erhältlich als Download unter http://fliessgewaesserbiologie.kliwa.de/downloads/KLIWA_Abschlussbericht_Feb2014.pdf

Neufund von *Najas marina* subsp. *marina* im Bodensee und Ausbreitung von *Najas marina* subsp. *intermedia* im Bodensee-Obersee

Klaus Schmieder¹, Michael Dienst², Markus Peintinger², Irene Strang²

¹ Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320), 70593 Stuttgart, klaus.schmieder@uni-hohenheim.de

² AGBU c/o Michael Dienst, Heroséstr. 18, D-78467 Konstanz, info@bodensee-ufer.de

Keywords: *Najas marina* subsp. *intermedia*, *Najas marina* subsp. *marina*, Bodensee, Invasion, Langzeitveränderungen, Klimawandel

Einleitung

Im September 2015 wurden im Gebiet des Rohrspitzes (Vorarlberg) im Spülsaum Exemplare von *N. marina* subsp. *marina* gefunden. Diese Subspezies war für den Bodensee bis 2007 nicht bekannt. Lediglich im Mindelsee und im Degersee gab es Vorkommen in Bodenseenähe. Allerdings berichtete Josef Zoller der AGBU bereits 2008 von einem (angeschwemmten) Fund von *N. marina* subsp. *marina* im Gebiet der Alpenrheinmündung. Michael Dienst und Josef Zoller fanden diese Unterart wurzelnd am Schweizer Oberseeufer. Die subsp. *intermedia*, im Untersee im Gegensatz zum Obersee seit mindestens 100 Jahren verbreitet (Baumann 1911), hat sich im Obersee in den letzten Jahren stark ausgebreitet (Bauer et al. 2013, Janke 2016). 1993 hatte sie nur ein begrenztes Vorkommen am Südufer bei Güttingen und in der Fussacher Bucht (Schmieder 1998). Ein Schwerpunkt lag bereits 2009 im Flachwasserbereich zwischen neuer und alter Rheinmündung, das auch von Janke (2016) bestätigt wurde. 2008 gab es zwei Fundorte bei Immenstaad (Dienst & Strang 2008). Im Untersee dagegen ging subsp. *intermedia* seit 1993 stark zurück (Sanny 2013, Boy 2014, Dienst et al. 2012, Bauer et al. 2013)!

Casper & Krausch (1980) geben als Wuchsorte für subsp. *marina* stehende oder langsam fließende, basenreiche, meist nährstoffreiche eutrophe Gewässer an. Die Wuchstiefen sind überwiegend in sehr flachem Wasser bis 0,6 m, wobei auch Wuchstiefen bis 3 m angegeben sind. Auf den hohen Wärmeanspruch und die daraus resultierende starke Schwankung im Auftreten wird ebenfalls hingewiesen. Für die Subspezies *intermedia* werden von Casper & Krausch (1980) überwiegend nährstoffärmere (kalkmesotrophe) Binnenseen, insbesondere *Chara*-reiche Klarwasserseen angegeben. Auf einen hohen Nährstoffanspruch wie bei subsp. *marina* wird nicht hingewiesen. Die Verbreitungsschwerpunkte im Bodensee in den vergangenen Jahrzehnten (Schmieder 1998, Dienst et al. 2012 und neuere Untersuchungen von Hoffmann 2014) in Bayerischen Seen belegen jedoch auch bei dieser Subspezies einen hohen Wärmeanspruch.

Die hohe Dynamik in der Verbreitung der Arten gibt einerseits Anlass zur Frage nach der Ursache, andererseits auch nach der aktuellen Verbreitung der beiden Subspezies im Bodensee.

In der vorliegenden Arbeit wurden daher Kartierungsergebnisse diverser FFH-Managementpläne sowie Bachelor- und Masterarbeiten der letzten Jahre zusammengetragen, um aus der aktuellen Verbreitung mögliche Rückschlüsse bezüglich der Ursachen zu ziehen.

Material und Methoden

Die Kartierung der Wasserpflanzen-Bestände erfolgte in allen dargestellten Arbeiten vom Boot aus mit Krauthaken, unterstützt mit Sichtung durch einen Sichttrichter, wie in den früheren seeumfassenden Kartierungen beschrieben (Schmieder 1998). Die Bestimmung der Arten erfolgte nach Dienst (2016) und Casper & Krausch (1980). Die Position der Entnahmestellen wurde dabei mit einem GPS dokumentiert und Art und Abundanz (nach Kohler 1978) in Protokollen festgehalten. Die erhobenen Daten wurden in ein GIS (ArcGIS 10.x, ESRI Redlands) integriert und kartographisch dargestellt. Die Daten aus den Jahren 1967, 1978 und 1993 wurden aus Schmieder (1998) entnommen. Nach den 2015 angeschwemmten Funden von *Najas marina* subsp. *marina* am Rohrspitz wurde im September 2016 dort ein Tag scharf gezielt nach wurzelnden Pflanzen gesucht und die Position der gefundenen Exemplare per GPS festgehalten.

Ergebnisse und Diskussion

Entwicklung der Verbreitung von N. marina subsp. intermedia im Untersee

Baumann (1911) hält das häufige Vorkommen des Mittleren Nixenkrauts als für den Untersee charakteristisch. Noch 1967 war *N. marina* subsp. *intermedia* am Untersee stark verbreitet (Lang 1973, Schmieder 1998, Dienst et al. 2012) (Abb. 1) – mit Lücken im Nordwesten des Zeller Sees und am Südufer der Reichenau. Bis 1978 ging die Unterart dann drastisch zurück (Lang 1981, Schmieder 1998). Die Verbreitungskarte von 1993 zeigt eine deutliche Erholung der Bestände (Schmieder 1998). Nach Bauer et al. (2013) gehört die Art im Untersee zu den häufigsten submersen Gefäßpflanzen. Sie fehlt nur auf Höhe von Ermatingen sowie in den beiden strömungsexponierten Transekten im Seerhein und dem westlichen Ende des Rheinsees. An den übrigen Probestellen im Südteil des Untersees tritt die Art verbreitet auf, ohne jedoch zu dominieren. Die Verbreitungsschwerpunkte liegen danach eindeutig in den Bereichen der ausgedehnten Flachwasserzonen des Untersees, vor allem in den See-teilen Gnadensee und Zellersee.

Dagegen zeigen die aktuellen Untersuchungen (Dienst et al. 2012, Sanny 2013, Boy 2014) wieder eine Annäherung an die Verhältnisse von 1978, d. h. einen drastischen Rückgang, der bislang nicht plausibel erklärbar ist. Boy (2014) führt das nur vereinzelte Vorkommen am Nordufer des Rheinsees auf den relativ frühen Kartierungszeitpunkt ihrer Arbeiten zurück.

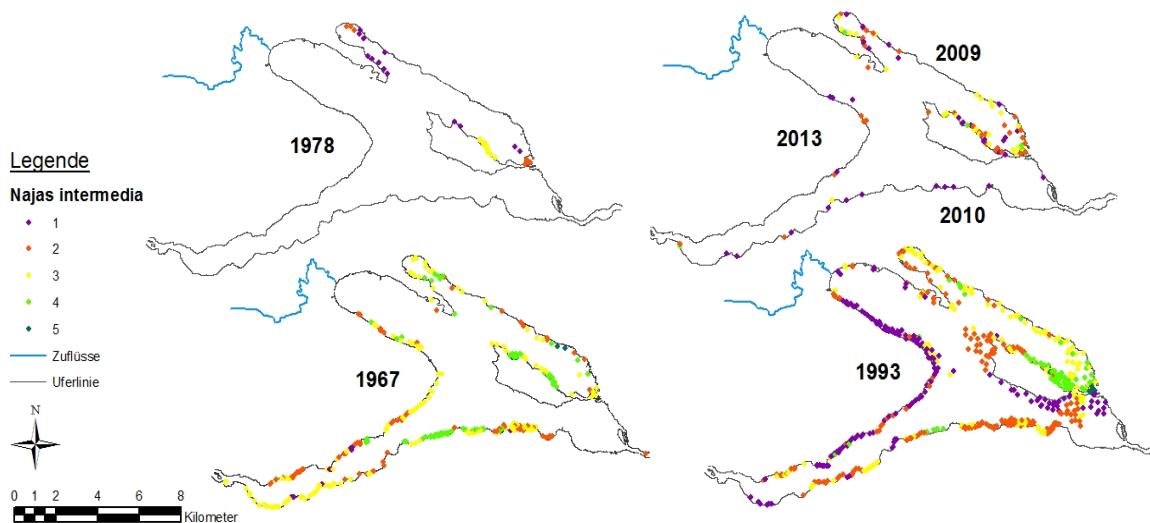


Abb. 1: *Najas marina* subsp. *intermedia* im Untersee (Bearbeitung E. Boy 2014, weitere Quellen: Dienst et al. 2012 für 2010, Dienst & Strang 2009 für 2009)

Entwicklung der Verbreitung von N. marina subsp. intermedia im Obersee

Im Obersee finden sich nach Untersuchungen im Zeitraum 2006–2009 (Bauer et al. 2014, s. auch Jäger 2013) die bedeutendsten Vorkommen im Ostteil der flachen Fussacher Bucht sowie östlich der Mündung des Alten Rheins. Diese werden von Janke (2016) bestätigt (Abb. 2). Das von Schmieder et al. (1998) dokumentierte Vorkommen im Uferabschnitt zwischen Münsterlingen und Güttingen, das 2009 von Bauer et al. (2013) noch bestätigt wurde, scheint allerdings erloschen (Ulma & Hohner 2014). Bauer et al. (2013) verzeichnen auch bemerkenswert dichte Vorkommen im Überlinger See bei Fließhorn (OS7). Abweichend von den übrigen Standorten bildet die Art hier ihre Hauptbiomasse erst unterhalb von 4 m Wassertiefe aus. Größere Verbreitungslücken bestehen noch westlich von Kressbronn bis zur Seefelder Aach sowie im Westteil des Überlinger Sees im Einflussbereich der Stockacher Aach. Einzelne Vorkommen haben Dienst & Strang (2008) vor und östlich Immenstaad nachgewiesen. Im September 2016 fand M. Dienst einen größeren Bestand bei Kreuzlingen.

Bernd Schürenberg berichtet (schriftl. Mittl. 2015): „Ich war sowohl 2014 als auch 2015 relativ häufig an der Immenstaader Ostbucht. Es war richtig auffällig, dass im Sommer 2014 *Najas* nur die Armleuchtermassen etwas durchsetzt hatte, aber flächig nicht dominant wurde. Man sah das dann auch, als ein SO-Sturm im Herbst große Armleuchtermassen vor der Ufermauer anlandete. Schnatter- und Stockentenansammlungen zehrten monatelang davon. Im Sommer 2015 dagegen wurde *Najas* flächig dominant. Ein Anlieger klagte heftig darüber, weil er 2015 mit seinem Surfbrett nur mühevoll aus der Ostbucht raus kam. Er habe "einige Kubikmeter *Najas* rausgerissen für eine Fahrinne". Man sah Ende August / Anfang September neben bereits reifen / absterbenden *Najas*-Pflanzen auch jede Menge starkwüchsige, frische Pflanzen.“

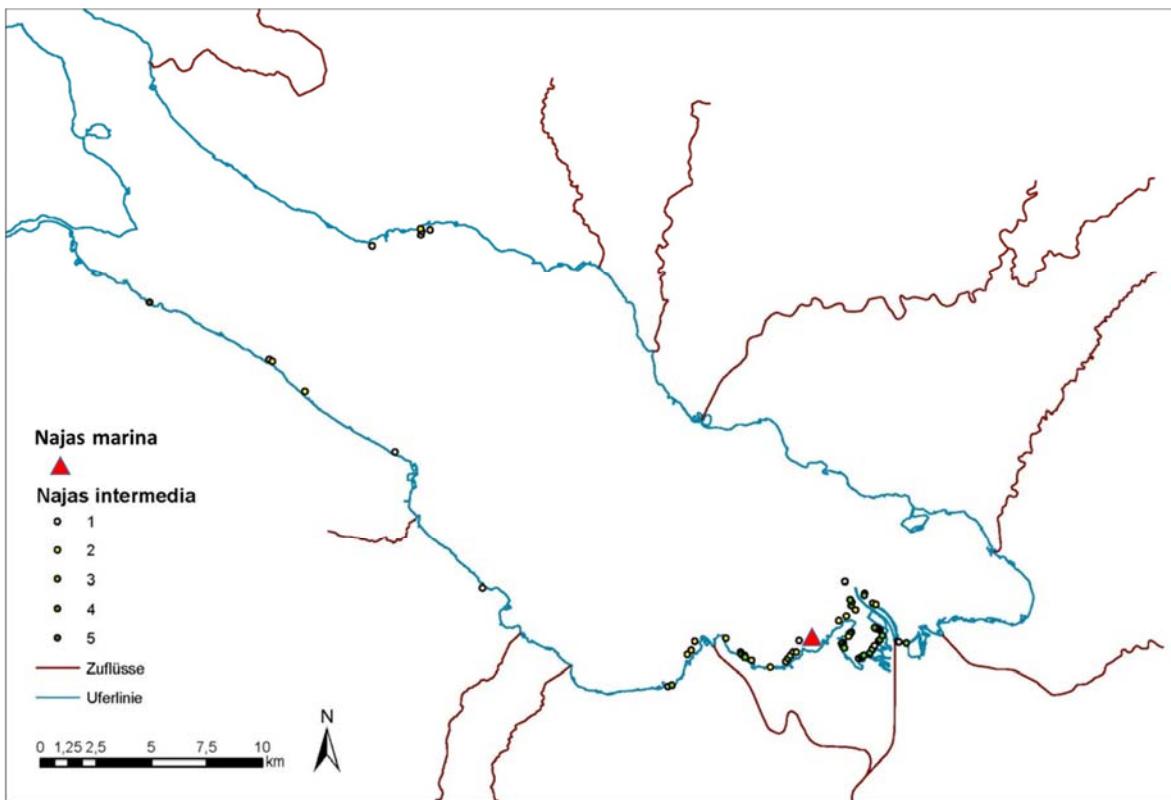


Abb. 2: Verbreitung von *Najas marina* subsp. *marina* und subsp. *intermedia* im Obersee (nach Dienst & Strang 2008, Ulma & Hohner 2014, Janke 2016, Schmieder 2016 unpubl.).

Verbreitung von *N. marina* subsp. *marina* (= *Najas marina* s. str.), Großes Nixenkraut

Das Große Nixenkraut kommt schon seit langer Zeit an dem nördlich Markelfingen liegenden Mindelsee und auch im Degersee vor (Lang 1967). Erst seit 2008 wurde es auch vereinzelt am Obersee-Südufer sowie im östlichen Gnadensee gefunden (Dienst 2010, mündl. Mittl.). Allerdings berichtete Josef Zoller der AGBU ebenfalls 2008 von einem Fund von *N. marina* subsp. *marina* im Gebiet der Alpenrheinmündung. Auch Markus Peintinger (mündl. Mittl.) fand die Art 2011 anschwemmt in der Fussacher Bucht (Sanddelta). Innerhalb einer Kartierungsarbeit von M. Janke zwischen Romanshorn und Bregenz im Jahr 2015 (Janke 2016) wurde *N. marina* subsp. *marina* allerdings nicht angesprochen. Eine Übersicht über die aktuelle Verbreitung fehlt bislang. Bei der gezielten Suche im September 2016 wurde lediglich ein Exemplar wurzelnd gefunden. Der Fundort ist in Abb. 2 dargestellt. Eine starke Verbreitung der Unterart ist also noch nicht festzustellen. Entlang des Spülzaumes wurden aber wiederum mehrere Bruchstücke entdeckt.

Offene Fragen

Der Neufund von *N. marina* subsp. *marina* und die hohe Dynamik in den Beständen von *N. marina* subsp. *intermedia* werfen viele Fragen auf:

- Ist die Oligotrophierung die Ursache für den Rückgang von *N. marina* subsp. *intermedia* im Bodensee-Untersee oder eine Interaktion zwischen Oligotrophierung und Klimaerwärmung?
- Begünstigt die Erwärmung des Obersees eine Ausbreitung beider Subspezies?
- Wie ist die aktuelle Verbreitung der subsp. *intermedia* im Bodensee Obersee?
- Hat sich die subsp. *marina* im Obersee bereits etabliert?
- Kommen die Unterarten zusammen vor und hybridisieren diese?
- Verhält sich subsp. *marina* invasiv und ersetzt subsp. *intermedia* langfristig?

Diese Fragen können nach dem bisherigen Wissensstand nicht beantwortet werden. Eine seeumfassende Bestandsaufnahme der verschiedenen Subspezies wäre eine erste Grundlage hierfür. Allerdings sollte auch die weitere Entwicklung überwacht werden. Eine Transsektkartierung wie sie von Bauer et al. (2013) im Rahmen der WRRL-Berichtspflichten in regelmäßigen Abständen durchgeführt wird, reicht von der räumlichen Auflösung hierfür nicht aus. Auch die in der vorliegenden Arbeit aus verschiedenen Quellen der letzten Jahre zusammengetragenen Daten ergeben nur ein unvollständiges Bild. Auch ist die Vergleichbarkeit der Daten aufgrund der verschiedenen Autoren und Methoden schwierig. Eingehendere Untersuchungen, wie sie in Bayern in den letzten Jahren durchgeführt wurden (Hofmann 2014, Rüegg et al. 2016), stehen am Bodensee noch aus.

Literatur

- Bauer, F., Harlacher, R., Huber, M., Schranz, C. & Stelzer, D. 2013: Submerse Makrophyten des Bodensees – Kartierung in den Jahren 2006 bis 2010. – Berichte der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee 58: 153 S.
- Baumann, E. 1911: Die Vegetation des Untersees. Arch. Hydrobiol. Suppl. I: 554 S.
- Boy, E. 2014: Die submerse Makrophytenvegetation an Uferabschnitten des Bodensee – Untersees Vegetation und Standortdynamik. MSc Arbeit Universität Hohenheim: 223 S.
- Casper, S.J. & Krausch H.-D. 1980: Süßwasserflora von Mitteleuropa – Pteridophyta und Anthophyta. 1. Teil., Bd. 23. Gustav Fischer Verlag Stuttgart New York: 403 S..
- Dienst, M. 2016: Bestimmungsschlüssel für die im Bodensee vorkommenden submersen Blütenpflanzen und Armleuchteralgen, Stand Januar 2016, 16 S. – PDF unter www.bodensee-ufer.de.
- Dienst, M. & Strang, I. 2008: Kartierung der Unterwasservegetation im FFH-Gebiet „Bodenseeufer westlich Friedrichshafen“ – Rohdaten.
- Dienst, M. & Strang, I. 2009: Kartierung der Unterwasservegetation im FFH-Gebiet „Bodenrück“ – Rohdaten.
- Dienst, M., Strang, I. & Schmieder, K. 2012: Die Wasserpflanzen des Bodensee-Untersees im Wandel der letzten 100 Jahre. – Mitt. Thurg. Naturforsch. Ges. 66: 111–148 + 2 Beilagen.
- Hoffmann, M.A. 2014: Invasionen heimischer und neophytischer Wasserpflanzen – Untersuchungen an den Modellarten *Najas marina* subsp. *intermedia* und *Elodea nuttallii*. Diss. TUM: 110 S.
- Janke, M.L. 2016: Mapping of submerged macrophytes of Lake Constance from Romanshorn, CH to Bregenz, AT. MSc Arbeit Universität Hohenheim: 78 S.
- Jäger, D. 2013: Rote Liste gefährdeter Wasserpflanzen Vorarlbergs. inatura Erlebnis Naturschau – Rote Listen 6: 200 S.
- Kohler, A. 1978: Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft u. Stadt 10(2): 73-85.
- Lang, G. 1967: Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. – Arch. Hydrobiol., Suppl. 32: 437–574.
- Lang, G. 1973: Die Makrophyten in der Uferzone des Bodensees unter besonderer Berücksichtigung ihres Zeigerwertes für den Gütezustand. – Ber. Internat. Gewässerschutzkommission Bodensee 12: 1–67.
- Lang, G. 1981: Die submersen Makrophyten des Bodensees – im Vergleich mit 1967. – Ber. Internat. Gewässerschutzkommission Bodensee 26: 1–64.
- Rüegg S., Raeder U., Melzer A., Heubl. G. & Bräuchler C. 2017: Hybridisation and cryptic invasion in *Najas marina* L. (Hydrocharitaceae). Hydrobiologia 784: 381–395.
- Sanny, M.L. 2013: Kartierung der submersen Makrophytenvegetation eines Uferabschnitts am Bodensee-Untersee im Hinblick auf einen langjährigen Vergleich. BSc Arbeit Universität Hohenheim: 92 S.
- Schmieder, K. 1998: Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967. Ber. Internat. Gewässerschutzkommission Bodensee 46: 171 S.
- Ulma, M. & Hohner J. 2014: Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 2014 im Vergleich mit 1993, 1978 und 1967. MSc Arbeit Universität Hohenheim: 144 S.

GEWÄSSERBEWERTUNG

BÖER, SIMONE; JUTTA FASTNER; HANS GÜDE; HEINRICH J. KEUSEN; E.-PETER KULLE; ANDREA RECHENBURG; MARGIT SCHADE; CHRISTIANE SCHREIBER & GEORG-JOACHIM TUSCHEWITZKI: Gewässerhygienische Bewertung von Badestellen und Freizeitgewässern (Zusammenfassung des DWA Merkblattes M 624).

CHOVANEC, ANDREAS & JOHANN WARINGER: Der Dragonfly Association Index (Insecta: Odonata) als Instrument zur typ-spezifischen Bewertung von Fließgewässern.

FOECKLER, FRANCIS; HANS SCHMIDT; CHRISTIAN HEYMER; MANUEL BECK; MATHIAS SCHOLZ; KLAUS HENLE & ANDREA RUMM: Der Molluskenindex (Mollix) – ein Bewertungsansatz für Flussauen-Ökosysteme: Konzeptentwurf und erste Teilergebnisse.

MISCHKE, UTE; MARKUS VENOHR & JUDITH MAHNKOPF: Phytoplankton in großen europäischen Fließgewässern – nährstoffsensitive Bewertungsverfahren und unzählige Störfaktoren.

RAMM, JESSICA; KLAUS VAN DE WEYER & BRIGITTE NIXDORF: Weg von der Braunkohle zum guten ökologischen Potenzial?

Gewässerhygienische Bewertung von Badestellen und Freizeitgewässern (Zusammenfassung des DWA Merkblattes M 624)

Simone Böer¹, Jutta Fastner², Hans Güde³, Heinrich J. Keusen⁴, E.-Peter Kulle⁵, Andrea Rechenburg⁶, Margit Schade⁷, Christiane Schreiber⁶ & Georg-Joachim Tuschewitzki⁸

¹LUFA Nord-West, Oldenburg Simone.Boeber@lufa-nord-west.de ; ²Umweltbundesamt, Berlin jutta.fastner@uba.de

³LUBW, Institut für Seenforschung, Langenargen hans.guede@t-online.de

⁴Umwelt- und Hygienelabor, Landkreis Rotenburg (Wümme) heinrich.keusen@lk-row.de

⁵Materialforschungs- und Prüfanstalt der Bauhaus-Universität, Weimar peter.kulle@mfpda.de

⁶Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn, Bonn andrea.rechenburg@ukb.uni-bonn.de, christiane.schreiber@ukb.uni-bonn.de

⁷Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg margit.schade@lfu.bayern.de

⁸Hygiene-Institut des Ruhrgebiets, Institut für Umwelthygiene und Toxikologie, Gelsenkirchen g.tuschewitzki@hyg.de

Keywords: Badegewässer; EU-Badegewässer-Richtlinie, Cyanobakterien, Fäkalindikatorbakterien, Gesundheitsgefährdung, Maßnahmen, Überwachungspraxis

1. Einleitung

Baden und Sporttreiben am und im Wasser sind allerorten beliebt und tragen zum allgemeinen Wohlbefinden des Menschen bei. Oberflächengewässer können jedoch mit natürlich vorkommenden oder fäkalbürtigen Krankheitserregern sowie durch Toxine von Cyanobakterien (umgangssprachlich „Blaulalgen“) belastet sein, sodass der Kontakt mit Wasser beim Baden oder bei anderen sportlichen Aktivitäten im oder am Gewässer Gesundheitsrisiken bergen kann.

Im Zuge der Umsetzung der Richtlinie 2006/7/EG über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung wurden 2006 die Aufgaben zur Überwachung der Badegewässer wesentlich erweitert. Neben den obligatorischen mikrobiologischen Anforderungen wurden weitere Kriterien zur Beurteilung eines Gewässers bis hin zur Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen festgelegt. Darüber hinaus wurden Maßnahmenkataloge zur Gefahrenabwehr, zum Beispiel bei Cyanobakterienblüten oder kurzzeitigen Beeinträchtigungen, gefordert und eine Verpflichtung zur öffentlichkeitswirksamen Berichterstattung eingeführt.

Diese neuen Überwachungsschwerpunkte waren der Anlass zur Herausgabe des Merkblattes DWA-M 624 „Risiken an Badestellen und Freizeitgewässern aus gewässerhygienischer Sicht“. Es werden Grundlagen zur hygienischen Beurteilung von Badegewässern dargestellt und Handlungshilfen aufgezeigt. Ein wesentliches Ziel des vorliegenden Merkblattes ist die Information von Behörden und Kommunalverwaltungen, aber auch von Veranstaltern gewässergebundener Freizeitaktivitäten, Wasser- und Freizeitsportverbänden sowie interessierten Bürgern zu Risiken bei der Freizeitnutzung von

Oberflächengewässern aus hygienischer Sicht. Im Zuge des geänderten Freizeitverhaltens der Menschen soll das Merkblatt auch die Bevölkerung bzw. den Badegast für vorhandene Risiken sensibilisieren und an eigenverantwortliches Handeln appellieren. Generell werden im Merkblatt alle Formen von Freizeitgewässern betrachtet.

Neben den ausgewiesenen Badegewässern existieren sowohl an vielen Seen als auch an Fließgewässern (z. B. Isar, Rhein, Ruhr oder Sieg) eine ganze Reihe weiterer Badestellen, die von der Bevölkerung für Freizeitzwecke genutzt werden. Da an diesen Stellen i.d.R. nur von geringen Besucherzahlen ausgegangen wird, sind sie oft nicht Teil des EU-Überwachungsprogramms, d. h. sie werden nicht behördlich auf hygienisch relevante Verschmutzungen untersucht. Es werden in der Regel keine aktiven Maßnahmen getroffen, um an diesen Stellen eine gute Wasserqualität zu gewährleisten und die Bevölkerung vor möglichen Gefährdungen zu schützen.

Die Ausweisung von Badegewässern stellt eine Bewirtschaftungsentscheidung dar, die in einem komplexen Planungsprozess unter Berücksichtigung ganz unterschiedlicher Anforderungen und z. T. sich widersprechender Belange (z. B. Freizeit- und Erholung versus Natur- und Artenschutz) abgewogen und entschieden werden muss. Dabei geht es auch um Fragen der Kosten und Kostenträgerschaft. Im DWA-M 618 „Erholung und Freizeitnutzung an Seen – Voraussetzungen, Planung, Gestaltung“ sind nähere Hinweise zum Planungsprozess zu finden.

Das von der DWA-Arbeitsgruppe GB-5.8 „Hygiene“ erarbeitete Merkblatt liefert Grundlagen für die Einschätzung der Risiken an Badestellen aus gewässerhygienischer Sicht. Die Badegewässertypen Seen, Fließgewässer und Küstengewässer werden mit ihren jeweils unterschiedlichen ökologischen Randbedingungen und Nutzungsgewohnheiten im Merkblatt eingehend dargestellt und die Eintragspfade von Gewässerbelastungen und dadurch entstehenden gesundheitlichen Gefährdungen in den Badegewässern und bei weiterer Nutzung beschrieben. Zudem werden Möglichkeiten der Überwachung sowie Handlungsempfehlungen und Maßnahmen zur Reduktion gesundheitlicher Risiken aufgeführt.

2. Gesundheitsgefährdung in Badegewässern

Im Merkblatt wird eine Übersicht über die für die Gewässerhygiene wichtigsten Organismen und Stoffe gegeben: Bakterien, Parasiten, Viren, Algen und Cyanobakterien, sonstige Wasserorganismen sowie anthropogene Mikroverunreinigungen. Unter diesen sind in erster Linie Belastungen mit Fäkalbakterien relevant, daneben ist auch die Belastung mit toxischen Cyanobakterien von Bedeutung. Sie bilden daher auch einen Schwerpunkt des Merkblattes.

Die wichtigsten Eintragspfade und Einflussfaktoren auf die Gewässerqualität wie z. B. Starkregen, Landwirtschaft, werden beschrieben. Gewässer können durch punktförmige Belastungen wie Abwassereinleitungen einschließlich Regenüberläufen und Mischwasserentlastungen sowie durch diffuse Einträge wie Abschwemmungen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen oder Einträge durch Tierkot mit Krankheitserregern und Nährstoffen belastet sein. Aber auch natürlich im Gewässer vorkommende Organismen wie (pathogene) Umweltbakterien, (toxische) Cyanobakterien, Makroalgen und sonstige Wasserorganismen sowie chemische Verunreinigungen können bei bestimmten Gewässerbedingungen (z. B. erhöhte Nährstoffkonzentrationen oder Temperaturen) vermehrt auftreten und so die Gewässerqualität negativ beeinflussen – sei es aus rein ästhetischer Sicht oder wegen ihrer gesundheitsschädigenden Wirkungen. All diese Organismen und Stoffe verhalten sich unterschiedlich hinsichtlich ihrer Eintragspfade und ihrer Transport- und Überlebensfähigkeit.

Obwohl die seit den 1970er Jahren verstärkten Abwasserreinigungsmaßnahmen und die damit verbundene Reduzierung der Gewässerdüngung zu einer Verbesserung der ökologischen Gewässergüte vieler Fließgewässer und Seen beigetragen haben, gingen diese Maßnahmen nicht zwangsläufig mit einer Verbesserung der mikrobiologisch-hygienischen Gewässerqualität einher. Der Öffentlichkeit ist vielfach nicht bewusst, dass die gängige ökologische Gewässerklassifizierung keine Rückschlüsse auf die mikrobiologisch-hygienische Unbedenklichkeit eines Gewässers erlaubt und so keine Aussagen zur möglichen Nutzbarkeit eines Gewässers für Bade- und Freizeitzwecke zulässt. Dies liegt insbesondere daran, dass zur Erfassung der ökologischen Gewässergüte keine mikrobiologisch-hygienischen Parameter berücksichtigt werden.

3. Überwachungspraxis

3.1 Fäkale Verunreinigungen

Grundlage der gesetzlichen Routineüberwachung der natürlichen Badegewässer ist die EG-BadegeWRL, die 2006 in Kraft getreten ist. In der Regel überwachen die Gesundheitsämter als untere Gesundheitsbehörden in Zusammenarbeit mit den Landesgesundheitsämtern die ausgewiesenen Badestellen im Rahmen von Besichtigungen, Probenahmen und mikrobiologisch-hygienischen Analysen. Letztere dienen als hauptsächliches Instrument, um zeitweise oder langfristig auftretende Belastungssituationen zu erfassen. Sie bilden die Grundlage, um regulatorische Maßnahmen zum Schutz der Badenden vor Infektionen zu ergreifen.

Die EG-BadegewRL enthält hinsichtlich der Probenahme verschiedene Vorgaben: So ist u. a. die Probenahme an der Stelle vorzusehen, an der die meisten Badenden erwartet werden. Weiterhin sollte die Probe bei einer Wassertiefe von mind. 1 m (etwa) 30 cm unter der Wasseroberfläche entnommen werden. Die Ergebnisse der Badegewässeruntersuchungen werden in einem jährlichen Bericht durch das Umweltbundesamt zusammengefasst und über das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit an die Europäische Kommission weitergeleitet.

In Deutschland existierten im Jahr 2013 insgesamt 2.296 solcher ausgewiesenen Badegewässer, darunter 1.929 Badestellen an Binnengewässern und 367 Badestrände an den Übergangs- und Küstengewässern (EUA, 2014). Die Liste der zu untersuchenden Badestellen wird jedes Jahr von den zuständigen Überwachungsbehörden der Bundesländer (in der Regel die Landesgesundheitsämter) aktualisiert. Daneben gibt es eine Vielzahl inoffizieller Badeplätze, die nicht überwacht werden.

Generell liefert die Einstufung auf Basis des Indikatorsystems, wie sie in der EG-BadegewRL verankert ist, einen guten Überblick über den hygienischen Zustand eines Badegewässers. Dennoch kann diese Praxis natürlich nicht das gesamte Gefährdungspotenzial durch Krankheitserreger lückenlos abdecken. So wird häufig kritisiert, dass bakterielle Indikatoren das vorliegende Infektionsrisiko unter Umständen nur unzureichend widerspiegeln. Zum Beispiel sind *E. coli* und intestinale Enterokokken gegen Umwelteinflüsse und Desinfektionsmaßnahmen weniger widerstandsfähig als bestimmte andere Krankheitserreger, insbesondere Viren und parasitische Protozoen, die in dem Merkblatt eingehend beschrieben werden. Natürliche Erreger nicht-fäkalen Ursprungs werden zudem durch das Indikatorenensemble überhaupt nicht erfasst.

Neben der Feststellung des fäkalen Verschmutzungsgrads der Badegewässer sieht die EG-BadegeWRL als neues Instrument eine Bewirtschaftung der bestehenden Badestellen zur Verbesserung des allgemeinen Badegewässerzustandes vor. So ist für jedes Badegewässer ein Badegewässerprofil zu erstellen, und alle möglichen Verschmutzungursachen, die ein Gesundheitsrisiko darstellen können,

sind zu ermitteln, zu bewerten und geeignete Gegenmaßnahmen zu benennen (siehe auch BLAK, 2007). Im Anhang der EG-BadegewRL sind die Grundzüge zur Erstellung der Badegewässerprofile wie folgt festgelegt:

- aktive Gewässerbewirtschaftung (Vorsorgeprinzip statt passiver Überwachung der Wasserqualität);
- systematische Beschreibung potenzieller Verschmutzungsquellen einschließlich geeigneter Abhilfemaßnahmen (erstmals auch kurzzeitige Ereignisse: z. B. Starkregen mit bakteriologischen Belastungsspitzen);
- Bewertung der Gefahr der Massenvermehrung von Cyanobakterien, Makroalgen und Phytoplankton (Grad der Eutrophierung);
- Ermittlung und Abschätzung möglicher gesundheitlicher Risiken für Badende;
- regelmäßige Aktualisierung der Badegewässerprofile.

Die europäische Umweltagentur (EUA) publiziert die Ergebnisse der Badegewässeruntersuchungen jährlich in einem Bericht und entspricht damit auch der in der EG-BadegewRL vorgeschriebenen Beteiligung der Öffentlichkeit. Zusätzlich ist die Bevölkerung durch Warnhinweise auf kurzzeitige Verschmutzungen hinzuweisen.

3.2. Risikoabschätzung von Algen- und Cyanobakterienblüten

Aufgrund der Häufigkeit von Cyanobakterienblüten (insbesondere in Seen) und der Vorgabe der EG BadegewRL ist auch die Gefahr der Massenvermehrung dieser Organismen zu bewerten. Hierzu werden in der EG BadegewRL jedoch keine Überwachungsregelungen vorgegeben.

Da die Trophie eines Gewässers maßgebend für das Vorkommen von Cyanobakterienblüten ist, empfiehlt sich hier die Anwendung des LAWA-Trophie-Indexes (LAWA, 1999), welches mit einfachen Mitteln wie Sichttiefe, Nährstoffgehalt und Chlorophyll-Werten eine Einordnung der Trophie anhand eines Klassifizierungssystems ermöglicht. Das LAWA-Verfahren befindet sich in der Überarbeitung (näheres siehe [5]).

Basierend auf dieser Einschätzung empfiehlt das UBA eine Überwachung potentiell gefährdeter Gewässer mittels Ortsbegehungen, Sichttiefe, mikroskopischen Nachweises von Cyanobakterien sowie ggf. ergänzenden Untersuchungen wie des Chlorophyll-a-Gehaltes. Bei erhöhtem Vorkommen von Cyanobakterien ist die Information der Bevölkerung, bei Massenentwicklungen und Toxingehalten > 30 µg/l eine vorübergehende Schließung der Badestellen empfohlen.

3.3. Weitere Überwachungshilfen

Die regelmäßige hygienische Routine-Untersuchung eines Badegewässers erfasst akute Wasserveränderungen nicht. Da der Routinenachweis der Fäkalindikatorbakterien bis zu 48 Stunden dauert, stellt sich die Frage, ob nicht das Risiko einer Verunreinigung des Gewässers anhand einfacher zu messender Parameter schneller erkannt und sich daraus zumindest Ansätze für ein „Frühwarnsystem“ ergeben könnten. Hierzu müssen aktuelle lokale Beobachtungen, insbesondere der Wetter- und Abflussverhältnisse sowie eventuelle Hilfsparameter wie die Trübung und Leitfähigkeit, herangezogen werden. Daneben wird der Einsatz von mikrobiologischen Schnelltests erprobt. Inwieweit diese Schnelltests zum Nachweis von Fäkalbakterien eine nützliche Entscheidungshilfe sind, muss sich noch zeigen. In jedem Fall sind sensitive und spezielle Methoden jedoch nur sicher von Fachleuten und Spezialisten anzuwenden. Aus der Beobachtung von regelmäßig erhobenen Umwelt-Messdaten ergeben sich aber einige ergänzende Hinweise für die Bewertung möglicher Belastungsrisiken.

In Fließgewässern können beispielsweise die Parameter Trübung und Pegelstand dem Badegast einen Hinweis auf erhöhte Mikroorganismen-Konzentrationen geben, die z. B. infolge von Mischwasserabschlägen, Abschwemmung von Flächen und aufgewirbeltem Bodensediment bei Starkregenereignissen auftreten.

Ermittlung der Herkunft fäkalen Belastungen mittels „Microbial Source Tracking“

Durch die herkömmlichen Untersuchungen auf *E. coli* und Intestinale Enterokokken kann nur das Ausmaß der im Gewässer auftretenden fäkalen Kontamination bestimmt werden, nicht aber deren Herkunft. Mit Hilfe des „Microbial Source Tracking“ (MST) können die Quellen fäkalen Belastungen aufgespürt werden. Hier existieren verschiedenste Methoden ([6]), u. a. chemische Methoden, mikrobiologische Verfahren, die in unterschiedlichem Maß von der Isolierung und Kultivierung von Reinkulturen („culture based“) oder von bereits vorhandenen Vergleichsdatenbanken abhängig sind („library based“) sowie molekularbiologische Methoden, die auf dem Nachweis wirtsspezifischer DNA-Sequenzen (sog. DNA-Marker) beruhen.

4. Frühwarnsysteme für das Risikomanagement

An Badestränden werden zunehmend Frühwarnsysteme implementiert, die eine tagesaktuelle Vorhersage der Wasserqualität erlauben. Solche Frühwarnsysteme bestehen immer aus den drei Komponenten Messwerterhebung, Modellierung und Kommunikation. Es werden regelmäßig Messwerte wie Temperatur, Niederschlag, Konzentration fäkalen Indikatororganismen nach EG-BadegewRL etc. erhoben. Diese Messwerte werden zur Erstellung eines Modells sowie zum Betrieb, zur Kontrolle und Verbesserung des Modells genutzt. Die Modellvorhersagen werden mit den nach EG-BadegewRL zulässigen Werten abgeglichen und entsprechende Badeempfehlungen für das Gewässer verfasst. Wegen der starken Abhängigkeit von den jeweiligen Monitoringdaten ist ein Wasserqualitätsfrühwarnsystem immer ortsabhängig und muss auf eine bestimmte Badestelle, z. B. einen Strand, zugeschnitten werden (z. B. das „Bathing Water Forecast System“ des Danish Hydraulic Institutes [8] in Kopenhagen).

5. Risikokommunikation und Information der Bevölkerung

Baden und Schwimmen in Gewässern sind mit spezifischen Risiken verbunden. Während manche Risiken offensichtlich sind (z. B. bei stark verschmutzten Gewässern), können gerade in weniger stark verschmutzten Gewässern mikrobielle Risiken vom Badegast nicht erkannt werden. Infektionen bei Wassersportlern und Badegästen können nicht nur durch das Verschlucken von Wasser, sondern auch z. B. über kleine Hautverletzungen hervorgerufen werden.

Handelt es sich um eine offizielle Badestelle, erwartet der Badegast, dass seine Gesundheit durch das Baden oder Schwimmen nicht beeinträchtigt wird. Sollte dieser berechtigten Erwartung nicht entsprochen werden können, ist der Badegast über ein eventuell erhöhtes Gesundheitsrisiko zu informieren und unter Umständen ist das Baden und Schwimmen zu untersagen.

Die Maßnahmen zur Risikokommunikation zielen in erster Linie darauf ab, die Bevölkerung über mögliche Gesundheitsrisiken zu informieren. Hierzu zählen Hinweise durch Informationstafeln vor Ort, Hotlines (z. B. Badegewässertelefon in Berlin) sowie zunehmend auch zeitnahe und allgemeine Informationen zu offiziellen Badestellen über Internetseiten oder „Apps“, die auf Länder- oder Kommunalebene bereitgestellt werden.

6. Aktive Bewirtschaftung und Maßnahmen

Die EG-BadegewRL sieht eine Bewirtschaftungspflicht für Badegewässer vor. Wichtigstes Instrument für diese über die reine Überwachung hinausgehende aktive Komponente ist das für jede Badestelle zu erstellende Badegewässerprofil. In diesem sind alle möglichen Verschmutzungsursachen, die das Badegewässer und die Gesundheit der Badenden beeinträchtigen können, zu ermitteln und zu bewerten sowie geeignete Bewirtschaftungsmaßnahmen, die zur Vermeidung dieser Verschmutzungen möglich sind, zu benennen.

Neben den offiziellen Badestellen existieren sowohl an Seen als auch an Fließgewässern (z. B. Isar, Rhein, Ruhr oder Sieg) eine ganze Reihe inoffizieller Badestellen, die traditionell von der Bevölkerung zum Baden genutzt werden. Obwohl die Wasserqualität an solchen Badestellen nicht durchgängig schlecht sein muss, können insbesondere an Fließgewässern zeitlich begrenzt sehr hohe mikrobielle Belastungen auftreten. Und daher sollte geprüft werden, ob und wie Badende über potenziell bestehende Gesundheitsgefährdungen zu informieren sind. Neben der Warnung vor Krankheitsrisiken sollten auch Hinweise zu Sicherheit und Unfallvermeidung gegeben werden. Damit kann auch das eigenverantwortliche Handeln gefördert werden.

Verringerung der mikrobiologisch-hygienischen Verunreinigung

Im Sinne der oben genannten aktiven Komponente der EG-BadegewRL sind neben den Informationen über den Ist-Zustand und den damit verbundenen Gesundheitsgefährdungen alle Möglichkeiten technischer Maßnahmen und Bewirtschaftungspraktiken zu prüfen, mit deren Hilfe die Badewasserqualität verbessert werden kann.

Dies betrifft vor allem die Reduktion der beiden Hauptursachen der Badegewässerverschmutzung – mikrobiologisch-hygienische Verunreinigungen sowie Nährstoffbelastungen. Letztere sind die unabdingbaren Voraussetzungen für das Entstehen von Cyanobakterienblüten.

Maßnahmen zur Verringerung der Nährstoffbelastung

Aufgrund der geschilderten Zusammenhänge zwischen Cyanobakterien-Massenentwicklungen und erhöhter Nährstoffversorgung erscheinen alle Maßnahmen zur Verringerung der Nährstoffzufuhr sinnvoll. Dabei ist vor allem die Zufuhr an Phosphorverbindungen zu reduzieren, da diese die größte Eutrophierungswirkung haben. Eine effiziente Reduktion der Phosphoreinträge ist zumindest bei den punktförmigen Quellen aus dem Siedlungsbereich durch technische Maßnahmen bei der Abwasserreinigung möglich und auch in vielen Fällen wirkungsvoll. Hierfür stehen geeignete Abwassertechnologien wie Phosphatfällung, biologische Phosphor-Elimination und Flockungfiltration zur Verfügung. Allerdings zeigt sich, dass insbesondere an kleineren Seen mit geringem Eintrag aus dem Siedlungsbereich eine hohe Nährstoffzufuhr über diffuse Eintragspfade aus landwirtschaftlich genutzten Flächen und/oder durch Rücklösung aus Sedimenten erfolgen kann.

Maßnahmen bei Belastung mit anderen Gewässerorganismen

Zusätzliche Unterstützung können Info-Tafeln mit Warnhinweisen auf das (meist kurzfristige) Befallsrisiko von relevanten Gewässerorganismen sowie mit Aufrufen zur Unterlassung der Fütterung von Wasservögeln bieten.

Im Merkblatt werden Maßnahmen beispielsweise beim Auftreten von Zerkarien, Feuer- oder Nesselquallen und Wasserasseln aufgeführt.

Zusammenfassung

Oberflächengewässer können mit natürlich vorkommenden oder fäkalbürtigen Krankheitserregern sowie durch Toxine von Cyanobakterien (früher „Blaualgen“) belastet sein, sodass der Kontakt mit Wasser beim Baden oder bei anderen sportlichen Aktivitäten im und am Gewässer Gesundheitsrisiken bergen kann.

Im Zuge der EU-Richtlinie 2006/7/EG über die Qualität der Badegewässer wurden die Aufgaben zur Überwachung der Badegewässer wesentlich erweitert. Die Mitglieder der DWA-Arbeitsgruppe GB-5.8 „Hygiene“ haben diese Gesetzesänderung zum Anlass genommen, in einem Merkblatt (DWA M624 „Gewässerhygienische Bewertung von Badestellen und Freizeitgewässern“) die verschiedenen Aspekte der Badegewässernutzung sowie die aktuelle Überwachungspraxis vorzustellen, Untersuchungsschwerpunkte näher zu beleuchten und Handlungsempfehlungen zur Information von Behörden und Kommunalverwaltungen, aber auch von Veranstaltern gewässergebundener Freizeitaktivitäten, Wasser- und Freizeitsportverbänden sowie interessierten Bürgern aufzuzeigen.

Literatur

- [3] BLAK (2007): Arbeitshilfe für die Erstellung von Badegewässerprofilen nach Artikel 6 der EG-Badegewässerrichtlinie. Bund-Länder-Arbeitskreis Badegewässer, UAG „Praktische Umsetzung“.
- [8] DHI (2012): Local Water Forecasts. Danish Hydraulic Institutes. Online unter:
http://bathingwater.dhigroup.com/pdf-UK/Local_water_forecasts_v6.pdf.
- [2] EUA (2014): Qualität der europäischen Badegewässer 2012. EUA-Bericht. Europäische Umweltagentur (Hrsg.). ISBN 978-92-9213-388-7; doi: 10.2800/89957.
- [1] EU-Richtlinie 2006/7/EG (2006): Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. ABl. L 64 vom 04.03.2006.
- [4] LAWA (1999): Gewässerbewertung stehende Gewässer – vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, April 1999.
- [5] Riedmüller, U.; Hoehn, E.; Mischke, U.; Deneke, R.; Maier, G. (2013a): Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Abschlussbericht für das LAWAProjekt Nr. O 4.10 (Mai 2013), S. 1 – 153.
- [6] SEURINCK, S., Verstraete, W.; Siciliano, S. D. (2005): Microbial source tracking for identification of fecal pollution. In: Reviews in Environmental Science and Biotechnology, 4 (1), 2005, pp. 19–37.
- [7] USEPA (2010): Predictive Tools for Beach Notification -Volume I: Review and Technical Protocol. U.S. Environmental Protection Agency. Online unter (zuletzt abgerufen am 13.06.2014):
http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/health/recreation/upload/P26-Report-Volume-I-Final_508.pdf.

Der Dragonfly Association Index (Insecta: Odonata) als Instrument zur typ-spezifischen Bewertung von Fließgewässern

Andreas Chovanec¹ & Johann Waringer²

¹ Abt. Nationale und Internationale Wasserwirtschaft, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich; andreas.chovanec@bmlfuw.gv.at

² Department of Limnology and Bio-Oceanography, Universität Wien, Österreich; johann.waringer@univie.ac.at

Keywords: ökologischer Status, Gewässertyp, Bewertung, Bioindikation, Restrukturierung, Libellen

Einleitung

Die Eignung von Libellen als Indikatoren zur Charakterisierung und Bewertung von Gewässern wurde in zahlreichen Studien bestätigt (z. B. Chovanec & Waringer 2001; Oertli 2008; Silva et al. 2010; Simaika & Samways 2012; Bried & Samways 2015). In Österreich wird hierbei ein starker Fokus auf die Evaluierung der Sanierung morphologischer Defizite von Fließgewässern gelegt, wobei die Entwicklung und Anwendung gewässertyp-spezifischer Bewertungsansätze, die den Vorgaben der EU Wasserrahmenrichtlinie entsprechen, im Vordergrund stehen (Dragonfly Association Index, DAI; Chovanec et al. 2014, 2015; Chovanec & Waringer 2015; Chovanec 2016a). Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist die DAI-basierte, ökologische Beurteilung von Restrukturierungsmaßnahmen, die an der Pram, einem Fluss in Oberösterreich, zwischen 2011 und 2014 durchgeführt wurden (Chovanec 2016b).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Pram liegt in der Ökoregion Zentrales Mittelgebirge und in der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland; innerhalb dieser Bioregion ist sie dem Fließgewässer-Naturraum Nördliches Vorland / Innviertler und Hausruckviertler Hügelland zugehörig. Sie entspringt auf 620 m ü. A. und entwässert ein Einzugsgebiet von 382.3 km². Nach einer Länge von 55.5 km mündet sie auf 305 m ü. A. mit einer Flussordnungszahl von 5 bei Schärding in den Inn. Die ersten 11 km fließt die Pram als typischer submontaner Bach, während sie in ihrem Mittellauf, wo auch das Untersuchungsgebiet liegt, und im Unterlauf den typologischen Charakter eines gewundenen bzw. mäandrierenden Flusses im Übergang Hyporhithral / Epipotamal aufweist.

Der Untersuchungsabschnitt erstreckt sich über eine Länge von 3 km von der Marktgemeinde Riedau bis zur Gemeinde Zell an der Pram (Bezirk Schärding) und liegt auf 370 m ü. A. (Abb. 1). Das Einzugsgebiet der Pram weist in diesem Bereich eine Größe von etwa 70 km² auf. Das Abflussregime ist winterpluvial, die Mittelwasserführung im Untersuchungsabschnitt beträgt knapp 1 m³/s. Die Gewässersohle wird dominiert von anstehender Molasse, unterschiedlichen Schotterfraktionen und z. T. Sand.



Abb. 1: Restrukturierte Strecke Pram II in Riedau, Oberösterreich (Foto: A. Chovanec)

Erhebungen

Die Begehungen zur Erhebung der imaginalen Libellen-Fauna erfolgten an drei repräsentativen 100-Strecken (Pram I, II und III) an den folgenden sechs Terminen: 1./2.4., 27./28.5., 16.6., 4./5.7., 29./30.7. und 25./26.8.2016. Die Strecken wurden zum Teil auch an beiden Tagen eines Termins begangen. Die Zahlen der an den Strecken gesichteten Individuen wurden in Abundanzklassen überführt (Tab. 1). Bei der Übertragung wurden Unterschiede im Raumanspruch berücksichtigt: D. h. für manche revierbildende Großlibellenarten sind beispielsweise andere Individuenzahlen der Klasse 3 („häufig“) zu Grunde zu legen als für viele in höheren Zahlen auftretenden Kleinlibellenarten. Im Sinne eines umsetzungsorientierten Ansatzes wurde die Sammlung von Larven und Exuvien aufwandsbedingt nicht in die Methode integriert (Bried et al. 2012; Chovanec et al. 2014).

Tab. 1: Zuteilung der Individuenzahlen pro 100 m zu Abundanzklassen (1: Einzelfund, 2: selten, 3: häufig, 4: sehr häufig, 5: massenhaft)

	1	2	3	4	5
Zygoptera ohne Calopterygidae	1	2-10	11-25	26-50	>50
Calopterygidae und Libellulidae	1	2-5	6-10	11-25	>25
Anisoptera ohne Calopterygidae	1	2	3-5	6-10	>11

In den Bewertungsprozess wurden ausschließlich (sicher und / oder wahrscheinlich) bodenständige, d. h. im untersuchten Gewässer reproduzierende Arten aufgenommen. Die sichere Bodenständigkeit von Arten an einer Strecke und damit am Abschnitt wurde durch den Fund von frisch geschlüpften Individuen festgestellt. Die Bodenständigkeit einer Art an einer Untersuchungsstrecke wurde als wahrscheinlich angenommen, wenn Reproduktionsverhalten (Kopula, Tandem, Eiablage) beobachtet wurde und / oder die Abundanzen der nachgewiesenen Imagines zumindest bei einer Begehung in Klasse 3, 4 oder 5 eingestuft wurden und / oder Imagines unabhängig von ihrer Abundanz bei Begehungen an zumindest zwei unterschiedlichen Tagen (auch desselben Termins) an derselben

Strecke nachgewiesen wurden. Die Bodenständigkeit einer Art am gesamten Gewässerabschnitt wurde als wahrscheinlich angenommen, wenn die Art an einer Untersuchungsstrecke als wahrscheinlich bodenständig klassifiziert wurde und / oder Imagines einer Art an zumindest zwei Untersuchungsstrecken des Gewässerabschnittes - unabhängig von ihrer Abundanz - nachgewiesen wurden. Als „sicher bodenständig“ bzw. „wahrscheinlich bodenständig“ eingestufte Arten werden nicht differenziert, sondern als „bodenständig“ im Auswertungsprozess berücksichtigt.

In der Darstellung der Ergebnisse (Tab. 3) wurden jeweils die höchste bei einer Begehung einer Strecke festgestellte Abundanz pro Art sowie Beobachtungen des Fortpflanzungsverhaltens berücksichtigt; bei der Zusammenführung der streckenbezogenen zu abschnittsbezogenen Daten (Tab. 3: I - III) wurde jeweils die höchste Abundanz aus den streckenbezogenen Daten übernommen.

Bewertung

Die Methode wurde detailliert von Chovanec et al. (2014, 2015) beschrieben. Die ökologischen Ansprüche (Species traits) von 57 Libellenarten wurden durch zwölf aus libellenkundlicher Sicht relevante Parameter beschrieben; der Grad der Ausprägung der Ansprüche erfolgte durch Zuweisung von Verifizierungsgraden: 0 (nicht relevant) bis 3 (sehr relevant) in Schritten von 0.5: Krenal, Rhithral, Potamal, Litoral, astatisches Gewässer, Strömungsgeschwindigkeit, Größe, offene Wasserflächen, offene Ufer, submerse Makrophyten, Helophyten, Ufergehölz. Die Bearbeitung der Species traits mittels hierarchischer Clusteranalyse (Minimum-Varianz-Methode nach Ward) erbrachte eine Zuordnung der Arten zu sieben Assoziationen: A1 - Assoziation offener Wasserflächen, A2 - A. spärlich bewachsener Ufer („Pioniergesellschaft“), A3 - A. von Röhricht und Ufergehölzen, A4 - A. von Röhricht und submersen Makrophyten, A5 - A. temporärer Gewässer, A6 - Rhithral-A. und A7 - Potamal-A. Im Sinne einer schärferen Differenzierung wurde die Potamal-A. unterteilt: A7₁ umfasst Arten, deren Larven vorzugsweise in der Ufervegetation leben, A7₂ umfasst Arten, deren Larven vorwiegend sedimentgebunden sind (Chovanec 2014).

Die ökologischen Ansprüche der Assoziationen (Association traits) wurden mit den typologischen Charakteristika jenes Fließgewässertyps korreliert (Pearson-Korr.), dem der Untersuchungsabschnitt der Pram zuzuordnen ist. Dabei wurden die von Wimmer et al. (2007) beschriebenen typologischen Eigenschaften in die o. g. zwölf Parameter „übersetzt“. Das Ergebnis war die Definition gewässertyp-spezifischer Assoziationen. Entsprechend der Höhe der Korrelation wurden Gewichtungsfaktoren vergeben, die gemeinsam mit assoziations-spezifischen Statusklassen im DAI verrechnet werden. Durch diese Statusklassen wird der aktuelle Nachweis bodenständiger gewässertypischer Arten bewertet, wobei die Artenzahl pro Klasse durch eine Abstufung von der maximal möglichen Artenzahl pro Assoziation repräsentiert ist (Tab. 2). Damit wird im DAI die allfällige Abweichung des jeweiligen Status quo vom Referenzzustand verrechnet und in einer der fünf Klassen des ökologischen Zustandes gemäß EU Wasserrahmenrichtlinie ausgedrückt: Wert des DAI 1.00-1.49: sehr guter libellenökologischer Zustand; 1.50-2.49: guter lib.-ök. Zst.; 2.50-3.49: mäßiger lib.-ök. Zst.; 3.50-4.49: unbefriedigender lib.-ök. Zst.; 4.50-5.00: schlechter lib.-ök. Zst.

$$\text{DAI: } \sum(\text{SKA} * \text{GF}) / \sum \text{GF}$$

SKA: Statusklasse der gewässertyp-spezifischen Assoziation; GF: Gewichtungsfaktor

Ergebnisse und Diskussion

Referenzzustand

Die Korrelation zwischen Association traits und dem Gewässertyp, dem der Untersuchungsabschnitt zuzuordnen ist, ergab positive Korrelationen für die in Tab. 2 angeführten Assoziationen A6 und A7 (A7₁ und A7₂). Auf der Basis der zoogeographischen Verbreitungsmuster und der biozönotischen Region des Gewässerabschnittes umfassen die Assoziationen die folgenden Arten: A6 - *Calopteryx virgo*; A7₁ - *Calopteryx splendens*, *Platycnemis pennipes*; A7₂ - *Gomphus vulgatissimus*, *Onychogomphus forcipatus*, *Ophiogomphus cecilia* und *Orthetrum brunneum*. Die Gewichtungsfaktoren wurden entsprechend der Höhe der Korrelationen vergeben (Tab. 2).

Tab. 2: Gewässertyp-spezifische Libellen-Assoziationen für den Untersuchungsabschnitt der Pram, potenzielle maximale Gesamtartenzahl pro Assoziation, assoziations-spezifische Gewichtungsfaktoren (GF) und Statusklassen

Assoziation	GF	Artenzahl / Assoz.	Statusklasse / Assoziation				
			1	2	3	4	5
A6	1	1	1				0
A7 ₁	3	2		2		1	0
A7 ₂	3	4	≥ 2	1			0

Artenspektrum

An den drei untersuchten Strecken der Pram wurden 16 Arten nachgewiesen, das entspricht 21% des österreichischen (78 spp.) und 11% des europäischen Arteninventars (143 spp.; Boudot & Kalkman 2015); 14 spp. davon waren bodenständig (Tab. 3). Mit *O. cecilia* wurde eine Art gefunden, die in den Anhängen II und IV der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie der EU gelistet ist. Die Gesamtartenzahlen waren an den drei Strecken ähnlich, die Zahl der bodenständigen Arten nahm im Flussverlauf zu. Auffällig ist, dass alle drei Arten aus der Familie der Gomphidae an der Strecke III nachweisbar waren. Gründe dafür sind wahrscheinlich, dass diese Strecke hinsichtlich des Strukturangebotes (Aufweitungen, Buchten, Buhnen) am heterogensten ist und der Abschluss der Bauarbeiten am längsten zurückliegt. Es wurden hier frischgeschlüpfte Individuen von *G. vulgatissimus* beobachtet, die Entwicklungszeit der Larven dieser Art beträgt in der Regel drei Jahre. *O. cecilia* war jene Spezies aus der Familie der Gomphidae, die die höchste Individuendichte aufwies; die meisten Tiere wurden an Strecke III gesichtet. Das gemeinsame Vorkommen der drei, aus ökologischer Sicht anspruchsvollen Arten *G. vulgatissimus*, *O. forcipatus* und *O. cecilia* wurde auch an restrukturierten Abschnitten von Aschach, Leitenbach und Sandbach in Oberösterreich nachgewiesen (Chovanec 2015).

Das syntope Auftreten von *C. splendens* und *C. virgo* spiegelt den leitbildkonformen hyporhithralen / epipotamalen Übergangscharakter des Abschnittes wider. *O. brunneum* besiedelt sowohl stehende als auch fließende Gewässer in einem frühen Sukzessionsstadium und wurde im Rahmen mehrerer Erfolgskontrollen an restrukturierten Gewässerabschnitten nachgewiesen (z. B. Chovanec & Waringer 2015; Chovanec 2016a). Daten aus dem Biologischen Untersuchungsprogramm des Landes Oberösterreich (vgl. dazu Schay et al. 2015) zeigen, dass vor der Restrukturierung nur die beiden *Calopteryx*-Arten an diesem Abschnitt der Pram nachzuweisen waren.

Aus Tab. 3 ist zu entnehmen, dass neben den sieben rheophilen / rheobionten Arten aus den Assoziationen A6 und A7 auch insgesamt neun Arten aus anderen Assoziationen nachgewiesen wurden. Von diesen waren sieben bodenständig. Das Auftreten von limnophilen Libellenarten an strömungsberuhigten Bereichen von Fließgewässern mit potamalem Charakter wurde mehrfach beschrieben (Hardersen 2008; Chovanec et al. 2014, 2015; Chovanec & Waringer 2015).

Tab. 3: An den Untersuchungsstrecken der Pram (I, II, III) im Jahr 2016 nachgewiesene Libellenarten. 1-5: Abundanzklassen; A1-A7: Assoziationen; I-III: gesamter Abschnitt; * bodenständig (bdst.)

Art	Assoz.	I	II	III	I-III
<i>Calopteryx splendens</i>	A7 ₁	2*	3*	4*	4*
<i>Calopteryx virgo</i>	A6	4*	4*	4*	4*
<i>Chalcolestes viridis</i>	A3	2*			2*
<i>Platycnemis pennipes</i>	A7 ₁	2*	3*	3*	3*
<i>Ischnura elegans</i>	A4	1	2*	2*	2*
<i>Aeshna cyanea</i>	A3	1	1	1	1*
<i>Aeshna mixta</i>	A3	1	2		2*
<i>Anax imperator</i>	A1	1*	1*	2*	2*
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	A7 ₂			2*	2*
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	A7 ₂			1*	1*
<i>Ophiogomphus cecilia</i>	A7 ₂	1*	3*	4*	4*
<i>Orthetrum albistylum</i>	A2		1*		1*
<i>Orthetrum brunneum</i>	A7 ₂		2*		2*
<i>Orthetrum cancellatum</i>	A2			1	1
<i>Sympetrum striolatum</i>	A2	1	2	2*	2*
<i>Sympetrum vulgatum</i>	A4		1		1
Arten gesamt / Arten bdst.		10/6	12/8	11/9	16/14

Bewertung

Sämtliche Arten der gewässertyp-spezifischen Referenzassoziationen A6 und A7, deren Auftreten an diesem Gewässerabschnitt der Pram wahrscheinlich ist, wurden nachgewiesen. Die Berechnung des DAI ergibt für den gesamten Abschnitt den Wert von 1.4, der den sehr guten libellenökologischen Zustand indiziert. Eine streckenbezogene Bewertung ergibt für Strecke Pram I den guten libellenökologischen Zustand und für die Strecken Pram II und III den sehr guten libellenökologischen Zustand.

Zusammenfassung

Die Ausprägung der gewässertyp-spezifischen Libellen-Assoziationen zeigt, dass die Restrukturierungsmaßnahmen zu einer weitgehend leitbildkonformen Ausprägung der Strömungs- und Substratverhältnisse sowie der Uferstrukturen geführt haben. Es bleibt abzuwarten, ob *G. vulgatissimus* und *O. forcipatus* in der Folge in höheren Individuendichten und auch an den Strecken I und II nachgewiesen werden können. Es ist zu erwarten, dass in den nächsten Jahren Wachstum, Ausbreitung und Verdichtung der Ufergehölze und die damit verbundene Beschattung einen negativen Einfluss auf die Libellenfauna haben (vgl. dazu z. B. Wildermuth & Küry 2009, Remsburg et al. 2008, Chovanec 2016a) und daher Pflegemaßnahmen erforderlich werden.

Danksagung

Dem Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Abt. Oberflächengewässerwirtschaft sei für die Beauftragung der Studie und die hervorragende Kooperation herzlich gedankt.

Literatur

- Boudot, J.-P., Kalkman, V. J. (eds.) (2015): Atlas of the European dragonflies and damselflies. KNNV publishing, the Netherlands: 381 S.
- Bried, J. T., Samways, M. J. (2015): A review of odonatology in freshwater applied ecology and conservation science. Freshwater Science 34: 1023-1031.
- Bried, J. T., D'Amico, F., Samways, M. J. (2012): A critique of the dragonfly delusion hypothesis: why sampling exuviae does not avoid bias. Insect Conservation and Diversity 5: 398-402.
- Chovanec, A. (2014): Libellen als Indikatoren für den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern am Beispiel der Krems im Bereich Ansfelden / Oberaudorf. ÖKO-L 36/2: 17-26.
- Chovanec, A. (2015): Bewertung der Renaturierungsmaßnahmen in den Mündungsbereichen von Leitenbach und Sandbach sowie an der Aschach (Oberösterreich) aus libellenkundlicher Sicht. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz: 73 S.
- Chovanec, A. (2016a): Auswirkungen von Restrukturierungsmaßnahmen am Rußbach (Niederösterreich / Weinviertel) auf die Libellenfauna (Insecta: Odonata). Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum 27 (in Druck).
- Chovanec, A. (2016b): Libellenkundliche Untersuchungen an der restrukturierten Pram (Riedau / Zell) und an der regulierten Trautnach (Schlüßlberg) in Oberösterreich im Jahr 2016. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz: 67 S.
- Chovanec, A., Waringer, J. (2001): Ecological integrity of river-floodplain systems assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). Regulated Rivers: Research & Management 17: 493-507.
- Chovanec, A., Waringer, J. (2015): Colonization of a 3rd order stream by dragonflies (Insecta: Odonata) - a best practice example of river restoration evaluated by the Dragonfly Association Index (lower Weidenbach, eastern Austria). Acta ZooBot Austria 152: 89-105.
- Chovanec, A., Waringer, J., Wimmer, R., Schindler, M. (2014): Dragonfly Association Index - Bewertung der Morphologie von Fließgewässern der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer durch libellenkundliche Untersuchungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien: 39 S.
- Chovanec, A., Schindler, M., Waringer, J., Wimmer, R. (2015): The Dragonfly Association Index (Insecta: Odonata) – a tool for the type-specific assessment of lowland rivers. River Research and Applications 31: 627-638.
- Hardersen, S. (2008): Dragonfly (Odonata) communities at three lotic sites with different hydrological characteristics. Italian Journal of Zoology 75: 271-283.
- Oertli, B. (2008): The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. In: Córdoba-Aguilar, A. (ed.): Dragonflies and Damselflies. Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research. Oxford University Press, New York: 79-95.
- Remsburg, A. J., Olson, A. C., Samways, M. J. (2008): Shade alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance. Journal of Insect Behaviour 21: 460-468.

- Schay, G., Prandstötter, A., Kapfer, S. (2015): Ökologische Zustandsbewertung der Fließgewässer. Inn- und Hausruckviertel. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz: 42 S.
- Silva, D. P., De Marco, P., Resende, D. C. (2010): Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: a case study. Ecological Indicators 10: 744-752.
- Simaika J. P., Samways, M. J. (2012): Using dragonflies to monitor and prioritize lotic systems: a South African perspective. Organisms Diversity & Evolution 12: 251-259.
- Wildermuth, H., Küry, D. (2009): Libellen schützen, Libellen fördern. Leitfaden für die Naturschutzpraxis. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz 31, Basel: 88 S.
- Wimmer, R., Wintersberger, H., Parthl, G. A. (2007): Fließgewässertypisierung in Österreich – Hydro-morphologische Leitbilder (DVD). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Der Molluskenindex (Mollix) – ein Bewertungsansatz für Flussauen-Ökosysteme: Konzeptentwurf und erste Teilergebnisse

*Francis Foeckler¹, Hans Schmidt¹, Christian Heymer¹, Manuel Beck¹, Mathias Scholz², Klaus Henle²
& Andrea Rumm¹*

¹ÖKON Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH, Kallmünz, Deutschland, foeckler@oekon.com, schmidt@oekon.com, rumm@oekon.com; ²UFZ - Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Department Naturschutzforschung, Leipzig, Deutschland, mathias.scholz@ufz.de, klaus.henle@ufz.de

Keywords: Flussauen, ökologische Zustandsbewertung, terrestrische und aquatische Habitate, Mollusken, erweiterter Floodplain-Index, Habitatbereitstellung

Einleitung

Flüsse und Auen sind in ihrer ursprünglichen Form eng, räumlich und zeitlich variabel miteinander verzahnt. Menschliche Eingriffe in das Flussauen-Ökosystem (Wasserbau, Landnutzungsänderungen, Renaturierungen) bleiben nicht ohne Auswirkungen auf die Lebensräume (z.B. strukturelle Veränderungen; vgl. u.a. Scholz et al. 2012). Um die Folgen für das Ökosystem, dessen Artengemeinschaften und vielfältige Ökosystemleistungen umfassend abschätzen zu können, ist eine ganzheitliche Betrachtung als Einheit unabdingbar. Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) jedoch stellt nur das Fließgewässer und sein unmittelbares Umfeld in den Fokus der Zustandsüberwachung. Mit der Auenzustandsbewertung nach Brunotte et al. (2009) ist seit einigen Jahren auch die Bewertung der Aue analog zur WRRL möglich. Allerdings erfolgt diese Bewertung hauptsächlich anhand verschiedener morphologischer bzw. hydrologischer Parameter, eine Betrachtung des ökologischen Zustands anhand biologischer Qualitätskomponenten wie bei der WRRL fehlt. In Österreich wurde zur Bewertung der Auenbereiche ein Verfahren entwickelt, das anhand ausgewählter Indikatorarten verschiedener Tiergruppen (Trichoptera, Odonata und Mollusca) den ökologischen Zustand von Auengewässern an großen Flüssen (am Bsp. der österreichischen Donau) WRRL-konform einschätzt (Graf & Chovanec 2016). In diesem vielversprechenden Ansatz fehlt jedoch eine Einbindung der terrestrischen Habitate des Flussauen-Ökosystems.

Um eine solche Integration zu erreichen, benötigt es Indikatoren, die sowohl die im Fluss als auch in der Aue vorhandenen abiotischen Bedingungen und deren Veränderungen aussagekräftig widerspiegeln können. Es gibt verschiedene Tiergruppen, die sich dafür als Indikatororganismen anbieten, u.a. Mollusken (Schnecken und Muscheln). Bereits in zahlreichen Studien haben Mollusken ihre Sensitivität gegenüber verschiedenster abiotischer Veränderungen (z.B. im hydrologischen Regime) deutlich zum Ausdruck gebracht. Diese besiedeln sowohl aquatische als auch terrestrische Lebensräume sowie deren Übergangsbereiche mit charakteristischen Artengemeinschaften (Richardot-Coulet et al. 1987; Foeckler 1990; Rumm et al. 2014a). Aufgrund der geringen aktiven Mobilität der Mollusken sind sie zeitlich und räumlich eng an die unmittelbaren hydrodynamischen Habitatbedingungen angepasst und können damit sehr gut das kleinräumige Habitatmosaik naturnaher Flussauen-Ökosys-

teme mit ihrem Feuchtegradienten widerspiegeln, was sie zu optimalen Bioindikatoren für deren Zustand macht (Rumm et al. 2014a). Diese Eigenschaften macht sich der hier entwickelte Bewertungsansatz für Flussauen-Ökosysteme zu Nutze, um anhand der vorgefundenen Molluskenfauna den ökologischen Zustand von Flussauen zu bewerten. Vorgestellt wird hier das Konzept dieses sog. "Molluskenindexes" mit einem ersten Praxisbeispiel.

Material und Methoden

Konzeptioneller Aufbau des Molluskenindexes (kurz: Mollix)

Die Bewertung der in einem Flussauen-Ökosystem vorgefundenen Molluskenfauna erfolgt im Mollix anhand von vier Modulen (Abb. 1), die über ein Punktesystem zu einem Gesamtindex aggregiert werden. Anhand dessen kann die untersuchte Flussaue in eine von insgesamt fünf Zustandsklassen (analog zur WRRL, von I: "sehr gut" bis V: "schlecht") eingestuft werden. Liegt ein untersuchter Flussauen-Abschnitt im Rückstaubereich einer Staustufe oder im Deichhinterland, geht dies als Malus in die Bewertung ein. Für detaillierte Informationen zur Aggregierung der Module inkl. Verrechnung des Malus wird auf Foeckler et al. (in Vorb.) verwiesen.

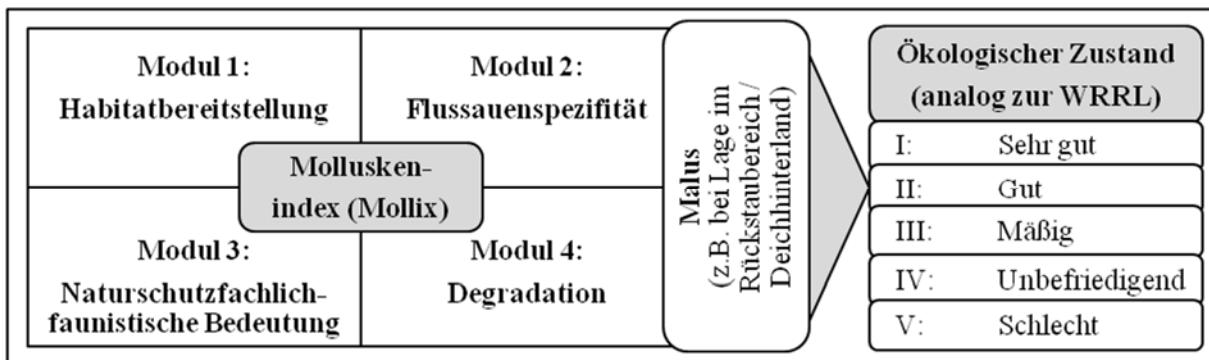


Abb. 1: Konzeptioneller Aufbau des Molluskenindexes (Mollix)

Modul 1: Habitatbereitstellung

In Modul 1 wird die Habitatvielfalt bzw. die Anzahl der im untersuchten Flussauen-Abschnitt bereitgestellten Habitate ermittelt. Dazu wird der "Floodplain-Index" (FI)-Ansatz nach Chovanec et al. (2005) aufgegriffen, der mit Hilfe der an den Probestellen vorgefundenen Fauna (u.a. Makrozoobenthos, Mollusken) aquatische Auenhabitante entlang eines theoretischen lateralen Konnektivitätsgradienten indiziert. Um auch terrestrische Auenlebensräume mit einbeziehen zu können, wurden für den "erweiterten Floodplain-Index" (erwFI) neun Auenhabitante in den Lebensraumgruppen Wasser, Offenland und Wald (Abb. 2) in Anlehnung an Chovanec et al. (2005) definiert. Innerhalb dieser Gruppen sind die Habitante entlang idealisierter "Feuchtegradienten" angeordnet (s. Abb. 2). Bei den aquatischen Habitaten ist die Permanenz der Wasserführung ausschlaggebend, bei den terrestrischen jeweils die Überflutungshäufigkeit bzw. die Bodenfeuchte.

Wie im FI werden auch im erwFI artspezifische Habitatwerte (HV) und Indikationsgewichte (IW) festgelegt (vgl. Chovanec et al. 2005; Waringer et al. 2005). Der HV beschreibt dabei die Präferenz einer Art für ein Habitat und wird mit Hilfe von zehn Valenzpunkten, verteilt auf die neun Habitante, ermittelt (s. Formel 1; in Anlehnung an Chovanec et al. 2005; Waringer et al. 2005). Das IW gibt die Einnischung der jeweiligen Art in das indizierte Habitat (1 = eurytop bis 5 = stenotop) wieder und folgt weitestgehend dem Ansatz von Sládeček (1964). Die Festlegung der HV basiert auf der Makrohabitat-Zuordnung von Falkner et al. (2001), ergänzt um Moorkens & Killeen (2009).

Wasser	<ul style="list-style-type: none"> • H1 (erwFI: 1,0-1,5): Fluss und Nebengewässer (Auenbäche, etc.) • H2 (erwFI: 1,6-2,5): Stehende Gewässer mit mehr oder weniger permanenter Wasserführung (Altwässer, etc.) • H3 (erwFI: 2,6-3,5): Wechselwasserbereiche, Temporärgewässer 	 Permanenz Wasserführung
Offenland	<ul style="list-style-type: none"> • H4 (erwFI: 3,6-4,5): Gewässerufer, Röhrichte & Seggenriede • H5 (erwFI: 4,6-5,5): Überflutetes Auengrünland • H6 (erwFI: 5,6-6,5): Feuchtes Auengrünland • H7 (erwFI: 6,6-7,5): Trockenstandorte/Brennen 	 Überflutungs- häufigkeit bzw. Bodenfeuchte
Wald	<ul style="list-style-type: none"> • H8 (erwFI: 7,6-8,5): Weichholzauwald • H9 (erwFI: 8,6-9,0): Hartholzauwald 	 Bodenfeuchte

Abb. 2: Habitattypen und der dazugehörige Wertebereich des erweiterten Floodplain-Indexes (erwFI)

Die Berechnung des erwFI erfolgt analog zum FI (Formel 2, vgl. Chovanec et al. 2005) und kann mit Präsenz-/Absenz-Daten oder Abundanzen durchgeführt werden. Es ergeben sich erwFI-Werte zwischen 1 und 9, die die dominierende Habitatpräferenz der Arten einer Probestelle widerspiegeln und damit einen der neun Habitattypen dort indizieren (z.B. erwFI = 3,2 entspricht H3, s. Abb. 2).

$$HV = \frac{(1 * H1 + 2 * H2 + \dots + 9 * H9)}{10} \quad (1)$$

$$erwFI = \frac{\sum(HV * IW)}{\sum IW} \quad (2)$$

Um die Eignung des erwFI zur Indizierung der bereitgestellten Habitate zu testen, wurde eine Fallstudie aus dem Isarmündungsgebiet herangezogen (Rumm et al. 2014b). Die dort vorgefundene Molluskenfauna wurde anhand einer Korrespondenzanalyse untersucht und die Ordination im Nachhinein mit den ermittelten Werten des erwFI überlagert und grafisch auf Ähnlichkeit ausgewertet. Beide Analysen basieren auf $\ln(x+1)$ -transformierten Individuenzahlen.

Modul 2: Flussauenpezifität

Im Modul 2 wird u.a. der **Anteil der für Flussauen-Habitate typischen Arten** in der Molluskenfauna der Flussaue bewertet. Die Affinitäten der Arten zum Lebensraum Flussaue sind aus der Makrohabitat-Zuordnung von Falkner et al. (2001) sowie Moorkens & Killeen (2009) abgeleitet. In Abhängigkeit des Anteils der Auenhabitata (z.B. Hartholzauwald) am Gesamthabitatspektrum sind die Arten in "strikt flussauentypisch" (nur in Flussauen anzutreffen), "flussauentypisch" (Lebensraumschwerpunkt in Flussauen), "bedingt flussauentypisch" (auch in Flussauen anzutreffen, aber nicht schwerpunktmäßig) und "flussauenuntypisch" (Lebensraumschwerpunkt in anderen Ökosystemen) eingestuft. Ein wesentlicher Bestandteil der Bewertung ist auch das **Vorkommen von Wechselwasserzeigern**, die als Maß für die Intaktheit einer mehr oder weniger natürlichen Wasserstandsdynamik einer Flussauen herangezogen werden können (Foeckler et al. 2016). Als Wechselwasserzeiger werden im Mollix alle Arten definiert, die nach Falkner (1990) dem Lebensraum Sumpf (P) bzw. periodischem Sumpf (Pp) zugeordnet sind (z.B. *Gyraulus rossmaessleri*).

Modul 3: Naturschutzfachlich-faunistische Bedeutung

Dieses Modul gibt Einblick in die Bedeutung des Untersuchungsgebietes für den Naturschutz, sowohl regional als auch überregional. Zur Bewertung wird zum einen die **Anzahl geschützter Arten** (u.a. nach FFH-Anhang II, der Roten Liste Deutschlands/des jeweiligen Bundeslandes) herangezogen. Zum anderen ist dafür auch der **Erfüllungsgrad "Arteninventar Flussabschnitt/Naturraum"** ausschlaggebend. Dieser wird anhand des prozentualen Anteils der im Projektgebiet vorkommenden Arten des jeweiligen Naturraums/Flussabschnittes ermittelt. Basis dafür sind regio-

nalisierte Artenlisten, wie sie z.B. für die bayrischen Donauauen vorliegen (Falkner et al. 1997, ergänzt um aktuelle Studien, u.a. Foeckler et al. 2010). Sind solche nicht vorhanden, können alternativ die flussauentypischen/bedingt flussauentypischen Arten (vgl. Modul 2) des jeweiligen Bundeslandes (z.B. Körnig et al. 2013 für Sachsen-Anhalt) als Zielartenliste herangezogen werden.

Modul 4: Degradation

Das **Fehlen habitattypischer Leit-/Charakterarten** kann als Hinweis für die Degradation eines Flussauen-Abschnittes gewertet werden. Regionale Leit-/Charakterartenlisten der einzelnen Flussauen-Habitattypen sind noch zu definieren - zunächst nur für potenzielle Testgebiete. Als Maß für die Degradation wird zudem auch der **Anteil an als Neozoen geltenden Molluskenarten** bewertet.

Zusätzliche naturschutzfachliche Auswertungsparameter (gehen nicht in die Bewertung ein):

Neben den hier vorgestellten vier Modulen wertet der Mollix weitere naturschutzfachlich relevante Parameter zur ökologisch-naturschutzfachlichen Interpretation aus. Dazu zählt beispielsweise die Verträglichkeit der Artengemeinschaften gegenüber Beweidung oder Nutzungsintensivierung (nach Foeckler et al. 2009) und die Verteilung der Ernährungstypen (nach Falkner et al. 2001).

Ergebnisse und Diskussion

Modul "Habitatbereitstellung" - ein erster Praxistest: Fallstudie Isarmündung

Ein erster Test des Moduls "Habitatbereitstellung" zeigt, dass der erwFI gut in der Lage ist, den Feuchtegradienten innerhalb der Probestellen eines Gebietes widerzuspiegeln (Abb. 3). Lediglich in den Übergangsbereichen zwischen den einzelnen Habitattypen ergeben sich "Abbildungsnuancen", die sehr gut die oftmals fließenden Übergänge zwischen den Habitaten und die Dynamik in Flussauen deutlich machen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Ziel des Mollix ist es, bestehende Bewertungsverfahren aus dem Bereich der Flussauen-Ökosysteme sinnvoll zu ergänzen. Bei dem hier vorgestellten Konzept handelt es sich um eine "Arbeitsversion" des Mollix, die noch mit Hilfe von weiteren Praxisbeispielen auf ihre Robustheit und Sensitivität getestet werden muss. Änderungen sowohl am Konzept als auch an den Habitaten des erwFI sind vorbehalten. Allerdings zeigen erste Ergebnisse bereits, dass beispielsweise der erwFI die Artenzusammensetzung der Probestellen entlang eines Feuchtegradientens gut repräsentiert und damit ein relativ einfaches Tool ist, um die Habitatbereitstellung in Flussauen-Ökosystemen zu quantifizieren – natürlich immer in Abhängigkeit vom Umfang und von der Qualität der zur Verfügung stehenden Daten, insbesondere bezüglich der Vollständigkeit der untersuchten Habitattypen. Um die Anwendung des Mollix zu vereinfachen, befindet sich derzeit ein entsprechendes Auswertungstool in der Entwicklung (Foeckler et al. in Vorb.). In diesem Zusammenhang soll auch ein standardisiertes Probenahmen-Design festgelegt werden, um für die oftmals sehr unterschiedlichen Auenabschnitte repräsentative und v.a. auch vergleichbare Ergebnisse zu erhalten. Denkbar ist zudem, den Index auch

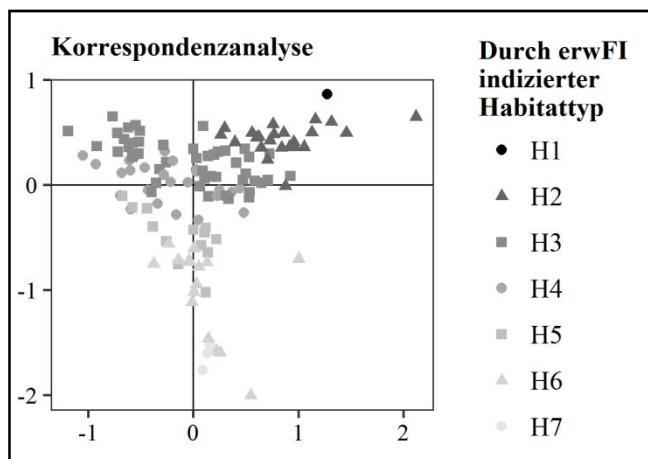


Abb. 3: Ordination der Artenzusammensetzung der im Fallbeispiel untersuchten Probestellen (Rumm et al. 2014a) und grafische Überlagerung der dafür ermittelten erwFI-Habitattypen (vgl. Abb. 2)

auf andere geeignete Indikatorgruppen, wie Coleoptera, Odonata oder Pflanzen (Januschke & Verdonschot 2016; Graf & Chovanec 2016), auszuweiten.

Danksagung

Das Mollix-Modul "Habitatbereitstellung" wird im Rahmen des BMBF-Forschungsprojektes „River Ecosystem Service Index (RESI)“ (Förderkennzeichen 033W024A-K) entwickelt. Das Verbundforschungsprojekt RESI ist Teil der BMBF-Fördermaßnahme „Regionales Wasser-Ressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland (ReWaM)“ im Förderschwerpunkt NaWaM im Rahmenprogramm FONA3. Für die sehr konstruktive Zusammenarbeit möchten wir uns beim RESI-Team, insbesondere dem des Teilprojekts "Habitatbereitstellung", sowie bei den österreichischen Kollegen, v.a. A. Chovanec, W. Graf und A. Schmidt-Kleuber, bedanken.

Literatur

- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U., Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland – Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. NaBiV 87, Bonn: 244 S.
- Chovanec, A., et al. (2005): The Floodplain Index – a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework Directive. Arch. Hydrobiol. Suppl. 155, Verlage Schweizerbart und Gebr. Borntraeger, Stuttgart: 169-185.
- Falkner, G. (1990): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere). Schriftenr. des Bayer. Landesamtes f. Umweltschutz 97, LfU, Augsburg: 61-112.
- Falkner, G. (1997): Introduction to the malacological excursion to the Bavarian Danube valley. Heldia, Bd 4, Sonderheft 5, München: 188-191.
- Falkner, G., Obredlik, P., Castella, E., Speight, M.C.D. (2001): Shelled Gastropoda of Western Europe. 1. Aufl., Verlag der Friedrich-Held-Gesellschaft, München: 267 S.
- Foeckler, F. (1990): Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. Beiheft 7 zu den Berichten der ANL, Laufen/Salzach: 154 S.
- Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H., Castella, E. (2009): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Wiesen- und Rinnenstandorte der Elbauen. In: Scholz et al. (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbäue. 1. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart: 203–243.
- Foeckler, F., Schmidt, H., Herrmann, T. (2010): Ökologische Untersuchungen im Isarmündungsgebiet. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): BfN-Skript 276, BfN Verlag, Bonn: 159 S. + Anhang.
- Foeckler, F., Stammel, B., Schmidt, H., Rumm, A. (2016): Lebensräume der Flussauen: Wechselwasserzonen - "Kampfzonen" zwischen Land und Wasser. Auenmagazin 10, Neuburg/Donau: 31-37.
- Graf, W., Chovanec, A. (2016): Entwicklung eines WRRL-konformen Bewertungssystems für Auen großer Flüsse auf Basis des Makrozoobenthos unter besonderer Berücksichtigung der Donau. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.), Wien: 46 S.
- Januschke, K., Verdonschot, R.C.M. (2016): Effects of river restoration on riparian ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in Europe. Hydrobiologia 769: 93-104.
- Körnig, G., Hartenauer, K. Stark, A. (2013): Die Weichtiere (Mollusca) des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamts für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.), Vol. 12, Halle/Saale: 336 S.
- Moorkens, E.A., Killeen, I.J. (2009): Database of association with habitat and environmental variables for non-shelled slugs and bivalves of Britain and Ireland. Irish Wildlife Manuals, 41, National Parks and Wildlife Service, Department of the Environment, Heritage and Local Government, Dublin: 190 S.
- Richardot-Coulet, M., Castella E., Castella C. (1987): Classification and succession of former channels of the French Upper Rhône alluvial plain using Mollusca. Regulated Rivers 1: 111-127.
- Rumm, A., Scholz, M., Bushart, M., Foeckler, F. (2014a): Mollusken als Bioindikatoren in Auenlebensräumen am Beispiel der Elbe und Donau. Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal, 11: 28-34.
- Rumm, A., et al. (2014b): Monitoring von Land- und Wassermollusken im Zuge der Maßnahmen des Vorlandmanagements Donau, Umsetzungsabs. III, Isarmündung bis Staatshaufen. Auenmagazin 7, Neuburg/Donau: 43-48.
- Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H.D., Born, W., Henle, K. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen Analyse und Bewertung von HochwasserRetention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. NaBiV 124, Bonn: 257 S.

- Sládeček, V. (1964): Zur Ermittlung des Indikations-Gewichtes in der biologischen Gewässeruntersuchung.
Arch. Hydrobiol. 60, Verlage Schweizerbart und Gebr. Borntraeger, Stuttgart: 241-243.
- Waringer, J., et al. (2005): The Floodplain Index – habitat values and indication weights for molluscs,
dragonflies, caddiesflies, amphibians and fish from Austrian Danube floodplain waterbodies.
Lauterbornia 52: 177-186.

Phytoplankton in großen europäischen Fließgewässern – nährstoffsensitive Bewertungsverfahren und unzählige Störfaktoren

Mischke Ute, Markus Venohr & Judith Mahnkopf

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, DE; Email: mischke@igb-berlin.de

Keywords: Eutrophierung, Flüsse, Europa

Einleitung

In Europa wurden in den letzten Jahren verschiedene nationale Bewertungsverfahren für sehr große Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in 13 Ländern entwickelt. Folgende Fragen stellen sich, wenn man die Struktur der Verfahren und ihr Bewertungsergebnis miteinander in der sogenannten Interkalibrierung europaweit vergleicht:

Auf welche Belastungskombinationen zielen die Verfahren ab? Gibt es einen Nachweis für nährstoffsensitive Bewertungsverfahren für große Ströme? Welche Gruppierungen (Subtypen) können aufgrund der unterschiedlichen Reaktion des Phytoplanktons auf Belastung sinnvoll gebildet werden? Welche Hintergrundwerte nimmt man an, wenn angesichts flächendeckender Belastung der sehr großen Ströme, Referenzgewässer und ein Gradient in der Belastungsintensität national fehlen? Gibt es einen gemeinsamen Schwellenwert für die Biomasse, ab dem die EU-Staaten ein großes Fließgewässer für bewertungswürdig halten? Welche Kenngrößen charakterisieren die taxonomische Zusammensetzung und welche von ihnen erweisen sich als nährstoffsensitiv?

Am Beispiel von Fließgewässern im Elbegebiet wurde im Rahmen des EU-Projektes MARS eine Multi-Faktoren-Analyse durchgeführt. Welche Faktoren interagieren mit der Nährstoffbelastung und haben eine verstärkende oder vermindernde Wirkung auf die resultierende Biomasse als Vegetationsmittel von Chlorophyll a? Welche Handlungsoptionen bestehen, um die Eutrophierungserscheinungen in großen Fließgewässern zu mindern?

Material und Methoden

Untersuchungsparameter und -gebiete

Für Phytoplankton: Chlorophyll a- Konzentration (Chl_a), Artzusammensetzung (Utermöhl-Verfahren) und. Umwelt: Nährstoffkonzentrationen (Gesamt (TP, TN) und gelöste Fraktionen), Chlorid, Trockengewicht (DW) und BO5, Gebietsgröße (km^2) und Abflussspende (Liter $\text{km}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Die Probenahme erfolgt zumeist monatlich aus der fließenden Flussmitte im April-Oktober. Die Überwachungsdaten wurden zu einem Jahresmittelwert zusammengefasst und Indexwerte von biologischen Metrics u.a. TIP nach Mischke et al. (2011) und Q-Index nach Borics et al. (2007) berechnet.

Die Untersuchungsdaten stammen aus drei Quellen: 1. Einer Datensammlung für 630 Jahresmittelwerte auf europäischer Ebene aus 13 Ländern für sehr große Flüsse (Mischke et al. 2016a;

(XGIG_LR_PP_DB.accdb; IGB Berlin), 2. den Überwachungsdaten für Phytoplankton in Flüssen der Bundesländer 2005-2013 und 3. von 105 Messorten aus Elbe und den Zuflüssen (Mischke et al. 2016b).

Statistische Analyse

Neben korrelativen Analysen zwischen Umweltparametern und dem Phytoplankton (zumeist Chl_a) in Gewässertypgruppen wurden auch Multi-Faktoren-Analysen mit empirischen Modellen (GLM, GLMM) mit dem Programm R mit log-transformierten Werten durchgeführt (Feld et al. 2016).

Ein prozess-basiertes Modell (PhytoBasinRisk, Mischke et al. 2016) wurde mit empirischen Daten für das gesamte Flussgebiet Mittlere Elbe, unterteilt in 722 Teileinzugsgebieten, für 100 verfügbare Messstellen kalibriert. Für den Sensitivitätstest wurde ein synthetischer Datensatz produziert: Die Eingangsdaten jedes Teileinzugsgebiet unter MQ- Bedingungen (2005-2010) wurden verändert mit Reduktion von TP um 20% bzw. 30%, Erhöhung der Wassertemperatur um 2 °C und Steigerung des vorhandenen Anteils an Ufergehölzen auf 80% -100%.

Ergebnisse

Belastungsfaktoren

Aus der Dokumentation der europäischen Bewertungsverfahren (Mischke et al. 2016) geht hervor, dass neben Verfahren, die ausschließlich hinsichtlich einer Sensitivität gegenüber Gesamtphosphor (TP) kalibriert wurden (DE, CZ, LV, SK), einige Verfahren (HU, RO) weitere Umweltparameter (N, BO5) einbeziehen. Zur Überprüfung wurde ein GLM-Modell aus den Beobachtungswerten der Untersuchungsparameter abgeleitet, um deren Einfluss auf die Reaktionsgröße Chl_a zu berechnen. Das Modell lieferte ein Ranking der Einflussstärke für die 10 Umweltparameter, wobei wie erwartet PO4, TN und Chlorid den größten Einfluss auf Chla haben (Abbildung 1). Es ist das Vorzeichen der Koeffizienten in der GLM-Ausgabe zu beachten: Im Fall des gelösten Phosphors (PO4) war dies negativ: abnehmende Konzentrationen an PO4 korrelieren mit steigendem Chl_a. Dieses Phänomen wurde auch für die empirische Modellierung von Chl_a an in der Mittleren Elbe beobachtet und durch die Konsumption von gelöstem P durch das Phytoplankton als kausal erklärt (Mischke et al. 2016b). Chl_a reagiert hingegen wie erwartet auf TP mit steigender Konzentration.

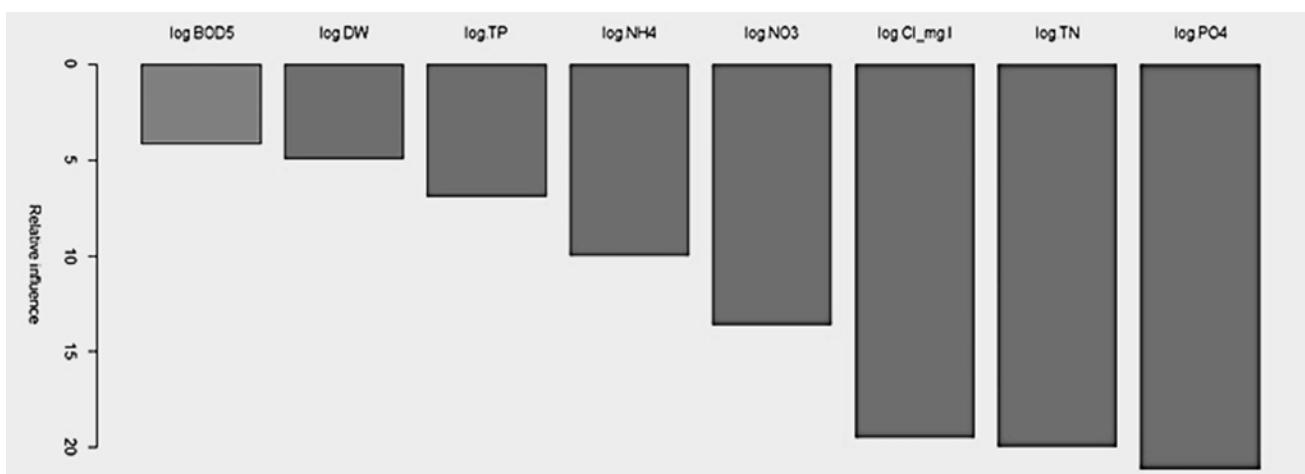


Abb. 1: Relativer Einfluss der Umweltfaktoren auf die Chlorophyll a –Konzentration in sehr großen Flüssen in Europa (von rechts nach links: BO5, DW, TP, NH4, NO3, Cl, TN, PO4).

Basierend auf dem festgestellten zusätzlichen Einfluss von Stickstoff und Chlorid und einer Optimierung der Korrelation zur Bewertung der Gewässer durch die Länder (EQR) wurde im europäischen Vergleichsprozess eine kombinierter Index aus TP, TN und log Cl als Messlatte zur Bestimmung der Belastungsgröße definiert (Mischke et al. 2016).

Nährstoffsensitive Bewertungsverfahren

Metrik „Biomasse“ (Chl_a): Im DE-Verfahren PhytoFluss werden die Fließgewässer eingeteilt in solche mit großer und kleiner Abflussspende ($< > 10 \text{ l km}^{-2} \text{ s}^{-1}$), da zum Beispiel die Elbe sehr viel mehr Biomasse bildet als der Rhein (Mischke et al. 2011). Die Überprüfung der Typunterscheidung im europäischen Datensatz bestätigte, dass nur in Flüssen mit kleiner Abflussspende wie Elbe/Labe, Weser, Vistula und Odra das 75%-Perzentil mit steigendem TP zu nimmt, während in Gewässern wie Donau und Rhein kein Zusammenhang besteht (Abbildung 2 unten), so auch im Gesamtdatensatz ($r^2 = 0.03$).

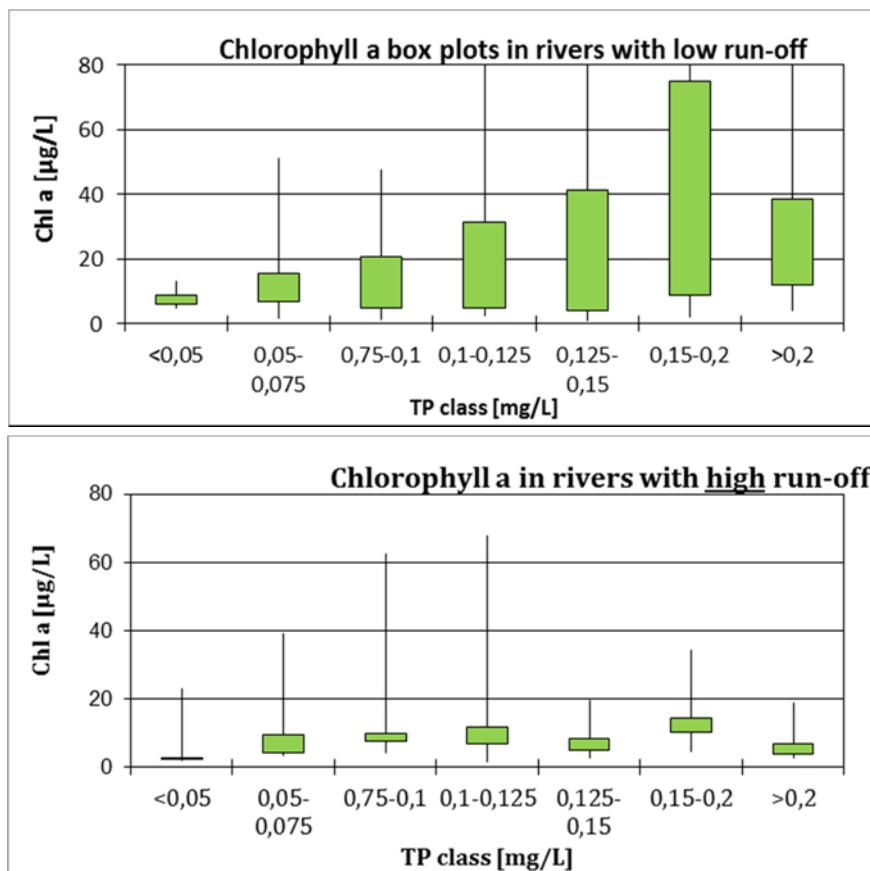


Abb. 2: Verteilung der Chl_a Jahresmittelwerte in Klassen mit steigender Gesamtphosphor-Konzentration (TP) unterteilt nach großen Flüssen mit kleiner (oben) und großer Abflussspende (Gratik unten).

Metrik „Taxonomische Zusammensetzung“: Von den 8 getesteten nationalen Metrics erwiesen sich der auf Indikatortaxa basierte TIP (Mischke et al. 2011; $r^2 = 0,293$) und der auf eine funktionelle Gruppenzuordnung basierende Q-Index (Borics et al. 2011; $r^2 = 0,049$) als sensitiv gegenüber der kombinierten Belastungsgröße (s.o.), jedoch jeweils mit erheblicher Streuung.

Die aus Chl_a, TIP und Q-Index kombinierte allgemeine Bewertung („common metric“) ist für die europäischen Messstellen zur Belastungsgröße deutlich besser korreliert ($r^2 = 0.5668$, Mischke et al. 2016a) als die Einzelgrößen und umspannt einen weiten Belastungsgradienten.

Hintergrundwerte

Da Referenzgewässer fehlen, wurden chemische Hintergrundwerte zur Verankerung der Bewertung herangezogen. Die Hintergrundwerte wurden sehr unterschiedlich hergeleitet:

- a) H/G-Grenze TP 50µg/L - Rekonstruktion aus Modellierung TP > Regression zu Chl_a je Gewässertyp > Referenzbiomasse (Mischke et al. 2011)
- b) Perzentilanalyse unter Einbeziehung kleinerer Flüsse (10% Perc.)
- c) Expertenmeinung und habitat-basierte Analogie zu Seenexpertise für funktionelle Gruppen (Borics et al. 2007)

In Europa konnte man sich bisher nicht auf gemeinsame Hintergrundwerte für Nährstoffe in Flüssen einigen. Anstelle dessen wurde durch das sogenannten „continuous benchmarking“ der biologische Indexwert der allgemeinen Bewertung (s.o.) an der Klassengrenze sehr gut zu gut und gut zu mäßig durch den Mittelwert der Grenzwerte aller beteiligten Länder festgelegt. Indirekt korrespondiert dazu der Level der kombinierten Belastungsgröße, was rückgerechnet auf die Klassengrenze gut / mäßig etwa Konzentrationen (in mg/L) von 0,12 für TP, 2 für TN und 100 für Chlorid ergibt.

Interaktion von Einflussgrößen

Im empirischen GLM-Modell für die Elbe und ihren Nebenflüssen wurden synergistische Interaktionen der Faktoren Einzugsgebietsgröße zu Nitrat ($Ae * NO_3$) und zu Gesamtporphor ($Ae * TP$) identifiziert (Mischke et al. 2016b). Die Integration der Interaktionsterme verbesserte das GLM-Modell erheblich.

Handlungsoptionen

Als Handlungsoption zur Verminderung der Eutrophierung in Flüssen des Elbegebiets ist u.v.a. eine Förderung von beschattenden Ufergehölzen möglich. Der Effekt einer Beschattung durch Uferbäume an 80-100% aller kleinen und mittelgroßen Flüsse wurde mit dem neuen Modell PhytoBasisRisk für die Reaktionsgröße Chl_a simuiert (Mischke et al. 2016b).

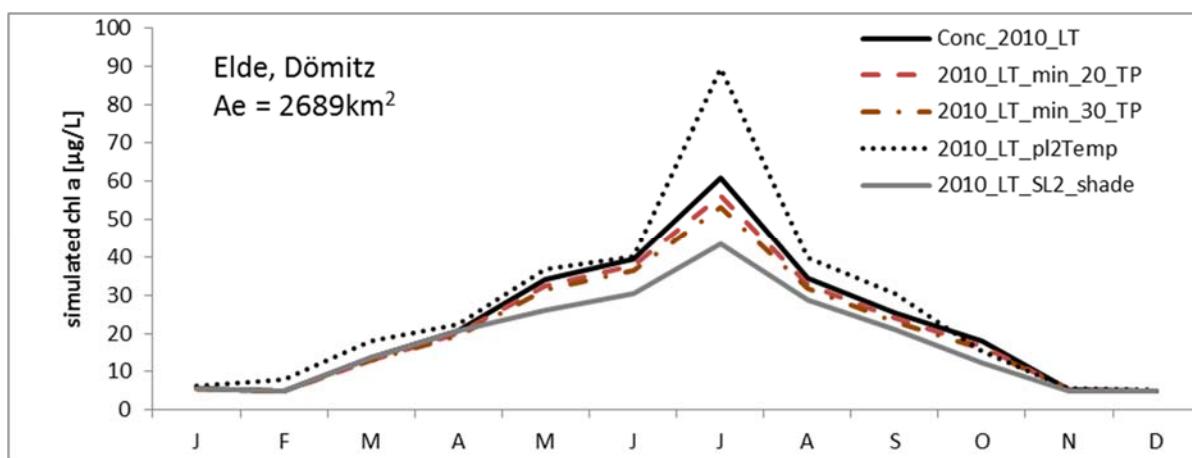


Abb. 3: Monatlich simulierte Chl_a-Konzentrationen unter historischen (Conc_2010_LT) und den davon synthetisch abgeänderte Bedingungen (+2°C; TP -20%, -30%; Ufergehölze an 80-100% am Oberlauf) für den Ort Elde bei Dömitz als Beispiel für einen von 95 kalibrierten Orten.

Das Sommermaximum von Chl_a wird in der Beschattungssimulation für kleine Fließgewässer deutlich reduziert (Abbildung 3, SL2_shade). In Flüssen mit großem Einzugsgebiet ist diese Beschattung wenig wirksam. Antagonistisch zur Beschattung wirkt eine um 2 °C erhöhte Wassertemperatur (s.

Abbildung 3). Chl_a reagiert für die meisten Modellberechnungen kaum auf eine 20 bzw. 30% Reduktion von TP, da limitierende P-Konzentrationen nicht erreicht wurden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die ökologische Bewertung für die EU-WRRL soll für Einflussgrößen sensitiv sein, die durch eine anthropogene Belastung verändert werden. Dazu gehören im Fall „Phytoplankton“ die Nährstoffe.

In allen drei umfangreichen Datensätzen konnte die Biomasse des Phytoplanktons nur in einem sehr geringen Maße durch TP empirisch vorausgesagt werden. Dies wurde durch die Einbeziehung von Stickstoff und Chlorid und durch Einbeziehung eines Typkriteriums (Abflussspende) verbessert.

Eine kombinierte Bewertung mittels Biomasse und taxonomischer Zusammensetzung wird durch die EU-WRRL gefordert und erweist sich im Fall „Phytoplankton in großen Flüssen“ als sensitiver als eine Bewertung mit der Einzelkomponente „Biomasse“. So erfolgt in 13 Ländern eine kombinierte WRRL-Bewertung von großen Flüssen, in der die taxonomische Zusammensetzung eine wichtige Bedeutung hat. Dies gilt insbesondere für abflussreiche Ströme wie Donau, für die man keinen korrelativen Zusammenhang von Biomasse zu Nährstoffen ableiten kann und die Chlorophyll_a-Konzentrationen zumeist gering sind (<20 µg/L).

Prozess-basierte longitudinale Simulationen der Biomasse in Flüssen verdeutlichen, dass weitere Einflussgrößen wie Lichtbedingungen, Abfluss, Temperatur und der Wegfraß durch Grazer (Hardenbicker et al. 2016, Mischke et al. 2016) maßgeblich bestimmen können.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen dreier Projekte: LAWA O 8.14 im Länderfinanzierungsprogramm, „Weiterentwicklung von Bewertungsverfahren“ (UBA, FKZ 3714 22 211 0) und in MARS gefördert durch die European Union im 7th Framework Programme, Grant Agreement 603378 in Kooperation mit der FGG Elbe. Die Daten von europäischen Flüssen wurden durch folgende Kollegen zur Verfügung gestellt: Georg Wolfram (AT), Jeroen VanWichelen (BE-FL), Daša Hlúbiková (BG), Detelina Belkinova (BG), Libuse Opatrilova (CZ), Kai Piirsoo (EE), Igor Stanković (HR), Gabor Varbiro (HU), Gabor Borics (HU), Jolanta Jekabsone (LV), Jurgita Stankeviciene, Tomas Virbickas (LT), Joanna Picińska-Fałtynowicz, Piotr Panek (PL), Nicoleta Rotaru, Ruxandra Garbea (RO), Maria Placha (SK)

Literatur

- Borics, G., Várbiró, G., Grigorsky, I., Krasznai, E., Szabo, S. & Kiss, K. T. (2007): A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 161(3.4), 465-486
- Feld, C.K., Segurado, P., Gutiérrez-Cánovas C. (2016): Analysing the impact of multiple stressors in aquatic biomonitoring data: A ‘cookbook’ with applications in R, *Sci Total Environ.* 573:1320-1339 3
- Hardenbicker, P., M. Weitere, S. Ritz, F. Schöll, H. Fischer (2016): Longitudinal Plankton Dynamics in the Rivers Rhine and Elbe. *River Res. Applic.* 32: 1264–1278
- Mischke, U., Venohr, M., Behrendt, H.(2011): Using Phytoplankton to Assess the Trophic Status of German Rivers. *International Revue of Hydrobiology* 96 (5): 578-598
- Mischke, U. et al. (2016a): Milestone 6 Report - Intercalibrating the national classifications of ecological status for very large rivers in Europe Biological Quality Element: Phytoplankton – December 2016
- Mischke, U., Mahnkopf , J., Gericke, A., Venohr, M. (2016b): Deliverable chapter 5.2: Elbe, Havel and Saale (Germany). In: D4.1 Case study synthesis - Final Report –Ferreira et al. 2016. Project MARS Download: www.mars-project.eu

Weg von der Braunkohle zum guten ökologischen Potenzial?

Jessica Ramm¹, Klaus van de Weyer², Brigitte Nixdorf¹

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, Seestraße 45, D- 15526 Bad Saarow, Jessica.Ramm@b-tu.de, nixdorf@b-tu.de

² lanaplan GbR, Landschafts- und Gewässerökologie, Analyse und Planung, Lobbericher Str.5, D - 41334 Nettetal, klaus.vdweyer@lanaplan.de

Keywords: Tagebauseen, Bewertung ökologisches Potenzial, Phytoplankton, Makrophyten und Phytabenthos

Einleitung

Mehr als 500 Tagebauseen entstehen in Deutschland als Folge des Bergbaus, etwa 100 Seen davon sind > 50 ha und sind somit oder werden berichtspflichtig nach Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL). Das Ziel für die künstlichen Seen nach EG-WRRL ist ein gutes ökologisches Potenzial bis 2015 bzw. 2027 zu erreichen. Dazu wurden die Typisierungs- und Bewertungsverfahren für neutrale und saure Tagebauseen in Anlehnung an die Bewertung des ökologischen Zustands natürlicher Seen entwickelt und angewendet. Die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton sowie Makrophyten und Phytabenthos werden in einem vierstufigen System im Wesentlichen zur Bewertung des ökologischen Potenzials „gut und besser“ bis hin zu „schlecht“ herangezogen. Die Bewertungsverfahren beziehen den Gewässertyp, die Ökoregion, die Geologie und Gewässerstruktur mit ein.

Zielstellung

In der als UBA-Text veröffentlichten Studie Nixdorf et al. (2016) werden die Projektergebnisse zur aktuellen ökologischen Situation ausgewählter Tagebauseen in Deutschland übersichtlich dargestellt. Einzelne Steckbriefe für betrachtete neutrale und saure Tagebauseen sind nach den „Steckbriefen der deutschen Seetypen“ (Riedmüller et al. 2013) modifiziert worden und werden in der Studie präsentiert. Die Seetyp-Steckbrief-Angaben wurden ergänzt um die Naturschutzfachliche Bedeutung, der Nutzung sowie dem Badegewässerzustand der Tagebauseen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiete

Insgesamt konnten 36 Tagebauseen > 50 ha in sechs verschiedenen Bundesländern berücksichtigt werden, wovon acht Seen als sauer eingestuft wurden (pH extrem sauer < 2,8 – 6 < schwach sauer bis neutral; s. Abbildung 1). Die meisten bewerteten Tagebauseen sind im ehemaligen Mitteldeutschen Revier (14 Tagebauseen) zu finden, davon liegen 11 Seen in Sachsen-Anhalt und drei Seen in Sachsen. Im Lausitzer Revier wurden acht Seen und im Rheinischen Revier sechs Seen betrachtet. Die Bewertung des ökologischen Potenzials der fünf sauren Seen im ehemaligen Oberpfälzer Revier (Bayern) gilt derzeit als unsicher.

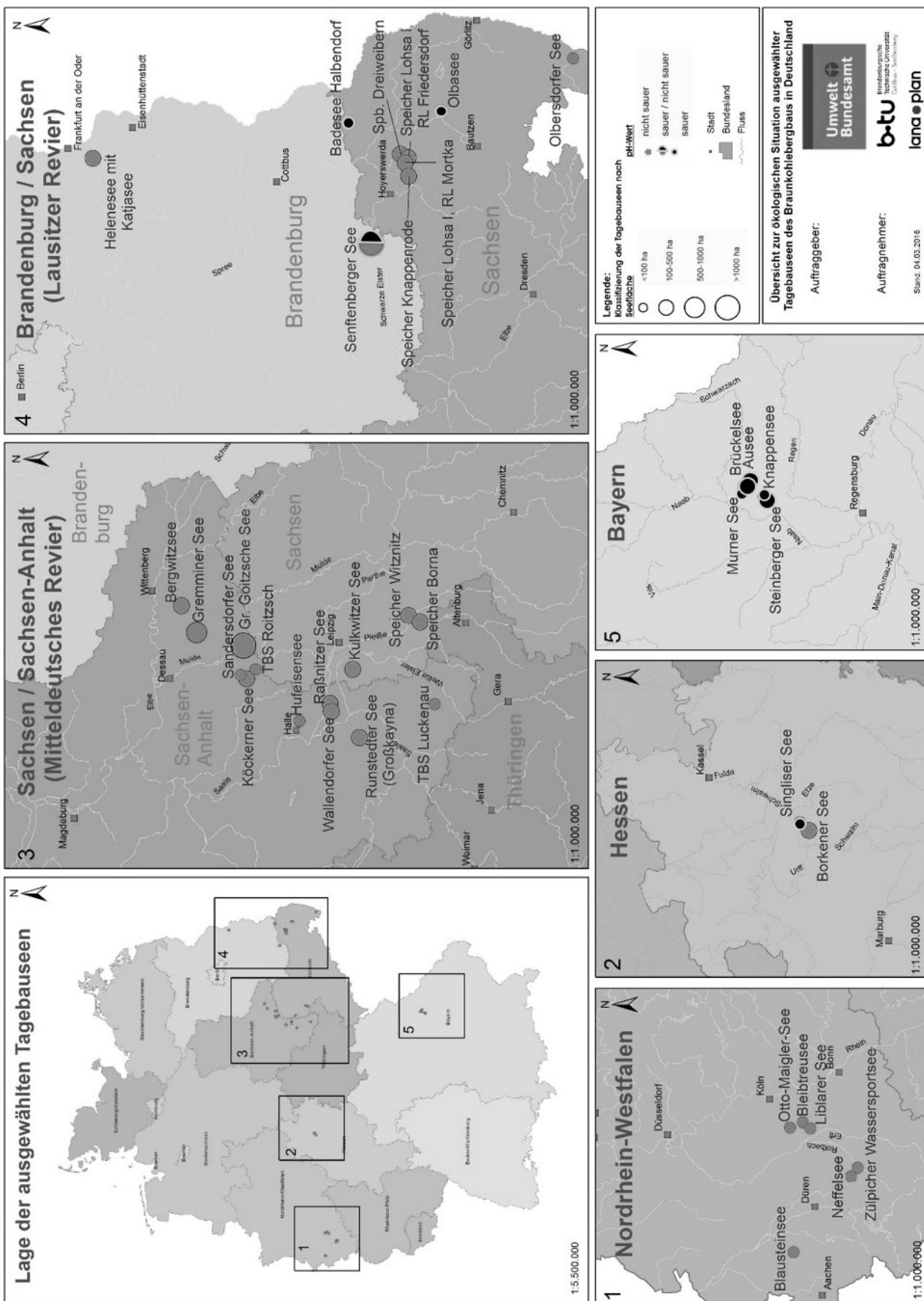


Abb. 1: Übersichtskarte ausgewählter Tagebauseen.

Bewertungsverfahren

Zur Bewertung des Phytoplanktons in neutralen Tagebauseen wird das Verfahren nach Mischke et al. (2015; PhytoSee 6.0) herangezogen. Für saure Tagebauseen wird das Modul nach Leßmann und Nixdorf (2009) mittels Biodiversitätsindices Shannon-Index und Evenness eingesetzt. Für Makrophyten und Phytobenthos (benthische Diatomeen und Aufwuchsalgen) wird das Bewertungsverfahren nach Schaumburg et al. (2014; PHYLIB 5.3) verwendet. Beide Metrics werden zu einem Gesamtindex vereinigt.

Ergebnisse

Das ökologische Potenzial „gut und besser“ erreichen 19 Seen der in dieser Studie bewerteten Tagebauseen (s. Tabelle 1). Das sind mehr als die Hälfte der Grundgesamtheit. Daraus ergibt sich eine Anzahl von 12 gemeldeten Tagebauseen, die das Ziel „gutes ökologisches Potenzial“ verfehlten und fünf Tagebauseen, die im 2. Bewirtschaftungsplan keine Wasserkörper im Sinne der EG-WRRL sind, da sie sich noch unter Bergaufsicht befinden. Das ermittelte ökologische Potenzial wird nicht gemeldet, da die Bewertung zurzeit noch unsicher ist.

Tab. 1: Liste der Tagebauseen, die das gute ökologische Potenzial erreichen bzw. „nicht“ erreichen.

Ökol. Potenzial "gut und besser"					Ökol. Potenzial "nicht gut"				
Tagebausee	PP	MP	ÖP	UQN FS*	Tagebausee	PP	MP	ÖP	UQN FS*
Brandenburg									
Senftenberger See	-	2	2	e					
Helenesee	1	2	2	e					
Hessen									
Borkener See	1	-	2	e					
Singliser See	2	-	2	e					
NRW									
Bleibtreusee	1	2	2	n g	Blausteinsee	1	1 (2009)	2	n g
Otto-Maigler-See	1	2	2	n g		-	3 (2014)	3	
Zülpicher See	1	2	2	n g					
Liblarer See	1	2	2	n g					
Neffelsee	1	1	2	n g					
Sachsen									
Kulkwitzer See	2	2	2	e	Badesee Halbendorf	3	-	3	n e
SP Lohsa 1 (TRG Mortka)	2	2	2	e	Olbasee	2	-	3	n e
					Olbersdorfer See	2	2	3	n e
					SP Lohsa 1 (TRG Frie- dersdorf)	2	3	3	n e
					Speicher Dreiweibern	2	2	3	n e
					Speicher Borna	2	3	3	n e
					Speicher Knappenrode	2	4	4	n e
					SP Witznitz, TP Mitte	4	-	4	n e
Sachsen-Anhalt									
Wallendorfer See	2	-	2	e	Bergwitzsee	2	3	3	n e
Raßnitzer See	2	-	2	e	Tagebausee Luckenau	2	3	3	n e
Runstedter See	2	2	2	e	Tagebausee Roitzsch	2	3	3	n e
Hufeisensee	2	2	2	e					
Gremminer See	2	2	2	e					
Goitzschesee - E1-MP	2	2	2	e					
Tagebausee Köckern -	2	2	2	e					
Sandersdorfer See	2	2	2	e					

- Fortsetzung nächste Seite -

- Fortsetzung - Bayern - nicht gemeldet				
Ausee**	5	-	***	
Brückelsee**	-	4	***	
Knappensee**	2	4	***	
Murner See**	3	4	***	
Steinberger See**	3	3	***	

PP – Phytoplankton, MP – Makrophyten und Phytobenthos, ÖP – Ökologisches Potenzial, *Umweltqualitätsnormen für flussgebietsspezifische Schadstoffe (UQN FS) zur Beurteilung des ökologischen Potenzials nach Anlage 5 OGewV (2011), **diese Seen sind im 2. Bewirtschaftungsplan keine Wasserkörper im Sinne der EG-WRRL, das ermittelte ökologische Potenzial wird nicht als offizielle Bewertung gemäß EG-WRRL von Bayern gemeldet; *** Bewertung zurzeit noch unsicher, - keine Bewertung, e – Umweltqualitätsnormen eingehalten, n e – Umweltqualitätsnormen nicht eingehalten, n g – flussgebietsspezifische Schadstoffe werden vom LANUV NRW in Tagebauseen nicht gemessen

Zusammenfassung und Ausblick

Die Mehrzahl der 36 ausgewählten Tagebauseen erreichen das ökologische Potenzial „gut und besser“. Zurzeit erreichen 12 Seen „nicht“ das gute ökologische Potenzial, da in 25 % der Fälle eine Überschreitung von flussgebietsspezifischen Schadstoffen vorliegt (ökologisches Potenzial insgesamt nur „mäßig“, obwohl biologische Qualitätskomponenten z.T. gute Ergebnisse zeigen). Der Tagebausee Speicher Witznitz hingegen zeigt deutliche Anzeichen einer Eutrophierung (Phytoplankton-Bewertung „unbefriedigend“).

Allgemein können wir sagen, dass Tagebauseen das Potenzial haben (sehr gutes Phosphorbindungsvermögen), nährstoffarme Seen mit guter Wasserqualität zu sein. Einige Seen sind derzeit nicht bewertbar, da sie sich noch in der Füllungsphase oder unter Bergaufsicht befinden etc., z.T. mit unzureichender Beprobungsanzahl und Monodominanz von Phytoplankton.

Saure Tagebauseen sind durch geringe Diversitäten im Artenspektrum der Primärproduzenten gekennzeichnet (z.B. Tagebauseen in Bayern). Hier muss überprüft werden, ob Bewertungsverfahren überarbeitet werden müssen im Sinne einer Anpassung an besondere ökologische Verhältnisse dieser Seen. Wir empfehlen das PHYLIB-Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos in sauren Tagebauseen zu überarbeiten. Das PhytoSee-Bewertungsverfahren für Phytoplankton in sauren Seen basiert auf Diversitätsindices und ist bereits in Überarbeitung (LAWA O1.15).

Danksagung

Wir bedanken uns bei den einzelnen Sachgebietsleitern und Sachbearbeitern der jeweiligen Bundesländer für die sehr gute Kooperation (LANUV-NRW, LfU, LfULG, LTV, LHW, LUGV). Außerdem danken wir der LMBV für die Datenbereitstellung. Finanziert wurde dieses Vorhaben (Projekt-Nr. 50777) durch das Umweltbundesamt (UBA) der Bundesrepublik Deutschland.

Literatur

- LAWA O1.15 (2015): Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens mit Phytoplankton für saure Bergbaufolgeseen und Integration in das PhytoSeeWRRL-Verfahren und Bewertungstool, Prüfung und Dokumentation der Übereinstimmung mit der Europäischen Interkalibration. Projektskizze – Länderfinanzierungsprogramm Wasser und Boden 2015.
- Leßmann, D., Nixdorf, B. (2009): Konzeption zur Ermittlung des ökologischen Potentials von sauren Bergbauseen anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton. Studie im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Az.: 13-0345.44/299, Dresden. Download: [http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/BTU_Abschlussbericht_oekPotsaureBBSeen.pdf]

- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Deneke, R., Nixdorf, B. (2015): „Handbuch für die Seenbewertung mittels Plankton – Phyto-See-Index (Teil A) und PhytoLoss-Modul Zooplankton (Teil B). S. 1-143.
- Nixdorf, B., Ramm, J., van de Weyer, K., Becker, E. (2016): Übersicht zur ökologischen Situation ausgewählter Tagebauseen des Braunkohlebergbaus in Deutschland. UBA-Texte 68/2016,**
Projektnummer 50777, UBA-FB 002383. 200 S. ISSN 1862-4804. Download:
[<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/uebersicht-zur-oekologischen-situation>]
- Riedmüller, U., Mischke, U., Pottgießer, T., Böhmer, J., Deneke, R., Ritterbusch, D., Stelzer, D. & Hoehn, E. (2013): Steckbriefe der deutschen Seetypen. – Begleittext und Steckbriefe. 85 S. Download:
[<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/seen>]
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D. (2014): Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos für künstliche und natürliche Gewässer sowie Unterstützung der Interkalibrierung. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt Nr. O10.10), 163 S., Augsburg/Wielenbach.

GEWÄSSERRENATURIERUNG UND ÖKOLOGISCHE DURCHGÄNGIGKEIT

BRÜCKMANN, JAN: Substratbezogene Zusammensetzung des Makrozoobenthos - Eine vergleichende Betrachtung unterschiedlicher Substrattypen in Tieflandbächen.

DUMEIER, ARLENA & ELLEN KIEL: Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Makroinvertebraten in einem Tieflandbach.

GANGI, LAURA & ANNE SCHULTE-WÜLWER-LEIDIG: Wiederherstellung der Durchgängigkeit im Rheineinzugsgebiet im Rahmen des Masterplan Wanderfische Rhein.

GEIGER, FRANZ; MATHILDE CUCHET & PETER RUTSCHMANN: Experimentelle Untersuchungen von Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftkonzepten mit geneigten und horizontalen Rechen.

LESSMANN, DIETER & JESSICA POLAK: Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen an der Spree auf Basis des Makrozoobenthos.

WETJEN, MAJ; THOMAS SCHMIDT; DIRK HÜBNER & RALF SCHULZ: Genetische Diversität der Nase (*Chondrostoma nasus*) in Zuflüssen des Mittelrheins und abgeleitete Managementempfehlungen.

ZINGRAFF-HAMED, AUDE; SABINE GREULICH; GREGORY EGGER; STEPHAN PAULEIT & KARL MATTHIAS WANTZEN: Urban river restoration, evaluation and conflicts between ecological and social quality.

Substratbezogene Zusammensetzung des Makrozoobenthos - Eine vergleichende Betrachtung unterschiedlicher Substrattypen in Tieflandbächen

Jan Brückmann¹

¹ Institut Dr. Nowak GmbH & Co. KG, Mayenbrook 1, 28870 Ottersberg, jab@limnowak.com

Keywords: Makrozoobenthos, Substrattypen, Sekundärsubstrate, Tieflandbäche

Einleitung

Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen haben in der Vergangenheit zu einer nachhaltigen Veränderung der strukturellen Beschaffenheit unserer einst natürlichen Fließgewässer-Ökosysteme geführt (Rasper 2001). Als Folge ging die natürliche Dynamik und Strukturvielfalt vieler Fließgewässer verloren. Besonders stark betroffen sind diesbezüglich die Bäche und Flüsse des Tieflandes, welche durch Maßnahmen des technischen Kulturwasserbaus über Jahrhunderte hinweg degradiert wurden.

Gerade in Bezug auf die Fließgewässer des Tieflandes fehlen zudem wissenschaftliche Erkenntnisse über die Bedeutung der Struktur- und Substratvielfalt für die Gewässerfauna. Beispielsweise sind detailliertere Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung hydromorphologischer Strukturen für das Makrozoobenthos erforderlich. Die Ergebnisse solcher Untersuchungen können einen Beitrag für die zukünftige Bewertungs- und Renaturierungspraxis leisten.

Als Teilaspekt einer am Fachgebiet Gewässerökologie/Gewässerentwicklung der Universität Kassel durchgeführten Dissertation erfolgte eine substrattypenbezogene Auswertung des Makrozoobenthos verschiedener Tieflandbäche und –flüsse. Dadurch konnten nähere Erkenntnisse über die Bedeutung der Substratvielfalt für die Makrozoobenthosfauna von Tieflandgewässern gewonnen werden. Die Ergebnisse der im Jahr 2015 abgeschlossenen Originalarbeit (Brückmann 2015) sind in die vorliegende Publikation eingegangen.

Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im norddeutschen Tiefland in einer überwiegend landwirtschaftlich geprägten Region zwischen den Städten Bremen und Hamburg. Es umfasst Teilbereiche der Flussgebiete Wümme und Oste in den Flusseinzugsgebieten von Weser und Elbe.

Als Untersuchungsgewässer wurden insgesamt 6 sand- und kiesgeprägte Tieflandbäche und –flüsse mit jeweils unterschiedlichen hydromorphologischen und hydrologischen Eigenschaften sowie möglichst geringer saprobieller Belastung ausgewählt. Unter Berücksichtigung der typologischen und strukturmorphologischen Gegebenheiten erfolgte für jedes der Untersuchungsgewässer die Festlegung unterschiedlicher Untersuchungsabschnitte.

Untersuchungsmethoden

Die Durchführung der Probenahme, Sortierung und Bestimmung erfolgte in Anlehnung an das modifizierte „AQEM/STAR“-Verfahren, beschrieben im „Methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie“ (Meier et al. 2006).

Um alle relevanten jahreszeitlichen Aspekte zu berücksichtigen und ein möglichst großes Artenspektrum des Makrozoobenthos zu erfassen, wurde die Untersuchung der benthischen Makrofauna dreimal im Verlauf eines Jahres - während des Frühjahrs-, Sommer- und Herbstaspektes - durchgeführt.

Jeweils vor den Makrozoobenthosbeprobungen wurde zunächst an jeder Probestelle eine Flächenkartierung der vorhandenen mineralischen und organischen Substratarten vorgenommen. Die Abschätzung der Deckungsgrade der an den Probestellen vorkommenden Substratarten erfolgte dabei in 5 %-Stufen. Die für die Arbeit an Tieflandgewässern angepasste Auswahl der Substratarten ist der folgenden Tab. 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Karte Substratarten an den Probestellen der Untersuchungsgewässer (nach Braukmann 1997, Meier et al. 2006, verändert)

Lfd. Nr.	Substratart	Beschreibung
1	Akal	Fein- bis Mittelkies (> 2 mm – 2 cm)
2	Psammal	Sand (> 6 µm – 2 mm)
3	Argillal	Feinsand, Schluff, Ton (< 6 µm)
4	Xylal	Baumstämme, Totholz, Äste, größere Wurzeln
5	Makropelal	Grobdetritus (Falllaub, Zweige, Pflanzenreste)
6	Mikropelal	Feindetritus, organischer Schlamm
7	Phytal	Aquatische Makrophyten
8	Technolithal	Künstliche Substrate (Steinschüttungen)

Nach der Substratkartierung erfolgte die Kescherbeprobung des Makrozoobenthos. Als Methode kam dabei das Prinzip des „multi-habitat-sampling“ (Hering et al. 2004) zur Anwendung. Bei größeren Hartsubstraten wurde eine Handabsammlung durchgeführt. Um eine substrattypenspezifische Auswertung der Untersuchungsergebnisse zu ermöglichen, wurden alle vorkommenden Substratarten getrennt voneinander gesammelt und ausgewertet.

Die Lebensortierung im Gelände erfolgte weitgehend gemäß Braukmann (2000). Bei der Bestimmung wurde das in der „Operationellen Taxaliste“ (Haase et al. 2011) festgelegte Mindestbestimmungsniveau als Mindestanforderung zugrunde gelegt. Jedoch bestand für die meisten Gruppen des Makrozoobenthos die Zielsetzung einer Determination bis zur Art.

Um vergleichende Aussagen über die taxonomische Zusammensetzung der benthischen Makroinvertebraten in den verschiedenen vorhandenen Substratarten machen zu können, wurden zunächst die Individuenzahlen der einzelnen Erhebungen mit unterschiedlichem Flächenbezug auf eine Substratfläche von jeweils 1 m² hochgerechnet.

Darauf aufbauend wurden für jeden Substratart die mittleren Individuensummen und Taxazahlen sowie die mittleren prozentualen relativen Häufigkeiten aller Taxa und taxonomischen Gruppen des Makrozoobenthos ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Im Ergebnis weisen die Sekundärsubstrate Makropelal, Phytal, Xylal und Akal erwartungsgemäß die höchsten Taxa- und Individuenzahlen des Makrozoobenthos auf, während in den relativ monotonen und strukturlosen Substratarten Argillal und Mikropelal sowie im Bereich des Technolithals deutlich weniger Arten und Individuen zu finden sind. Im Psammal hingegen sind die mit Abstand geringsten Taxa- als auch Individuenzahlen festzustellen.

Die nachstehende Tab. 2 veranschaulicht die mittleren Taxa- und Individuenzahlen des Makrozoobenthos in den einzelnen untersuchten Substratarten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Sekundärsubstrate aus methodischen Gründen flächenmäßig weniger intensiv beprobt wurden und somit die Taxazahlen dieser Substrate in der Realität möglicherweise noch etwas höher ausfallen.

Tab. 2: Mittlere Individuen- und Taxazahlen des Makrozoobenthos in den verschiedenen untersuchten Substratarten

Substrat-typ	Makro-pelal	Phytal	Xylal	Akal	Mikro-pelal	Argillal	Techno-lithal	Psam-mal
Ind./m ²	5220	2669	1370	1239	763	464	450	38
Taxazahl	16	18	12	10	10	10	9	5

Auch hinsichtlich ihrer Biozönosezusammensetzungen lassen sich bei den als arten- und individuenreich erwiesenen Substratarten Makropelal, Phytal, Xylal und Akal Gemeinsamkeiten erkennen. Wie die nachfolgende Abb. 1 verdeutlicht, sind in diesen Substratarten jeweils hohe Anteile der Crustacea, Ephemeroptera und Trichoptera vertreten, während andere taxonomische Gruppen des Makrozoobenthos deutlich unterrepräsentiert sind. Abgesehen vom dominant vorkommenden Zerkleinerer *Gammarus pulex* sind diesbezüglich z. B. die aufgrund ihrer Ernährungsweise bzw. Habitatpräferenz auf solche Substratstrukturen angewiesenen und für das norddeutsche Tiefland typischen Arten *Heptagenia flava*, *Anabolia nervosa*, *Limnephilus lunatus*, *Chaetopteryx villosa* und *Hydropsyche siltalai* zu nennen.

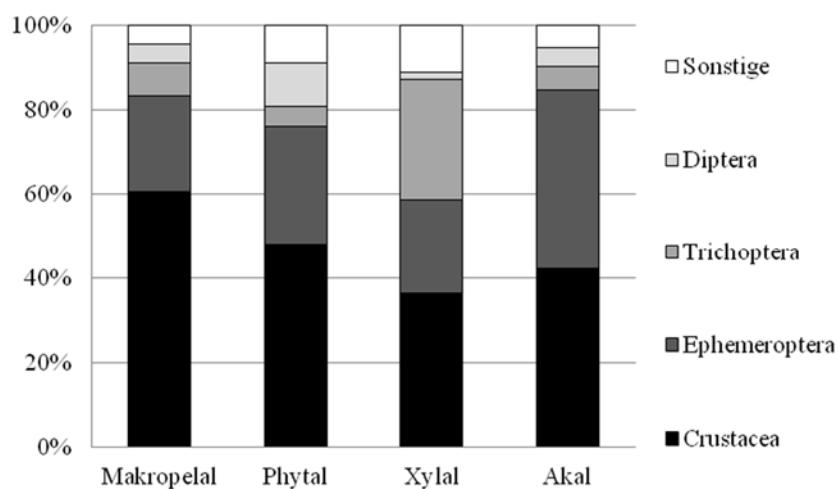


Abb. 1: Verteilungsmuster (mittlere prozentuale relative Häufigkeiten) des Makrozoobenthos in den Substratarten Makropelal, Phytal, Xylal und Akal

Die von den Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos insgesamt weniger dicht besiedelten Substratarten Mikropelal, Argillal und Psammal weisen ebenfalls vergleichbare taxonomische Zusammensetzungen auf. Wie Abb. 2 zeigt, wurden in diesen relativ monotonen und strukturlosen Lebensräumen neben den Crustacea und einigen Arten der Ephemeroptera und Trichoptera vor allem Arten der Diptera sowie weiterer Gruppen (u. a. Bivalvia) festgestellt. Eine typische Bewohnerin ist z. B. die grabende Eintagsfliegenlarve *Ephemera danica*. Daneben kommt auch die sandbewohnende Steinfliegenlarve *Isoptena serricornis* vor. Aus den Gruppen der Bivalvia und Diptera dominieren insbesondere die überwiegend in Feinsedimenten lebenden Taxa *Pisidium sp.* und *Sphaerium corneum* sowie verschiedene Arten der Chironomidae.

Das ebenfalls relativ arten- und individuenarme Technolital nimmt mit vergleichsweise hohen Anteilen an sonstigen Vertretern des Makrozoobenthos (u. a. hartsubstratbewohnende Arten der taxonomischen Gruppen Gastropoda, Turbellaria und Hirudinea) eine Sonderstellung hinsichtlich der Zusammensetzung der benthischen Wirbellosenfauna ein.

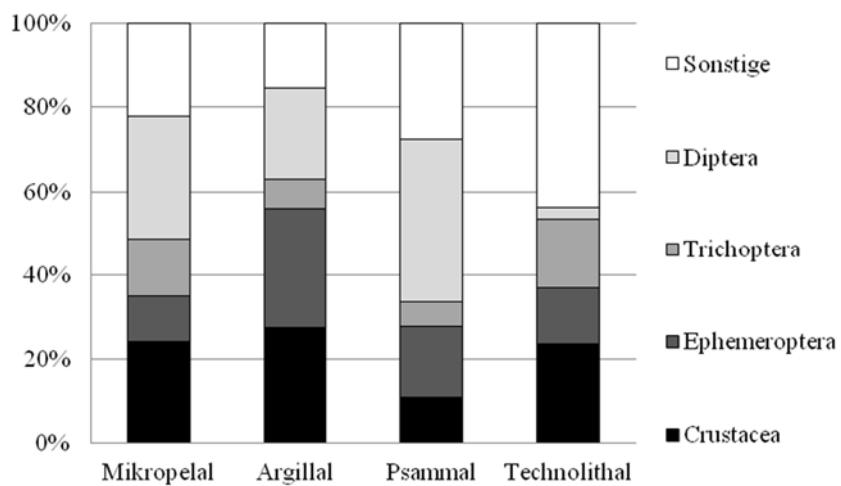


Abb. 2: Verteilungsmuster (mittlere prozentuale relative Häufigkeiten) des Makrozoobenthos in den Substratarten Mikropelal, Argillal, Psammal und Technolital

Schlussfolgerungen

Aus den Untersuchungsergebnissen lässt sich schließen, dass gerade in den vom besiedlungsarmen Psammal dominierten Tieflandgewässern die Ausprägung einer arten- und individuenreichen Makrozoobenthoszönose sehr stark vom Vorkommen organischer Sekundärsubstrate abhängig ist. Es zeigt sich, dass die organischen Sekundärsubstrate Makropelal, Phytal und Xylal sowie das Akal ähnliche Biozönosezusammensetzungen sowie die höchsten Taxa- und Individuenzahlen des Makrozoobenthos aufweisen. Zudem sind anspruchsvollere Arten der Ephemeroptera und Trichoptera vor allem in diesen Substratarten festzustellen.

Als Ursache der hohen Besiedlungsdichten in den organischen Sekundärsubstraten ist in erster Linie die strukturelle Komplexität der Habitate zu nennen. Strukturmorphologisch komplexe Habitate bieten den Gewässerorganismen deutlich mehr Refugialräume, Nahrungsangebot und Möglichkeiten zur Eiablage als die relativ einheitlichen mineralischen Sohlsubstrate.

Die besondere ökologische Relevanz der organischen Sekundärsubstrate für das Makrozoobenthos der Tieflandbäche und –flüsse sollte bei Renaturierungsvorhaben berücksichtigt werden.

Literatur

- Braukmann, U. (1997): Zoozönologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. - Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie Beiheft 26, 2. Auflage: 355 S., Verlag Schweizerbart, Stuttgart
- Braukmann, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie Band 56: 501 S., Karlsruhe
- Brückmann, J. (2015): Die Makrozoobenthosgemeinschaften hydromorphologisch unterschiedlicher Tieflandbäche – Analyse und Bewertung. – Dissertation, kassel university press, 375 S., Kassel
- Haase, P., Sundermann, A., Schindehütte, K. (2011): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. – Forschungsinstitut Senckenberg:
<http://www.fliessgewaesserbewertung.de>. Zugriff im September 2011
- Hering, D., Meier, C., Rawer-Jost, C., Feld, C. K., Biss, R., Lohse, S., Böhmer, J. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. – In: Limnologica 34: 398-415
- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. – <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>. Zugriff im Januar 2009
- Rasper, M. (2001): Morphologische Fließgewässertypen in Niedersachsen. - Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ) (Hrsg.): 98 S., Hildesheim

Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Makroinvertebraten in einem Tieflandbach

Arlena Dumeier¹ & Ellen Kiel¹

¹Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, AG Gewässerökologie und Naturschutz, IBU, Fk. V, Ammerländer Heerstraße 114-118, 26129 Oldenburg,

arlena.dumeier1@uni-oldenburg.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: natürliche Substratexponate, aktive Wiederansiedlung, Benthosfauna

Einleitung

Eine zunehmende morphologische und strukturelle Degradierung von Flüssen und Bächen in den letzten Jahrzehnten führte zu einer Verringerung der Biodiversität gewässertypspezifischer Makroinvertebraten. Die resultierenden Defizite in der ökologischen Qualität müssen gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) durch geeignete Maßnahmen behoben werden, um den „guten ökologischen Zustand“ in Oberflächengewässern wieder herzustellen (Palmer et al. 2014). Verschiedene Studien haben allerdings gezeigt, dass Verbesserungen in der Hydromorphologie durch Renaturierungsmaßnahmen nicht zwingend zu einer Erhöhung der typspezifischen Fauna in den Gewässern führen (Smukalla & Friedrich 1994; Jähning et al. 2008; Hering et al. 2010). Die biologische Situation renaturierter Gewässerabschnitte ist stark von dem Wiederbesiedlungspotential der Umgebung und des Einzugsgebietes abhängig (Fuchs & Statzner 1990). Oft identifizierte Migrationsbarrieren für Invertebraten in Fließgewässern betreffen die Drift oder die Kompensationsflüge. Aber auch abiotische Faktoren (z.B. Niederschläge) oder die Fragmentierung von Habitaten be- oder verhindern die Wiederbesiedlung (Sode & Wiberg-Larsen 1993).

Viele gewässertypspezifische Arten besitzen eine geringe Verbreitungsfähigkeit (Haase et al. 2012). Deshalb siedeln sich diese Arten nach vorheriger Störung auch in morphologisch und hydrochemisch intakten Fließgewässer z.T. nur eingeschränkt wieder an. Wo eine natürliche Wiederbesiedlung auch nach Jahren nicht eintritt, könnte eine aktive Wiederansiedlung eine Lösung darstellen. Während in der Vergangenheit verschiedentlich Erfahrungen zur aktiven Übertragung aquatischer Vertebraten und Wasserpflanzen gesammelt wurden, erwogen bzw. praktizierten Wenige die Wiederansiedlungen ganzer Gemeinschaften.

Ziel der hier vorgestellten Studie ist die Wiederansiedlung von Gemeinschaften limnischer Invertebraten, die als typische Besiedler von Sandbächen (Typ 14) gelten. Die Substratspezifität des Makrozoobenthos (Wallace & Webster, 1996) wird hierbei genutzt, um natürliche Substratexponate (NSE) herzustellen, die analog existierender Gewässerbettstrukturen (CPOM, Totholz, mineralische Substrate) gestaltet sind und für definierte Zeiträume zur Besiedlung zur Verfügung stehen

In der hier vorgestellten Vorstudie wurde die Individuenzahl und taxonomische Zusammensetzung unterschiedlicher NSE-Typen analysiert, die zuvor 2 bis 8 Wochen im Spendergewässer exponiert waren. Ziel dieser Vorstudie war es, ein geeignetes Substrat und

eine entsprechende Expositionsduer für die geplanten Umsiedlungen in ein Empfängergewässer zu erhalten.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Prinzip der Exposition

Die Expositionsstrecken befanden sich im Rotbach und dessen rechtsseitigen Zufluss, Schwarzer Bach, im Westen von Dinslaken (Nord-Rhein-Westfalen). Beide Bäche sind sandgeprägte Gewässer des Tieflandes (Typ 14) im Einzugsgebiet des Rheins.

Die Untersuchungen umfassten die Exposition natürlicher, standardisierter Substratexponate (NSE) aus Buchen- bzw. Erlenlaub, Erlenholz, kleinen Steinen sowie Mischungen verschiedener Laubarten oder ein Holz-Laub-Gemisch. Diese Substrate wurden jeweils von grobmaschigen Netzen (Maschenweite 2 cm, 44 cm x 22 cm) zusammengehalten und im Referenzgewässer (Spendergewässer) auf der Sohle zur Besiedlung durch MZB Taxa eingebracht. Im Rotbach wurde die Besiedlung von 6 NSE-Typen (Holz, Kies, Erlenlaub, Buchenlaub, Laub-Mischung und Holz-Laub-Mischung; jeweils n=12) nach 4 Wochen Expositionszeit verglichen. Im Schwarzen Bach erfolgte die Untersuchung der Besiedlungsdynamik. Dazu wurden, beginnend am 17. März 2015, jeweils drei NSE-Typen (Kies, Erlenlaub und Holz-Laub-Mischung; jeweils n=12) im zweiwöchigen Abstand gestaffelt exponiert. Am Ende der jeweiligen Expositionszeiten erfolgte die Entnahme alle 72 Exponate im Rotbach bzw. der insgesamt 144 Exponate aus dem Schwarzen Bach. Die gemeinsam entnommenen Substrate wurden ins Labor transportiert, dort über 500 µm-Siebe ausgewaschen und deren Besiedler anschließend bestimmt.

Versuchsvorbereitung

Für die Herstellung der Exponate wurden die natürlichen Materialien Erlenlaub, Buchenlaub, Erlenholz und Kies verwendet. Das Holz wurde in ca. 20 cm lange Ästchen zugeschnitten, bei 105°C für 24h getrocknet, eingewogen (siehe Tabelle1) und mit Hilfe einer Flechtleine (OKALON-PPM-Flechtleinen, 2 mm Garnstärke) zu sternförmigen Bündeln verschnürt. Das Laub wurde zunächst bei -20 °C gefroren, anschließend bei Lufttemperatur getrocknet und abgewogen (Tabelle 1). Vor dem Bestücken der Exponate wurden die Substrate gewässert (Leitungswasser), um das Zerbrechen des trockenen Laubes beim Herstellen der NSE (Außenmaße: 44 cm x 22 cm; Maschen 20 mm, quadratisch; Material: OKALON) (Abb. 1) zu vermeiden.

Tab. 1: Materialien der sechs verschiedenen Natürlichen Substrat Exponate (in Gramm) dargestellt

NSE- Typ	Materialien (g) je NSE			
	Kies	Holz	Erlenlaub	Buchenlaub
Kies	859			
Holz		105		
Erlenlaub			20	
Buchenlaub				20
Laub-Mischung			13,3	6,6
Holz-Laub-Mischung	105,0		13,3	6,6

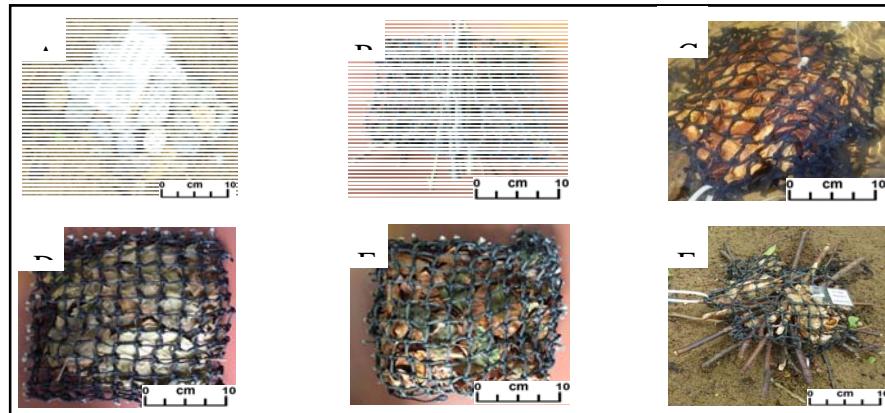


Abb. 1: NSE-Typen: A) Kies, B) Holz, C) Buchenlaub, D) Erlenlaub, E) Laub-Mischung, F) Holz-Laub-Mischung

Versuchsablauf

Die Untersuchungen erfolgten im Frühling 2015. Zwei Wochen vor Versuchsbeginn (02. März 2015) wurden im Rotbach und Schwarzen Bach die ausgewählten Gewässerstrecken (etwa 200 m) mit vorab gelochten Aluminiumprofilen bestückt, um daran später die NSE zu befestigen. Diese NSE-Exposition im Gewässer erfolgte im Versuchszeitraum minimal invasiv, d.h. von einer mobilen Brücke aus mit der Fließrichtung, ohne das Bachbett zu betreten. Die Befestigung der NSE an den Aluminiumprofilen geschah mit Kalbindern. Weitere Heringe sicherten die NSE-Position an der Gewässersohle.

Die Ausbringung der 72 Exponaten (6 NSE-Typen; n=12) im Rotbach fand am 18. März 2015 statt, ihre Entnahme 4 Wochen später, am 15. April 2015. Im Schwarzen Bach erfolgte die gestaffelte Exposition der NSE ab dem 17. März 2015 im zweiwöchigen Rhythmus. Die Entnahme der insgesamt 144 NSE geschah am 12. Mai 2015, nachdem je 36 Exponate (3 NSE-Typen; n=12) 2, 4, 6 und 8 Wochen im Wasser verblieben waren.

Die Entnahme der Exponate erfolgte gegen die Fließrichtung mithilfe eines Dreieckskeschers, in dessen Öffnung Metallclips ein Transportnetz (500µm Maschenweite) befestigten. Der Kescher wurde, so ausgestattet, bachabwärts des jeweiligen Exponates aufgestellt und dieses anschließend von der Gewässersohle und dem Aluminiumprofil gelöst. Das Transportnetz wurde um das Exponat mit einem Plastikclip verschlossen und in 70%igen Ethanol gelagert.

Die Exponate wurden im Labor über einer Siebkaskade (5mm, 2mm, 1mm bis 500µm; RETSCH ISO 3310-1 Body 316L MESH S-Steel / RF) gewaschen und unter dem Binokular (Leica, MZ 7.5, max. Vergrößerung: 50x) vorsortiert (Großgruppenniveau). Die Tiefe der

Bestimmung richtete sich anschließend nach den Vorgaben der Operationellen Taxaliste (www.fliessgewaesserbewertung.de).

Ergebnisse

Geeignete NSE-Typen (4 Wochen Exposition; Rotbach)

Alle NSE-Typen waren nach 4 Wochen vom Makrozoobenthos besiedelt. Sowohl höhere Individuenzahlen als auch höhere Taxazahlen der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) traten auf Exponaten mit Holz-Laub-Mischung auf (Abb. 2A, 2B). Die für die Gewässerbewertung relevanten Arten besiedelten ebenfalls vermehrt die Holz-Laub-Misch Exponate (Abb. 2B). Auf den getesteten Kies Exponaten hingegen traten die geringsten Individuenzahlen insgesamt (Abb. 2A) auf, ebenso die niedrigste Individuenzahl gewässertypspezifischer Arten (Abb. 4) sowie der EPT-Taxa (Abb. 2A).

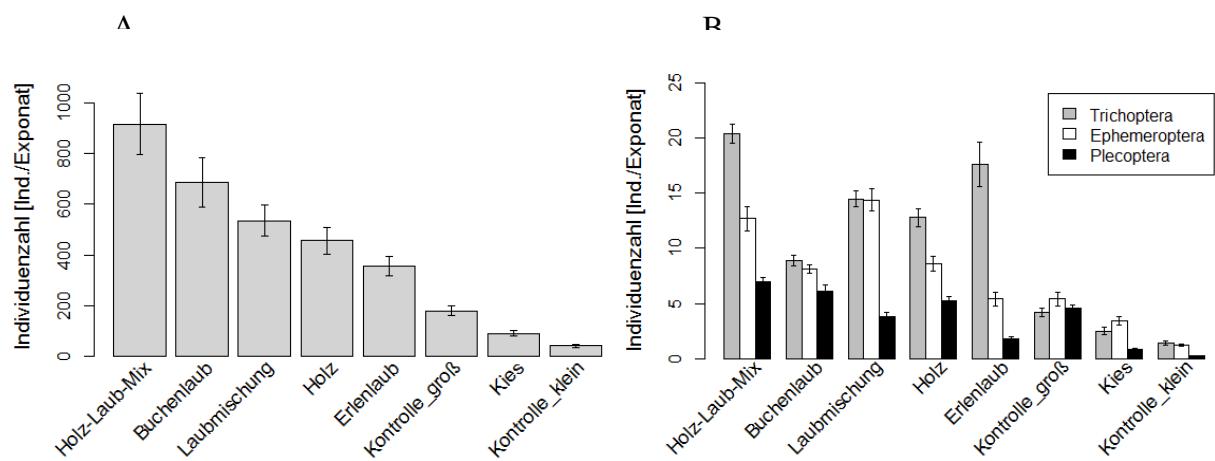


Abb. 2: Vergleich der Individuenzahl aller sechs natürlichen Substrat Exponate nach 4 Wochen Expositionszeit im Rotbach. A) Vergleich aller MZB Taxa, B) Vergleich der bewertungsrelevanten EPT Taxa

Besiedlungsdynamik (2, 4, 6, 8 Wochen; Schwarzer Bach)

Die Besiedlung der drei getesteten NSE-Typen zeigte im Schwarzen Bach den gleichen Besiedlungstrend wie im Rotbach. Auch hier siedelten auf Holz-Laub-Misch-Exponaten die höchsten Individuenzahlen, gefolgt von Erlenlaub. Kies-Exponate erwiesen sich auch hier als am geringsten besiedelt (Abb. 3A).

Während des achtwöchigen Versuchszeitraumes im Frühjahr 2015 stieg die Besiedlung bis zur sechsten (Holz-Laub-Mischung) oder vierten Woche (Erlenlaub) an (Abb. 3A). Dieser Trend prägte auch die Besiedlung der EPT Taxa auf dem Holz-Laub-Misch Exponaten (Abb. 3B).

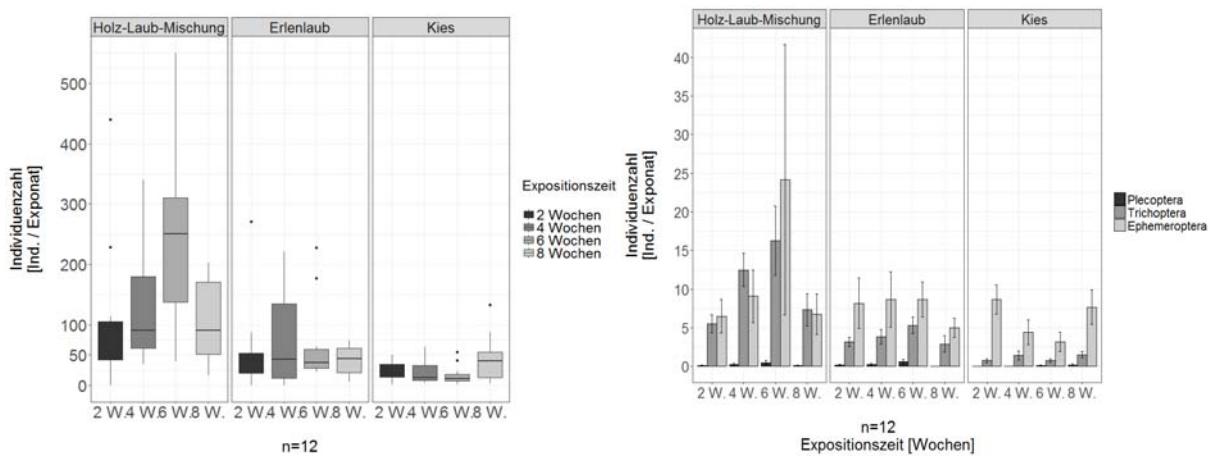


Abb. 3: Besiedlungsdynamik der Individuenzahl aller drei NSE-Typen im Schwarzen Bach über 2, 4 ,6 und 8 Wochen. Vergleich aller MZB Taxa (links), Vergleich der bewertungsrelevanten EPT Taxa (rechts)

Die Anzahl typspezifischer Arten des sandgeprägten Tieflandbaches (Typ 14) erreichte ebenfalls die höchste Individuenzahl auf Holz-Laub-Misch Exponaten nach sechs wöchiger Expositionszeit (Abb. 4).

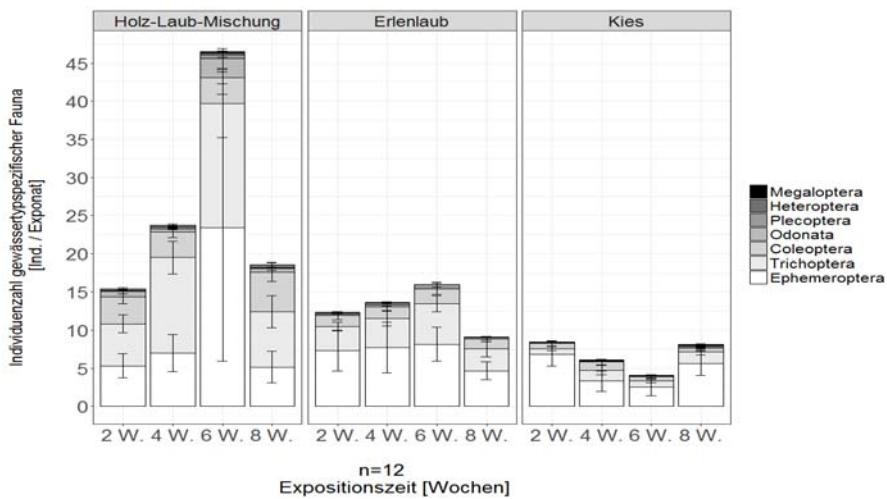


Abb. 4: Besiedlungsdynamik der Individuenzahl der gewässertypspezifischen Fauna. Vergleich aller drei NSE-Typen im Schwarzen Bach über 2, 4 ,6 und 8 Wochen.

Schlussfolgerungen

Diese Studie belegt, dass natürliche Substratexponate (NSE) im Bach grundsätzlich von Makrozoobenthosarten besiedelt werden. Die groben Trends in der Dynamik ähnelten einander in beiden Bächen. Unterschiede in der Besiedlungsdynamik traten nach vierwöchiger Exposition im Schwarzen Bach auf.

Für die geplanten Umsiedlungen ist zum einen die Zusammensetzung der Taxa typspezifischer Arten von Bedeutung, zum anderen die Anzahl der angesiedelten Individuen. Ziel ist es, durch

die Wahl der Exponate und deren Besiedlungsdauer die höchst mögliche Anzahl von typspezifischen Taxa pro Exponat umsiedeln zu können. Aufgrund der Ergebnisse dieser Vorstudien im Frühjahr 2015, wurde für die vorgesehenen Umsiedlungen der Exponattyp Holz-Laub-Misch mit einer 6 wöchigen Besiedlungsdauer gewählt.

Literatur

- Fuchs, U., Statzner, B., (1990): Time scales for the recovery potential of river communities after restoration: Lessons to be learned from smaller streams, *Regulated Rivers: Research & Management* 5: 77-87
- Haase, P., et al., (2012): The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes”, *Hydrobiologia* 704: 475–488.
- Hering, D., et al. (2010): The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future, *Science of The Total Environment* 408: 4007-4019.
- Jähning, S., et al. (2008): Hydromorphological parameters indicating differences between single- and multiple -channel mountain rivers in Germany, in relation to their modification and recovery. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems*, 18: 1200-1216
- Palmer, M., et al. (2014): Ecological Restoration of Streams and Rivers: Shifting Strategies and Shifting Goals, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45: 247-269
- Smukalla, R., Friedrich, G., (1994): Ökologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern, *Forschungsbericht 102 04 238. Landesumweltamt NRW*.
- Sode, A., Wiberg-Larsen, P., (1993): Dispersal of adult Trichoptera at a Danish forest Brook. *Freshwater Biology*, 30: 439–446.
- Wallace, J., Webster, J., (1996): The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function, *Annual Review of Entomology* 41:115-139.

Internet Quelle

<http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/bestimmung/> (Stand 05.12.2016)

Wiederherstellung der Durchgängigkeit im Rheineinzugsgebiet im Rahmen des Masterplan Wanderfische Rhein

Laura Gangi¹, Anne Schulte-Wülwer-Leidig¹

¹ Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Postfach 200253, 56002 Koblenz

laura.gangi@iksr.de, anne.schultewl@iksr.de

Keywords: Wanderfisch, Lachs, Durchgängigkeit, Rhein, Fischpass

Einleitung

Der Lebenszyklus der Wanderfische

Anadrome (im Süßwasser laichende) Langdistanzwanderfischarten wie Lachs, Meerforelle, Maifisch sowie Meerneunaugen und katadrome (im Meer laichende) Aale wandern innerhalb ihres Lebenszyklus vom Meer ins Süßwasser oder vom Süßwasser ins Meer.

Lachse zum Beispiel haben ihre Hauptwachstumsphase im Meer, kehren aber zum Laichen in die Flüsse zurück (Shearer 1992). Dabei folgen sie ihrem Geruchssinn und ihrem Gedächtnis, das den Geruch der Heimatgewässer gespeichert hat. Dieses Verhalten bezeichnet man als „Homing“. Diese Reise machen fast alle Tiere jedoch nur einmal im Leben, da sie sehr anstrengend ist.

Beim Aal ist die Wanderrichtung umgekehrt, er lebt die längste Zeit im Fluss und laicht in 100-250 m Tiefe in der Sargassosee, einem Gebiet im Atlantik südlich der Bermuda-Inseln (Righton and Metcalfe 2011). Ihre Larven erreichen nach ca. 3 Jahren die europäischen Küstengewässer und wandeln sich dort zu Glasaalen, die oft in großen Schwärmen in die Fließgewässer aufsteigen, wo sie über mehrere Jahre zur vollen Größe heranwachsen. Nach Erreichen der Geschlechtsreife schwimmen sie zum Ablaichen zurück in die Sargassosee.

Das Rheineinzugsgebiet als Wanderfischlebensraum

Das Rheineinzugsgebiet war einst ein sehr wichtiger europäischer Wanderfischlebensraum. Ursprünglich stiegen jährlich mehrere Hunderttausend Lachse im Rhein stromaufwärts und ihr Lebensraum umfasste den Rheinhauptstrom bis zum Rheinfall bei Schaffhausen sowie zahlreiche Nebenflüsse (vgl. Karte 1 im „Masterplan Wanderfische Rhein 2009“, IKSR 2009b).

Natürlicherweise war der Rhein von der Nordsee bis zum Rheinfall bei Schaffhausen frei von Wanderhindernissen. Aus den Brut- und Jungfischregionen der Zuflüsse, auch in den Alpen, im Schwarzwald und in den Vogesen, konnten beispielsweise junge Lachse nahezu ungehindert die Nordsee und den Atlantik erreichen und als laichreife Fische wieder in ihre Heimatgewässer zurückkehren. Der Lebenszyklus der Langdistanzwanderfische konnte sich so immer wieder schließen, die Erhaltung sich selbst reproduzierender Populationen war gesichert.

Der systematische Gewässerausbau im 19. und 20. Jahrhundert an Oberrhein und Hochrhein, an den großen Zuflüssen Aare, Neckar, Main und Mosel sowie an zahlreichen weiteren Nebengewässern im gesamten Einzugsgebiet hat die Durchgängigkeit der Fließgewässer im Rheinsystem stark beeinträchtigt. Gravierende Hindernisse für die flussauf- und flussabwärts-Wanderung dieser Fische sind neben den Haringvlietschleusen im Rheindelta auch die Wasserkraft- und Wehranlagen des Oberrheins.

Laichplätze und Jungfischlebensräume der Wanderfische sind aufgrund dieser vielen nutzungsbedingten, meist irreversiblen Veränderungen des Gewässersystems teilweise zerstört, nicht mehr zugänglich, oder nur sehr eingeschränkt erreichbar.

Der IKSR-Masterplan Wanderfische

Bereits vor über 150 Jahren wurden am Rhein große Bestandsrückgänge beklagt und Besatzmaßnahmen durchgeführt sowie konzertierte Schutzmaßnahmen in einem „Lachsvertrag“ genannten Staatsvertrag (1885) festgehalten. Die Abnahme der Lachspopulationen und anderer Wanderfischarten wie Fluss- und Meerneunaugen, Stör, Maifisch, Meerforelle und Nordseeschnäpel im Rheineinzugsgebiet korreliert zeitlich eng mit der Errichtung von Wanderhindernissen, der Verschlechterung der Wasserqualität („chemische Barriere“) und dem Flussverbau. Der Verlust an geeignetem Lebensraum erstreckte sich auf die Wanderwege und auf die Laichgebiete. Schließlich wirkte sich die Überfischung der Populationen bzw. der Restbestände aus.

Da der Lachs heimattreu ist, also mit hoher Präzision seine Ursprungsgewässer aufsucht, kommt es über Generationen durch Ausleseprozesse zu spezifischen Anpassungen an das Heimatgewässer. Daraus ist die Wahrscheinlichkeit einer natürlichen Besiedlung verödeter Strecken gering und der Wiederaufbau von auf hiesige Gewässer geprägten Lachsbeständen kann nur durch Besatzmaßnahmen erreicht werden. Die Gewässer im Einzugsgebiet des Rheins, die gute Laich- und Jungfischlebensräume für Wanderfische aufweisen, wurden als Programmgewässer für die Wiederansiedlung identifiziert; auf ihnen liegt der Fokus bei den Maßnahmen.

Die meisten Besatzmaßnahmen begannen in den 1990er Jahren, nachdem die IKSR mit dem Programm „Lachs 2000“ das ehrgeizige Ziel gesetzt hatte, die Lücke im Arteninventar des Rheins zu schließen und gleichzeitig mit dem Lachs als Flaggschiff die Rückkehr anderer Fischarten zu fördern. Die „Fischökologische Gesamtanalyse einschließlich der Bewertung der Wirksamkeit der laufenden und geplanten Maßnahmen im Rheingebiet mit Blick auf die Wiedereinführung von Wanderfischen“ (IKSR 2009a) lieferte die Grundlage für den Masterplan Wanderfische Rhein (IKSR 2009b). Auch im Zuge der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und dem damit abgestimmten IKSR-Folgeprogramm „Lachs 2020“ werden seitdem zahlreiche konzertierte Maßnahmen schrittweise durch die Rheinanliegerstaaten umgesetzt.

Das Ziel, die Durchgängigkeit im Rheinhauptstrom bis Basel und in den Lachsprogrammgewässern schrittweise wiederherzustellen, damit Wanderfische wie der Lachs im Jahr 2020 Basel und die dortigen Wanderfisch-Laichgebiete in Birs, Wiese und Ergolz wieder erreichen, ist 2013 bei der Rheinministerkonferenz in Basel erneut bestätigt worden.

Grundsätzlich geht es bei der Wiederherstellung der Durchgängigkeit um die **stromaufwärts und stromabwärts** gerichtete Bewegung der Fische. Für den Fischschutz beim Abstieg an Wasserkraftwerken in großen Strömen sind jedoch erst wenige technische Möglichkeiten bekannt.

Die Rheinminister haben 2013 festgestellt, dass die Abwärtswanderung für Junglachse oder adulte Aale in Turbinenbereichen aufgrund der großen Verletzungsgefahr kritisch ist, insbesondere, wenn mehrere Wasserkraftwerke aufeinander folgen. Sie haben die IKSR deshalb beauftragt, sich intensiv

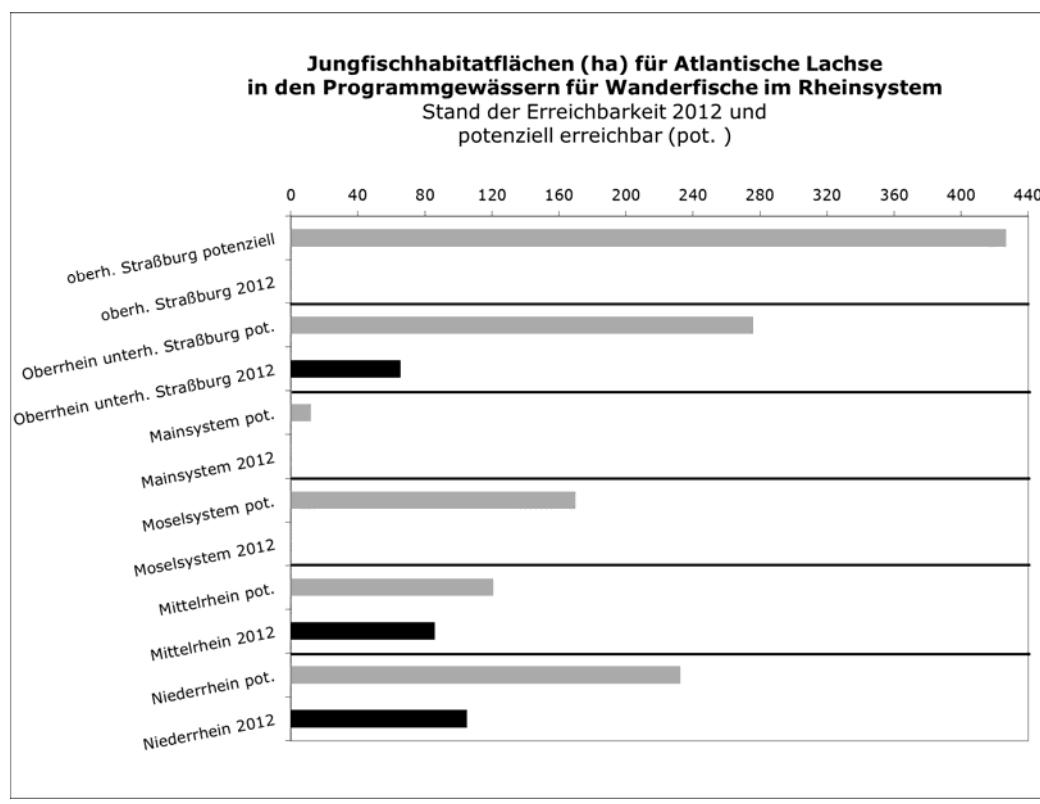
der gemeinsamen Ermittlung innovativer Abstiegstechniken an Querbauwerken zu widmen; deren Realisierung ist notwendig, um den Verlust von Lachsen oder Aalen bei der Abwärtswanderung durch die Turbinen einzuschränken.

Ergebnisse

Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit

Die Rheinanliegerstaaten, die Unterhaltungsträger der Wasserstraßen und die Kraftwerksbetreiber haben bereits eine Reihe von Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit durchgeführt und damit 21 % der Laich- und Jungfischhabitatem in Rheinzuflüssen wieder erschlossen (s. Abbildung 1, vgl. IKS 2015a).

Insgesamt wurden im Zeitraum 2000 bis 2012 480 Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit in den Programmgewässern umgesetzt (s. Abbildung 2). Insgesamt sind im Rahmen des Master-



plans bis 2027 Investitionen von mehr als 600 Mio. € vorgesehen.

Abb. 1: Potenziell verfügbare (grau) und tatsächlich erreichbare (schwarz) Habitatflächen im Rheinsystem.

Der Wanderfischaufstieg aus der Nordsee in das Rheinsystem erfolgt hauptsächlich über den Nieuwe Waterweg in die Waal als wichtigster freier Wanderweg. Ein wichtiger Zugang zum Rhein- und Maassystem wird ab 2018 durch die teilweise Öffnung der Haringvlietschleusen mittels eines fischfreundlichen Schleusenregimes verbessert.

Obwohl die IJssel (nur 1/9 des Rheinabflusses) von geringerer Bedeutung ist, soll auch der Abschlussdeich des IJsselmeeres leichter passierbar gemacht werden. Im Jahr 2015 wurde ein Fischpass bei

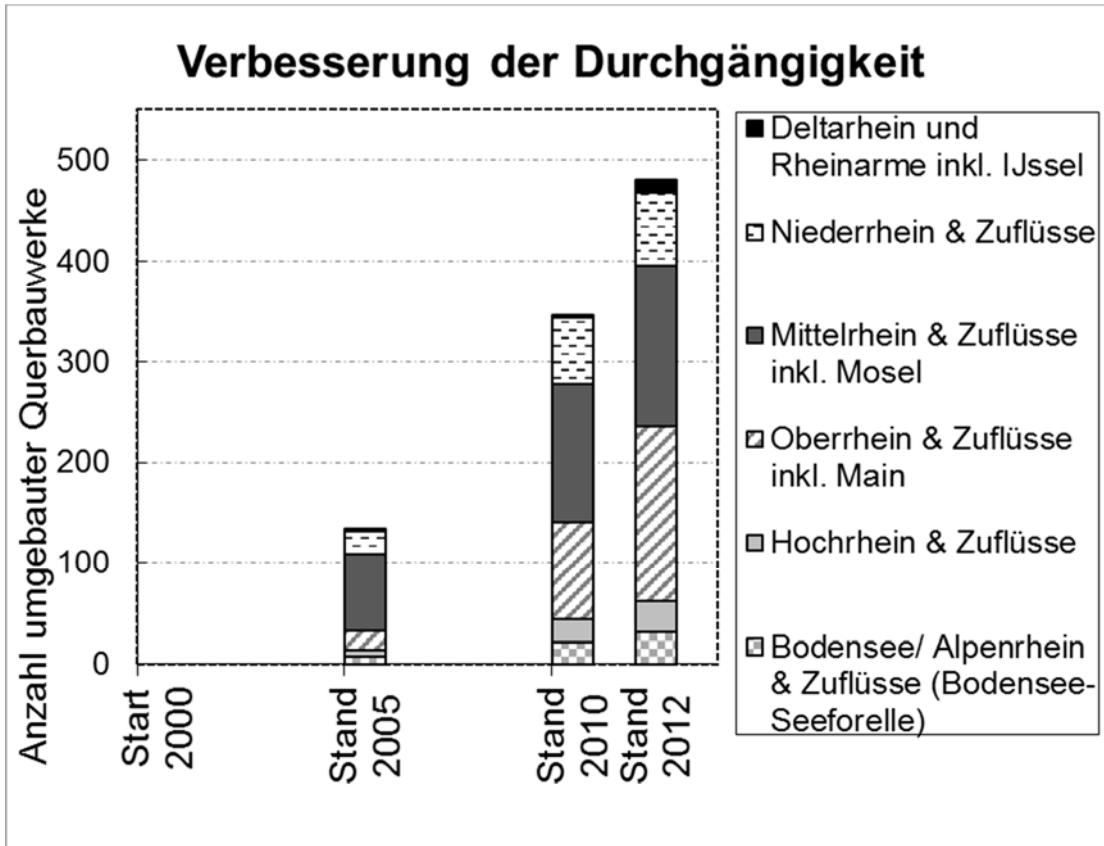


Abb. 2: Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit im Rheinhauptstrom in Form umgebauter Querbauwerke

Den Oever fertig gestellt. Der Fischpass bei Kornwerderzand wird möglicherweise als so genannter Fischwanderfluss gebaut. Nach der erfolgreichen Testphase im Jahr 2014 werden die Siele und Schiffsschleusen bei Den Oever und Kornwerderzand ab 2015 fischfreundlich gesteuert.

Zudem wurden / werden diverse Schöpfwerke mit Fischschutz ausgestattet, um insbesondere den Aal zu schützen, und Seitengewässer an die Hauptarme des Rheins im Delta angebunden.

Ab der deutsch-niederländischen Grenze (Rhein-km 700) ist der Rheinhauptstrom bis Gerstheim für Fische frei durchwanderbar.

Am Niederrhein sind die Nebenflüsse Wupper mit ihrem Zufluss Dhünn und die Sieg mit den Zuflüssen Agger und Bröl, die über mehr als 200 ha Lachsjuungfischhabitare verfügen, für die Reproduktion der Wanderfische und den Aufbau einer stabilen Lachspopulation wichtig.

Die größten Nebenflüsse des Mittelrheins sind die Mosel und die Lahn. Sie sind Verbindungsgewässer, deren Hauptfunktion in der möglichst freien Fischwanderung zu den stromaufwärts gelegenen Laich- bzw. Jungfischhabitaten für Wanderfische besteht. An der Mosel wird mit den Ausgleichszahlungen für den Bau von zweiten Schleusenkammern an 7 Staustufen von Koblenz bis Trier die Durchgängigkeit der Mosel (von der Mündung ausgehend) an allen 10 Staustufen auf deutschem Gebiet systematisch verbessert. Dadurch sollen so in Zusammenarbeit mit Luxemburg langfristig die Habitate in der Sauer (70 ha) wieder erschlossen werden. In Koblenz sind der neue Fischpass und das zugehörige Besucherzentrum „Mosellum“ im September 2011 in Betrieb gegangen.

Der Unterlauf der Lahn in Rheinland-Pfalz ist aufgrund von 19 Stauanlagen – bisher sind 4 davon durchgängig - nicht passierbar. Die technische Lösung für die Durchgängigkeit an der Staustufe

Lahnstein wird derzeit mit Hilfe eines physikalischen Modells bei der Bundesanstalt für Wasserbau ermittelt. Oberhalb dieses Streckenabschnitts wurde die hessische Lahn in den letzten Jahren sukzessive an 7 Wehranlagen oder -abstürzen durchgängig gestaltet. An weiteren 51 Querbauwerken in der oberen Lahn und an 32 Querbauwerken in den für Wanderfische geeigneten Nebengewässern soll die Durchgängigkeit bis 2018 bzw. 2027 wiederhergestellt werden.

Weitere Maßnahmen sind an den Mittelrheinzuflüssen Ahr, Nette, Saynbach, Wisper und Nahe bereits durchgeführt worden oder sind geplant.

Die Erreichbarkeit der Laich- und Jungfischhabitatem in den hessischen Mainzuflüssen (Schwarzbach / Taunus, Nidda und Kinzig) sowie im bayerischen Main mit seinen Zuflüssen, u. a. Sinn und Fränkische Saale, wird durch Stauhaltungen im Main unterbunden. In Hessen ist das Umgehungsgerinne an der untersten Mainstaustufe Kostheim Ende 2009 fertig gestellt worden, Funktionskontrollen wiesen jedoch Defizite an den Fischaufstiegs- und Fischabstiegshilfen auf. Nach Aufforderung durch die Genehmigungsbehörde plant der Betreiber den Bau eines zweiten Einstiegs. Die geplante Umbaumaßnahme an der nächsten Mainstaustufe Eddersheim ist eine Pilotanlage der WSV; der Baubeginn ist für 2018 vorgesehen. Mit diesen beiden Maßnahmen werden der Schwarzbach im Taunus und die Nidda als Laichgewässer wieder erreichbar. Zudem wurde der Neubau von Fischaufstiegsanlagen an zwei weiteren hessischen Mainstaustufen in Offenbach und Mülheim vereinbart (voraussichtlicher Baubeginn bis 2021).

Am südlichen Oberrhein unterbrechen Staustufen die Durchgängigkeit im Rheinstrom. An der stromabwärts gelegenen Staustufe Iffezheim ging 2000, an der Staustufe Gamburg 2006 und an der Staustufe Straßburg 2015 ein Fischpass in Betrieb. Hierdurch sind die Rheinnebenflüsse, die Gewässersysteme der französischen Ill und baden-württembergischen Kinzig, aufwärts wieder erreichbar.

Für die Erreichbarkeit von weiteren 59 ha Laich- und Jungfischhabitaten im Elz-Dreisam-Gebiet im Oberrhein ist der Bau eines Fischpasses in Gerstheim erforderlich und mehrere Kulturwehre in den Schlingen Gerstheim und Rhinau, sind fischpassierbar zu gestalten. Der Fischpass in Gerstheim ist im Bau und wird voraussichtlich 2018 funktionsfähig sein.

Die drei folgenden Oberrheinstaustufen Rhinau, Marckolsheim und Vogelgrün bilden zurzeit einen unüberwindbaren „Korken“ zwischen dem auf langer Strecke durchgängigen Rheinhauptstrom stromabwärts und den bereits für große Wanderfische eingeschränkt passierbaren Gewässern oberhalb:

- dem Alt-/Restrhein mit 64 ha (Lachs-)Habitaten;
- dem Hochrhein und seinen Zuflüssen sowie der Aare und ihren Zuflüssen (Bereich Basel: Birs, Wiese und Ergolz: 44 ha, Rheinhauptstrom 60 ha, Aare-System: 200 ha; Umbau von 61 Querbauwerken).

Am Hochrhein verfügen die Kraftwerke Birsfelden, Augst-Wyhlen, Rheinfelden, Ryburg-Schörstadt, Bad Säckingen, Laufenburg, Albruck-Dogern, Eglisau, Reckingen und Schaffhausen über Fischaufstiegshilfen. Bei mehreren Rheinkraftwerken zwischen Basel und Aaremündung wurde oder wird die Fischdurchgängigkeit stark verbessert, wobei überall mindestens zwei gut funktionierende Aufstiegsmöglichkeiten geschaffen werden.

Neben der Bestandsaufnahme der großen Querbauwerke und der bereits vorhandenen Fischabstiegsanlagen tauschen die Rheinanlieger sich zurzeit über die vielfältigen, in allen Staaten im Rheineinzugsgebiet laufenden Aktivitäten zum Fischschutz und Fischabstieg, inklusive Erfolgskontrolle, aus

und leisten Beiträge zu entsprechenden Veranstaltungen. Im Oktober 2016 wurden bei einem internationalen Workshop der IKSР Best-Practice-Beispiele zur Verbesserung des Fischabstiegs diskutiert.

Diskussion und Ausblick

Situation der Wanderfischbestände

Seit der Veröffentlichung des Masterplan Wanderfische Rhein im Jahr 2009 wurden bedeutende Fortschritte bei der Verbesserung der Gewässerdurchgängigkeit und der Erreichbarkeit von Habitaten gemacht. 2015 wurden mehr als 700 Lachse im gesamten Rheineinzugsgebiet gezählt (s. Abbildung 3). Die positiven Effekte der umgesetzten Maßnahmen zeigen sich auch in den gestiegenen Rückkehrzahlen von Maifischen und anderen Wanderfischen.

Dennoch können sich die Wanderfischbestände noch nicht selbst erhalten und sind auf den Besatz mit Jungfischen, die Durchführung weiterer hydromorphologischer Maßnahmen und Habitatverbesserungen angewiesen. Seit der Eröffnung des Fischpasses in Straßburg im Mai 2016 ist die ökologische Durchgängigkeit im Rheinhauptstrom bis Gerstheim wiederhergestellt. Der zurzeit im Bau befindliche Fischpass in Gerstheim wird 2018 funktionsbereit sein und den Zugang zum Elz-Dreisam-System öffnen. Viele kleinere Zuflüsse bergen noch ein großes Potential an wertvollen Habitate für Jungfische, das erst ausgeschöpft werden kann, wenn die Passierbarkeit und Erreichbarkeit an diesen Stellen realisiert wird.

Die Optimierung und Restauration der ökologischen Kontinuität bleibt daher eine bedeutende Maßnahme, auch im Hinblick auf den Klimawandel und seine erwarteten Auswirkungen auf die Fischfauna (IKSR 2015b).

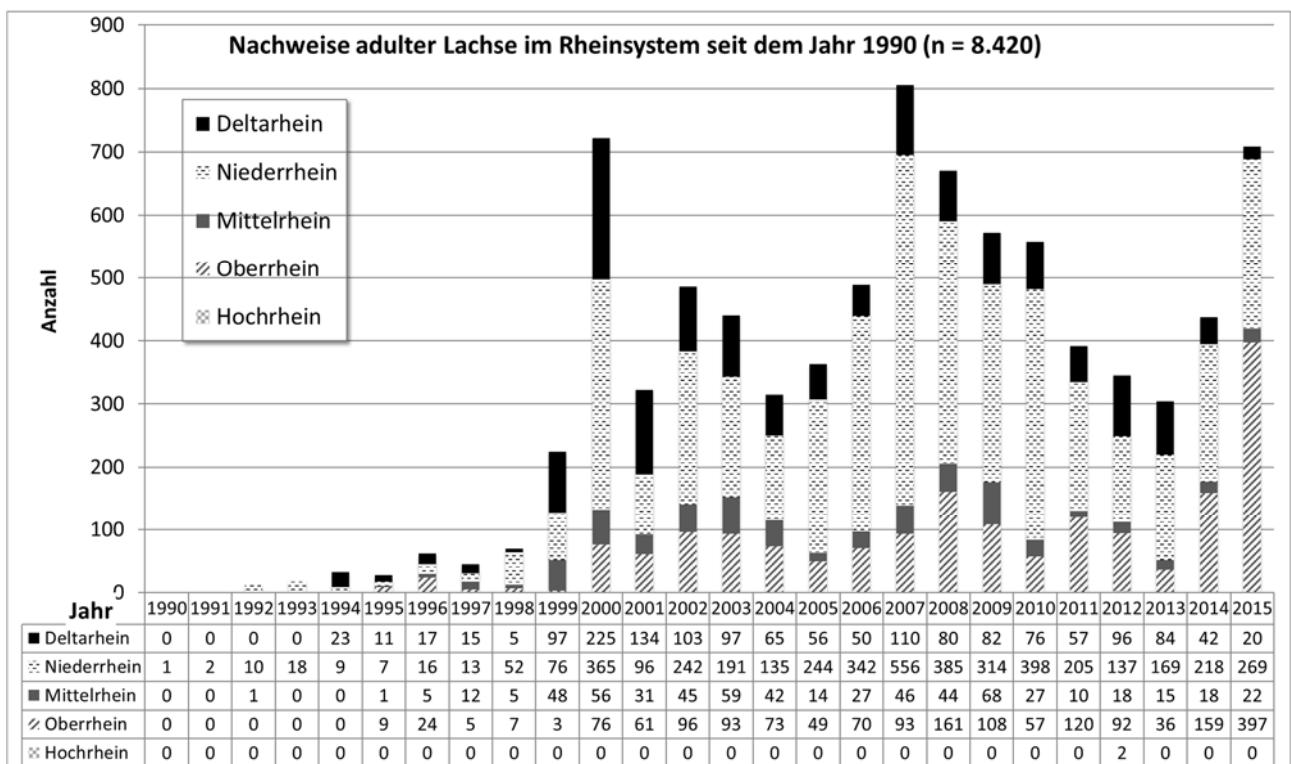


Abb. 3: Anzahl nachgewiesener adulter Lachse im Rheinsystem von 1990 bis 2015

Danksagung

Dieser Beitrag stützt sich auf den im Rahmen der IKSР gemeinsam erstellen Masterplan Wanderfische (2009) und den international koordinierten Bewirtschaftungsplan 2015 für die internationale Flussgebietseinheit Rhein. Allen Mitgliedern der Arbeitsgruppe Ökologie und ihrer Expertengruppe FISH wird für die konstruktive Zusammenarbeit gedankt.

Literatur

- IKSR 2009a: Fischökologische Gesamtanalyse einschließlich Bewertung der Wirksamkeit der laufenden und vorgesehenen Maßnahmen im Rheingebiet mit Blick auf die Wiedereinführung von Wanderfischen.
IKSR-Fachbericht Nr. 167, www.iksr.org
- IKSR 2009b: Masterplan Wanderfische Rhein. IKSР-Fachbericht Nr. 179, www.iksr.org
- IKSR 2015a: International koordinierter Bewirtschaftungsplan 2015 für die internationale Flussgebietseinheit Rhein, www.iksr.org
- IKSR 2015b: Klimawandelanpassungsstrategie für die IFGE Rhein. IKSР-Fachbericht Nr. 219, www.iksr.org
- Righton, D. A., Metcalfe, J. D. (2011): Fish Migrations/ Eel migrations, Encyclopedia of Fish Physiology, Elsevier, 1937–1944
- Shearer, W. M. (1992): The atlantic salmon: natural history, exploitation and future management., Wiley 244 S.

Experimentelle Untersuchungen von Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftkonzepten mit geneigten und horizontalen Rechen

Franz Geiger¹, Mathilde Cuchet² & Peter Rutschmann³

¹ Versuchsanstalt Obernach, Technische Universität München, 82432 Walchensee, franz.geiger@tum.de

² Versuchsanstalt Obernach, Technische Universität München, 82432 Walchensee, mathilde.cuchet @tum.de

³ Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität München, Arcisstr. 21, 80333 München, peter.rutschmann@tum.de

Keywords: Wasserkraft, Fischabstieg, Fischschutz, Rechen, Bypass, Fischverhalten

Einleitung

Der Fischabstieg an Wasserkraftanlagen stellt aktuell eine der wesentlichen Herausforderungen bei der Umsetzung der ökologischen Durchgängigkeit der Gewässer dar (Kampa & Stein 2015). Der gängigste Ansatz für Fischabstiegskonzepte sind mechanische Barrieren zur Verhinderung der Turbinenpassage in Verbindung mit Fischabstiegskorridoren zur schadlosen Anlagenpassage (Ebel 2013). Die tatsächliche Effizienz hängt neben Fischart und -größe jedoch maßgeblich von der geometrischen und hydraulischen Gestaltung ab. Diese soll abwandernde Fische möglichst rasch zum Fischabstiegskorridor führen. Entsprechende Leiteffekte beeinflussen auch die Wirkung des Rechens als Verhaltensbarriere auf rechengängige Exemplare. Für eine Klärung der Effizienz sind Fischverhaltensuntersuchungen oder Funktionskontrollen an Prototypen erforderlich.

Einen der gängigsten Ansätze zur Implementierung von mechanischem Fischschutz mit Leiteffekt zum Fischabstiegskorridor stellen zur Sohle geneigte Rechen dar. Diese sollen abwandernde oder abdriftende Fische zu einem oberflächennahen Bypass leiten (ATV-DWK 2004). Zur Effizienz des Leiteffektes und dessen Abhängigkeit von den Gestaltungsparametern wird auf theoretische Überlegungen zur Aufspaltung der Strömungsgeschwindigkeitskomponenten an der Rechenfläche verwiesen (Courret & Larinier 2008). An der Technischen Universität München (TUM) wurde der tatsächliche Einfluss des Stababstandes und der Rechenneigung auf die Leitwirkung eines geneigten Rechens bezüglich verschiedener Fischarten experimentell untersucht.

Beim neuartigen Wasserkraftkonzept Schachtkraftwerk soll der Fischschutz durch eine entsprechend groß dimensionierte horizontale Rechenfläche mit geringen lichten Rechenstabweiten erzielt werden. Als Fischabstiegskorridor sind Öffnungen in einem am Rechen angrenzenden Schütz vorgesehen, welche einen freien Ausfluss in ein Unterwasserpolster bewirken. Anhand umfangreicher hydraulischer Untersuchungen wurden Bemessungsregeln abgeleitet, die neben der Gewährleistung aller betrieblichen Anforderungen auch die Einhaltung standortspezifischer Fischschutzauflagen bezüglich der maximal auftretenden Anströmgeschwindigkeiten des Rechens ermöglichen (Geiger et al. 2016a). Die tatsächliche Funktionalität des Ansatzes für Fischschutz und Fischabstieg blieb bis dato mangels

Referenzen unklar. Auch für dieses Konzept wurden an der TUM entsprechende Fischverhaltensuntersuchungen zu Fischschutz und Fischabstieg durchgeführt.

Material und Methoden

Fischverhaltensuntersuchungen

Die Fischverhaltensuntersuchungen zum Fischabstieg wurden im Freigelände der Versuchsanstalt Obernach durchgeführt. Die Versuchsstände wurden über Rehbock-Messrinnen mit den jeweils gewünschten Abflüssen aus der Isarüberleitung gespeist und die Wasserstände im Unterwasser durch Regulierorgane am Auslass gesteuert. Die hydraulischen Verhältnisse wurden mittels 3D ADV (Nortek Field) detailliert erfasst. Für die Versuche wurden die jeweils zu untersuchenden Fischen-sembles im Oberwasser des Versuchsstandes eingesetzt und das Verhalten am Rechen sowie alle Rechen- und Bypasspassagen registriert. Nach Ablauf der 24-stündigen Versuchsdauer wurden sämtliche Fische wieder aus den Versuchständen entnommen und etwaige Verletzungen erfasst. Gitter ober- und unterstrom der Versuchstände verhinderten ein Entweichen der Fische sowie ein Einschwimmen von natürlichen Fischbeständen. Die Versuchsfische wurden mittels Elektrobefischung aus natürlichen Gewässern entnommen und im Vorlauf der Versuche mehrere Tage in Rundstrombecken an die Wasserbedingungen im Versuchsstand adaptiert.

Untersuchungen zu geneigten Rechen

Der Versuchsstand zur Untersuchung geneigter Rechen ist in Abbildung 1 schematisch dargestellt. Der rechteckige Untersuchungsbereich wies eine Breite von 1,2 m und eine Höhe von 2,0 m auf. Er wurde gleichmäßig mit 0,5 m/s horizontaler Anströmgeschwindigkeit durchströmt. Das eingesetzte Rechenfeld konnte hinsichtlich Rechenneigung α (20° bis 70°) und lichter Rechenstabweite b_c (20 mm bis 50 mm) variiert werden. Am unterstromigen Ende des Rechenfeldes wurde ein Fischabstiegskorridor simuliert, welcher durch einen horizontalen Boden separiert und verschieden ausgestaltet und beaufschlagt wurde.

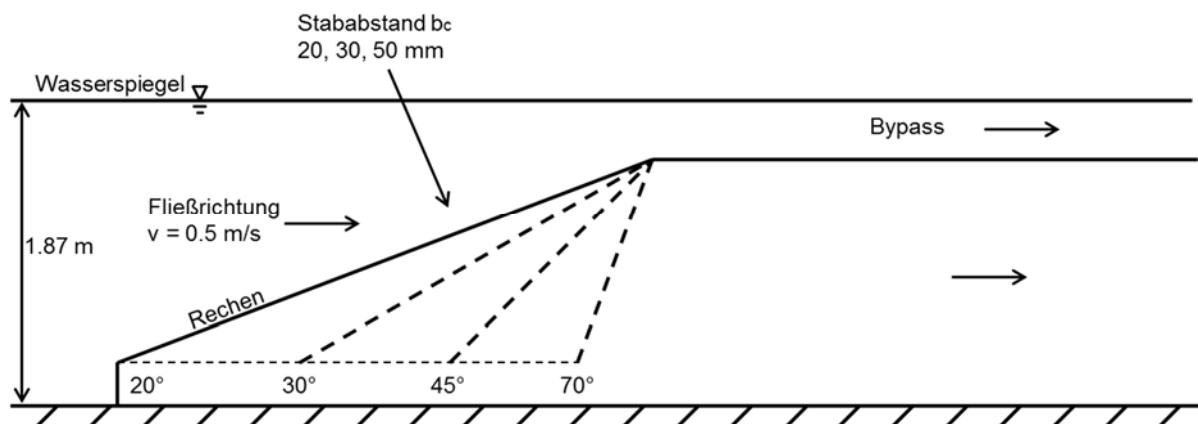


Abb. 1: Schematischer Längsschnitt des Versuchsstandes zu geneigten Rechen, Fließrichtung von links nach rechts

Als Versuchsfische wurden Barben (*Barbus barbus*, 20 – 70 cm Körperlänge), Aitel (*Squalius cephalus*, 20 – 50 cm) und Nasen (*Chondrostoma nasus*, 20 – 40 cm) aus der oberösterreichischen Donau entnommen und mit PIT-Tags besendert (2 mm x 12 mm Biomark). Bei jedem Versuch wurden 50 Fische jeder Art im Oberwasser eingesetzt. Anhand vier zugehöriger PIT-Antennen im Versuchstand konnte während der Versuche kontinuierlich registriert werden, ob ein Fisch durch den

Rechen schwamm, den Einstieg zum Bypass passierte oder das Ende des Bypasses erreichte. Ergänzend wurden abiotische Parameter erfasst und das Fischverhalten am Rechen durch einen Beobachtungsschacht in der Kanalwand per Video aufgezeichnet.

Untersuchungen zu horizontalen Rechen

Die Untersuchungen zu horizontalen Rechen gliederten sich in zwei sukzessive Versuchsreihen. Zunächst wurde an einer simulierten Schachtkraftwerksanlage das Verhalten nicht-rechengängiger Fische betrachtet. Dies erfolgte an einem Rechenfeld mit 2,4 m Breite und 2,6 m Länge sowie 17,5 mm lichter Rechenstabweite. Die Überdeckung des Rechens betrug 0,7 m und der Durchfluss 1,72 m³/s, was einer maximalen Anströmgeschwindigkeit von 0,4 m/s senkrecht zum Rechen entsprach. Als Abstiegskorridor standen alternativ eine oberflächennahen und eine sohlnahen Abstiegsöffnung im Stauorgan zur Verfügung, die je einem Fließquerschnitt von 25 cm Höhe und 30 cm Breite in das 0,9 m tiefe Unterwasserpolygon herstellten. Für die Fischverhaltensuntersuchungen wurden Bachforellen (*Salmo trutta fario*, 19 – 50 cm), Aitel (18 – 49 cm) und Barben (18 – 65 cm) eingesetzt. Es wurden mittels Unterwasserkameras das Verhalten an Rechen und Bypass dokumentiert und die Anzahlen, Arten und Größen der je Versuch ins Unterwasser abgestiegenen Fische erfasst und statistisch ausgewertet.

Für weiterführende Untersuchungen wurde der Versuchstand zu einer vollfunktionsfähigen 35 kW Wasserkraftanlage ausgebaut (siehe Abbildung 2). Hierzu wurden ein Rechenfeld mit 2,0 m x 2,0 m und 20 mm lichter Rechenstabweite sowie eine vierflügelige Kaplan-Turbine (1,5 m³/s Ausbauabfluss, 75 cm Laufraddurchmesser, 333 Upm) eingesetzt. Die Schütztafel verfügte über zwei optionale Fischabstiegsöffnungen analog zu obigen Ausführungen. Die Überdeckung betrug 0,9 m und die Fallhöhe 2,5 m. Es wurden drei verschiedene Turbinenabflüsse untersucht, die 0,3 m/s, 0,4 m/s und 0,5 m/s maximaler Anströmgeschwindigkeit senkrecht zum Rechen entsprachen. Für die Abstiegsuntersuchungen wurden Bachforellen (7 – 22 cm), Äschen (*Thymallus thymallus*, 5 – 22 cm), Barben (5 – 20 cm), Elritzen (*Phoxinus phoxinus*, 5 – 8 cm) und Koppen (*Cottus gobio*, 5 – 13 cm) eingesetzt, die allesamt rechengängig waren. Durch Einbau entsprechender Gitter im Unterwasser (4 mm Maschenweite) konnte unterschieden werden, ob ein Fisch über den Bypass oder durch die Turbine ins Unterwasser gelangt war. Nach dem Versuchsende wurden die Fische separat für 96 h gehältert, um eventuelle Spätfolgen der Abstiegspassage zu erfassen. Neben der Auswertung von Videobeobachtungen am Rechen wurden die Anstiegsverteilung der Fische zwischen Bypass und Rechen/Turbine sowie die schädigungsichten beim Turbinendurchgang analysiert.

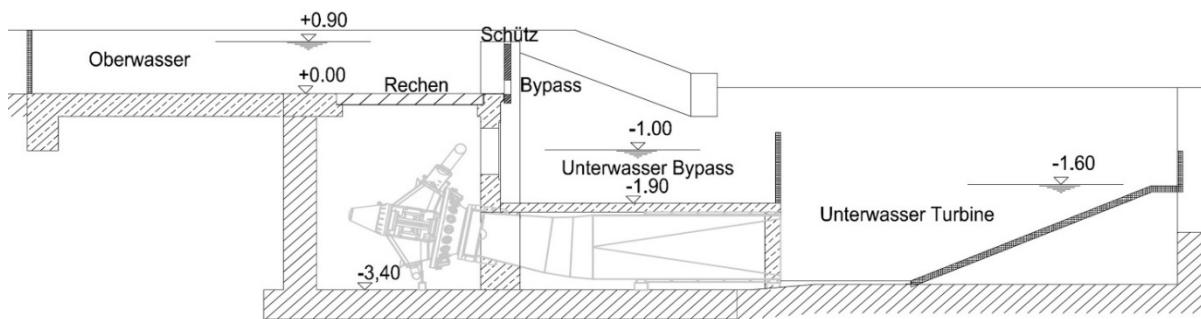


Abb. 2: Schematischer Längsschnitt des 35 kW Versuchsstandes zu horizontalen Rechen, Fließrichtung von links nach rechts

Ergebnisse

Anhand der durchgeführten Versuche konnte das Fischverhalten an den Rechen und Bypässen sowie die jeweiligen Passageverteilungen zwischen Rechen und Bypass in Abhängigkeit von den zugrundeliegenden Parametern in Detail erfasst werden. Neben direkten Vergleichen verschiedener Anordnungen erlaubten die Versuchsstände gezielte Parameterstudien. Die großskaligen und naturnahen Rahmenbedingungen sicherten dabei ein weitgehend ungestörtes Fischverhalten (Cuchet 2014).

Bei den Versuchsreihen zu geneigten Rechen konnte der grundsätzliche Trend zu einer besseren Effizienz für geringere Stababstände und für flachere Neigungen der Rechenfläche bestätigt und quantifiziert werden. Bei geringen lichten Stababständen, flacher Rechenneigung und adäquatem Bypass-Design wurden überwiegende Anteile der abwandernden Fische vom Rechen zum Bypass geleitet. Dies konnte insbesondere auch für die bodenorientierten Barben belegt werden. Bei steileren Rechenanordnungen und größeren Stababständen wurde beobachtet, dass Fische zunehmend versuchen den Rechen zu passieren und dies auch teils gewaltsam mit entsprechenden Verletzungen (Schuppenverluste, Schürfwunden). Beispielhafte Ergebnisse der logistischen Modellierung der beobachteten Passageverteilung für die Barben werden in Abbildung 3 wiedergegeben.

Bei den Versuchsreihen an horizontalen Rechen konnten zunächst für nicht-rechengängige Fische die Aspekte von Fischschutz und Fischabstieg für die untersuchten Arten und Rahmenbedingungen vollständig bestätigt werden. Die Fische bewegten sich frei über dem Einlaufbereich wobei sie sich in rheoaktiver Schwimmlage an der lokalen Strömungsrichtung orientierten. Der Einlaufbereich konnte ohne Schwierigkeiten wieder verlassen werden. Kontakt mit dem Rechen oder ein Anpressen wurde nicht beobachtet. Zahlreiche Fische wechselten im Lauf der Versuchsdauer durch die Abstiegsöffnung unbeschadet in den Unterwasserbereich (bis zu > 90 % je nach Fischart und -größe). Hierbei erzielte der sohlnahe Bypass für alle verendeten Arten und Größen höhere Abstiegshäufigkeiten.

Die Videodokumentation der Versuchsreihen zu rechengängigen Fischen konnte zeigen, dass die juvenilen Salmoniden analog zu den Befunden für nicht-rechengängige Fische ohne erkennbare Schwierigkeiten oder Meidereaktionen in den Einlaufbereich einschwimmen und ihn wieder verlassen konnten. Die Resultate des Abfischens belegten, dass Individuen aller verwendeten Fischarten und -größen über beide Passagemöglichkeiten (Bypass einerseits und Rechen / Turbine andererseits) ins Unterwasser gelangten. Die konkrete Verteilung der Fischpassagen zwischen Bypass und Rechen / Turbine hing stark von Fischart, Fischgröße, Anströmgeschwindigkeit und der Gestaltung des Bypass ab. Grundsätzlich stieg die Häufigkeit für die Bypass-Passage mit zunehmender Fischlänge und mit abnehmender Anströmgeschwindigkeit am Rechen. Für die sohlnahe Abstiegsöffnung fielen die Anteile der Bypass-Passage gegenüber der oberflächennahen Öffnung höher aus. Der Anteil der Fische, die durch den Bypass ins Unterwasser gelangten, war für alle untersuchten Kombinationen von Anströmgeschwindigkeiten und Bypasskonfigurationen um Faktoren größer als der Anteil des Abflusses im Bypass. Abbildung 3 zeigt hierzu die logistische Modellierung der Resultate für die Bachforellen. Auch schwimmsschwache und bodenorientierte Arten gelangten mehrheitlich über den Fischabstiegskorridor in das Unterwasser (65 % Bypass-Passageanteil für Elritzen mit 5,9 cm mittlerer Körperlänge und 60 – 80 % Bypass-Passageanteil für Koppen mit 8,1 cm mittlerer Körperlänge). Jene Fische, die durch Rechen und Turbine in das Unterwasser gelangten, zeigten turbinenspezifische Verletzungs- und Mortalitätsraten.

Diskussion

Die Resultate zu geneigten Rechen zeigen, dass bezüglich der untersuchten Arten und Rahmenbedingungen bei geeigneten Rechenstababständen und Neigungen große Teile der abwandernden Fische vor der Turbinenpassage bewahrt und zum Bypass geleitet werden können. Die Befunde decken sich mit Freilanduntersuchungen an einer Wasserkraftanlage mit 8 m³/s Abfluss, 20 mm lichter Rechenstabweite und 20° Rechenneigung (Tomanova et al. 2016). Ebenso gibt das abgeleitete Modell die deutlich geringere Effizienz eines 20 mm Rechens bei 70° Neigungen wieder (Schneider et al. 2012). Sowohl die Untersuchungen zu geneigten Rechen als auch jene zu horizontalen Rechen verdeutlichen, dass die Effizienz des Fischschutzes am Rechen grundsätzlich erheblich von der Eignung des Abstiegskorridors beeinflusst wird.

Bei horizontaler Rechenanordnung hat sich sowohl für nicht-rechengängige als auch für rechengängige Fische und alle untersuchten Arten die sohlnahe Anordnung des Abstiegskorridors als ökologisch vorteilhaft erwiesen. Die Befunde zeigen, dass der horizontale Rechen des Schachtkraftwerkskonzeptes nicht nur größere Fische vollständig schützt sondern darüber hinaus auf rechengängige Kleinfische anteilig als Verhaltensbarriere wirkt und diese zum Bypass leitet. Die Effizienz lässt sich durch die Anlagenauslegung und -steuerung zudem gezielt beeinflussen. Abbildung 3 zeigt hierzu die logistische Modellierung der Bypass-Passage-Anteile in Abhängigkeit von Fischlänge und Anströmgeschwindigkeit am Rechen. Auch abgebildet sind entsprechende Resultate für geneigte Rechen, wobei alle Modellierungen 20 mm lichter Rechenstabweite ansetzen. Bei den zugrundeliegenden Bedingungen kann durch die Effizienz des Fischschutz- und Fischabstiegskonzeptes durch die horizontale Rechenanordnung und durch die Anströmgeschwindigkeit deutlich gesteigert werden. Grundsätzlich stellen die kompakte Bauform der horizontalen Rechenfläche und die dreidimensional ausgeprägte Leitströmung des Schachtkraftwerkskonzeptes vorteilhafte Bedingungen für eine Effiziente Umsetzung von Fischschutz- und Fischabstiegsanforderungen in Aussicht (Geiger et al. 2016).

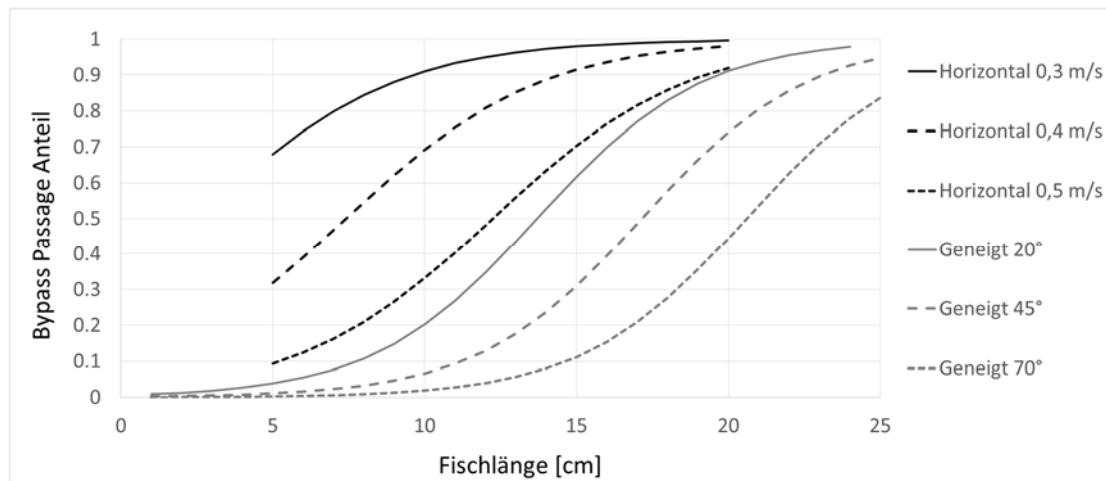


Abb. 3: Statistische Modellierung des Bypass-Passage-Anteils für horizontale und geneigte Rechen in Abhängigkeit von Anströmgeschwindigkeit und Rechenneigung; je 20 mm Stababstand

Die beobachteten Mortalitätsraten bei der Turbinenpassage wurden mit verschiedenen empirisch und physikalisch motivierten Prognosemodellen verglichen (Raben 1957, Monten 1985, Larinier & Dartiguelongue 1989, Turnpenny et al. 2000). Die beste Übereinstimmung ergab sich hierbei für das Modell nach Monten (1985). Die gewässerökologisch relevanten Mortalitätsraten bezüglich der Analgenpassage fallen durch die Passageverteilung zwischen Bypass und Rechen/Turbine entspre-

chend geringer aus. Die gegenläufigen Abhängigkeiten von Mortalitätsraten beim Turbinendurchgang einerseits und Passageverteilung andererseits von Fischgröße und Turbinendurchfluss resultieren in relativ moderaten und gleichmäßigen Mortalitätsraten bei der Anlagenpassage. Dieser Aspekt ist vorteilhaft für die effiziente Umsetzung erforderlicher Schutzniveaus über ein Spektrum von Fischgrößen und Betriebszuständen. Je nach Ausprägung der Abhängigkeit ist zudem eine gleichmäßige Verteilung oder eine Konzentration der Betriebswassermenge über verschiedene Turbinensätze einer Wasserkraftanlage ökologisch vorteilhafter. Eine umfassendere Darstellung und Diskussion der Arbeiten übersteigt den Rahmen dieses Beitrags und kann weiterführender Veröffentlichungen entnommen werden.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Anhand umfangreicher Fischverhaltensuntersuchungen wurden Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftkonzepten mit geneigten und horizontalen Rechenflächen für eine Reihe von Fischarten und -größen untersucht. Durch die Variation von geometrischen und hydraulischen Verhältnissen konnte der Einfluss der Parameter auf die Effizienz der Anlagen quantifiziert werden. Bei geeignete Anordnungen der geneigten und horizontalen Rechen sowie der zugehörigen Abstiegskorridore wurden große Anteile der abwandernden Fische zum Bypass geleitet. Insbesondere stiegen beim Schachtkraftwerkskonzept auch rechengängige, bodenorientierte und schwimmschwache Exemplare mehrheitlich über den Bypass in das Unterwasser ab. Für ausführliche Informationen zu Versuchsdurchführung und Ergebnissen sei auf Cuchet (2014) und Geiger et al. (2016b) verwiesen.

Danksagung

Die Untersuchungen zu geneigten Rechen erfolgen mit Finanzierung der Grenzkraftwerke GmbH und in Zusammenarbeit mit den Eberstaller Zauner Büros und der Universität Innsbruck. Teile der Fischabstiegsuntersuchungen zu horizontalen Rechen wurden vom BMWi bzw. vom StMUV Bayern gefördert. Fachliche Beratung, technische Unterstützung und Bereitstellung der Versuchsfische erfolgten hierbei durch das Referat für Fisch- und Gewässerökologie des LfU Bayern, das Institut für Fischerei der LfL Bayern und die Fischereifachberatung Schwaben. Das Referat für Fischerei, Gewässer- und Naturschutz des LFV Bayern war beratend eingebunden. Die Muhr GmbH stellte die Stahlwasserbaukomponenten der 35 kW Anlage.

Literatur

- ATV-DWK (2004): Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., ISBN 3-934063-91-5
- Courret, D., Larinier, M. (2008): Guide pour la conception de proses d'eau 'ichtyocompatibles pour les petites centrales hydroelectriques, Agence De l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie
- Cuchet, M. (2014): Fish protection and downstream migration at hydropower intakes, Berichte des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität München, ISBN: 978-3-943683-08-0
- Ebel, G. (2013): Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen, Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, ISBN: 978-3-00-039686-1
- Geiger, F., Sepp, A., Rutschmann, P. (2016a): Fischabstiegsuntersuchungen am Schachtkraftwerk, Korrespondenz Wasserwirtschaft, (9), Nr. 10
- Geiger, F., Schäfer, S., Rutschmann, P. (2016b): Monitoring of downstream passage of small fish at the TUM-Hydro Shaft Power Plant Prototype, Test report no. 429, Lehrstuhl und Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität München

- Kampa, E., Stein, U. (2015): Forum „Fischschutz und Fischabstieg“ – Empfehlungen und Ergebnisse des Forums, Umweltbundesamt, ISSN 1862-4804
- Larinier, M., Dartiguelongue, J. (1989): La circulation des poissons migrateurs: Le transit a travers les turbines des installations hydroelectriques, Bull. Fr. Peche Piscic, 312/313: 1-90
- Monten, E. (1985): Fish and turbines – Fish injuries during passage through power station turbines, Vattenfall, Stockholm
- Raben, K. (1957): Zur Frage der Beschädigung von Fischen durch Turbinen, Wasserwirtschaft 47:97-100
- Schneider, J., Hübner, D., Korte, E. (2012): Funktionskontrolle der Fischaufstiegs- und Fischabstiegshilfen sowie Erfassung der Mortalität bei Turbinendurchgang an der Wasserkraftanlage Kostheim am Main, Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien –BFD, Frankfurt am Main
- Tomanova, S., Courret, D., Alric, A. (2016): Protecting fish from entering turbines, SHF Conference Hydropower & Environmental Sustainability, Grenoble
- Turnpenny, A., Clough, S., Hanson, K., Ramsay, R., McEwan, D. (2000): Risk assessment for fish passage through small, low-head turbines, ETSU-Report H/06/00054/REP

Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen an der Spree auf Basis des Makrozoobenthos

Dieter Leßmann¹ & Jessica Polak²

^{1,2} Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz,
Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus

¹ lessmann@b-tu.de, ² jessica.polak@b-tu.de

Keywords: Spree, Fließgewässerrenaturierung, Makrozoobenthos, Bewertung

Einleitung

Im Rahmen eines der größten Renaturierungsvorhaben an Fließgewässern des Landes Brandenburg wurde zwischen 2007 und 2014 ein rund 11 km langer Abschnitt der Spree nördlich von Cottbus renaturiert. Dabei wurden verschiedene Maßnahmen von Vorlandabsenkungen über den Einbau von Strukturelementen wie Raubaum- und Steinbuhnen sowie die Einbringung von Feinkies bis zu Deichrückverlegungen und die Anlage neuer Fließgerinne durchgeführt. Hierdurch sollen eine begrenzte eigendynamische Entwicklung des Gewässers ermöglicht und die Strukturgüte deutlich verbessert werden. In Teilabschnitten wird darüber hinaus die Entwicklung einer natürlichen neuen Flussaue angestrebt. Das Projekt wird von einem umfangreichen Monitoring begleitet, zu dem auch regelmäßige Untersuchungen des Makrozoobenthos in mehreren Gewässerabschnitten inner- und außerhalb des Renaturierungsbereichs gehören. Ziel der Untersuchungen war es zu ermitteln, inwieweit die durchgeführten Maßnahmen zu Veränderungen der biozönotischen Strukturen führen und ob hierdurch eine Verbesserung des Gewässerzustands erreicht wird.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der renaturierte Abschnitt der Spree erstreckt sich nördlich von Cottbus zwischen Döbbrick und Briesen / Fehrow auf einer Länge von rund 11 km. Er gehört zum Epipotamal und ist dem Typ 15g (Sand- und Lehm-geprägter Tieflandfluss) zuzurechnen.

Die Spree wurde im Untersuchungsabschnitt bereits vor rund 100 Jahren umfangreich mit der Anlage von Deichen und Uferbefestigungen begradigt, der Gewässergrund durch zahlreiche Sohlschwellen stabilisiert. An den Uferbefestigungen wurden in den letzten Jahrzehnten jedoch nur noch begrenzt Unterhaltungsmaßnahmen durchgeführt.

Im Rahmen der in den Jahren 2009 bis 2014 erfolgten Renaturierung wurden verschiedene Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur durchgeführt, die in den einzelnen Abschnitten in Abhängigkeit von den örtlichen Rahmenbedingungen sehr unterschiedlich aussahen (Tab. 1). In längeren Abschnitten wurden insbesondere Vorlandabsenkungen entlang des Gewässers vorgenommen,

um dem Fluss eine begrenzte eigendynamische Entwicklung zwischen den Deichen zu ermöglichen. Eine Deichrückverlegung und Schaffung einer neuen Flussaue war nur im untersten Bereich des Renaturierungsabschnitts möglich. Die Arbeiten dort wurden erst 2014 abgeschlossen, so dass dieser Bereich noch nicht in die Untersuchungen einbezogen war. Der Erhöhung der Strukturvielfalt dienten vor allem die Einbringung von Kies und der Bau von Stein- und Raubaumbuhnen in Abschnitten zuvor höherer gleichmäßiger Fließgeschwindigkeiten.

Tab. 1: Untersuchte Abschnitte mit dort durchgeführten Maßnahmen und Jahr der Arbeiten

K1 Steinbuhnen	Steinbuhnen links, Vorlandabsenkung rechts (2009/2010)
K1 Insel	Abtrennung alter Flusslauf (Altarm), neues Gerinne, Vorlandabsenkung, Kieseinbringung (2009/2010)
K2 Kiesbänke	Stein-Dreiecksbuhnen rechts, Vorlandabsenkung und Raubaumbuhnen links, Kieseinbringung (2009/2010)
K3 Mäander	Abtrennung alter Flusslauf (Altarm), neuer Mäander (2008/2009)
K5 Kiesbänke	Sohlschwellenentfernung, Neustrukturierung des Flusslaufs mit Verzweigung, Kieseinbringung (2010/2011)

Untersuchungsprogramm

Im Mai 2015 wurde an fünf Beprobungsschnitten innerhalb des Renaturierungsbereichs und zum Vergleich jeweils einem Abschnitt ober- (Brücke Skadow) und unterhalb (Brücke Briesen) ein Multi-Habitat-Sampling mit anschließender Probenbearbeitung gemäß den Vorschriften von Meier et al. (2006) bei niedrigen Wasserständen durchgeführt, die eine Begehung nahezu des gesamten Flussbetts mit Watstiefeln erlaubte. Das Bestimmungsniveau entsprach den Anforderungen der Operationellen Taxaliste zur Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (s. www.fliessgewaesserbewertung.de). Die Bewertung der untersuchten Abschnitte erfolgte mittels ASTERICS.

Für bestimmte Vergleiche konnte auf Daten von Makrozoobenthos-Untersuchungen aus dem Jahr 2003 zurückgegriffen werden, bei denen mehrmals im Jahr zeitbezogene Aufsammlungen in einigen der auch aktuell untersuchten Abschnitte durchgeführt wurden (Berger 2003).

Ergebnisse und Diskussion

Substratstruktur

Dem Gewässertyp entsprechend stellte Psammal (vorwiegend Sand) das in allen Abschnitten dominierende Substrat der Gewässersohle. Daneben fanden sich höhere Anteile anderer Substrate insbesondere an K1 Insel mit Akal (Kies) und an K5 Kiesbänke mit Argyllal (Lehm und Ton). Der Anteil anderer Substrate lag unter 20 %. Die zum Vergleich herangezogenen Abschnitte ober- und unterhalb des Renaturierungsbereichs wiesen vergleichbare Substratstrukturen auf (Tab. 2).

Tab. 2: Substratzusammensetzung in den Beprobungsabschnitten des Renaturierungsbereichs sowie in den ober- und unterhalb untersuchten Abschnitten (in %)

	<i>Briücke Skadow</i>	K1 Steinbuhnen	K1 Insel	K2 Kiesbänke	K3 Mäander	K5 Kiesbänke	<i>Briücke Briesen</i>
Mesolithal			5		5	10	5
Mikrolithal		10	15		15	10	20
Akal	20		30	10	5		
Psammal	45	45	25	40	45	40	50
Argyllal		10	5	15		25	
Technolithal		10					
submerse Makrophyten		5	10	5	5		5
emerse Makrophyten	5	5			5	10	10
Xylal	5		5	10	5		
CPOM	5		5	5	15	5	5
FPOM	20	15		15			5

Für die Anzahl der Taxa ergaben sich zwischen den Renaturierungsbereich mit im Mittel 40 Taxa und den außerhalb gelegenen Abschnitten mit 36 bzw. 45 Taxa nur geringe Unterschiede (Tab. 3). Es zeigte sich keine Abhängigkeit der Taxazahl von der Substratstruktur. Unter den bis zur Art bestimmten Gruppen stellten in allen Abschnitten Ephemeropteren, Trichopteren und Odonaten die meisten Arten.

Große Unterschiede gab es bei den Gesamtabundanzen sowohl zwischen den renaturierten Abschnitten untereinander als auch im Vergleich zwischen renaturiertem Bereich und den Abschnitten ober- und unterhalb. So wiesen die beiden Abschnitte außerhalb des Renaturierungsbereichs mit rund 2.100 bzw. 2.000 Ind./m² weitaus höhere Abundanzen auf als die innerhalb gelegenen Abschnitte mit nur rund 320 bis 1.330 Ind./m². Hier wurden die höchsten Abundanzen in den Abschnitten K2 Kiesbänke und K3 Mäander gefunden, die niedrigsten in den relativ dicht beieinander liegenden Abschnitten K1 Steinbuhnen und K1 Insel (Tab. 3). Die hohen Abundanzen in den beiden Abschnitten außerhalb waren vor allem auf *Gammarus roeselii* und im Abschnitt Brücke Skadow zusätzlich auf Pisidien zurückzuführen. Beide Taxa kamen innerhalb des Renaturierungsabschnitts nur in deutlich geringerer Dichte vor. An K1 Steinbuhnen war *Gammarus roeselii* jedoch ebenfalls dominant. An den anderen Stellen stellten die Dipteren mit den Chironomiden den höchsten Dominanzanteil mit bis zu 57 % an K1 Insel, gefolgt von den Ephemeropteren. Odonaten waren mit 16 – 42 Ind./m² in allen Abschnitten relativ stark vertreten.

Tab. 3: Taxazahl, Abundanzen und Shannon-Index (H^c) des Makrozoobenthos

	<i>Briücke Skadow</i>	K1 Steinbuhnen	K1 Insel	K2 Kiesbänke	K3 Mäander	K5 Kiesbänke	<i>Briücke Briesen</i>
Taxazahl	36	31	38	39	51	39	45
Abundanz [Ind./m ²]	2.117	318	517	1.236	1.328	813	1.954
H ^c	2,2	2,3	2,8	2,6	2,9	2,5	1,7

Für die Biodiversität auf Basis des Shannon-Index ergaben sich für den renaturierten Bereich mit einem Mittelwert von 2,6 für alle renaturierten Abschnitte höhere Werte als für die ober- und unterhalb gelegenen Abschnitte mit Werten von 2,2 bzw. 1,7 (Tab. 3).

Die Bewertung mit ASTERICS erbrachte für alle untersuchten Abschnitte einheitlich die Zuordnung zur „guten“ ökologische Zustandsklasse. Dies war eine Folge der Note „gut“ im Modul Saprobie, die eine bessere Bewertung der unteren Abschnitte des renaturierten Bereichs verhinderte. Dieser Bereich wurde im Modul Allgemeine Degradation „sehr gut“ bewertet (Tab. 4) und zeigte damit einen entsprechenden Erfolg der Renaturierungsarbeiten an.

Tab. 4: Ergebnisse der Bewertung des ökologischen Zustands mittels ASTERICS

	Ökologische Zustandsklasse	Modul „Saprobie“	Modul „Allgemeine Degradation“
Brücke Skadow	gut	<i>gut</i>	<i>gut</i>
K1 Steinbuhnen	gut	<i>gut</i>	<i>gut</i>
K1 Insel	gut	<i>gut</i>	<i>gut</i>
K2 Kiesbänke	gut	<i>gut</i>	<i>sehr gut</i>
K3 Mäander	gut	<i>gut</i>	<i>sehr gut</i>
K5 Kiesbänke	gut	<i>gut</i>	<i>sehr gut</i>
Brücke Briesen	gut	<i>gut</i>	<i>gut</i>

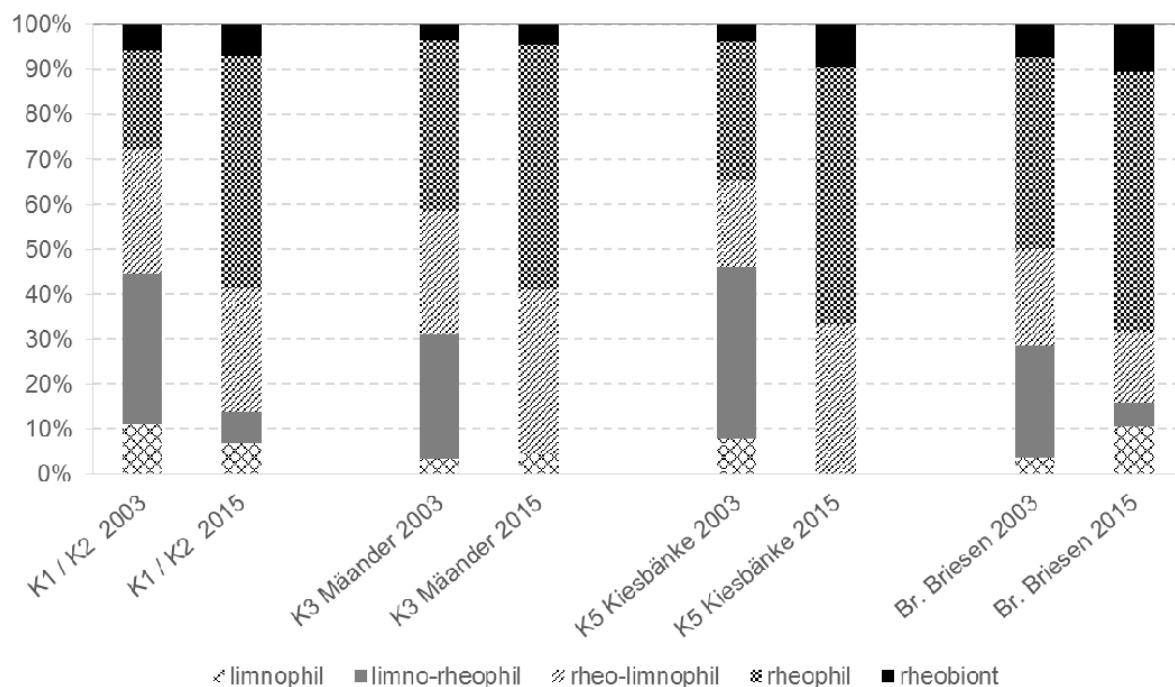


Abb. 1: Vergleich der Strömungspräferenzen von Eintagsfliegen, Steinfliegen, Libellen und Köcherfliegen auf Basis der Artenzahl in Abschnitten, die sowohl 2003 als auch 2015 untersucht wurden

Im Vergleich der Strömungspräferenzen der Eintagsfliegen-, Steinfliegen-, Libellen- und Köcherfliegenarten an einigen der untersuchten Abschnitte mit dem Jahr 2003 wird deutlich, dass der Anteil rheophiler Taxa, teilweise auch der rheo- bis limnophilen Taxa zugenommen hat (Abb. 1). Der Anteil limno- bis rheophiler Taxa und limnophiler Taxa war entsprechend rückläufig. Im Gegensatz dazu nahm im unterhalb des Renaturierungsbereichs gelegenen Abschnitt der Anteil limnophiler Taxa zu, bei allerdings auch hier ermitteltem Anstieg der rheophilen Taxa. Insgesamt lässt sich hieraus im renaturierten Bereich ein Anstieg der gewässertypischen Besiedlung ableiten.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Renaturierung eines 11 km langen Bereichs der Spree über einen Zeitraum von sieben Jahren bis 2014 hat in einzelnen Abschnitten zu sehr unterschiedlichen Strukturveränderungen geführt, die sich in der Substratzusammensetzung in allerdings nur relativ geringem Umfang widerspiegeln. Gewässertypspezifisch werden die Habitate von Sand dominiert. Im Vergleich des renaturierten Bereichs mit ober- und unterhalb gelegenen Abschnitten ergeben sich nur geringe Unterschiede bei der Taxanzahl des Makrozoobenthos, aber sehr deutliche Unterschiede bei den Abundanzen, die außerhalb aufgrund hoher Besiedlungsdichten einzelner Taxa deutlich höher liegen. Aber auch innerhalb des Renaturierungsbereichs sind die Unterschiede sehr groß, ohne dass sich dies aus den Strukturdaten unmittelbar ableiten lässt. Für drei der fünf Beprobungsabschnitte im Renaturierungsbereich ergibt sich gemäß der ASTERICS-Bewertung im Modul Allgemeine Degradation die Note „sehr gut“, was als Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen anzusehen ist. Ein Vergleich der Strömungspräferenz der Taxa mit dem Ergebnis von Untersuchungen im Jahr 2003 zeigt, dass der Anteil rheophiler und rheo- bis limnophiler Taxa zugenommen hat, was ein Zeichen hin zu einer gewässertypspezifischeren Besiedlung ist.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden durch die Firmen Vattenfall Europe Mining and Generation AG und gerstgraser – Büro für Renaturierung Cottbus ermöglicht und unterstützt.

Literatur

- Berger, T. (2003): Untersuchung ausgewählter Makrozoobenthos-Gruppen an der Spree zwischen Wehr Cottbus und Wehr Schmogrow sowie ausgewählter Gräben und Auengewässer im Umfeld der Spree. Studie Büro Berger, Potsdam.
- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Veröffentlicht unter: www.fliessgewaesserbewertung.de.

Genetische Diversität der Nase (*Chondrostoma nasus*) in Zuflüssen des Mittelrheins und abgeleitete Managementempfehlungen

Maj Wetjen¹, Thomas Schmidt¹, Dirk Hüebner² & Ralf Schulz¹

¹ Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Fortstrasse 7, 76829 Landau; wetjen@uni-landau.de (MW), schmidt-th@uni-landau.de (TS), schulz@uni-landau.de (RS) ² Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien Marburg, Über dem Grund 1, 35041 Marburg-Michelbach; dirk-huebner@arcor.de (DH)

Keywords: Wiederansiedlung, Besatz, genetische Diversität, mtDNA, Mikrosatelliten

Einleitung

Die Nase (*Chondrostoma nasus* [Linnaeus, 1758]) war früher eine in der Lahn, einem bedeutenden Zufluss des Mittelrheins, häufig vertretene Art (Borne 1882). Nasen sind Schwarmfische und führen Wanderungen zwischen Wintereinständen und ihren Fress- sowie Laichplätzen durch (HMUKLV & Hessen-Forst FENA 2014). Aufgrund von Gewässerausbau, -verschmutzung und -fragmentierung ist der Bestand in der Lahn bis in die Mitte der 1990er Jahre auf wenige Einzelexemplare zurückgegangen. Daraufhin wurde in den Jahren 1995-1997 ein Wiederansiedlungsprojekt der Nase in der Lahn durchgeführt. Zur Gewinnung von Besatzmaterial wurden über die 3 Jahre Nasen aus der Nister (Sieg → Rhein) abgestreift und insgesamt 144.000 vorgestreckte Fische in der Lahn besetzt. Die durchgeführten Erfolgskontrollen nach Beendigung der Besatzmaßnahmen zeigten jedoch keine Erfolge. Erst im Jahr 2007 wurden erstmals wieder Nasen in der mittleren Lahn dokumentiert. Derzeit kann hier von einer sich reproduzierenden, vitalen Population ausgegangen werden. In der oberen Lahn fehlen gegenwärtig hingegen Nachweise einer etablierten Nasenpopulation.

Aufgrund der in den letzten Jahren gestiegenen Wasserqualität durch Ausbau der Kläranalgen, der höheren Strukturvielfalt durch Renaturierungsmaßnahmen und der naturnäheren Wasserbewirtschaftung durch angepasste Unterhaltungsmaßnahmen für die Erhaltungsziele des FFH- Gebietes in der oberen Lahn kann bei weiteren Wiederansiedlungsmaßnahmen aber davon ausgegangen werden, dass eine erfolgreiche Etablierung der Nasen weitaus aussichtsreicher sein könnte als noch in den 90er Jahren.

Vor diesem Hintergrund sollte im Rahmen dieser Studie eine möglichst ideale Spenderpopulation genetisch charakterisiert und identifiziert werden, um so künftige Besatzmaßnahmen zu optimieren. Hierzu wurden Tiere aus der mittleren Lahn, der Nister und einer Zucht genetisch untersucht. Bei den Tieren der mittleren Lahn handelt es sich um einen autochthonen Bestand und/oder um Besattiere aus den Jahren 1993-1995. Die Zucht wurde mit Nister-Nasen begründet, wobei weitere Herkünfte nicht auszuschließen sind. Bei den Tieren aus der Nister selbst, wird von einem autochthonen Bestand ausgegangen.

Da die Ursache für den ausbleibenden Reproduktionserfolg der Besatzmaßnahmen in den 1990er Jahre nicht abschließend geklärt werden konnte, ist es von Bedeutung für weitere Maßnahmen molekularbiologische Untersuchungen mit einzubinden, um eventuelle genetisch bedingte Unterschiede zwischen den Zuchttieren und den Nasen aus der Lahn zu identifizieren.

Material und Methoden

Zur Charakterisierung der Nasen aus der Lahn, der Nister und der Zucht wurden Sequenzanalysen der mitochondrialen DNA (mtDNA) durchgeführt, um Aufschluss über die phylogenetische Ver-

wandtschaft zu erlangen. Zudem wurden Mikrosatellitenanalysen an neun Loci ausgeführt, die vor allem für populationsgenetische Untersuchungen genutzt werden.

Sequenzanalysen

Von je 20 Tieren pro Herkunft wurde das mitochondrielle Cytochrom-b-Gen (cyt b) mit den Primern 5'-ATGAAACTTGGTCCCTCC-3' und 5'-CGCTGAGCTACTTTGCATGT-3' sequenziert (Mäkinen & Merilä, 2008). Die Amplifizierung des Segments per Polymerase-Kettenreaktion (PCR) erfolgte ebenfalls nach Mäkinen & Merilä (2008). Aus den gewonnenen Sequenzen wurde mit der Software Geneious® 6.1.7 (Kearse et al., 2012) ein Alignment erstellt. Ein Haplotypennetzwerk wurde nach dem Parsimonieprinzip (Templeton et al., 1992) berechnet. Die Haplotypendiversität h (Nei & Tajima, 1981) wurde für die gesamte Stichprobe und die einzelnen Herkünfte berechnet.

Mikrosatellitenanalysen

Alle Gewebeproben (Zucht: 50, Lahn: 42, Nister: 51, total: 143) wurden an den neun Mikrosatelliten-Loci LC27, LC290 (Vyskocilova et al. 2007), Lsou05, Lsou08, Lsou21 (Muenzel et al. 2007), SarN2F11b, SarN7F8, SarN7G5 und SarN7K4 (Mesquita et al. 2003) in einem PCR-Multiplexverfahren nach Hudson et al. (2014) analysiert. Zur Beschreibung der genetischen Diversität wurden die Anzahl an Allelen sowie der Allelreichtum (AR) bestimmt. Als Maß für die genetische Distanz zwischen den Herkünften wurden paarweise FST-Werte berechnet. Die Signifikanz der FST-Werte wurde mittels Monte-Carlo-Simulationen mit je 1.000 Wiederholungen getestet. Für eine detailliertere Betrachtung der Verwandtschaftsverhältnisse zwischen den untersuchten Nasen wurden Clusteranalysen mit anschließender Diskriminanzanalyse von Hauptkomponenten (Discriminant Analysis of Principle Components, DAPC) durchgeführt (Jombart et al., 2010). Alle Berechnungen wurden mit den Software-Paketen 'adegenet' 1.3-9.2 (Jombart, 2008), 'pegas' 0.7 (Paradis, 2010) und 'hierfstat' 0.04-10 (Goudet, 2013) unter R 3.0.2 (R Core Team, 2013) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt konnten anhand der Sequenzanalyse sieben verschiedene mtDNA-Haplotypen (HT I-VII) identifiziert werden. Unter diesen gibt es einen dominanten Haplotypen (HT I; n = 39), der bei Tieren aus allen drei Herkünften vertreten ist (Lahn: 10, Nister: 10, Zucht: 19) und jeweils den häufigsten Haplotyp darstellt. Dieser Haplotyp entspricht einer Sequenz, die Dubut et al. (2012) außerhalb des Einzugsgebietes des Rheins gefunden haben (GenBank: JQ652366.1). Alle weiteren sechs Haplotypen sind jeweils nur in einer Herkunft vertreten (private Haplotypen; Abb. 1, Tab. 1). Diese Haplotypen sind darüber hinaus in der Literatur bisher noch nicht beschrieben. Bemerkenswert ist das Vorkommen von vier privaten Haplotypen in der Lahn. Einer dieser privaten Haplotypen ist hier häufig (HT V; n = 7). Die größte Distanz im Haplotypennetzwerk liegt mit 11 Punktmutationen zwischen dem häufigen Haplotypen I und den Haplotypen IV, VI, bzw. VII (Abb. 1).

Die Haplotypendiversität beträgt in der Lahn $h = 0,65$, in der Nister $h = 0,53$ und in der Zucht $h = 0,10$ (Tab. 1). Demnach weisen die Zuchttiere eine deutlich niedrigere genetische Vielfalt auf als die Tiere aus der Lahn oder der Nister.

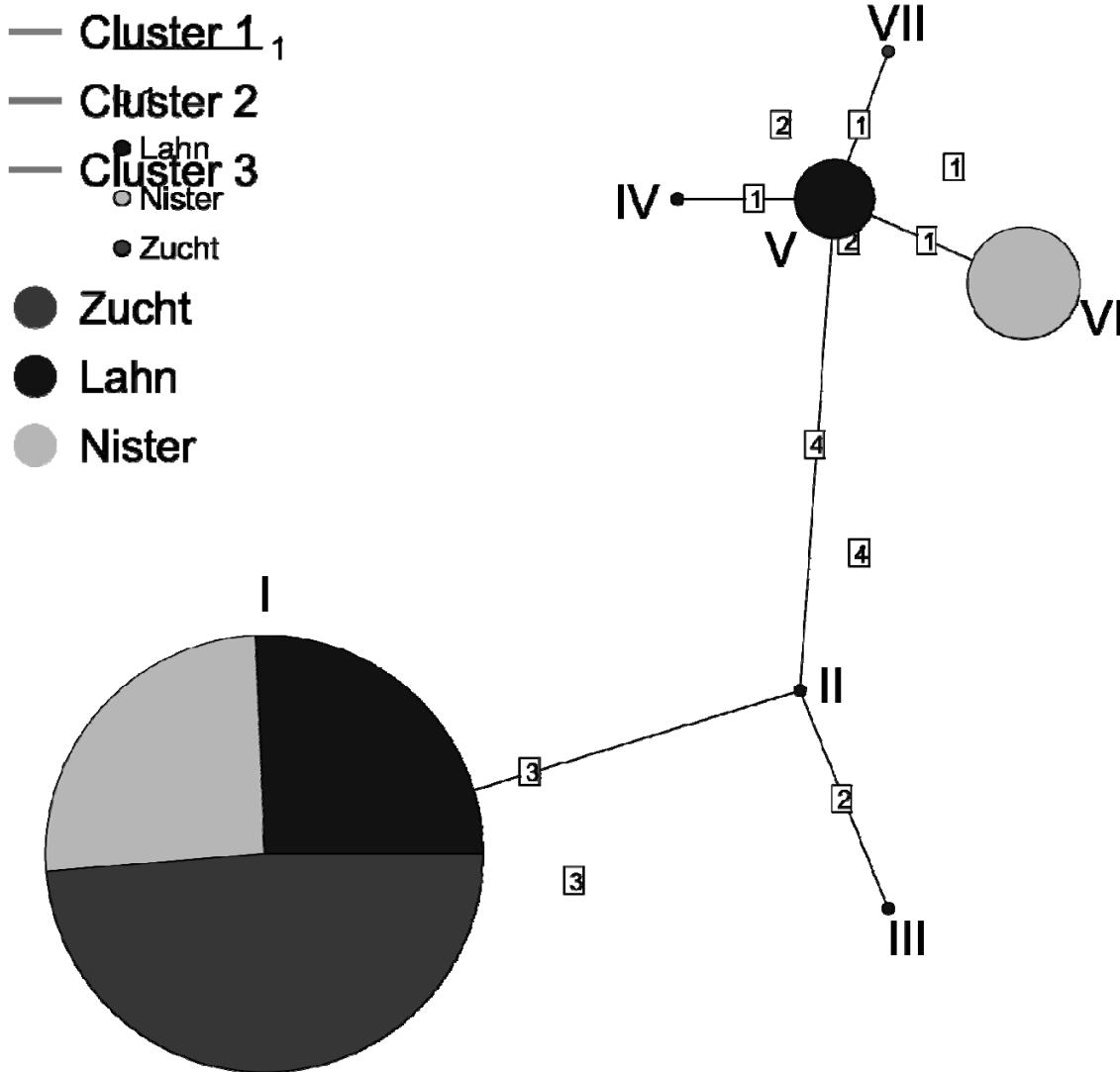


Abb. 1: Haplotypennetzwerk der untersuchten Individuen ($n = 60$) aus den Herkünften Lahn (schwarz), Nister (hellgrau) und Zucht (dunkelgrau). Jeder der sieben verschiedenen Haplotypen ist durch ein Kreisdiagramm dargestellt. Die Kreisgröße zeigt die Anzahl der Proben mit dem jeweiligen Haplotyp an. Durchgezogene Linien geben die nach dem Parsimonieprinzip wahrscheinlichsten Verbindungen zwischen den Haplotypen an; alternative Verbindungen sind mittels gestrichelter Linien verzeichnet. Ziffern an den Verbindungen geben die Anzahl der Punktmutationen zwischen den jeweiligen Haplotypen an.

Die Mikrosatellitenanalysen ergeben den größten mittleren Allelreichtum von 8,96 bei Tieren der Herkunft Lahn, während in der Nister ein Allelreichtum von 7,17 und in der Zucht von 5,79 ermittelt worden ist (Tab. 1). Insgesamt zeigt sich eine hohe genetische Vielfalt der Nasen, die Ergebnisse weisen aber auch auf eine leicht reduzierte Diversität in der Zucht hin. Hervorzuheben ist die hohe Anzahl privater Allele. In der Lahn sind 21 private Allele zu verzeichnen, während in der Zucht lediglich ein privates Allel festzustellen ist. Für die Nisterprobe liegen 8 private Allele vor (Tab. 1).

Die paarweisen FST-Werte zwischen den drei Herkünften liegen zwischen 0,020 (Lahn-Nister) und 0,028 (Lahn-Zucht). Alle drei gemessenen genetischen Distanzen sind signifikant. Somit sind die

drei Herkünfte genetisch deutlich voneinander differenziert, wobei die genetische Distanz jedoch eher als gering einzuschätzen ist.

Die Clusteranalyse zeigt, dass die Anzahl an genetischen Clustern innerhalb der Stichprobe mit der größten Wahrscheinlichkeit 3 oder 4 beträgt. In beiden Fällen zeigt sich bei der Zuordnung der Herkünfte zu den genetischen Clustern, dass ein Cluster überwiegend aus Tieren aus der Zucht besteht. In geringerer Anzahl enthält dieses Cluster Tiere der Herkunft Nister, während keine Tiere aus der Lahn enthalten sind (Abb. 2). Die Verbindung zwischen der Zucht und der Nister ist enger, als zwischen der Zucht und der Lahn. Lahn und Nister sind hingegen kaum zu differenzieren. Demnach zeigen die Zuchttiere hier eine gewisse genetische Eigenständigkeit.

Tab. 1: Anzahl untersuchter Individuen mittels Sequenz- (N Seq) und Mikrosatellitenanalyse (N MSat), Anzahl der Haplotypen (N HT) und der privaten Haplotypen (N Priv. HT), Haplotypendifferenziertheit (h), Allelreichtum (AR) und die Anzahl privater Allele (N Priv. AL) je Herkunft.

Herkunft	N Seq	N MSat	N HT	N Priv. HT	h	AR	N Priv. AL
Lahn	20	42	5	4	0,65	8,96	21
Nister	20	51	2	1	0,53	7,17	8
Zucht	20	50	2	1	0,10	5,79	1

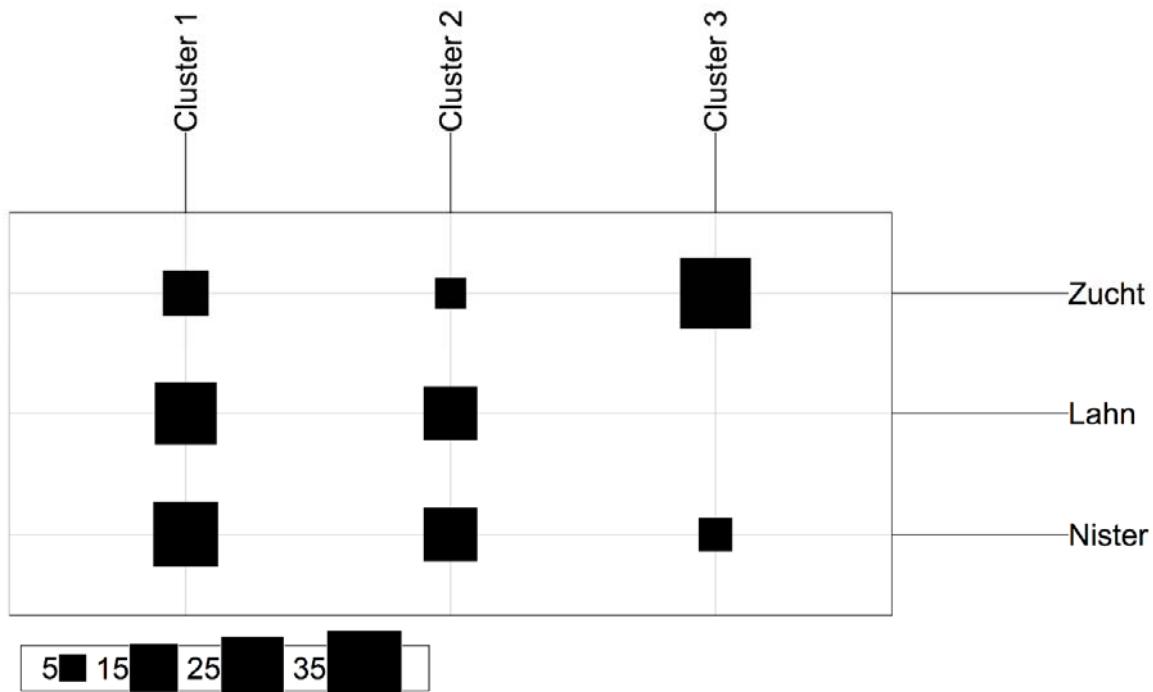


Abb. 2 :Darstellung der Clusterzugehörigkeiten der Nasen aus Zucht, Lahn und Nister auf Basis von drei Clustergruppen. Die Größe der Quadrate entspricht der Anzahl der zugehörigen Individuen je Herkunft.

Schlussfolgerung

Oberstes Ziel eines weiterführenden genetischen Managements der untersuchten Populationen sollte der Erhalt der hohen genetischen Diversität sein. Hierbei sind insbesondere die hohe Anzahl privater Haplotypen und privater Allele zu berücksichtigen. Auf Grund der vorliegenden Ergebnisse kann nicht ausgeschlossen werden, dass die in Lahn und Nister beschriebenen genetischen Charakteristika standortspezifisch sind. In diesem Fall wären diese unbedingt zu erhalten, sodass nach dem Vorsorgeprinzip zu handeln wäre und Tiere nur aus dem jeweiligen Flussgebiet besetzt werden sollten. Daher sollte vermieden werden gebietsfremde Nasen in die Nister oder die Lahn einzubringen. Die untersuchte Zuchtpopulation erscheint für einen weiteren Besatz in der Lahn als eher ungeeignet. Zum mindesten sollten züchterische Maßnahmen zur Entwicklung des Zuchttamms ergriffen werden, um die genetische Diversität zu erhöhen und den sich andeutenden Defiziten entgegenzuwirken. Im Idealfall sollten im Rahmen von weiteren Besatz- und Wiederansiedlungsmaßnahmen ausschließlich Laichfische aus dem jeweiligen Gewässer in einer möglichst hohen Anzahl verwendet werden. Nur so sind der Erhalt der genetischen Diversität und der standortspezifischen genetischen Charakteristika gleichermaßen zu gewährleisten. Ziel sollte es sein, die große genetische Vielfalt und die Einmaligkeit der Nasenpopulation aus der mittleren Lahn auch für die neue Nasenpopulation in der oberen Lahn zu erreichen.

Literatur

- Borne, M. (1882): Die Fischerei Verhältnisse des Deutschen Reiches, Oesterreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. Bearbeitet im Auftrag des Deutschen Fischerei Vereins, Moeser Hofbuchdruckbinderei, Berlin.
- Dubut, V., Fouquet, A., Voisin, A., Costedoat, C., Chappaz, R., Gilles, E. (2012): From late miocene to holocene: Processes of differentiation within the *teleostes* genus (Actinopterygii: Cyprinidae). PLoS ONE, 7(3):e34423–, 03.
- Goudet, J. (2013): hierfstat: Estimation and tests of hierarchical F-statistics. R package version 0.04-10.
- HMU KLV, Hessen-Forst FENA (Hrsg.) (2014): Atlas der Fische Hessens – Verbreitung der Rundmäuler, Fische, Krebse und Muscheln. In: FENA Wissen Band 2, Gießen, Wiesbaden.
- Hudson, A.G., VonLanthen, P., Seehausen, O. (2014): Population structure, inbreeding and local adaptation within an endangered riverine specialist: the nase (*Chondrostoma nasus*). Conserv. Genet. 15: 933–951.
- Jombart, T. (2008): adegenet: a R package for the multivariate analysis of genetic markers. Bioinformatics, 24(11):1403–1405.
- Jombart, T., Devillard, J., Balloux, F. (2010): Discriminant analysis of principal components: a new method for the analysis of genetically structured populations. BMC Genetics, 11.
- Kearse, M., Moir, R., Wilson, A., Stones-Havas, S., Cheung, M., Sturrock, S., Buxton, S., Cooper, A., Markowitz, S., Duran, C., Thierer, T., Ashton, B., Mentjies, P., Drummond, A. (2012): Geneious Basic: an integrated and extendable desktop software platform for the organization and analysis of sequence data. Bioinformatics, 28(12), 1647-1649.
- Mäkinen, H.S., Merilä, J. (2008): Mitochondrial DNA phylogeography of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in Europe - Evidence for multiple glacial refugia. Molecular Phylogenetics and Evolution 46(1):167–182.
- Mesquita, N., Cunha, C., Häneling, B., Carvalho, G.R., Zé-Zé L., Tenreiro, R., Coelho, M.M. (2003): Isolation and characterization of polymorphic microsatellite loci in the endangered portuguese freshwater fish *Squalius radensis* (Cyprinidae). Molecular Ecology Notes, 3(4):572–574.
- Muenzel, F.M., Santera, M., Salzburger, W., Meyer, A. (2007): Microsatellites from the vairone *Leuciscus souffia* (pisces: Cyprinidae) and their application to closely related species. Molecular Ecology Notes, 7(6):1048–1050.
- Nei, M., Tajima, F. (1981): DNA polymorphism detectable by restriction endonucleases. Genetics, 97(1):145–163, 1981.
- Paradis, E. (2012): pegas: an R package for population genetics with an integrated-modular approach. Bioinformatics, 26(3):419–420.

- R Core Team (2013): R: A Language and Environment for Statistical Computing. RFoundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Templeton, A.R., Crandall, K.A., Sing, C.F. (1992): A cladistic analysis of phenotypic associations with haplotypes inferred from restriction endonuclease mapping and DNA sequence data. III. Cladogram estimation. *Genetics*, 132(2):619–633.
- Vyskocilova, M., Šimková, A., Martin, J-F. (2007): Isolation and characterization of microsatellites in *Leuciscus cephalus* (Cypriniformes, Cyprinidae) and cross-species amplification within the family Cyprinidae. *Molecular Ecology Notes*, 7(6):1150–1154.

Urban river restoration, evaluation and conflicts between ecological and social quality

Aude Zingraff-Hamed^{1,2,3}, Sabine Greulich¹, Gregory Egger^{4,5}, Stephan Pauleit² & Karl Matthias Wantzen^{1,3}

[1] Interdisciplinary Research Center for Cities, Territories, Environment and Society (UMR CNRS 7324 CITERES), Université François Rabelais, 33 allée Ferdinand de Lesseps, 37000 Tours, France. greulich@univ-tours.fr

[2] Chair of Strategic Landscape Planning and Management, Center of Life and Food Sciences Weihenstephan, Technische Universität München, Emil-Ramann-Str. 6, 85354 Freising, Germany. pauleit@wzw.tum.de

[3] Chair of Applied Aquatic Ecology and UNESCO Chair “River Culture–Fleuves et Patrimoine”, Université François Rabelais, 33 allée Ferdinand de Lesseps, 37000 Tours, France. karl.wantzen@univ-tours.fr

[4] Institut für Geographie und Geoökologie Abteilung Aueninstitut, Josefstr.1, 76437 Rastatt, Germany. gregory.egger@kit.edu [5] Umweltbüro gmbh, Bahnhofstraße 39/2, 9020 Klagenfurt, Austria. gregory.egger@umweltbuero.at

Corresponding author: Zingraff-Hamed, Aude, e-mail address: urban.river.restoration@gmail.com

Keywords: plant species reintroduction; *Myricaria germanica*; recreational uses

Introduction

Urban rivers often suffer from global ecological damages, described as the “urban stream syndrome”, characterized by flashier hydrograph, elevated concentrations of nutrients and contaminants, altered channel morphology, reduced biotic richness, and increased dominance of tolerant species (Walsh et al., 2005). When urban rivers restoration projects are planned, they generally need to integrate physical constraints (Bernhardt & Palmer, 2007), flood protection for close-by areas, as well as increasing demands for recreational uses by citizens (Wantzen et al., 2016). Projects therefore often seek to combine ecological and social goals that can be conflicting. Recreational uses, for example, have been shown to negatively impact butterfly communities (Bennett et al., 2013), bird behavior (Huhta & Sulkava, 2014), mammal reproduction (Pineiro et al., 2012), and soil and vegetation structures (Sarah & Zhevelev, 2007). When both ecological and social goals are integrated in a restoration project, both should be taken into account to evaluate restoration success.

However, most of the metrics used to evaluate river restorations concern only biological, chemical, and hydromorphological parameters (Morandi et al., 2014). When social indicators are used, they only evaluate the aesthetical improvement (Bulut et al., 2010; Ozguner et al., 2012) or the project public acceptance (Macedo & Magalhães, 2010). Social metrics and monitoring procedures are generally missing.

The objective of this study is to investigate both the ecological and social success of urban river restoration and the potential conflicts between ecological and social restoration outcomes, for the case of the Isar River restoration (1999-2011) in Munich, Germany. The project had re-created a close-to-natural river morphology in the center of Munich and a range of typical piedmont floodplain habitats. One of the restoration goals was the re-establishment of pioneer sand and gravel bars, which are the habitat of various endemic species, such as the endangered floodplain plant *Myricaria germanica*. In

this study, we simultaneously monitored the survival of re-introduced *M. germanica* and the pressure from recreational uses. We investigated whether (a) the Isar River restoration can support a sensitive plant species in floodplain pioneer habitats, and (b) to what extent recreational pressure is compatible with a survival of *M. germanica*.

Material and Methods

Study area

We studied the case of the Isar River restoration in the city center of Munich named “New life for the Isar” (1999 - 2011). The Isar is a 292 kilometer long (pre)Alpine river with a catchment area of 2.838,40 km² and crossing the city of Munich at the river kilometer 32 (NQ 8,63 m³/s, MQ 63,8 m³/s, HQ 1050 m³/s). The Bavarian Water Agency collaborated with the Munich city government to restored eight kilometers of the Isar river from the south limit of the city territory (48° 4'29.59"N, 11°32'25.83"E) to the city center (48° 7'41.42"N, 11°34'46.88"E). The project had multiple goals, e.g., restoring ecological status, and increasing the recreational activities (Rädlinger, 2012).

Species

Myricaria germanica (L.) Desv. (Tamaricaceae), named False Tamarisk, is a pioneer shrub on sand to gravel bars, historically found in almost all the (pre-)Alpine rivers, including the Isar (Oberdorfer, 1992; Bill, 2001). The current distribution is scattered throughout the Alps (Müller, 1988; Kudrnovsky, 2013). *M. germanica* is an endangered species and indicator of the good ecological functions of (pre-)Alpine gravel bar rivers, influenced by floods. Study has shown that the plant has a high degree of regenerative ability, an important adaptation to natural river dynamics that continuously alters the sites and repeatedly shifts gravel banks (Bill, 2000). The most vulnerable part of the plant’s life cycle is germination (Benkler & Bregy, 2010).

Reintroduction

For another research project, 200 seedlings stemming from the same population in the Pupplinger Aue (47° 55' 55" N, 11° 26' 19" E) has been cultivated in the same conditions. However, because of missing funding and authorization, the project aborted and the plants did not receive any care during three years. Our project gave a new chance to the 27 residual plants. The authorization from the competent authorities, namely the local government of Upper Bavaria, has been delivered the 9th May, 2014, and the reintroduction took place the day after. The five year old plants were mature but in poor conditions at the day of the transplantation. We introduced *M. germanica* in two sites. The experimental area in the south (48°7'39.49" N, 11°34'44.82" E) is a dry secondary channel formed by flood in 2013. The area is by regular discharge approximatively 20 centimeters from groundwater and 40 meters from the river, it is between the HQ1 and HQ5 flood line and it is covered by scattered willow settlement (mostly *Salix alba*) on gravel and sand. The experimental area in the north (48° 4'47.70"N, 11°32'31.52"E) is a 100 meter long and 20 meter wide island of gravel and sand, and scattered cover by one meter high willow settlement (mostly *Salix alba*). The island is 40 centimeters to one meter high by regular discharge. We transplanted 14 plants into the north (in the city center) and 13 in the south. The plants and the precise location of the transplantation into each experimental site were both randomly chosen. However, a minimum of 20 centimeters between the plants was set. The reintroduction protocol followed the method described by Egger et al. (2010). Importantly, since the transplantation took place after the start of the vegetation period, a minimal watering was required the two first months. Each plant was watered with 100 ml water from the river every day, after 3 days without rain, and then left without any care.

Collected Data

We collected data related to both a) the recreational pressures, counting users, and b) the success of the reintroduction, monitoring survivor rate and the cause of death (Tab. 1). The counting took place for both experimental sites during eleven sunny summer days, every 40 minutes, and for 20 minutes in order to include users crossing the experimental areas. For each user, we recorded his location and type (Tab. 1). We monitored the plants each second weekend during the first year, once a month in the second year, every two months in the third year, and after major flood events in order to document flood damages.

Table 1: Variables collected

Individual	Aspect	Variables	Entry
User	Recreational pressures	Area	Experimental area
			Near to the experimental area (100m gravel bar around the experimental area)
			Area of influence (nearest path)
Plant	Success of the reintroduction	Type of use	Laying, Walking, Biking, Other (ex. barbecuing)
		Survive	Yes/No

Statistical analysis

We applied the Welch test to compare survivor rate and user number and type between both sites.

Results

Recreational pressure

We found different number of user ($p\text{-value} < 0.01$) between the sites. We found similar usages, i.e. walking, laying in the sun, but in different proportion ($p\text{-value} < 0.01$). In the north, users were mostly walker (88%), some users laid in the sun (10.5%), and the rest were bikers (1.5%). In the south, users were equally walkers (41%) or laying in the sun (40%). In the south, a higher proportion of user were bikers (19%) than in the north.

The location of the users differed between both sites ($p\text{-value} < 0.01$). The experimental area is used by less than 10% of the users in both sites (north 3%, south 8%). Users in the north mostly used the influence area (88%), while in the south, both area were similarly used: 44% into the area near to the experimental area, and 48% into the influence area.

Plant survival

The survivor rate differed between both sites. We observed an overall survivor rate of 30%. However, in the north (city center), the survivor rate was lower (21%) than in the south (38%). In both sites, the number of plants mostly decreased the first year (2014). Three summer after the reintroduction, a stable population survives and flowers but no secondary establishment, namely natural reproduction by seeds, has been found yet.

We observed similar causes of death in both sites but with different intensities. We found no loss due to abiotic factors (death from dryness or dieback) but loss due to natural events, namely floods, that caused the sudden disappearance of plants in each site every years, and loss due to users that caused dig out of plants during the first summer. During the monitoring procedure, we observed how toddler dug out transplanted plants playing into the sand that is *M. germanica* habitat. Observed types of damages suggest that death in the north (close to the city center) is more likely to be caused by users (72% of the death rate), than in the south (37% of the death rate).

Discussion

The results of our study partly support the hypotheses of a successful restoration of *M. germanica* habitats. After three years, reintroduced plants growth and flower, however, it is too early to affirm the success of the reintroduction. We observed a higher survivor rate than those of the single published experimental reintroduction of mature seedlings (20% the second year) which took place in Kärnten, Austria (Egger et al., 2010). Despite the fact that survivor rate cuttings are higher than those of mature seedlings (Nikowitz, 2010), our experiment showed better results than the reintroduction of cuttings in Freising, a periurban area north to Munich, that had a survivor rare of 0% (Koch & Kollmann, 2012). Other reintroductions had better survivor rates but used cuttings und monitored the survivor rate during the first summer (Staffler, 1999). Since no secondary establishment has been found, we cannot yet affirm that the restored habitats are suitable for the expansion of the reintroduced population.

The results of our study support the hypotheses that users have a negative impact on sensitive species reintroduction. Great loss during the first year post reintroduction is a common issue (Edwards et al., 2004). However, in our case, a great number of losses could have been avoided by better reintroduction conditions. We reintroduced the plants when the vegetation phase already began, plant were in a poor condition before the reintroduction, and the four week-ends following the reintroduction were particularly sunny and warm causing high recreational pressures. If the reintroduction has took place earlier, the root system should be strong enough to survive toddler play. Further studies on the impact of riverine users on species survive and development should help to understand the potential conflict between social and ecological restoration.

The study demonstrates the influence of recreational uses on reintroduction measures. However, we cannot definitively affirm that the variables investigated alone accounted for reintroduction success and failures. Other drivers or other unknown variables may also have influenced our results. Then, the number of plants reintroduced did not enable the use of strong statistical tests. Furthermore, the success of the restoration can just be assessed regarding of the biology of the false Tamarisk. Finally, the reintroduction of sensitive species into areas under high user density cause ethical questions. This study was conducted into particular conditions. The residual plants of another research project were dedicate to die and have through this project a new chance to life. We discourage relocation of endangered plants from protected areas.

Conclusion

Thanks to a man-made re-introduction we overcame the dispersal limitation and found that: 1) The biophysical and chemical habitat conditions are suitable to support a reintroduced population at least on the three-year scale. However a secondary establishment remains to be found to affirm the ecological success of the Isar restoration in Munich, Germany. 2) In the case of the Isar river restoration, even if the recreational uses impact the development of sensitive species, they did not cause reintroduction failure. Rather, high user pressure slows and decreases the establishment success. A user management plan has to be considered during the design and planning of the restoration project to passively secure ecological refuge. Furthermore, it is necessary to monitor users before the project and simulate user increase to predict damages and conflicts. Pedagogic works has to be done but would not replace a good user management plan.

Acknowledgements

The study is presented under the auspices of the UNESCO Chair “River Culture–Fleuves et Patrimoine”. It was supported by the Chair for Strategic Landscape Planning and Management of the Technical University of Munich and by CITERES–CNRS UMR 7324 of the University François Rabelais of Tours and co-supervised by KIT WWF-Auen-Institut. We thank all the members of the staff for their input. We thank Prof. Dr. Johannes Kollmann for advices. We thank the University of Tours for providing major funding for the research via a PhD grant. We thank Dr. Ernst Habersbrunner and BUND Naturschutz in Bayern e.V for providing plant material.

Literature

- Benkler C., Bregy J. (2010): *Myricaria germanica* – Experiments regarding seed germination & waterstress. ETH, Zurich
- Bennett V.J., Quinn V.S., Zollner P.A. (2013): Exploring the implications of recreational disturbance on an endangered butterfly using a novel modelling approach. *Biodiversity and Conservation* 22:1783-1798
- Bernhardt E.S., Palmer M.A. (2007): Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwater Biology* 52:738-751
- Bill H.-C. (2000): Besiedlungsdynamik und Populationsbiologie charakteristischer Pionierpflanzenarten nordalpiner Wildflüsse. Philipps Universität Marburg, Marburg:202
- Bill H.-C. (2001): Die Obere Isar – letzte Reste einer bayerischen Wildflusslandschaft. Pages 35-45 Laufener Seminar. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/Salzach
- Bulut Z., Karahan F., Sezen I. (2010): Determining visual beauties of natural waterscapes: A case study for Tortum Valley (Erzurum/Turkey). *Scientific Research and Essays* 5:170-182
- Edwards O., Guerrant J., Fiedler P.L. (2004): Accounting for sample decline during Ex Situ storage and reintroduction. Pages 365-388 In: Edwards O, Guerrant J, Havens K and Maunder M, (eds) *Ex Situ Plant Conservation. Supporting Species Survival in the Wild*. Island press, Washington:365-388
- Egger G., Angermann K., Gruber A. (2010): Wiederansiedlung der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*(L.) Desv.) in Kärnten. *Carinthia II* 200:393–418
- Huhta E., Sulkava P. (2014): The Impact of Nature-Based Tourism on Bird Communities: A Case Study in Pallas-Yllastunturi National Park. *Environmental Management* 53:1005-1014
- Koch C., Kollmann J. (2012): Clonal Re-Introduction of Endangered Plant Species: The Case of German False Tamarisk in Pre-Alpine Rivers. *Environmental Management*:217–225
- Kudrnovsky H. (2013): Alpine rivers and their ligneous vegetation with *Myricaria germanica* and riverine landscape diversity in the Eastern Alps: proposing the Isel river system for the Natura 2000 network eco.mont
- Macedo D.R., Magalhães A.P. (2010): Evaluation of an urban stream restoration project through water quality analysis and survey of the neighbourhood residents. Novatech:9 p.
- Morandi B., Piégay H., Lamouroux N., Vaudor L. (2014): How is success or failure in river restoration projects evaluated? Feedback from French restoration projects. *Journal of Environmental Management* 137:178-188
- Müller N. (1988): Zur Flora und Vegetation des Lech bei Forchach (Reute–Tirol) – letzte Reste nordalpiner Wildflußlandschaften. *Natur und Landschaft*:263–269
- Nikowitz T. (2010): Wiederansiedlungsversuch der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*) an der Oberen Traun. Land Steiermark and Land Oberösterreich:13
- Oberdorfer E. (1992): Fels- und Mauer- gesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaft In: *Süddeutsche Pflanzengesellschaft*. Gustav Fisher, New York
- Ozguner H., Eraslan S., Yilmaz S. (2012): Public perception of landscape restoration along a degraded urban streamside. *Land Degradation & Development* 23:24-33
- Pineiro A., Barja I., Silvan G., Illera J.C. (2012): Effects of tourist pressure and reproduction on physiological stress response in wildcats: management implications for species conservation. *Wildlife Research* 39:532-539
- Rädlinger C. (2012): Geschichte der Isar in München. Franz Schiermeier Verlag, München:312
- Sarah P., Zhevelev H.M. (2007): Effect of visitors' pressure on soil and vegetation in several different micro-environments in urban parks in Tel Aviv. *Landscape and Urban Planning* 83:284-293

- Staffler H. (1999): Die deutsche Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) DESV.). Beflanzung und Pflege von verbauten Bachböschungen in Südtirol. Pages 2-6 Mitteilungen der Gesellschaft für Ingenieurbiologie e.V. Fraunhofer, www.baufachinformation.de
- Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W., Cottingham P.D., Groffman P.M., Morgan R.P. (2005): The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. Journal of the North American Benthological Society 24:706-723
- Wantzen K.M., Ballouche A., Longuet I., Bao I., Bocoum H., Cissé L., Chauhan M., Girard P., Gopal B., Kane A., Marchese M.R., Nautiyal P., Teixeira P., Zalewski M. (2016): River Culture: an eco-social approach to mitigate the biological and cultural diversity crisis in riverscapes. Ecohydrology & Hydrobiology 16:7-18

GARTENTEICHE, SCHWIMMTEICHE, NATURPOOLS

SCHMALWIESER, MARKUS: Technisierte Schwimmteiche und Naturpools - Mögliches Sekundärhabitat für Amphibien oder tödliche Falle?

SCHMIDT-HALEWICZ, SABINE & DENNIS ROSSKOTHEN: Schwimmteichfolien im Fokus - Versuch einer Kategorisierung ihrer Oberflächeneigenschaften.

SCHMIDT-HALEWICZ, SABINE; IRINA VOLLMER-GRAF & CORINNA WAIDER: Evaluation eines Flächenteilers zur Unterprobenherstellung bei Zooplanktonuntersuchungen.

ZWEIMÜLLER, IRENE: Urban parks as habitat for anurans – a snapshot from Vienna.

ZWEIMÜLLER, IRENE & MARKUS SCHMALWIESER: Charakterisierung stark technisierter Schwimmteiche im Hinblick auf Nährstoffkonzentrationen: Abhängigkeit von Füllwasserqualität und Umland.

Technisierte Schwimmteiche und Naturpools - Mögliches Sekundärhabitat für Amphibien oder tödliche Falle?

Schmalwieser Markus

Technisches Büro für Limnologie Markus Schmalwieser, Wurmsergasse 42, 1150 Wien, office@limnologie-schmalwieser.at

Keywords: Amphibien, Sekundärhabitat, Naturpool, Schwimmteich, Gefährdung, Falle

Einleitung

Schwimmteiche erfreuen sich bereits seit mehr als 30 Jahren großer Beliebtheit. Solche Badebiotope im klassischen Sinn stellen wichtige Trittsteinbiotope in einer weitgehend ausgeräumten Landschaft dar. In den letzten 15 Jahren allerdings findet ein Trend hin zum stark technisierten Schwimmteich – dem sogenannten Naturpool – statt. Diese Anlagen sind in der Regel oligotroph, trübungsfrei und strukturarm. Sie verfügen oft nur über wenige Pflanzen am Rande des Schwimmbeckens oder in einem abgetrennten Bereich. Sie haben Umwälzpumpen, Filtersysteme, Oberflächenskimmer und oftmals auch Saugroboter, zumeist unterliegen sie also intensiven Pflegemaßnahmen.

Kommen nun diese Naturpools überhaupt als Sekundärhabitatem für Amphibien in Frage oder sind sie nichts anderes als tödliche Fallen? Mit dieser Frage beschäftigt sich die vorliegende Untersuchung.

Material und Methoden

Datenerfassung

Die Datenerfassung gliederte sich im Wesentlichen in zwei Teile. Zum einen wurde das Vorkommen von Arten über mehrere Jahre rein qualitativ aufgenommen. Dabei wurde lediglich der Umstand erfasst, welche Art bislang an einem Naturpool zumindest beim Versuch zu reproduzieren (abgesetzter Laich) angetroffen wurde. Dabei wurde also nicht unterschieden, ob lediglich Laich, Kaulquappen oder Jungtiere oder Populationen vorhanden waren. Im zweiten Teil der Untersuchung wurde im Jahr 2015 an 60 Naturpools in Ostösterreich gezielt Daten zum Vorkommen der Amphibien und dem Verhalten der Poolbesitzer erhoben.

Bestimmung und Untersuchungsgebiet

Aus methodischen Gründen wurden einige Arten nur als Artenkomplexe erfasst. So werden die Wasserfrösche als *Rana esculenta* – Komplex und die Kammolche als *Triturus cristatus* – Komplex geführt. Auf der Liste der potentiell vorkommenden Arten wurde das gesamte österreichische Arteninventar mit Ausnahme des lebendgebärenden und daher bei der Reproduktion nicht an offenes Wasser gebundenen Alpensalamanders (*Salamandra atra atra*) angeführt.

Das Untersuchungsgebiet bezog sich auf den Osten Österreichs (OÖ, NÖ, W, und B).



Abb. 1: Technisierte, oligotrophe, überwiegend aerobe Schwimmteiche die ständig über einen Filter umgewälzt werden sind eigentlich Fließgewässer. Sie werden unabhängig von ihrer Form als Naturpools bezeichnet. Im Bild zu sehen eine Anlage mit Kiesfilter der Firma Tauchner in Niederösterreich.

Ergebnisse

Angetroffene Arten

An den besuchten Naturpools der letzten Jahre wurden 10 der 15 potentiell vorkommenden Taxa angetroffen. Die hier angegebenen Arten versuchten zumindest zu reproduzieren, manche bildeten sogar Populationen.

Nicht angetroffene Arten

Das Verbreitungsgebiet der bisher nicht angetroffenen Taxa überschnitt sich bei zwei Arten (Rotbauchunke, Knoblauchkröte) nur am Rande mit dem Untersuchungsgebiet und lag bei einer Art (Kreuzkröte) außerhalb des Untersuchungsgebiets. Das Auftreten dieser drei Arten in Naturpools ist jedoch meiner Einschätzung nach keineswegs auszuschließen. Etwas fraglicher, wenngleich nicht gänzlich undenkbar scheint mir dagegen das Auftreten des Feuersalamanders zum Absetzen der Larven in Naturpools zu sein.

Tab.1: Potenziell vorkommende und tatsächlich angetroffene Taxa

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Angetroffen
Springfrosch	<i>Rana dalmatina</i>	ja
Grasfrosch	<i>Rana temporaria</i>	ja
Gelbbauchunke	<i>Bombina variegata</i>	ja
Erdkröte	<i>Bufo bufo</i>	ja
Wechselkröte	<i>Bufo viridis</i>	ja
Europäischer Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>	ja
Wasserfrösche	<i>Rana esculenta</i> Komplex	ja
Bergmolch	<i>Triturus alpestris</i>	ja
Teichmolch	<i>Triturus vulgaris</i>	ja
Kammolche	<i>Triturus cristatus</i> Komplex	ja
Moorfrosch	<i>Rana arvalis</i>	nein
Rotbauchunke	<i>Bombina bombina</i>	nein
Kreuzkröte	<i>Bufo calamita</i>	nein
Knoblauchkröte	<i>Pelobates fuscus</i>	nein
Feuersalamander	<i>Salamandra salamandra</i>	nein

Anzahl reproduzierender Arten

Im zweiten Teil der Untersuchung wurden im Jahr 2015 an 60 Naturpools gezielt Daten zum Amphibenvorkommen erhoben. Dabei wurden an 54% der Anlagen reproduzierende Arten nachgewiesen, an 28% davon zwei oder mehr Arten. Die Angabe der Artenzahl wurde aus methodischen Gründen sehr niedrig festgesetzt, sie ist die Mindestanzahl an reproduzierenden Arten, vermutlich ist die tatsächliche Zahl häufig höher.

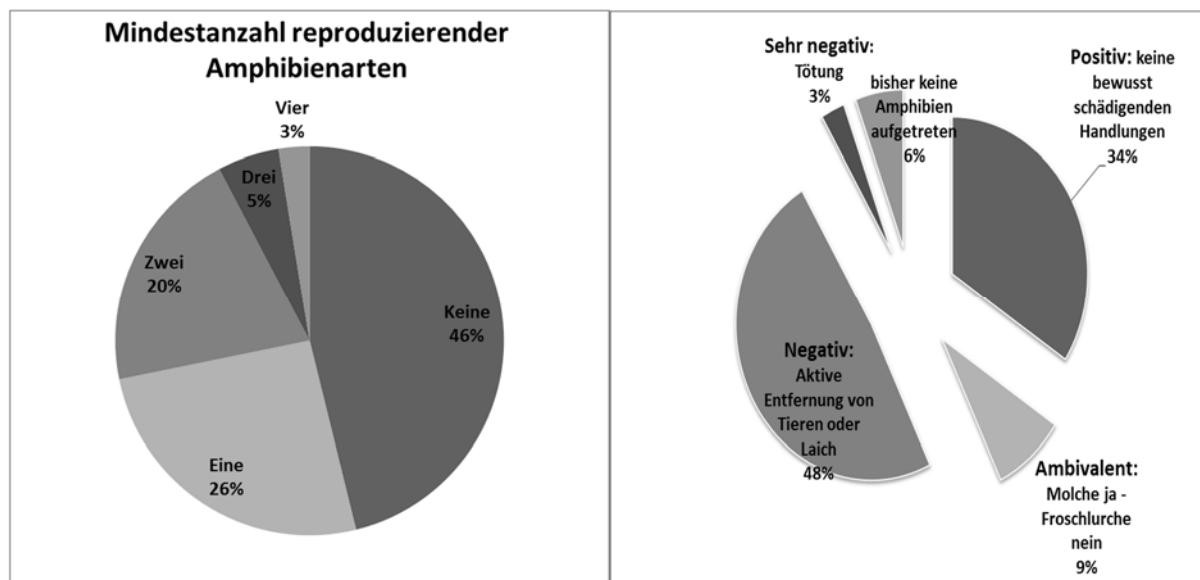


Abb. 2: Anzahl reproduzierender Arten

Abb. 3: Einstellung der Poolbesitzer zu Amphibien

Einstellung der Besitzer

Um die tatsächliche Einstellung der Besitzer zu Amphibien zu ergründen wurden die Poolbesitzer nicht nach ihrer diesbezüglichen Selbsteinschätzung sondern nach ihren Handlungen befragt. Folgende Kategorien wurden daraus abgeleitet:

- 1) **Positiv** bedeutet hier lediglich, dass die Besitzer keine absichtlich schädigenden Handlungen vornahmen. Es heißt also nicht, dass es durch die Handlungen dieser Personengruppe zu keiner schädigenden Wirkung auf die Amphibien kam. Häufig war dies durch Reinigungsmaßnahmen auch in dieser Kategorie der Fall.
- 2) **Negativ** bedeutet, dass eine aktive und absichtliche Entfernung von Tieren, Larven oder Laich stattfand. Häufig wurden Tiere und Laich umquartiert, Laich und Larven landeten wohl auch häufig auf dem Kompost.
- 3) Als **sehr negativ** wurde jene Einstellung kategorisiert die die Besitzer zur absichtlichen Tötung selbst adulter Tiere veranlasste.
- 4) Eine weitere, hier als **ambivalent** bezeichnete Kategorie stellt jene Einstellung dar, bei der die Besitzer zwar Schwanzlurche aber keine Froschlurche duldeten.

Gefährdung der Amphibien in Naturpools

Die hauptsächliche Gefährdung der Amphibien entsteht neben der aktiven Schädigung durch die Besitzer durch Pflege- und Reinigungseinrichtungen wie Absauggeräte und Oberflächenskimmer aber auch durch bauliche Formen, wie sie bei jenen Naturpools zu finden sind, die nicht nur dem Namen nach, sondern auch der äußereren Erscheinung nach Pools sind. Diese Anlagen haben um den gesamten Schwimmbereich senkrechte Wände, die Filterzone liegt abgesondert außerhalb. Werden an diesen Becken keine Ausstiegshilfen angebracht, ertrinken neben Kröten und Fröschen häufig auch Kleinsäuger und andere Tiere.

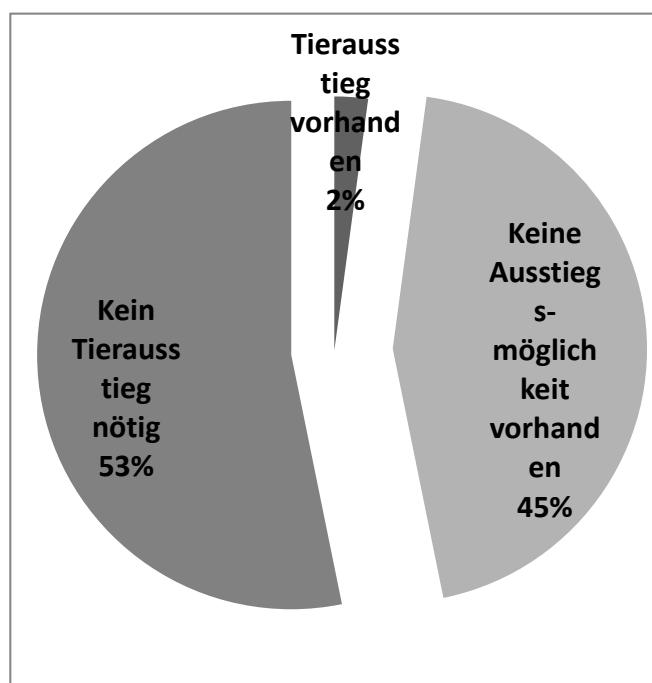


Abb. 4: An lediglich einem (2%) von 60 Naturpools war ein Tierausstieg vorhanden. Bei 45% der Anlagen wäre ein solcher nötig gewesen um den Tieren das Entkommen zu ermöglichen. Bei 53% war durch vorhandene Uferstrukturen an zumindest einer Seite kein eigener Tierausstieg nötig.

Diskussion und Zusammenfassung

Die Antwort auf die eingangs formulierte Frage, ob diese Naturpools Sekundärhabitare oder doch eher tödliche Fallen sind, lässt sich vorläufig folgendermaßen beantworten:

Aufgrund der Tatsache, dass 67% des heimischen Arteninventars bereits an diesen Gewässern reproduzierend angetroffen wurden, sind Naturpools unter der Voraussetzung dass einige Minimalstrukturen vorhanden sind, als grundsätzlich geeignet anzusehen.

Ausgehend von der Tatsache, dass insgesamt 60% der Teichbesitzer Tiere oder deren Laich entfernen und nur 34% keine absichtlich schädigenden Handlungen setzen, sie unwissentlich oder unbedacht dies zum Teil aber dennoch tun, ist die Anzahl jener Pools, in denen den Tieren tatsächlich kein Schaden zufügt wird sehr gering. Keine Schädigung erfahren Amphibien also in weniger als 34% der Anlagen.

Dass eine Koexistenz von Naturpoolbesitzern und Amphibien jedoch prinzipiell möglich ist zeigen Einzelfälle, die auch im Rahmen dieser Aufnahmen vorgefunden wurden. Diese zeichneten sich dadurch aus, dass Pflegemaßnahmen auf die Tiere und deren Laichzeiten abgestimmt wurden.

Durch gezielte Bewusstseinsbildung und positives Feedback auf getroffene Maßnahmen könnte die Situation der Amphibien in Naturpools meines Erachtens wesentlich verbessert werden.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen meiner Tätigkeit im Bereich der Qualitätssicherung für Schwimmteichbauer. Besonderer Dank gilt daher der Firma Tauchner in Kirchberg am Wechsel (NÖ) von der ein großer Teil der besuchten Anlagen stammen. Mein Dank gilt insbesondere auch meinem Kollegen Axel Schmidt in Unserfrau (NÖ) für die herpetologische Unterstützung und meiner Kollegin Irene Zweimüller (Wien).

Literatur

Gollmann G., Loos S., Schmidt A. & Gollmann B.(2004): Vorkommen, Gefährdung und Schutz des Laubfrosches in den Außenbezirken der Stadt Wien.

Schmalwieser M., Zweimüller I.(2016): Kennzahlen zu Schwimmteichen und Naturpools – Charakterisierung künstlicher Badegewässer anhand einfacher Parameter.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2015 (Essen):143-147.

Schwimmteichfolien im Fokus - Versuch einer Kategorisierung ihrer Oberflächeneigenschaften

Sabine Schmidt-Halewicz¹ & Dennis Rosskothen²

¹ LimSa Gewässerbüro, Konstanz, Email: schmidt-halewicz@limsa.de, ² Universität Konstanz, Stud. MA Life Sciences

Keywords: Schwimmteich, Naturpool, Folien, Oberflächen, Pflege, Biofilm

Einleitung

Ausgangslage

Die Schwimmteich-Branche zählt bereits mehr als 10 Jahre; sie leitet sich von herkömmlichen, chemisch (zumeist mit Chlor) zu entkeimenden Beckentypen ab. Seither bieten biologische Schwimmteiche eine natur-verträglichere Alternative, denn das hauseigene Ökosystem sorgt für klares Wasser und kommt dabei ganz ohne Chemikalien aus. Zwar ist diese Alternative naturverträglicher, jedoch birgt sie neue Problemstellungen. Sogenannte Biofilme bilden sich in Schwimmteichen, sie müssen regelmäßig mechanisch mit einer Bürste oder einem Reinigungsroboter entfernt werden. Diese Biofilme setzen sich größtenteils aus organischen Stoffen, Bakterien und Pilzen zusammen. Nach Costerton et al. (1994) sind Biofilme Ansammlungen von Mikroorganismen wie z.B. Bakterien, in denen sich diese entweder aneinander oder an einem Untergrund anhaften. Sie besiedeln feste Oberflächen. In Schwimmteichen kommen hier im belichteten Bereich zusätzlich Algen hinzu (Baumhauer & Schmidt, 2008), deren Wachstum nicht durch Chemikalien gehemmt werden sollte (SVBP 2010); sie sind Teil des Ökosystems und gleichzeitig Teil eines neuen Problems.

Die Auskleidung mit Folien oder auch Kunststoffbahnen ist eine Form der Wandabdichtung gegenüber dem Erdreich bei der Errichtung der Anlagen. Die Folien weisen teilweise Oberflächenstrukturen auf, die bereits mit bloßem Auge oder leichter Vergrößerung erkennbar werden. Diese Strukturen können bewusst eingesetzt sein (Schutz gegen Rutschen), oder nicht bewusst eingesetzt sein, bspw. können sie ein Produkt der Herstellung der Abdichtungsbahnen sein (Hauser, 2012). Mehr Reibung und dadurch besseren Halt gebende Oberflächen sind aus sicherheitsgebenden Gründen nur im Einstiegsbereich vorgesehen (SVBP, 2010). Oberflächenstrukturen werden nicht nur im Schwimmteich-anlagenbau, sondern auch in der Produktionstechnologie viel zu selten berücksichtigt (Hauser, 2012). Für eine in Arbeit befindliche Norm zur Hygiene in Kleinbadeanlagen und Schwimmbädern (DIN EN 16713-3:2016-08) könnte dieses Thema durchaus Eingang finden, denn die Oberflächen von verwendeten Materialien sind ebenfalls aus hygienischer Sicht zu betrachten. In den Vertiefungen von Oberflächen kann die Bildung von Biofilmen begünstigt werden, da sie schwieriger für den Reiniger oder eine Bürste zugänglich sind (Hauser, 2012). Dies trifft nicht nur auf den Biofilm zu, sondern ebenso auch für möglicherweise pathogene Keime, die sich darin einlagern könnten. Zusätzlich führen Kalkablagerungen in Schwimmteichen ebenfalls dazu, dass Vertiefungen entstehen, die weiteres Algen- und Mikrobenwachstum begünstigen (Bryers, 2000; Hauser, 2012).

Die Folieneigenschaften in Verbindung mit dem Auftreten der Algen führen in der Praxis bei vielen Schwimmteichen nach etwa 2-3 Jahren Betriebsdauer zu einem erhöhten Reinigungsbedarf (vgl. Abbildung 1). Durch die Reinigung wird die Folie u.U. angekratzt und ihre Oberfläche weiter vergrößert, des Weiteren kann an den Wänden mit einer manuell bedienten Bürste nicht genügend Druck aufgebaut werden, um den Bewuchs immer rückstandslos zu entfernen. Es bedarf daher einer reinigungsgerechten Gestaltung der Schwimmteichanlagen, um Problemen in der Zukunft vorzubeugen.

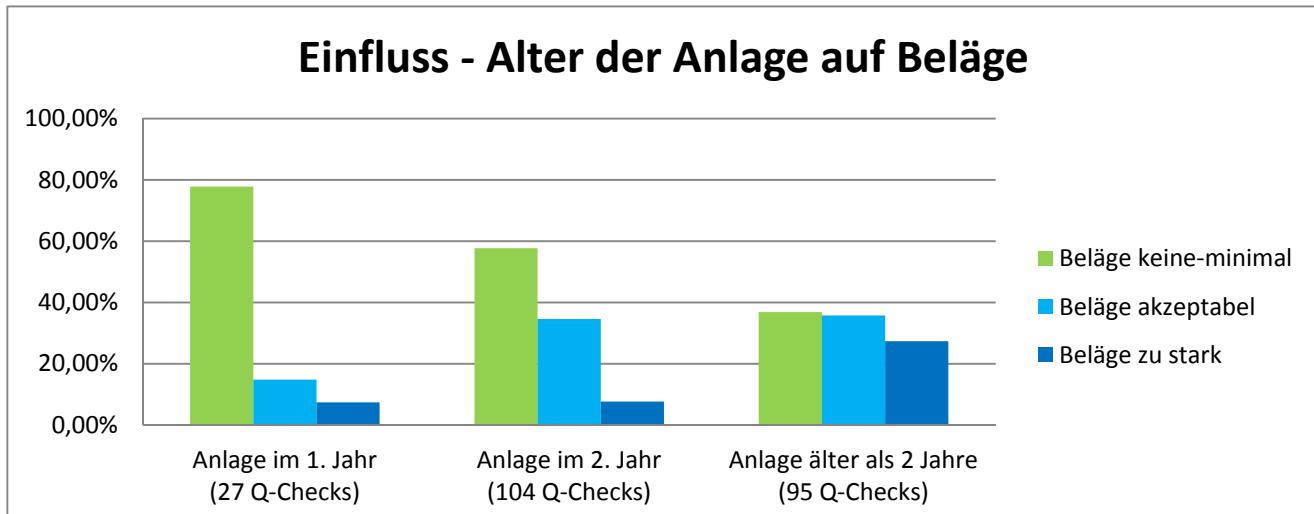


Abb. 1: Entwicklung von Belägen in biologischen Schwimmteichen in Abhängigkeit vom Alter der Anlage (Quelle: LimSa Gewässerbüro; Q- steht für Qualität) Legende: hell = keine-minimale Beläge, dunkelgrau = zu starke Beläge

Fragestellung und Zielsetzung der Arbeit

Ziel des Versuchsansatzes ist es, eine erste Kategorisierung anhand der Oberflächenstruktur von verschiedenen Teichfolien zu bestätigen und statistisch abzusichern. Drei Kategorien „glatt“, „wellig“ und „wellig-verletzbar“ sollen einen Aufschluss über den Zusammenhang zwischen Oberflächenstruktur und Algenwachstum zeigen, die üblicherweise als „Beläge“ wahrgenommen werden.

Als vierte Kategorie „0“ wurde neben den Teichfolien aus Polyolefinen (FPO), eine PVC Folie getestet. Ihre Oberfläche unterscheidet sich maßgeblich von FPO-Folien, sie ist noch glatter und zeigt unter dem Fotomikroskop keine körnige Oberfläche, wie es bei allen FPO-Folien der Fall ist. Hypothesen, die untersucht wurden:

A Folien der Kategorie 3 („wellig-verletzbar“) werden am meisten Biofilm anlagern.

B Die mechanische Beanspruchung verstärkt den Effekt.

C Die Putzspuren/ Läsionen nehmen im Lauf der Benutzungsdauer einer Folie zu.

Material und Methoden

Auswahl der Folientypen

Kategorie 0: PVC Folie Ocean deluxe, Peraplas, grau, 1,5 mm dick

Kategorie 1: Sikaplan WT 5300-13C, telegrau, 1,3 mm dick

Kategorie 2: Austroplan FPO, grau, 1,8 mm dick

Kategorie 3: Agru Relax G FPO, grau, 1,5 mm dick

Die Folien wurden etwa auf die Größe Din A6 (10 x 15 cm) zugeschnitten und von Fett und Verschmutzung gereinigt. Anschließend wurden sie horizontal in einem Trockenschrank¹ bei 60 °C für 24 Stunden getrocknet und dann das Gewicht mit einer Feinwaage² bestimmt (Staudt et al. 2004). Für die Bestimmung des Trockengewichts des Bewuchses wurde die Differenz aus [Folienstück trocken mit Bewuchs] und [Folienstück trocken und gereinigt] berechnet und dieses auf die Fläche des Stückes bezogen. Die Fläche der Folienstücke wurde berechnet mithilfe der Herstellerangaben zum spezifischen Gewicht. Die Folienstücke wurden zu 2x9 Stücken randomisiert in Hart-PVC-Rahmen (100x50cm) gespannt, damit sie ihre Lage nicht verändern konnten oder sich etwa überdecken.

Setting in den Anlagen

Zur Verfügung standen zwei Schwimmteiche für die Ausbringung der Folienstücke. Eine Musteranlage eines Garten-Landschaftsbauers im Thurgau mit 31m². Diese Anlage ist mit schwarzer Kautschuk-Folie (EPDM) ausgekleidet, die zu testenden Folienstücke wurden hier horizontal etwa 20 cm unter der Wasseroberfläche auf dem Kiesbett der Unterwasseransaugung ausgelegt und dort jeweils zwei Wochen gelagert. Die zweite Anlage liegt in Tuttlingen und gehört einer privaten Familie. Dieser Schwimmteich bedeckt ebenso 30m² und ist mit hellblauer FPO-Folie ausgekleidet. Die Folien wurden hier senkrecht an der Nordwand angebracht, sodass sie etwa 20-50 cm unter der Wasseroberfläche wandparallel hingen. In beiden Schwimmteichen kamen für den Boden Reinigungsroboter zum Einsatz, während die Wände von Hand gereinigt werden müssen. Beide Besitzer protokollierten den Temperaturverlauf über die Versuchsdauer täglich, außerdem wurden zusätzlich die Parameter Leitfähigkeit, pH, Sauerstoff und Temperatur bei Start und Stopp ermittelt.

Langzeitbeanspruchung

Des Weiteren sollte der mechanischen Beanspruchung Aufmerksamkeit geschenkt werden. Dazu wurde ein Dauersimulationstest entwickelt, der eine Beanspruchung durch Putzen über 0, 1, 2 und 5 Jahre simulieren sollte. Die Auswertemethode war auf eine Bilddokumentation begrenzt. Weiter dazu im Diskussionsteil.

Ergebnisse und Diskussion

Drei Messreihen konnten durchgeführt werden, jeweils 2 Rahmen in den zwei Anlagen wurden ausgewertet. Die erste Testreihe fand im April statt, die zweite im Mai, die dritte im Juni. Folglich werden Unterschiede in der Temperatur zwischen den drei Messreihen erwartet. Die durchschnittliche Temperatur stieg von Messreihe zu Messreihe. Im April betrug das Mittel 11°C, im Mai 13°C, im Juni schließlich 16°C. Die Testreihe aus der Anlage in Tuttlingen konnte nicht vollständig verwertet werden, da ein Großteil der Daten negative Werte erzeugte, was auf eine inkonsistente Versuchsabwicklung zu Beginn zurückgeführt werden konnte. Alle Ergebnisse wurden mit Excel und JMP berechnet.

Beispielhaft sind die Boxplots des Bewuchses als 95% Intervall für die einzelnen Kategorien 0, 1, 2 und 3 für die April- und die Juni-Serie dargestellt. In Abb. 2 (April) lassen sich die Kategorien 0 und 1, sowie 2 und 3 noch nicht statistisch voneinander als getrennt wahrnehmen ($p = <0,05$ signifikant verschieden für die Zusammenfassung 0 +1, 2+3). Im Juni (Abb. 3) sind alle Kategorien mit einer Wahrscheinlichkeit von $< 1\%$ voneinander verschieden in ihrem Bewuchs . Kategorie 3, das ist die

¹ Memmert 500 ULE

² Mettler AE 163

wellig gestaltete FPO-Folie, entwickelt dabei den meisten Bewuchs. Hiermit wird die auf Seite 2 formulierte Hypothese A bestätigt. Die PVC-Folie zeigt sowohl die geringsten Abweichungen im

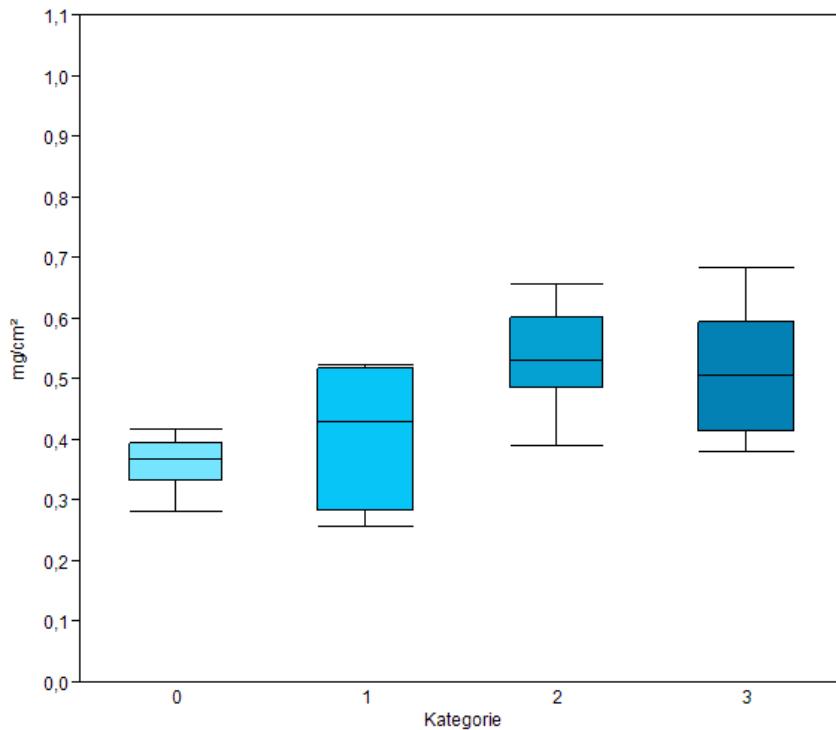


Abb. 2: Die Mittelwerte des Bewuchses in 95%-Intervall-Boxplots in mg/cm^2 der einzelnen Kategorien aus der ersten Messreihe im April sind hier dargestellt; der Strich stellt den Mittelwert dar. Kategorie 0 und 1 sowie Kategorie 2 und 3 bilden hier jeweils zwei Gruppen, die sich signifikant voneinander unterscheiden ($r^2=0,486$; $F=8,5$; $\alpha=<0,001$)

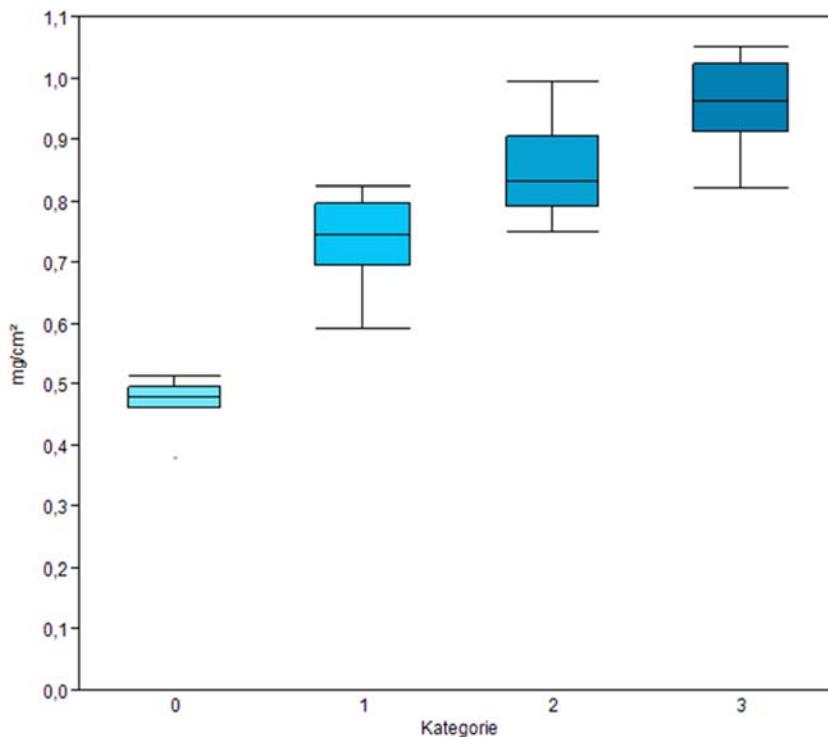


Abb. 3: Die Mittelwerte des Bewuchses in mg/cm^2 der einzelnen Kategorien aus der dritten Messreihe im Juni sind hier dargestellt. Hier unterscheiden sich alle Kategorien signifikant voneinander ($r^2=0,894$; $F=87,4$; $\alpha=<0,001$)

Bewuchs, als auch die geringsten Mengen, die sich entwickeln. Hierbei bleibt unklar, ob ggf. Weichmacher, die jede PVC-Folie zwangsläufig enthält, eine Rolle spielen können.

PVC-Folie sollte im Schwimmteichbau nicht bevorzugt werden, da sie beim Einbau unter umweltschädlichen Dämpfen verschweißt werden muss. Im Gegensatz zu FPO enthält PVC Weichmacher,

deren Anteil bis zu 50% (Hauser, 2012) erreicht. Hier fehlen jedoch Langzeitdaten, um sicher sagen zu können, dass diese eine Gefahr oder Risiken für den Nutzer oder für den Biofilm selbst darstellen. Bei der Entsorgung fällt bei PVC Chlor und viel nicht recyclebares Material an. Im Brandfall setzt PVC Chlorgas und FCKW's frei. Deshalb ist FPO als eine nachhaltigere Lösung im Schwimmteichbau der Vorzug zu geben.

Die mechanische Alterung der Folien wurde durch einen Dauerbelastungstest simuliert. Die hiesige Vorgehensweise konnte jedoch nicht dazu beitragen, die Hypothesen B und C zu bestätigen. Einerseits waren keine Unterschiede durch rein deskriptive Bilddokumentation erfassbar. Andererseits wurden manche Folienstücke beeinträchtigt durch den Fraß von Tieren. Insbesondere Schnecken, die glatten Folienoberflächen abweiden, trugen zu fleckenhaft ungleichmäßigen Belagsbild bei. Eine Zunahme an Läsionen konnte optisch unter der Stereolupe betrachtet nicht verifiziert werden. Vielmehr wiesen alle Folienarten bzw. -kategorien Läsionen und Kratzspuren auf.

Der signifikante Unterschied zwischen Kategorie 2 und 3 zeigte sich erstaunlicherweise bereits nach 3 Ansätzen, also nach nur 3-maliger Reinigung. Die aufgestellte Hypothese C war, dass sich nach einem längeren Zeitraum (ca. 2-3 Jahre) durch die mechanische Nutzung Risse und Kratzer in der Folie anhäufen, die die Oberfläche vergrößern und dadurch vermehrt Biofilm an- und eingelagert werden kann. Um diese Hypothese weiter zu bestärken, sollte der Versuch unter kontrollierten Bedingungen im Labor (kontrollierte Temperaturverläufe sowie Ausschalten von Organismen, die den Biofilm beeinflussen) wiederholt werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Offene Fragen, die sich ergeben haben, sind:

- Welchen Effekt allein die Oberflächenbeschaffenheit und welchen die Temperatur auf das Biofilmwachstum hat, sollte besser getrennt erkennbar sein.
- Gibt es evtl. doch Hemmstoffe, die PVC mehr oder weniger inert für den Bewuchs mit Biofilm machen - zumindest über die Dauer von 3 Monaten; wenn ja, wie lange hält dies dann an? Haben Weichmacher (meist Diethylphthalat) einen Einfluss auf das Biofilm-Wachstum?
- Tatsächlich Hemmstoffe enthaltenden Folien sollten in den Vergleich genommen werden, sofern deren Verwendung noch den Anforderungen eines biologischen Bades genügt oder deren Testung erwünscht ist.

Die Folien Agru Relax G FPO, deren Oberflächengestaltung „wellig-verletzbar“ ausgeprägt ist, sind nicht geeignet für den Schwimmteichbau aufgrund ihrer hohen Bewuchs-Neigung.

Danksagung

Dennis Rosskothen danke ich für die Absolvierung seines Betriebspraktikums bei LimSa, Corinna Waider für statistische Unterstützung und Korrekturlesen. Der deutschen Gesellschaft für naturnahe Badegewässer danken wir für die Finanzierung.

Literatur

- Baumhauer, J. und C. Schmidt (2008): Schwimmteichbau, Handbuch für Planung, Technik und Betrieb; Patzer-Verlag, Berlin, 392 S.
- Bryers, J. D. [Hrsg.] (2000): Biofilms II; J. Wiley-Liss, N.Y., 410 S.
- Coston, J.W. et al. (1994): Minireview: biofilms, the customized microniche. J. of Bacteriology 176, 2137-2142
- DIN EN 16713-3:2016-08: Schwimmbäder für private Nutzung - Wassersysteme - Teil 3: Aufbereitung - Anforderungen; Deutsche Fassung EN 16713-3:2016
- Hauser, G. (2012): Hygienische Produktionstechnologie. Wiley-VCH, Weinheim.
- Staudt, C, Horn, H, Hempel, D.C. & T.R. Neu. (2004): Volumetric Measurements of Bacterial Cells an Extracellular Polymeric Substance Glycoconjugates in Biofilms - Biotechnology and bioengineering 88, 585-592.

Evaluation eines Flächenteilers zur Unterprobenherstellung bei Zooplanktonuntersuchungen

Sabine Schmidt-Halewicz¹, Irina Vollmer-Graf¹ und Corinna Waider²

¹ LimSa Gewässerbüro, +schmidt-halewicz@limsa.de, ² Universität Konstanz, Limnologisches Institut

Keywords: Zooplankton, Methoden der Limnologie, Sedimentation, Probenteilung, Flächenteiler

Einleitung

Zooplankton wird üblicherweise mittels Netzzug oder mit integrierenden Schöpferfängen aus dem Gewässer in ein kleines Volumen konzentriert (Horn 1999; LUBW 2010). Damit hat der Limnologe die Möglichkeit, das Artenspektrum der Zooplanktonorganismen, Rotatorien und Crustaceen sehr gut zu erfassen, weil auch die seltenen Arten mit wenigen Individuen in kleinen Anzahlen dabei sein werden. Die Individuen-häufigen Arten sind damit in einer Probe jedoch je nach Literzahl des Filtrationsvolumens bis zu 10.000 Individuen vertreten. Da kein Bearbeiter diese Masse bewältigen kann und soll, werden die Proben einem Teilungsverfahren unterworfen, um hernach hochgerechnet zu werden auf das Ursprungsvolumen. Hierzu sind drei Methoden möglich, die unterschiedlich häufig angewendet werden. Es handelt sich hierbei um physikalisch unterschiedliche Teilungsansätze, je nachdem, ob das Volumen unter der Annahme, dass die Organismen darin gleichverteilt sind (Hensen, 1887), oder eine Fläche, auf die die Organismen zuvor gleichverteilt gefallen sind, unterteilt wird. Als dritte Möglichkeit ist eine Kompartimentierungsmethode bekannt geworden (Folsom-Teiler, Daniel & Evans, 1982), worin ein gegebener Raum halbiert wird. Diese Methoden gilt es in Ansätzen zu vergleichen, insbesondere aber die Flächenteilung genauer zu betrachten. Eine möglichst genaue und reproduzierbare Arbeitsweise, sowie Verfahren mit geringem Fehler zu verwenden, sind dabei das Ziel dieser limnologisch-methodischen Arbeit.

In dieser Arbeit wird die Überprüfung eines Flächenteilers in den Fokus gestellt, den W. Geller in den 1980er Jahren angefertigt hatte. Er wurde lediglich in Schwoerbel (1986) skizziert (siehe Abb. 1), sowie in Hoehn et al. (1998) und in der LVLim (Überarbeitung 2012) zur Verwendung vorgeschlagen, aber weder ausreichend überprüft noch publiziert. Als ersten Baustein einer Methodensammlung zu Teilungsverfahren bei der Zooplanktonaufarbeitung soll die Vorstellung einer Projektarbeit dienen, welche 2014 an der Hochschule Konstanz, Studiengang Verfahrenstechnik von Irina Vollmer-Graf vorgelegt wurde. In der Folge wurden verschiedene Verbesserungsmöglichkeiten durchgespielt, die hier ebenfalls behandelt werden.

Material und Methoden

Aufgabenstellungen der Projektarbeit

Zur Überprüfung der Funktionstüchtigkeit des Flächenteilers sollte die Anwendung von Kunstpartikeln mit größter Übereinstimmung zum Sinkverhalten von Zooplanktonorganismen verwendet werden. Hierzu wurden Partikel aus Kunststoffen angefertigt, und deren Sinkgeschwindigkeit sowie Reynoldszahl ermittelt. Mit den ausgewählten Partikeln wurde zunächst die Verteilungsüberprüfung

durchgeführt. Es wurden mehrere Einfüllkammern (Abb. 2) hergestellt, um die Einströmung zu verändern. Die Aufgaben i. E. sind wie folgt zu beschreiben:

- Überprüfung der Prozentverhältnisse nach Geller (in Schwoerbel, 1986).
- Überprüfung der Gleichwertigkeit der Teilproben untereinander, mittels Verteilung der Partikelzahlen in die Teilkammern.
- Bestimmung der Variabilität, die durch das Subsampling unter den Teilkammern entsteht.

Je 10 Versuche wurden mit 3 unterschiedlichen Einfüllkammern durchgeführt, die das Einströmen in die Sedimentationskammer beeinflussen. Hierbei wurde mit dem χ^2 -Test auf Unterschiede getestet. Zuletzt wurden Verbesserungsvorschläge an der Methode entwickelt und beschrieben. Deren Überprüfung in Anteilen rundet diese kurze Publikation ab.

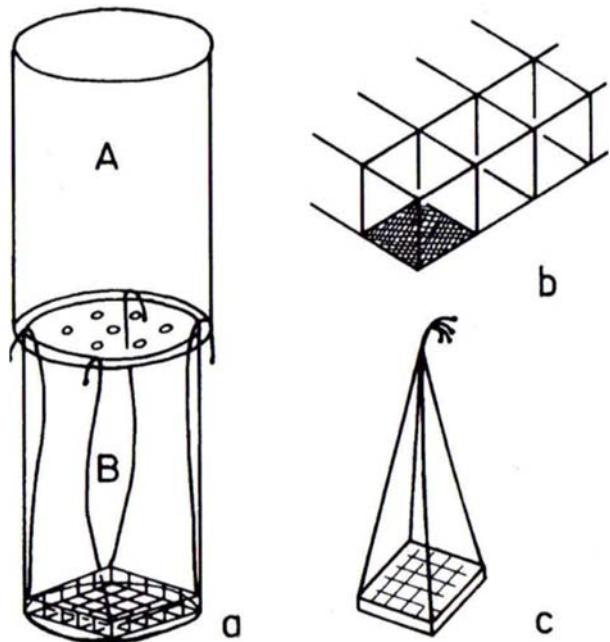


Abb. 1: Subsample for zooplankton samples according to Geller. a) Filling chamber (A) with a 4-liter capacity and sedimentation chamber (B) with a 5 mm diameter hole at the bottom; b) Partial view of the area divider with a mesh glued to it; c) Area divider with strings (Source: Schwoerbel, 1986)

Verwendete Materialien und Programme

Der von Geller gebaute Apparat (Abb. 1) wird in Schwoerbel (1986) mit folgenden Eigenschaften beschrieben:

Bodenfläche	150 cm ²
Gesamtfläche des herausnehmbaren Flächenteilers: 100 cm ²	
Fläche einer einzelnen Teilkammer	4 cm ²
der Flächenteiler erfasst	66,8 % der Probe
eine Teilkammer erfasst	2,67 % der Probe +- 0,5%

Dabei ist eine Abweichung von 0,5% ermittelt worden. Dies entspricht einem prozentualen Anteil von 2,17 bis 3,17 % für 1 Teilkammer, egal, wo diese liegt.

Die untersuchten Einfüllkammern E1 bis E3 wurden aus 4-Liter-Dosen hergestellt und hatten folgendes Lochmuster:

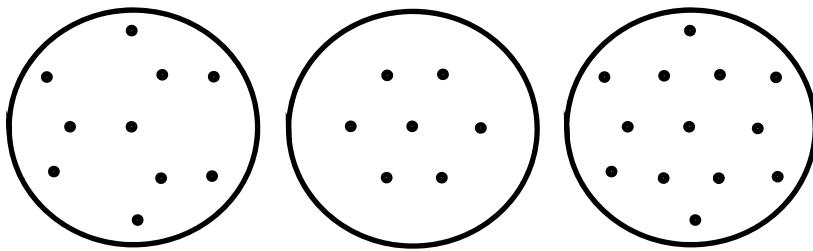


Abb. 2: Lochmuster der Einfüllkammern, links E1, Mitte E2, rechts E3

An Kunststoffpartikeln wurden solche aus Polyoxymethylen (POM) und aus Polyvinylchlorid (PVC) getestet. Zur Anwendung als Zooplankton-Ersatz kamen weiße PVC-Kunststoffpartikel in einem Größenbereich von 250 – 355 µm und einer Dichte von 1,1 g/cm³. Ihre durchschnittliche Reynoldszahl wurde errechnet mit 0,864606, welche dem echten Zooplankton im Bereich 500-1000 µm mit 1,161039 am nächsten kam. In diese dimensionslose Zahl fließen die Größen Sinkgeschwindigkeit, Durchmesser der Partikel, Dichte und Viskosität des Mediums (Fluid) ein (Spurk et al. 2010).

Die Durchführung der Probenteilung verläuft in folgenden Schritten:

1. Flächenteiler in Sedimentierkammer einlegen.
2. 0,5 l Wasserⁱ als Vorlage einfüllen.
3. Probe in 4 l fassenden Rundkolben, in 2,5 l suspendieren.
4. Probe in Einfüllkammer, durchlaufen lassen.
5. Nachspülen mit 0,5 l Wasser.
6. 30 Minuten sedimentieren lassen.
7. Flächenteiler entnehmen, in mit Wasser gefüllte Schale legen.
8. Teilproben mit Pipette entnehmen und zählen.

Zur Auswertung wurden folgende Programme bzw. Geräte herangezogen: Sony Cybershot DSC-H1 zur Fotografie der Teilkammern mit den Partikeln, ImageJ 1.47 zur Partikelauszählung am Bildschirm; Excel 2010 zur Tabellenkalkulation, SigmaPlot®12 zur Datenanalyse und grafischen Aufarbeitung.

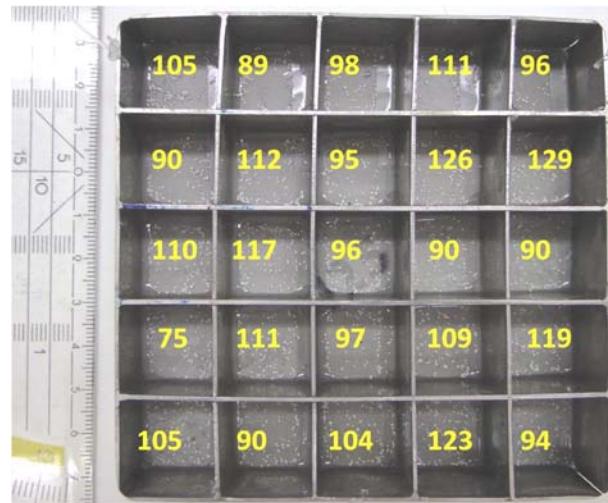
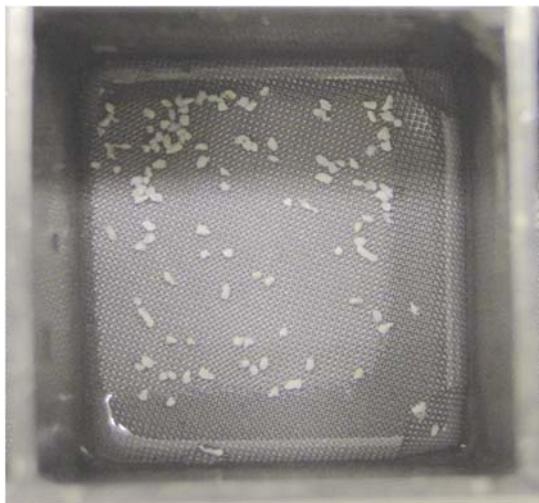


Abb. 3: Beispielansicht einer Teilkammer mit Partikeln (links) und des gesamten Flächenteilers nach kompletter Auszählung.

Ergebnisse und Diskussion

Die Standardabweichung über alle 30 Versuche ergab 14,50 (9,97-20,51). Der Variationskoeffizient errechnet sich auf im Mittel 14,75% (10,03-20,74 %), niedriger als bei anderen Zählkammervergleichen (vgl. LUBW 2012, Horn 1999). Der Prozentanteil einer Teilkammer im Schnitt 2,47% - bestätigt die Angabe (Schwoerbel, 1986).

Bei den Wahrscheinlichkeiten für die Gleichverteilung sind die Aussagen anders: nur in 4 von 30 Ansätzen ist die Gleichverteilung mit >5% gegeben – jeweils in einem Ansatz mit den Einfüllkammern 1 (0,38) und 2 (0,15) und in zwei Ansätzen mit Einfüllkammer 3 (0,22 sowie 0,38).

In der Folge wurden Änderungen am Procedere von oben (Methoden) wie folgt vorgenommen:

- Eine statische Partikel- bzw. Organismen-Zahl (gegenüber den Kunstpartikeln, von denen bei jedem Durchgang welche verloren gingen, die Anzahl also leicht sank innerhalb der 10 Durchgänge).
- „Echtes“ Zooplankton wurde eingesetzt – nämlich fixierte Daphnien alle derselben Art (*D. longispina*), um das Argument, die Kunstpartikel seien evtl. nicht vergleichbar, zu entkräften.
- Ein erhöhtes Volumen von in der Summe 5 L gegenüber niedrigem Volumen von 3,5 L, in dem die Organismen sedimentieren, wurde getestet.

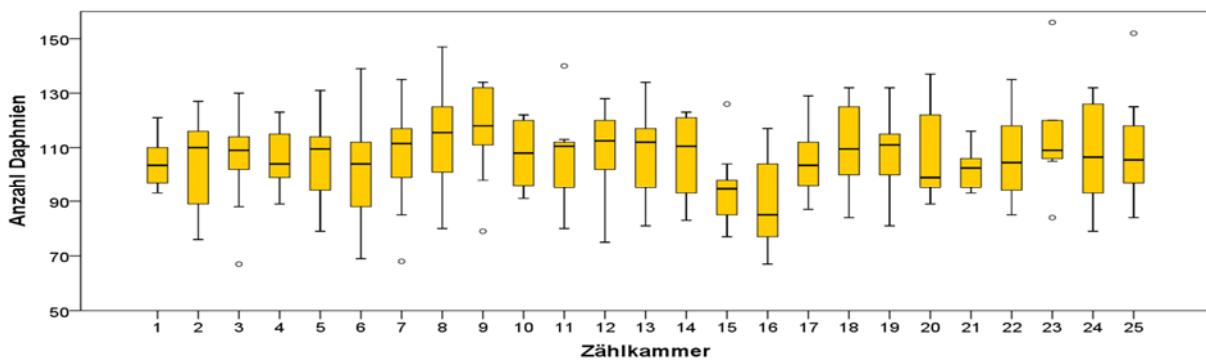


Abb. 4: Einfaktorielle Analyse von Daphnia-Anzahlen in den 25 Teilkammern, Wilcoxon/Kruskal-Wallis, keine signifikanten Unterschiede festzustellen in 3x10 Ansätzen.

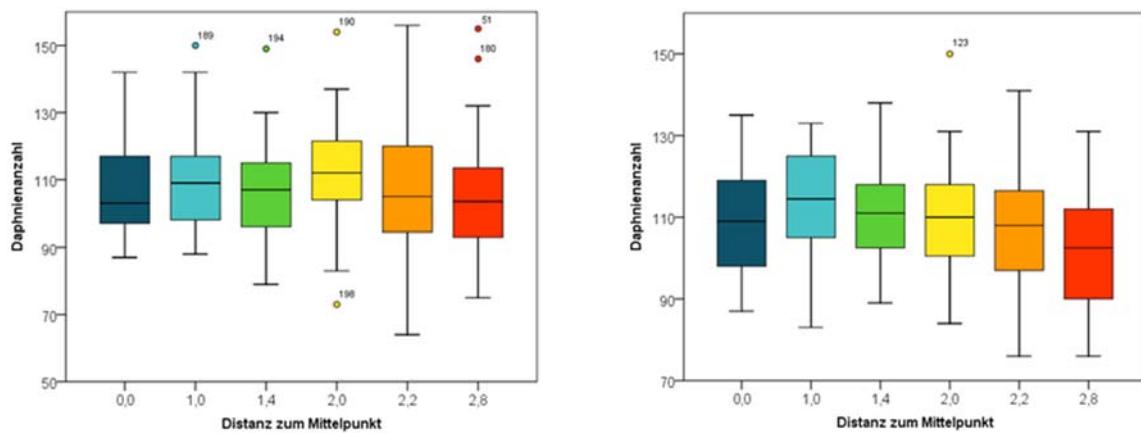


Abb. 5: Kruskal-Wallis-Test bei Abstand zum Mittelpunkt-Gruppierungen, links niedriges Volumen ($p=0,187$), rechts bei erhöhtem Volumen ($p=0,004$)

Die Einfaktorielle Analyse der Anzahlen von Daphnien in den einzelnen Zählkammern ergab keine signifikanten Unterschiede (Abb. 4). Allerdings wird ein regelmäßiges Muster in der Belegung der Teilkammern vermutet. Diese Nicht-Gleichverteilung wird deutlicher bei Verwendung des größeren Volumens (5 L). Hierzu konnte durch Zusammenfassung der Teilkammern zu Gruppen mit gleichem

Abstand zum Mittelpunkt des Flächenteilers eine signifikante Abhängigkeit bei dem größeren Volumen festgestellt werden (Abb. 5).

Der Vergleich mit anderen Teilungsvorgängen lässt folgende Aussagen deutlich werden: die Pipette (Volumenteilung) kann zu hochsignifikanten Abweichungen insbesondere für Copepodenanzahlen und für das Volumen führen; die Genauigkeit wird schlechter mit steigender Größe der Organismen und der Öffnungsweite (Horn 1999 u.a. darin). Der Folsom-Teiler ist nur für die Zweiteilung geeignet, da der Fehler sich mit jedem weiteren Teilungsschritt fortsetzt (Daniel & Evans, 1982).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

- Die Variationskoeffizienten, die Standardabweichung und die Normalverteilung der Teilkammern ist bei korrekter Anwendung gut.
- Die %-Angaben von Geller in Schwoerbel (1986) (2,67 % pro Teilkammer und rund 66% im ganzen Flächenteiler) wurden validiert.
- Die Gleichverteilung in den Teilkammern liegt jedoch nur in 4 von 30 Versuchen in einer $p > 5\%$ vor.
- Die Nicht-Gleichverteilung wird deutlicher bei höherem Volumen: geringere Daphnienanzahlen sind tendenziell in den äußeren Teilkammern vorliegend.
- Ein statistischer Vergleich mit anderen Teilungsmethoden, insbesondere der volumetrischen Teilung wäre äußerst sinnvoll.

Eine Aufnahme in den Methodenkatalog für Zooplankton ist sinnvoll, solange nicht nachgewiesen ist, dass andere Teilungsmethoden bessere Ergebnisse liefern.

Danksagung

An Prof. Dr. D. Schwechten geht der Dank für Diskussion der Projektarbeit im Studiengang Verfahrenstechnik, an Irina Vollmer-Graf der Dank für die meisterlich fachgerechte Anfertigung. Corinna Waider danke ich für die Fortführung, die Korrekturen und die gute Zusammenarbeit.

Literatur

- Daniel, W.S. und M. S. Evans (1982): A statistical analysis of subsampling and an evaluation of the Folsom plankton splitter - *Hydrobiologia* 94, 223-230
- Hensen V. (1887): Über die Bestimmung des Planktons oder des im Meere treibenden Materials an Pflanzen und Tieren nebst Anhang - Ber. Komm. Wiss. Untersuch. Deutsch. Meere, Kiel 12-14: 1-108
- Hoehn E., Ketelaars H, Ewig B. (1998) Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen, 2. Auflage, ATT Technische Informationen Nr. 7 Siegburg 1998, Kommissionsverlag R. Oldenbourg München
- Horn, W. (1999) in Tümpeling, W.V. und G. Freidrich (1999): Biologische Gewässeruntersuchung, Gustav Fischer V., Jena, 539 S.
- LVLim (Leistungsverzeichnis für Limnologie), (2012) 2. Aufl., Schmidt-Halewicz, S. , Hoehn, E. , Kasten, J. , Dembinski, M. [Red], Gewässerökologische Untersuchungen, Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. [Hrsg.], Eigenverlag DGL in Hardegsen, 2. Aufl. ISBN 978-3-9813095-1-5
- LUBW (2010): Stich H.B., Maier G., A. Hoppe [Red], Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden Württemberg - Projekt Zooplankton - Probenahme, Bericht 10 des Instituts für Seenforschung Langenargen
- LUBW (2012): Stich H.B., Maier G. [Red], Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden Württemberg (2012) Projekt Zooplankton - Zählen, Bestimmen, Auswerten, Bericht 12 des Instituts für Seenforschung Langenargen
- Schwoerbel, J. (1986): Methoden der Hydrobiologie Süßwasserbiologie, 3. Auflage, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, UTB
- Spurk J. H., Aksel N. (2010) Strömungslehre, Einführung in die Theorie der Strömungen, 8. Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg

ⁱ Abgekochtes, abgekühltes Wasser wird verwendet, um den Gasinhalt des Wasseres zu minimieren (LVLim, 2012).

Urban parks as habitat for anurans – a snapshot from Vienna

Irene Zweimüller¹

¹ Fakultät für Lebenwissenschaften, Department für Integrative Zoologie, Universität Wien, irene.zweimueller@univie.ac.at

Keywords: urban parks, common toad, agile frog, tadpoles, spawning, degree days

Introduction

Parks are essential for the well-being of (human) city dwellers (Cox et al., 2017). However, it is unclear, how they support wildlife. Parks undergo continuous gardening activities throughout much of the year and these activities may have been going on for decades or even centuries. However, the intensity of gardening activities is quite variable and depends on the parks style. It is also evident, that the access to water bodies can be much more difficult in baroque parks, where water bodies are usually surrounded by small walls. In Vienna the styles of municipal parks range from the highly artificial baroque style to the much more natural landscape architecture of the 19th century. The oldest park investigated was established in 1694, the newest in 1992 (tab. 1).

Table 1: Investigated parks, arranged according to increasing size; sources of information see materials and methods; steep slope = uncultivated steep slope within or directly adjacent to park

Park	area in m ²	established in *	steep slope	REPRODUCTION		HABITAT
				common toad	agile frog	
Setagayapark	4790	1992	x	x	0	0
Liechtensteinpark	5840	1694	0	0	0	0
Volksgarten	51730	1823	0	0	0	0
Stadtpark	61130	1862	0 ³	0	0	0
Wertheimsteinpark	63730	1830 ¹	x	x	0	0
Botanischer Garten	74100	1706	0	0	0	0
Schweizergarten	99970	1906	x	0	0	0
Türkenschanzpark	151130	1888	x	x	0	x
Belvedere	841380	1723	0	0	0	0
Schönbrunn	865520	1778 ²	x	x	x	0

* .. Data from G. Koszeczký (2007)

¹ .. Info: bought 1826, "later" construction of landscape park

² .. "Römische Ruine" was built

³ .. Slope present, but highly modified

Amphibians in general are threatened by a variety of factors, including loss of suitable spawning sites. While some species dwell in the water throughout the year, others use water only for spawning and early development, e.g. they need summer and winter habitats as well and should be especially susceptible to habitat fragmentation. Due to methodological reasons this study is restricted to anurans.

My research questions were:

Which parks do harbour toads or frogs and/or spawning sites for anurans? Does park size or age and style determine, whether anurans are present? What are the characteristics of the water bodies used for anuran spawning?

For one park the exact date of spawning activity and the time of juvenile toads leaving the water body could be determined. These findings are also reported.

Materials and methods

Investigated parks & water bodies

Ten parks with water bodies were chosen according to accessibility (tab. 1). The (accurate or approximate) time of park establishment was derived from literature (Koszeczky, 2007). Park size was taken from information found on the official city map (<https://www.wien.gv.at/stadtplan/>) or by measuring park sizes from screen shots of the official city map including a reference scale. The size of the individual water bodies (29) within the parks was determined the same way. The computer program Gimp 2.0 was used for this purpose.

The presence/absence of steep uncultivated slopes was established from the city map and verified by on-site inspection.

The shortest distance between observations sites and the uncultivated steep slope was measured for each park with an uncultivated steep slope using screen shots of the official city map including a reference scale. Again the computer program Gimp 2.0 was used for this purpose.

Observations

Due to methodological reasons (direct observations, no catching activity) the investigation was restricted to anurans (e.g. frogs and toads).

Observations were carried out during daytime, as several parks are closed to the public after nightfall. Three rounds of observations were carried out from 29.3.2016 to 12.7.2016. Nearly each water body present in these 10 parks was checked for the presence of adult anurans, frog spawn or tadpoles (one or two observation sites per water body). Several environmental variables were recorded, but only the results for shoreline vegetation are presented here. Observation sites on the water bodies were either locations with dense shoreline vegetation or approx. 50m or 20m shoreline without shoreline vegetation for large and small water bodies, respectively. The abundance of tadpoles was classified as x-low, xx-abundant, xx-very abundant, tab 2). Most sightings of anurans were documented (photos or videos). Identifications were checked by an expert (Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl). Unfortunately videos of one sighting were not good enough to allow identification.

Meteorological data

Data on daily air temperature (mean, minimum and maximum) and precipitation were obtained from the national meteorological service (ZAMG – Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Jahrbuch 2016, <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klimauebersichten/jahrbuch>) for the station “Hohe Warte”.

Results

Taxa

Four taxa were found, reproductive efforts were documented for three taxa. The common toad (*Bufo bufo*) was present in 4 out of the 10 parks (adults, tadpoles and young of the year toads). Spawn of the agile frog (*Rana dalmatina*) was detected in one water body in park Schönbrunn. During the last survey unidentified tadpoles were found in another water body in the same park. It is unlikely, that these tadpoles were either common toads or agile frogs, as the tadpoles of these species had already left the water bodies elsewhere. Water frogs (*Pelophylax lessonae / esculenta / ridibunda*-group) were found in two water bodies of the Türkenschanzpark.

Table 2: Characteristics of individual water bodies; arranged according to a) increasing size of water

Park	Code water body	Name water body	size in m ²	uncultivated steep slope present	Distance to refugial area in m	common toad	agile frog	unidentified tadpoles	waterfrogs
a)									
Volksgarten	D	"Wasserbecken Sisidenkmal"	4	0	0	0	0	0	0
Botanischer Garten	A	"Petasitespfütze"	13	0	0	0	0	0	0
Botanischer Garten	B	"oberes Rundbecken"	23	0	0	0	0	0	0
Botanischer Garten	C	"Teich Brücke"	29	0	0	0	0	0	0
Volksgarten	B	Triton- und Nympenbrunnen +	69	0	0	0	0	0	0
Volksgarten	C	"Teich Sisidenkmal"	145	0	0	0	0	0	0
Volksgarten	A	Volksgartenbrunnen +	232	0	0	0	0	0	0
Belvedere	B	"oberes östliches Rundbecken"	251	0	0	0	0	0	0
Belvedere	C	"oberes westliches Rundbecken"	251	0	0	0	0	0	0
Liechtensteinpark	A		529	0	0	0	0	0	0
Stadtpark	A	Stadtparkteich	3455	0	0	0	0	0	0
Belvedere	A	"großer Teich"	4559	0	0	0	0	0	0
b)									
Schönbrunn	E	Römische Ruine *	178	x	0	0	x	0	0
Wertheimsteinpark	A	Krottenbachteich	861	x	0	xx	0	0	0
Schönbrunn	D	Neptunbrunnen *	3542	x	0	0	0	0	0
Schönbrunn	F	"vorderer Gloriettesteich"	5660	x	11	xxx	0	0	0
Setagayapark	B	"Quelle"	42	x	21	x	0	0	0
Setagayapark	A	"Teich"	350	x	25	xx	0	0	0
Türkenschanzpark	C	Bergteich	840	x	32	0	0	0	0
Türkenschanzpark	D	Kurparkteich	1625	x	43	x	0	0	x
Türkenschanzpark	F	Wasserfallteich	40	x	58	0	0	0	0
Türkenschanzpark	E	Auteich	2827	x	60	0	0	0	x
Schönbrunn	G	"Teich Taubehausallee"	551	x	173	0	0	x	0
Schweizer Garten	A	"Inselteich"	1223	x	186	0	0	0	0
Schweizer Garten	B	"südwestlicher Teich"	523	x	212	0	0	0	0
Schweizer Garten	O	"großer Springbrunnenteich"	1396	x	269	0	0	0	0
Türkenschanzpark	B	Prießnitzteich	108	x	277	0	0	0	0
Türkenschanzpark	A	Vierzigerteich	2062	x	296	0	0	0	0
Schönbrunn	C	Sternbassin *	405	x	390	0	0	0	0

Name water body according to the official map of Vienna <https://www.wien.gv.at/stadtplan/>
except:

"Teich" unofficial names

+ names acc. to german Wikipedia "Volksgarten"

* names acc. to www.schoenbrunn.at/wissenwertes/der-schlosspark/rundgang-durch-den-park.html

all homepages accessed on Sept 12th 2016

taxa names



.. Amphibians present, more x means more individuals

Parks

Surprisingly, neither size nor age of the park seemed to determine, whether anurans were found (Tab. 1). One of the especially well-manicured baroque parks – Schönbrunn (surrounding and named after the imperial palace) harboured 3 spawning sites. On the other hand, all 4 parks with anurans have uncultivated steep slopes within or directly adjacent to them. There is only one park (Schweizergarten) with such slopes and without anurans. In this park, there is a public road between the slope and the potential spawning sites.

Water bodies

Size

Tadpoles were found in the second-smallest as well as the largest water body (with respect to parks with anurans, tab. 2). However, the abundance of tadpoles (common toad) was highest in the largest water body: the pond below the Gloriette (“vorderer Glorietteteich”, VGT).

Distance to steep slope

All observation sites with tadpoles present were within a 180m-distance from the next uncultivated steep slope, for tadpoles of the common toad the distance never exceeded 50m (tab. 2).

Vegetation & other structures

Nearly all locations with tadpoles were characterised by a dense cover of riparian or floating water vegetation during early summer, but the VGT is nearly devoid of structure. The water body with unidentified tadpoles was an extremely shallow puddle of rainwater without structure.

The three locations, where water frogs were observed, were also characterized by dense shoreline vegetation during summer.

Phenology

29.3.2016: Spawning activity in Wertheimsteinpark, obviously common toad

3.4.2016: spawn of agile frog detected in pond “Römische Ruine” in park Schönbrunn

20. to 23.4.2016: tadpoles of common toad in 3 parks

7.7.2016: young of the year common toad leave pond in Wertheimsteinpark

8.7.2016: unidentified tadpoles in rainwater puddle in Schönbrunn

Timing of spawning and the approximate duration of the aquatic phase could be verified for one waterbody, the pond in the Wertheimsteinpark. Spawning activities were observed rather late, on Julian day 89. This is at the upper end of the range of spawning dates reported for the common toad by Reading & Clarke (1999). Spawning occurred 12 days after the last cold spell with minimum air temperatures below 0°C (fig. 1). Tiny toads were observed leaving the water body at Julian day 189, e.g. after 100 days. Reading & Clarke (1999) concluded, that cold days and/or days with heavy rainfall lead to longer aquatic periods for common toad tadpoles. Using information from a nearby meteorological station (Hohe Warte) to obtain the number of days with minimum air temperature below 0°C and more than 10mm precipitation during the aquatic period the formulas given in Reading & Clarke (1999) could be used to establish theoretical times for the young of the year toads leaving the pond. According to the proportion of cold days (0 in this study) emergence should have occurred after 87,1 days, according to the proportion of days with heavy rain (9 out of 100 days) it should have

taken place after 113,4 Days. The average of these two values is 100 days, e.g. the exact value found in this study.

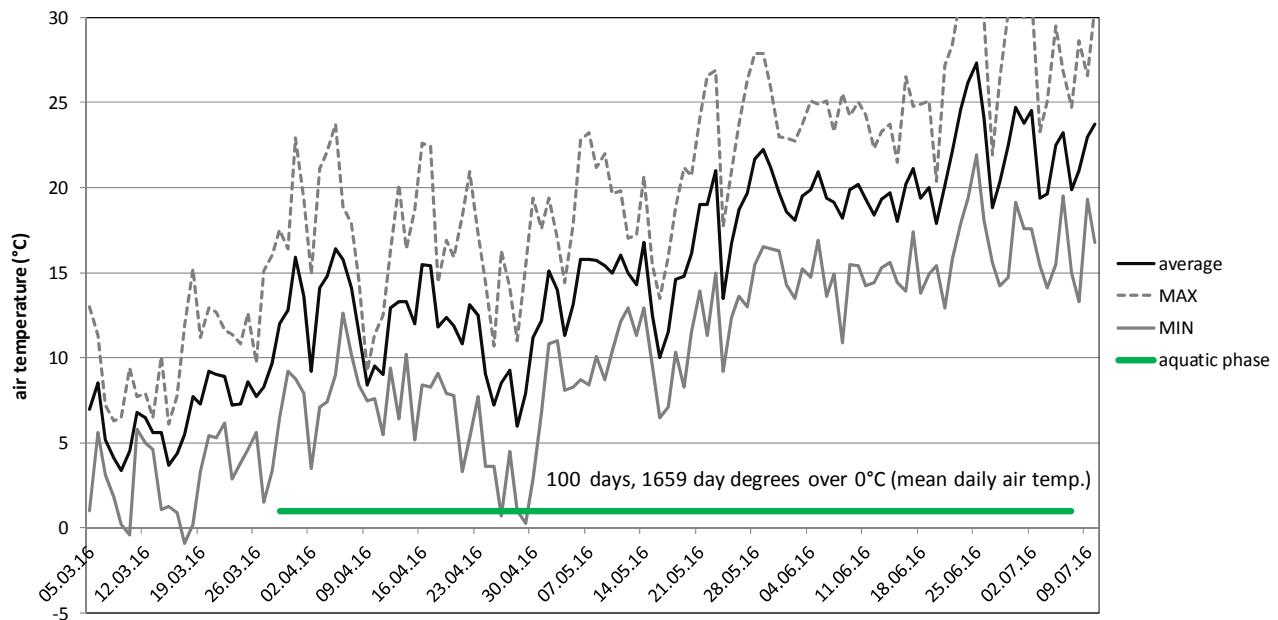


Figure 1: Duration of aquatic phase of the common toad in Wertheimsteinpark and air temperature development (station “Hohe Warte”)

Discussion

Anurans do use Vienna’s parks for reproduction and as habitats. However, one species – the common toad – strongly dominates the species assemblage. The common toad is listed as “least concern” in the IUCN red list (<http://www.iucnredlist.org/search>), but Gollmann (2007) evaluated its status as “endangered” for Vienna. Budzik et al. (2013) found, that common toad was doing relatively well in Kraków, but had declining recently compared to the 1980’s.

In more natural environments common toads have been reported to travel distances of more than one kilometre to reach their spawning grounds, typical migration distances are several hundred metres (Kovar et al., 2007). In my investigation all verified spawning places of the common toad were extremely close (<50m) to potential winter resting places. Several water bodies well within 200m distance were not used by the species.

Spawning migrations in parks may pose a higher risk than in more natural environments. Many parks are closed to the public at night, when common toads are most active. Therefore, it is unlikely that humans are a major direct threat. Despite the toxins in the common toads skin several taxa have been reported to prey on the common toad (Daniel Winchester, 2008), including rats and crows (e.g. animals frequently encountered in urban surroundings). The toads may be especially susceptible after winter and when there is little cover on their way to the spawning places.

No water bodies surrounded by fences with gaps of less than 10cm width were used by common toad. The small walls (approx. 20 cm height) surrounding most water bodies in baroque parks were no barrier to the agile frog (spawning activities in the “Römische Ruine”), but seem to effectively exclude the common toad.

Despite the relatively frequent occurrence of the common toad, the species seems to strongly depend on three key points: potential spawning grounds in close proximity to undisturbed habitats, where the toads can overwinter and/or spend the summer. Vienna's topography provides these habitats - steep slopes, which are hard to access. The second key point is easy direct access to the potential spawning habitats. The third point applies only to one spawning habitat, but this one held the largest number of tadpoles in 2016: adult toads and young of the year toads have to use a wooden ladder to escape from the VGT, e.g. they depend on park management to provide the ladder and make sure, that it is fit for use.

Small changes in park management might improve the situation for anurans – or do considerable harm.

Acknowledgements

Many thanks to Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl for her identifications based on photos and videos! Many thanks also to Ing. H. Polsterer (Schloß Schönbrunn Kultur- u. Betriebsges.m.b.H.), who gave information on the spawning sites in Schönbrunn and initiated the rescue of tadpoles from the rainwater puddle. Several colleagues showed interest in this study during the DGL/SIL-meeting. Thank you, too!

Literature

- Budzik, Karolina A.; Budzik, Krystian M.; Źuwała, Krystyna (2013): Amphibian situation in urban environment – history of the common toad *Bufo bufo* in Kraków (Poland). *Ecological Questions* 18, 73–77
- Cox, Daniel T. C.; Shanahan, Danielle F.; Hudson, Hannah L.; Plummer, Kate E.; Siriwardena, Gavin M.; Fuller, Richard A.; Anderson, Karen; Hancock, Steven; Gaston, Kevin J. (2017): Doses of Neighborhood Nature: The Benefits for Mental Health of Living with Nature. *BioScience* 67: 147–155
- Gollmann, Günther (2007): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). In: BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Böhlau Verlag, Wien-Köln-Weimar: 515 pp.
- Kovar, Roman; Brabec, Marek; Vita, Radovan; Bocek, Radomir (2009): Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia* 30: 367-378
- Koszteczky, Gertraud (2007): Die Geschichte der Wiener Grünflächen im Zusammenhang mit dem sozialen Wandel ihrer BenutzerInnen. Diss. Univ. Wien, 287 pp.
- Reading, C. J.; Clarke, R. T. (1999): Impacts of Climate and Density on the Duration of the Tadpole Stage of the Common Toad *Bufo bufo*. *Oecologia* 121(3), 310-315
- Winchester, Daniel (2008): http://www.surrey-arg.org.uk/SARG/08000-TheAnimals/SARGSpeciesData.asp?Species=Common_Toad (23.2.2017)

Charakterisierung stark technisierter Schwimmteiche im Hinblick auf Nährstoffkonzentrationen: Abhängigkeit von Füllwasserqualität und Umland

Irene Zweimueller¹ & Markus Schmalwieser²

¹ Fakultät für Lebenwissenschaften, Department für Integrative Zoologie, Universität Wien, irene.zweimueller@uni-vie.ac.at

² Technisches Büro für Limnologie Markus Schmalwieser, Wurmsergasse 42, 1150 Wien, office@limnologie-schmalwieser.at

Keywords: Phosphat, künstliche Kleingewässer, atmosphärischer Phosphor-Eintrag, Umland, Phosphatlimitierung

Abstract

From the 1980's on many swimming ponds (recreational ponds without disinfection) have been created in Middle Europe. Water clarity is a key concern for most costumers, therefore many of these ponds have continuously operating filter systems, e.g. these water bodies are highly engineered. This study deals with nutrient concentrations and nutrient limitations in such ponds (n=40).

Total phosphorous (T-P) concentrations in engineered swimming ponds are linked to a) the T-P-concentration in the respective fill-up water by a logarithmic function. Predicted T-P values in ponds are less of than 20 µg/l P, even when the T-P in the fill-up water reaches 80 µg/l P (fig 1). The residual T-P values from this function do increase linearly with the percentage of uncovered agricultural soil in the vicinity of the pond (1 km radius, data from Google Earth; fig. 2).

Einleitung

Ausgangslage

Dieser Beitrag beschäftigt sich mit der Limnologie stark technisierter Schwimmteiche, sogenannter Naturpools. Die Besitzer derartiger Anlagen stellen in der Regel sehr hohe Ansprüche an die Wasserqualität und Wasserklarheit. Trübungen auf Grund der Entwicklung pelagischer Algen werden meist nicht akzeptiert, oft erregt bereits mäßiger Algenwuchs und Belagsbildung auf Oberflächen den Unmut der Besitzer und wird als „Baufehler“ wahrgenommen. Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, ist es notwendig, den Nährstoffgehalt im Freiwasser des Schwimmteichs stark zu limitieren. Bei den hier untersuchten Anlagen werden die Nährstoffe in einem Kiesfilter gebunden, vor allem durch die Bildung von Biofilm. Zu diesem Zweck wird das gesamte Wasservolumen ein- bis dreimal täglich durch den Kiesfilter gepumpt. Die meisten Anlagen werden regelmäßig mit Stickstoff gedüngt, um eine Phosphorlimitierung des Gewässers zu erreichen bzw. aufrecht zu erhalten.

Da im Süßwasser üblicherweise Phosphor den limitierenden Faktor bei der Nährstoffversorgung darstellt, kommt dem Phosphatgehalt besondere Bedeutung zu. Als Quelle für Nährstoffe kommen einerseits Baustoffe (z.B. phosphatbelasteter Kies), andererseits atmosphärische Einträge oder Einträge über das Füllwasser in Frage. Diese Arbeit beschäftigt sich mit den beiden letztgenannten Quellen.

Für Schwimmteiche mit Kiesfilter (Naturpools) werden in Regelwerken Grenzwerte des Totalphosphorgehaltes des Füllwassers bis zu 20 $\mu\text{g/l}$ oder gar nur bis zu 10 $\mu\text{g/l}$ vorgegeben (ÖNORM, 2010; FFL, 2011). Allerdings liegen unseres Wissens keine systematischen Untersuchungen des Zusammenhangs von Füllwasser und Teichwasser für derartige Anlagen vor. Atmosphärische Einträge von Nährstoffen können – besonders in landwirtschaftlich genutzten Bereichen oder städtischen Gebieten – beträchtlich sein (Review in Redfield, 2002). Auch ein atmosphärischer Transport von P über lange Strecken ist belegt (z.B. Saharastaub im Amazonasbecken), allerdings mit wesentlich geringeren mittleren Eintragsmengen (Redfield, 2002).

Fragestellung

- Gegenüberstellung der Nährstoffsituation in Füllwasser und Teichwasser
- Zusammenhang P im Füllwasser und im Teichwasser
- Einfluss des Umlands auf den P-Gehalt des Teichwassers

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Großteil der untersuchten Teiche – 27 – liegt in Ostösterreich (Wien, Niederösterreich, Burgenland), 11 in Oberösterreich, der Steiermark und Salzburg und 2 in Süddeutschland (Bayern und Baden-Württemberg).

Untersuchungszeitraum

Die meisten Proben wurden im Sommer und Herbst 2016 gezogen. Zusätzlich wurden auch einige Teichwasseranalysen und Füllwasseranalysen aus den Vorjahren (2013 bis 2015) in die Auswertung einbezogen.

Untersuchte Parameter

Wasserchemie:

Der Großteil der Proben wurde 2016 am Inst. für anorganische Chemie (Doz. Jirsa) analysiert. Dabei wurden folgende Parameter erhoben: Leitfähigkeit (LF), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), gelöster Gesamtstickstoff (DN), Ammonium (NH₄-N), Nitrit (NO₂-N), Nitrat (NO₃-N), Orthophosphat (PO₄-P), Gesamtphosphor (T-P). Zur Abschätzung einer eventuellen Nährstofflimitierung wurden die Relationen C zu N, C zu P und N zu P (molar) errechnet, wobei DOC für Kohlenstoff, DN für Stickstoff und T-P für Phosphor genommen wurde.

Bei den Analysen aus den Vorjahren wurden DOC und DN nie, und die anderen Parameter auch nicht bei jeder Probe analysiert. Um eine Phosphorlimitierung auch bei diesen Proben überprüfen zu können, wurde für alle Proben auch ein N:P-Relation mit Nitrat statt DN errechnet (NO₃-P).

Umland:

Von 39 Anlagen war die genaue Adresse bekannt. Für die Umgebung dieser genauen Adresse wurde von Google Earth jeweils ein Bild von annähernd gleicher Größe aus einer Sichthöhe von 7 km erstellt mit Hilfe des Computerprogramms „Snipping tool“. In dieses Bild wurde im Programm „Gimp 2“ ein Kreis von annähernd 1 km Radius eingeschrieben (immer derselbe Kreis). Innerhalb dieses Kreises wurde abgeschätzt, welcher Prozentsatz des unmittelbaren Teichumlands von offenen Ackerflächen bedeckt war. Als Merkmal für offene Ackerflächen wurde eine dunkelbraune oder sehr helle

Färbung angenommen. Es wurden 2 Schätzungen durchgeführt. Wenn die beiden unabhängigen Schätzungen nicht mehr als 10%, differierten, wurde der Mittelwert der beiden Schätzungen genommen. Wenn die Schätzungen stärker differierten, dann wurde ein 3. Schätzung durchgeführt und der Mittelwert der beiden besser übereinstimmenden Werte genommen.

Die Auswertungen erfolgten in den Computerprogrammen Microsoft Excel 2010 und SPSS 23.

Als Maß für die Stärke des Zusammenhangs zwischen Teichwasser- und Füllwasserparametern (z.B. LF Füllwasser und LF Teichwasser) wurden Spearmans Rangkorrelationskoeffizienten verwendet, Unterschiede zwischen Füllwasser und Teichwasser wurden mit Wilcoxons Signed Rank Test getestet (Tab. 1, p<0,05 als signifikant).

Ergebnisse

Die T-P-Werte lagen im Mittel sowohl bei den Füllwässern als auch bei den Teichwässern klar unter dem Grenzwert von 20 µg/l (Tab. 1). Allerdings lagen die Maximalwerte mit beinahe 80 bzw. 40 µg/l sowohl bei Füll- als auch bei Teichwasser deutlich darüber. Die Phosphatgehalte der Teichwässer lagen statistisch signifikant niedriger als die der Füllwässer (Tab. 1). Der Mittelwert des Totalphosphors lag in den Teichen bei 8,7 µg/l. Dagegen zeigte sich beim Gesamtstickstoffgehalt (wenig überraschend), dass die Teichwässer deutlich höhere Werte aufwiesen. Dies traf für alle gemessenen Stickstofffraktionen (NH4-N, NO2-N, NO3-N) zu. Bei Nitrat überschritten ein Viertel der Teichwasserproben den Grenzwert für Trinkwasser (50 mg/l).

Tabelle 1: Vergleich Nährstoffkonzentrationen Füllwasser / Teichwasser; grau hinterlegte, fette Zahlen signifikant höher; Tab. 1: Comparison of nutrient concentrations in fill-up water („Füllwasser“) and water of swimming ponds („Teichwasser“); bold figures in grey area indicate significant higher values

	Füllwasser					Teichwasser					Korrelation		
	MW	SD	Min	Max	n	MW	SD	Min	Max	n	Spear	p	
LF (µS/cm)	590,4	± 269,0	138	-	1573	32	427,3	± 197,1	148,0	- 1105,0	38	0,674	0,0000
DOC (mg/L)	2,01	± 0,63	1,05	-	3,40	19	1,69	± 0,53	1,00	- 3,30	30	-	-
DN (mg/L)	1,93	± 1,81	0,62	-	7,91	19	8,16	± 5,79	0,45	- 20,46	30	-	-
NH4-N (mg/L)	0,0066	± 0,0046	0,0004	-	0,0156	19	0,0267	± 0,0344	0,0004	- 0,1556	30	0,619	0,0020
NO2-N (mg/L)	0,0025	± 0,0009	0,0008	-	0,0030	26	0,0052	± 0,0064	0,0010	- 0,0289	37	0,542	0,0010
NO3-N (mg/L)	2,45	± 3,48	0,11	-	18,34	29	7,3565	± 5,6577	0,3161	- 18,9677	36	-	-
PO4-P (mg/L)	0,0099	± 0,0135	0,0008	-	0,0607	29	0,0025	± 0,0033	0,0008	- 0,0193	40	-	-
T-P (mg/L)	0,0161	± 0,0171	0,0025	-	0,0793	32	0,0087	± 0,0070	0,0008	- 0,0370	40	0,577	0,0000
												-	-
NO3-N als % DN	78,1	± 30,5	7,6	-	106,1	19	91,3	± 14,2	37,3	- 111,9	30	-	-
PO4-P als % T-P	49,1	± 23,7	15,6	-	100	22	44,0	± 36,9	4,8	- 100,0	40	-	-
C:N	1,9	± 1,4	0,3	-	6,4	19	0,8	± 1,5	0,1	- 5,5	30	-	-
C:P	209,0	± 193	20,7	-	681,1	19	493,3	± 759,8	47,7	- 3410,0	30	0,756	0,0000
N:P	135,8	± 135,7	22,7	-	583,8	19	5742,7	± 9747,6	51,4	- 38950,0	30	0,500	0,0150
NO3:P	425,0	± 435,7	5,8	-	1808,3	27	4853,0	± 8978,9	41,3	- 38612,9	36	-	-

Sämtliche Nährstoff-Relationen wiesen auf eine starke P-Limitierung hin, die im Teichwasser deutlich stärker ausgeprägt war (signifikant höhere Relationen für N:P, NO3-P und C:P).

Abb. 1 zeigt den Zusammenhang zwischen T-P-Wert im Füllwasser und im Teichwasser. Der Maximalwert des T-P bei Teichwasser (fast 40 µg/L TP) ließ sich weder durch hohe Belastung des Füllwassers noch durch einen hohen Prozentsatz an offenen Ackerflächen in der Umgebung erklären, er wurde als Ausreißer behandelt. Abgesehen von diesem Ausreißer besteht ein klarer Zusammenhang, der sich durch die Kurve: $0,0036 \cdot \ln \text{T-P Füllwasser (mg/l)} + 0,0242$ beschreiben lässt. Entsprechend

der logarithmischen Funktion erhöht sich mit steigender Belastung des Füllwassers der Wert im Teich nur mehr geringfügig. Auch bei den höchsten Belastungswerten erreicht der vorausgesagte Wert (d.h. die Kurve) den Grenzwert von 20 µg/l nicht.

Aus der in Abbildung 1 gezeigten Kurve lassen sich Residuen (Residuum=vertikaler Abstand des Messwerts von der Kurve) errechnen. Diese Residuen stellen denjenigen Teil des T-P-Gehalts des Teichwassers dar, der nicht durch die Abhängigkeit vom Füllwasser erklärt werden kann. In Abbildung 2 wird dargestellt, wie sich offene Ackerflächen in 1 km Radius um den Teich auf den T-P-Gehalt des Teichwassers auswirken: es besteht ein deutlicher positiver linearer Zusammenhang zwischen den offenen Ackerflächen und den Residuen des T-P-Gehalts. Besonders in stark agrarisch genutzten Gebieten ist mit einem 10-15 µg/l höheren T-P-Gehalt zu rechnen, als auf Grund des Füllwassers zu erwarten wäre.

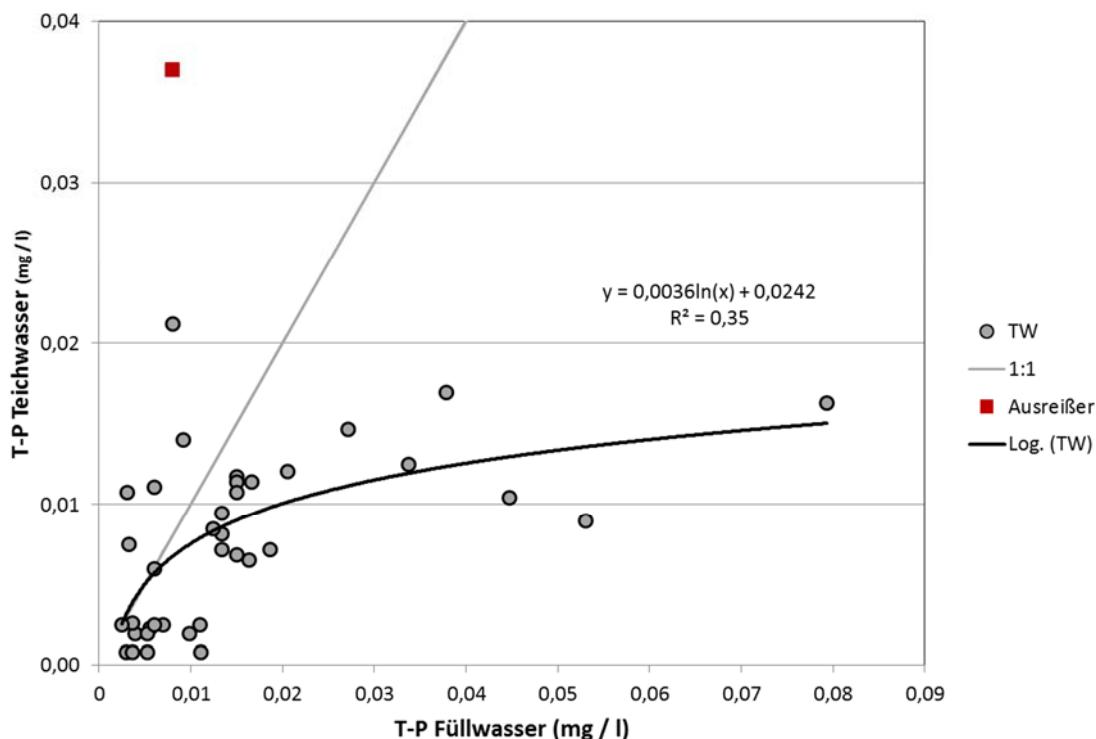


Abbildung 1: Zusammenhang T-P Füllwasser und T-P Teichwasser; Ausreißer nicht für Kurvenberechnung herangezogen; Fig. 1: Relation T-P fill-up water and T-P pond water; Outlier (square symbol) excluded from calculation

Diskussion

Für 38 von 39 Teichen ließ sich der T-P-Gehalt des Teichwassers recht gut auf Grund der Chemie des Füllwassers und der landwirtschaftlichen Nutzung der näheren Umgebung erklären (ca. 60% der Varianz erklärt). Der Zusammenhang T-P Füllwasser und T-P Teichwasser ist zwar gegeben, die Kurve flacht aber so stark ab, dass auch T-P-Gehalte von 50 µg/l relativ unbedenklich erscheinen. Allerdings sollte bei der Planung von technisierten Schwimmteichen immer auch das Umland berücksichtigt werden, da bei einem hohen Anteil an offenen Ackerflächen mit einem deutlichen Eintrag von P zu rechnen ist. Beim Nährstoffeintrag durch die Luft ist zu bedenken, dass nicht nur P sondern auch N über die Luft eingetragen werden kann. Allerdings lässt sich dieser Eintrag auf Grund der Stickstoffdüngung nicht mit den vorliegenden Daten nachweisen.

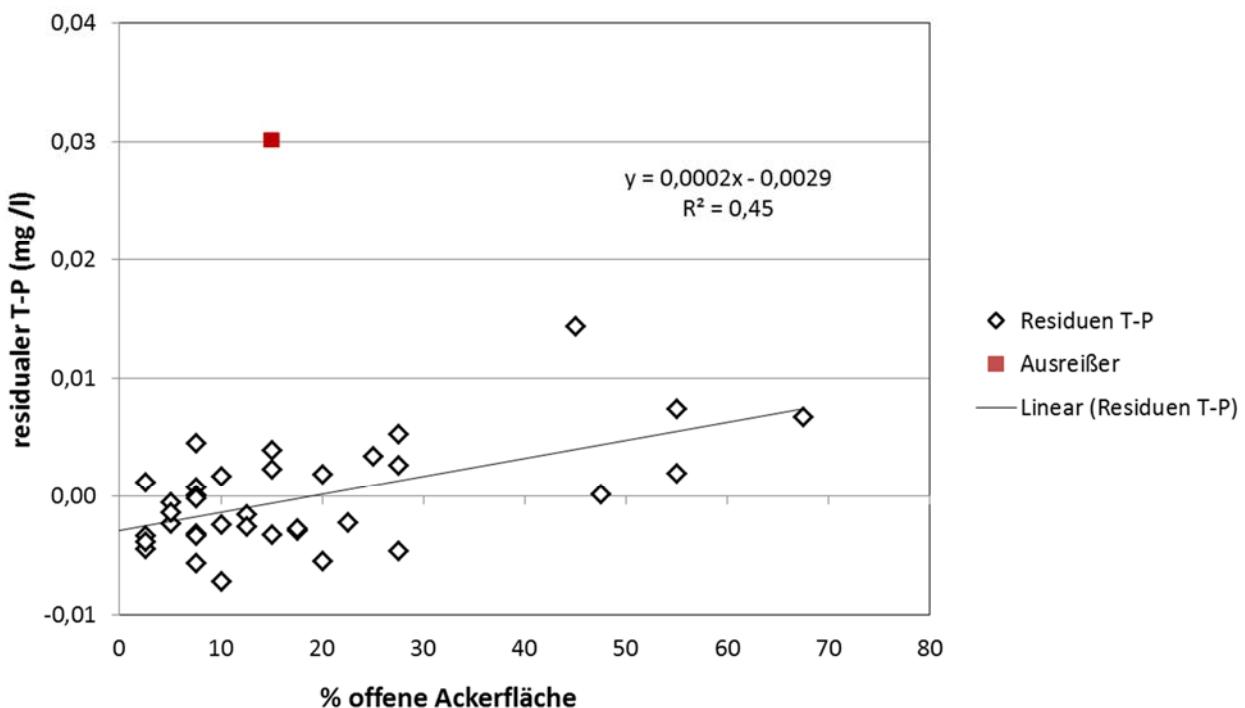


Abbildung 2: Residualer (nicht erklärter) T-P-Gehalt im Teichwasser in Abhängigkeit vom Prozentsatz offene Ackerflächen in unmittelbarer Umgebung ; Ausreißer nicht für Berechnung herangezogen; Fig. 2: Residual T-P in pond water in relation to the percentage of uncovered agricultural soil within 1km radius; outlier (square symbol) excluded from calculation

Bei einem Teich konnte der erhöhte T-P-Wert (der auch zu Trübung durch Algen geführt hatte) nicht durch die Qualität des Füllwassers oder das Umland erklärt werden. Der Teich liegt in Bayern und wurde 2016 beprobt. Im April 2016 wurde ein massiver Eintrag von Saharastaub über Bayern beobachtet (Gerdes, 2016). Eventuell könnte dieser Eintrag von Saharastaub – kombiniert mit einem stärkeren Regenereignis – die hohen T-P-Gehalte dieses Teichs erklären. Wahrscheinlicher ist allerdings, dass an der betroffenen Anlage Einträge aus dem unmittelbaren Umfeld (z.B. Missgeschicke bei der Rasendüngung) oder Nährstoffrücklösungen infolge technischer Gebrechen stattfanden.

Ins Auge springen auch die hohen Werte, die die verschiedenen Stickstofffraktionen in den Schwimmteichen erreichen. Das Ziel, eine Stickstoff-Limitierung des Biofilmwachstums zu vermeiden, wurde durchwegs erreicht. Andererseits weisen etliche Nitratwerte im Teich an/über der Grenze des Trinkwassergrenzwerts darauf hin, dass bei der N-Düngung mengenmäßig durchaus zurückgegangen werden kann. Auch ein kurzfristiges Auftreten von erhöhten Nitritwerten wird durch eine Reduktion der N-Düngung weniger wahrscheinlich.

Die gemessenen DOC-Werte sind besonders im Vergleich zu den DN-Werten relativ gering, was zusammen genommen zu sehr hohen C:N-Werten führt. Da Kohlenstoff eine wichtige Rolle im Stickstoffkreislauf spielt (besonders bei der Dentritifikation), erscheinen die dokumentierten C:N-Ratios potenziell bedenklich. Bei Störungen im N-Stoffwechsel könnte es zur Anreicherung von Nitrit kommen, das bei Nitrifikation und Denitrifikation als Zwischenprodukt auftritt.

Schlussfolgerungen und Zusammenfassung

Mit Kiesfilter ausgestattete Schwimmteiche (Naturpools) sind imstande, beträchtliche Phosphormengen zu binden und so auch mit stärker P-haltigen Füllwässern fertig zu werden als weithin angenommen. Als Mittelwert für den Totalphosphor im Teichwasser wurde trotz unterschiedlich belasteter Füllwässer mit $8,7\mu\text{g/l}$ ein sehr niedriger Wert festgestellt. Als Richtwert lässt sich festhalten, dass Füllwässer bis $50\mu\text{g/l}$ T-P ohne Probleme zu Werten in Schwimmteichen mit Kiesfiltern unter der $20\mu\text{g/l}$ -Marke führten und das mit Füllwässern bis $20\mu\text{g/l}$ T-P regelmäßig Werte unter $10\mu\text{g/l}$ erreicht werden (Abb.1).

Einträge aus dem weiteren Umland können zu etwas erhöhten T-P-Konzentrationen im Teich führen. Ackerflächen ohne Vegetation bieten dem Wind besonders gute Möglichkeiten zur Verfrachtung von Nährstoffen. Bei einem der Teiche könnte auch der Fernstarnsport von Saharastaub zu Problemen geführt haben.

Die häufig durchgeführte Stickstoffdüngung der Schwimmteiche führte in der vorliegenden Untersuchung teilweise zu sehr hohen Konzentrationen der Stickstofffraktionen. Darum sollte bei den betroffenen Anlagen künftig mit geringeren Mengen als bisher gearbeitet werden. Durch die niedrigen DOC-Werte könnte es zu Störungen im Stickstoffab- und -umbau kommen, möglicherweise könnte hier eine Kohlenstoffdüngung Abhilfe schaffen.

Danksagung

Herr Norbert Tauchner (Fa.Tauchner GmbH, Kirchberg a.W., NÖ) trug durch seine Bereitschaft zur Zusammenarbeit und finanziellen Unterstützung maßgeblich zum Entstehen dieser Studie bei. Es wurden auch Analyseresultate verwendet, die von den Firmen Hennerbichler (Freistadt, OÖ), Matheis (Würmla, NÖ) und Aquanatura (Gaubitsch, NÖ) beauftragt und bezahlt wurden. Wir bedanken uns für deren Unterstützung. Dozent Franz Jirsa und Dr. Christof Plessl vom Institut für anorganische Chemie analysierten die Proben im Jahr 2016, dafür herzlichen Dank.

Literatur

- FLL-Forschungsgesellschaft für Landschaftsentwicklung und Landschaftsbau e. V. (2011): Richtlinie für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von Freibädern mit biologischer Wasseraufbereitung (Schwimm-und Badeteiche).
- Gerdes, Indra 2016: <http://www.antenne.de/experten-tipps/wetter/saharastaub-ueber-bayern>
- Österreichisches Normungsinstitut (2010): ÖNORM L1126: Kleinbadeteiche – Anforderungen an Planung, Bau, Betrieb, Sanierung und Überwachung. – Zurückgezogen am 1.1.2015
- Redfield, Garth W. 2002: Atmospheric Deposition of Phosphorus to the Everglades: Concepts, Constraints, and Published Deposition Rates for Ecosystem Management. The Scientific World Journal 2: 1843–1873
- Schmalwieser M., Zweimüller I. (2016): Kennzahlen zu Schwimmteichen und Naturpools – Charakterisierung künstlicher Badegewässer anhand einfacher Parameter.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2015 (Essen) Weißensee Verlag, Berlin::143-147.

WASSERKRAFT UND ÖKOLOGIE

KLOPRIES, ELENA-MARIA; CATRINA BRÜLL & HOLGER SCHÜTTRUMPF: Prognosemodelle für die Fischschädigung – Anwendungsgrenzen und Forschungsmöglichkeiten.

MEISL, LISA & OTTO MOOG: Lead-channel drawdown effects on the benthic invertebrate fauna.

THUMSER; PHILIPP; CHRISTIAN HAAS & MARTIN SCHLETTERER: Technical monitoring of fishways: long term monitoring of fish movement with the VAKI Riverwatcher along river Inn.

Prognosemodelle für die Fischschädigung – Anwendungsgrenzen und Forschungsmöglichkeiten

Elena-Maria Klopries, M.Sc.RWTH¹, Dr.-Ing. Catrina Brüll¹, Univ.-Prof. Dr.-Ing. Holger Schüttrumpf¹

¹ Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen University, klopries@iww.rwth-aachen.de

Keywords: Wasserkraft, Fischabstieg, Fischschutz, numerische Modellierung

Einleitung

Bei ihrer flussabwärts gerichteten Wanderung unterliegen Langdistanzwanderfische wie der Aal einer Vielzahl natürlicher und anthropogener Mortalitätsfaktoren. In den letzten Jahrzehnten ist es zu einem Rückgang der Aalpopulation in ganz Europa gekommen. Für diesen Rückgang gibt es eine Vielzahl möglicher Mortalitätsfaktoren. Einer dieser Faktoren, der vor allem bei mehrfach stauregulierten Fließgewässern maßgebend sein kann, ist die Schädigung der Aale während der Turbinenpassage eines Laufwasserkraftwerks. Die Fische schwimmen auf ihrer abwärts gerichteten Wanderung meist mit dem Hauptanteil des Abflusses durch das Krafthaus und somit die Turbinen ab und können dort durch unterschiedliche Schädigungsmechanismen verletzt werden. Zur Abschätzung der Höhe der Schädigung während der Turbinenpassage können sogenannte Prognosemodelle genutzt werden. Diese können die tatsächliche Schädigungsziffer jedoch nur näherungsweise bestimmen und nicht alle Schädigungsmechanismen berücksichtigen. Nur wenn die Schädigungsziffer bekannt ist, kann eine effiziente Planung und Umsetzung von Schutzmaßnahmen erfolgen. Es ist daher von besonderem Interesse, weitere Methoden zu entwickeln oder zu optimieren, die die Schädigungsziffer genauer vorhersagen können.

Schädigung während der Turbinenpassage

Schädigungsmechanismen

Bei der Turbinenpassage können Fische auf unterschiedliche Art und Weise verletzt werden. Die Schädigungsfaktoren lassen sich grundsätzlich in hydraulisch und mechanisch bedingte Faktoren unterteilen. Die häufigsten Ursachen für Verletzungen sind dabei Kollisionen, Druckeffekte sowie Scherkräfte und Turbulenzen (Davies, 1988; Coutant und Whitney, 2000; Larinier und Travade, 2002; Sale et al., 2002).

Fische, die den Triebwasserkanal einer Wasserkraftanlage passieren, können mit beweglichen und unbeweglichen Anlagenteilen kollidieren, was zu Platzwunden, Blutergüssen und Teil- sowie Totaldurchtrennungen führen kann (Holzner, 2000). Mögliche Einflussfaktoren für die Höhe der Schädigung können hier die Länge des Fisches, die Umdrehungsgeschwindigkeit der Turbine, die Anzahl der Laufradschaufeln, die Größe der Turbine, die Aufprallgeschwindigkeit sowie das Vorhandensein von Spalten und Kanten sein (Raben, 1957; Turnpenny et al., 2000).

Die Höhe des Drucks nimmt vom Turbineneinlauf bis zur Turbine kontinuierlich zu und nimmt beim Durchlaufen der Turbine schlagartig ab. Von der Größe und Geschwindigkeit dieses Druckunterschieds sowie der Empfindlichkeit der Fische gegenüber Druckschwankungen hängt ab, ob und wie stark ein Fisch bei der Turbinenpassage geschädigt wird (Turnpenny et al., 2000; Sale et al., 2002). Es kann vor allem zu Verletzungen des Seitenlinienorgans und luftgefüllten Bereichen der Fische wie der Schwimmblase kommen.

Die Strömung im Bereich des Krafthauses zeichnet sich durch eine starke Turbulenz und damit durch Verwirbelungen und Änderungen der Strömungsrichtung auf allen Größenskalen aus. Diese Änderungen der Strömungsrichtung können dazu führen, dass Fische von verschiedenen Strömungen erfasst werden und durch das entstehende Moment in Drehbewegungen geraten (Turnpenny et al., 2000). Diese unkontrollierten Bewegungen erhöhen die Gefahr der Kollision mit Anlagenteilen, wodurch es zu Prellungen, Abschürfungen oder Platzwunden kommen kann.

Für alle genannten Schädigungsmechanismen gilt, dass das Ausmaß der tatsächlichen Schädigung von der betrachteten Anlage sowie den genannten Faktoren abhängt (Davies, 1988). Cook et al. (1997) stellen zudem fest, dass die Bestimmung des genauen Orts der Schädigung sehr schwierig ist, da es praktisch unmöglich ist, den Durchgang eines Fisches durch eine Turbine unter realen Bedingungen zu beobachten. Daher ist es schwierig, die tatsächlichen Schädigungsprozesse und ihre Eintretshäufigkeit (Schädigungsziffer) verlässlich anzugeben.

Schädigungsziffer

Eine Möglichkeit, die Schädigungsziffer für eine Wasserkraftanlage zu bestimmen, ist die Durchführung von Freilanduntersuchungen, in denen die geschädigten Fische am Auslauf einer Turbine gefangen werden. Auf diese Weise ist es möglich, den Anteil der geschädigten beziehungsweise nicht geschädigten Fische in der Realität zu bestimmen. In Freilanduntersuchungen an Wasserkraftanlagen mit Kaplanturbinen sind Schädigungsziffern für abwandernde Aale zwischen 1 % und 41 % gemessen worden (Raben, 1955; Butschek und Hofbauer, 1956; Hadderingh und Bakker, 1998; Aalschutzinitiative Rheinland-Pfalz/RWE Energie AG, 1999; Holzner, 2000; Bruijs et al., 2003; Winter et al., 2006; Winter et al., 2007; Gier et al., 2011). Diese Ergebnisse entsprechen den tatsächlich an den Anlagen auftretenden Schädigungsziffern. Sie haben jedoch die Einschränkung, dass sie lediglich für die betrachteten Anlagen bei den untersuchten Betriebszuständen gültig sind. Eine Extrapolation auf andere Anlagen, Betriebszustände oder nach baulichen oder betrieblichen Veränderungen ist nur sehr eingeschränkt möglich.

Eine weitere Möglichkeit, die Schädigungsziffer an einer Wasserkraftanlage zu bestimmen, ist die Nutzung sogenannter Prognosemodelle (Raben, 1957; Larinier und Dartiguelongue, 1989; Turnpenny et al., 2000; Ebel, 2008; Gomes und Larinier, 2008). Diese können in empirische und physikalische Modelle unterteilt werden (Ebel, 2008) und unterscheiden sich in ihrer Herleitung beziehungsweise der genutzten Datengrundlage. Es gibt derzeit weit über ein Dutzend verschiedener Modelle, die sich auf unterschiedliche Fisch- und Turbinenarten anwenden lassen und dabei unterschiedliche Einflussparameter und Schädigungsmechanismen berücksichtigen. Dies resultiert darin, dass keines der Modelle alle Einflussparameter berücksichtigt (Abbildung 1) und die Ergebnisse der Prognosemodelle bei Anwendung auf dieselbe Wasserkraftanlage stark streuen können. Wird eine Auswahl der Prognosemodelle etwa auf ein ausgewähltes Kraftwerk¹ angewendet, ergibt sich eine

¹ Es wurde ein Kraftwerk mit 4 Kaplanturbinen mit einem maximalen Einzeldurchfluss von 100 m³/s für Aale mit einer Körperlänge von 80 cm gewählt

Schädigungsziffer zwischen 15 % und 100 %. Soll an einem Kraftwerk beispielsweise zur Beurteilung von Schutzmaßnahmen die Schädigungsziffer genau bestimmt werden, muss das korrekte Prognosemodell ausgewählt werden. Dies ist ohne weitere Informationen und Kenntnisse jedoch nicht möglich.

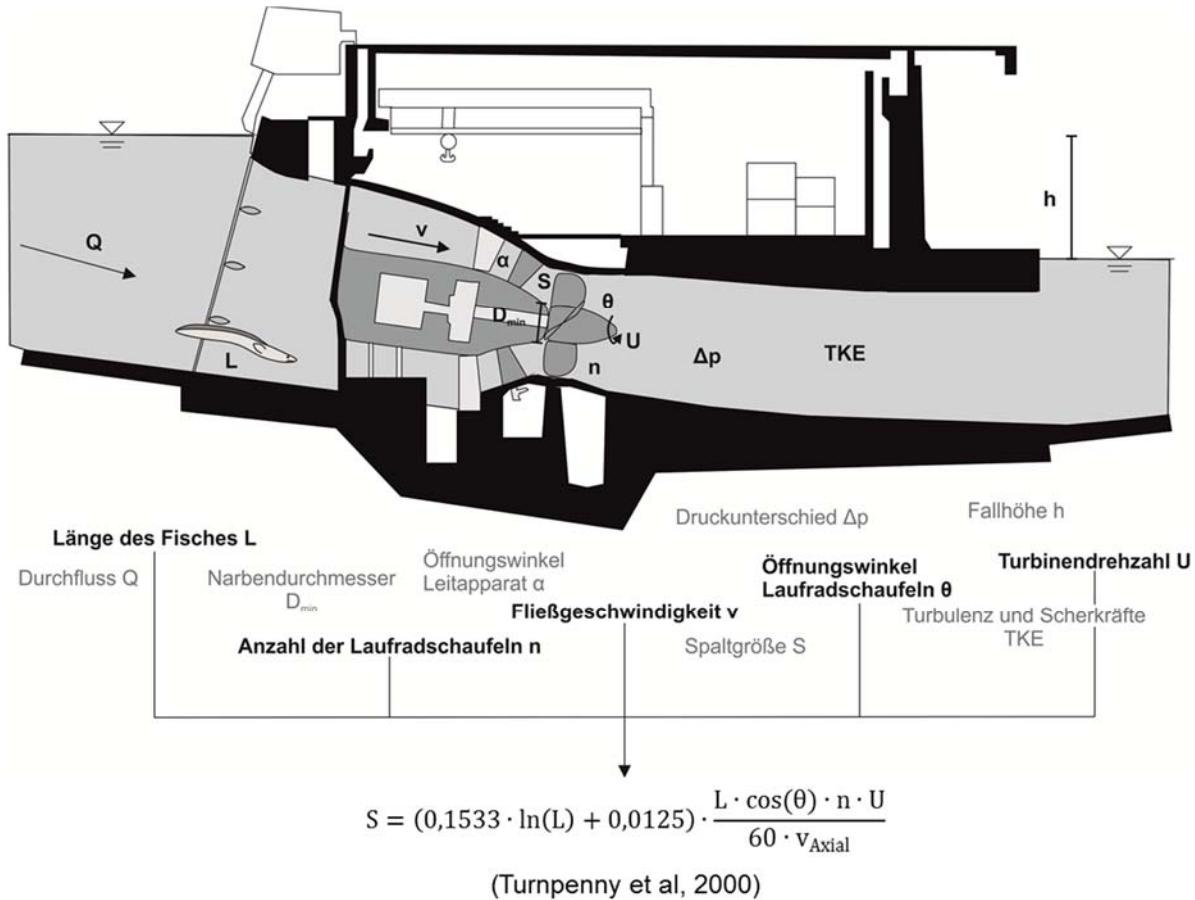


Abbildung 1: Längsschnitt durch eine Wasserkraftanlage mit allen möglichen Einflussparametern auf die Schädigung eines Fisches und Darstellung der Parameter, die in ein beispielhaftes Prognosemodell eingehen

Forschungsmöglichkeiten

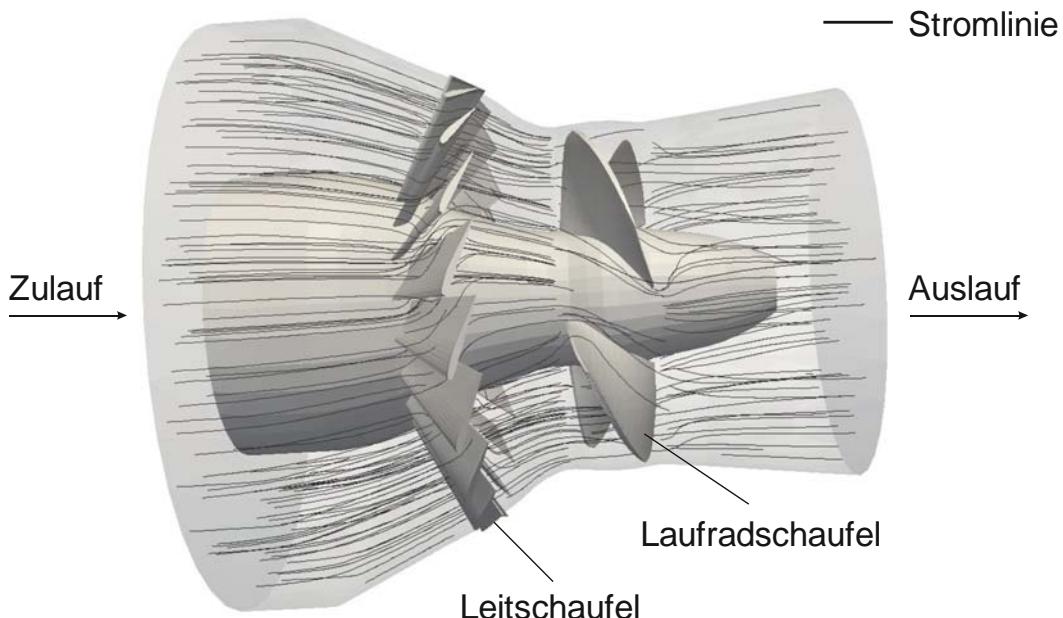
Um die Schädigung an einer Wasserkraftanlage genauer bestimmen zu können, ist es vor allem erforderlich, das Wissen über die ablaufenden Prozesse beim Durchgang durch die Turbine zu verbessern. Hierfür gibt es drei mögliche Herangehensweisen: die Realisierung weiterer Freilandversuche, die Durchführung von physikalischen Modellversuchen und die Berechnung mittels numerischer Modelle.

Weitere Freilanduntersuchungen haben den Vorteil, dass sie als In-situ-Messungen keinen Modell- oder Maßstabseffekten unterliegen. Die Ergebnisse, die ermittelt werden, können so für die Anlage übernommen werden. Der Nachteil dieser Untersuchungen ist jedoch, dass lediglich die Höhe der Schädigung untersucht werden kann, die in der Turbine ablaufenden Prozesse jedoch nicht geprüft werden können. Das entstehende Modell ist ein Black-Box-Modell, aus dem höchstens anhand der Ergebnisse Hinweise auf die ablaufenden Prozesse abgeleitet werden können. Aufgrund des fehlenden Prozessverständnisses ist auch die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Anlagen nur sehr bedingt möglich. Ein weiterer Faktor, der gegen groß angelegte Freilanduntersuchungen spricht, ist

der hohe personelle, zeitliche und finanzielle Aufwand, der mit solchen Untersuchungen verbunden ist.

Physikalische Modellversuche werden im wasserbaulichen Versuchswesen oftmals dann eingesetzt, wenn theoretische Berechnungsansätze für die Ermittlung einer Strömungssituation fehlen oder bestehende Berechnungsansätze überprüft werden sollen (Martin und Pohl, 2009). Die Abbildung im maßstäblichen Modell ermöglicht oftmals bessere Beobachtungsmöglichkeiten als in der Natur (Sichtverhältnisse, Zugänglichkeit, Messinstrumente) und ermöglicht so, die ablaufenden Prozesse tatsächlich zu beobachten. Soll eine sich drehende Turbine nachgebildet werden, durch die Fische schwimmen, entsteht jedoch eine Schwierigkeit. Die Fische können im Modell nicht maßstäblich verkleinert werden und müssen daher im Maßstab 1:1 im Modell eingesetzt werden. Damit die Größenverhältnisse zwischen Fisch und Bauwerk gleich bleiben, muss auch das Modell des Bauwerks im Maßstab 1:1 umgesetzt werden. Das führt dazu, dass die Umsetzung des Modells aus Platzgründen oft nicht möglich ist. Sollen die Fische im Modell nicht eingesetzt werden, kann das Modell maßstäblich verkleinert abgebildet werden. Auf diese Weise ist es möglich, zumindest die hydraulischen Prozesse abzubilden. Damit ließen sich zwei der drei Schädigungsmechanismen (Druckverlauf und Scherkräfte sowie Turbulenz) abbilden und so Erkenntnisse gewinnen über die Prozesszusammenhänge, die zu Schädigungen der Fische führen können. Ein ganzheitliches Verständnis der Schädigungsprozesse in der Turbine lässt sich auf diese Weise jedoch nicht erzeugen.

Die numerische Modellierung eines Strömungsvorganges ermöglicht es, durch eine Abstraktion der Wirklichkeit die wesentlichen Bestandteile einer Strömung nachzubilden und zu berechnen. Dabei werden durch die erforderliche räumliche und zeitliche Diskretisierung sowie durch eventuelle Reduzierungen des Komplexität bei der Geometrie sowie den Randbedingungen Vereinfachungen getroffen, die eine Modellierung der Strömung erst ermöglichen. Auf diese Weise ist es möglich, die Strömungsvorgänge im Maßstab 1:1 im numerischen Modell nachzubilden und Erkenntnisse über die ablaufenden Strömungsprozesse zu ermitteln. Wenn die Rechen- und Speicherkapazität es zulassen, können die gesamte Turbine und der Ein- und Auslaufbereich abgebildet werden und so alle ablaufenden Prozesse dargestellt werden. Zusätzlich zur Strömung kann auch der Durchgang eines Fisches durch die Turbine vereinfacht dargestellt und berechnet werden (Abbildung 2).



**Abbildung 2: Stromlinien innerhalb einer Kaplan-Turbine, die mögliche Schwimmmpfade von Blankaa-
len darstellen; bestimmt mittels numerischer Modellierung**

Auf diese Weise kann neben den Schädigungsmechanismen Druckverlauf und Scherkräfte sowie Turbulenz ebenfalls die Kollision eines Fisches mit einem Anlagenteil modelliert werden. Somit lassen sich Erkenntnisse zu allen Schädigungsmechanismen ableiten, die unter Beachtung der getroffenen Vereinfachungen bei der Modellerstellung auf die Natur übertragbar sind. Ein weiterer Vorteil numerischer Modellierung ist die Möglichkeit, durch Änderungen des Modells weitere Betriebszustände oder eine andere Bauwerksgeometrie zu testen. Ebenso müssen für diese Art der Untersuchung keine lebenden Fische genutzt werden, die im Verlauf der Versuche verletzt oder getötet würden. Die einzige Einschränkung hierbei ist, dass die Modellerstellung sowie Berechnung aufgrund des hohen Grads der Komplexität einen hohen zeitlichen Aufwand mit sich bringen können.

Bei der Anwendung eines numerischen Modells ist es stets erforderlich, die Ergebnisse mittels Ergebnissen aus Freilanduntersuchungen und Modellversuchen zu kalibrieren. Nur so ist es möglich zu prüfen, ob die getroffenen Vereinfachungen bei der Modellerstellung die untersuchten Prozesse nicht zu stark beeinflussen. Ein vollständiges Weglassen von Experimenten und Freilanduntersuchungen ist daher auch in Zukunft nicht möglich. Vielmehr ist nur durch eine Kombination der drei Herangehensweisen – Experiment, Freilanduntersuchung und Modellierung – ein ganzheitlicher Ansatz zur Beschreibung der Prozesse möglich. Durch den sinnvollen Einsatz der Modellierung kann die Zahl der erforderlichen Experimente und Freilanduntersuchungen jedoch reduziert werden.

Zusammenfassung

Für die effektive Ermittlung und Bemessung von Schutzmaßnahmen abwandernder Fische an Wasserkraftanlagen ist es erforderlich zu wissen, welche Schädigungsmechanismen während der Turbinenpassage ablaufen und wie hoch diese sind. Derzeit vorhandene Prognosemodelle lassen eine grobe Abschätzung der Schädigungsziffer zu. Die Ergebnisse der unterschiedlichen Modelle schwanken zum Teil jedoch so stark, dass eine korrekte Auswahl des Modells und damit eine präzise Berechnung der Schädigungsziffer nicht möglich sind. Eine innovative Möglichkeit, die ablaufenden Prozesse während der Turbinenpassage und somit die Schädigungsziffer zu bestimmen, ist die numerische Modellierung der Prozesse. Diese ermöglicht eine systematische Berechnung der Schädigung für eine Vielzahl von Varianten, um so ein Verständnis über die ablaufenden Prozesse zu entwickeln. Ist das Modell ausreichend mittels Ergebnissen aus Freilanduntersuchungen kalibriert, können das numerische Modell sowie das Prozessverständnis auf weitere Wasserkraftanlagen übertragen werden und erlauben so eine „einfache“ Bestimmung der Schädigung.

Danksagung

Diese Untersuchungen laufen im Rahmen einer Doktorarbeit am Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen University und sind mitfinanziert durch das Stipendien Programm RWE Fellows der RWE Power AG.

Literatur

- Aalschutzinitiative Rheinland-Pfalz/RWE Energie AG (1999): Projektfortschrittsbericht 1. Stand der Arbeiten an den Projektzielen a, b und c zum Januar 1999. Aalschutzinitiative Rheinland-Pfalz/RWE Energie AG. Trier.
- Bruylants, M.; Polman, H.; van Aerssen, G.; Hadderingh, R. H.; Winter, H.; Deerenberg, C.; Jansen, H.; Schwevers, U.; Adam, B.; Dumont, U.; Kessels, N. (2003): Management of silver eel: Human impact on downstream migration eel in the river Meuse. Final Report Contract Q5RS-2000-31141.

- Butschek, V.; Hofbauer, J. (1956): Versuche über die Beschädigung von Aalen durch Kaplanturbinen. In: Arch. Fischereiwiss. 7 (45), S. 172–180.
- Cook, T. C.; Hecker, G. E.; Faulkner, H. B.; Jansen, W. (1997): Development of a More Fish-Tolerant Turbine Runner. Advanced Hydropower Turbine Project. U.S. Department of Energy, Idaho Operations Office; Hydropower Research Foundation, Inc.
- Coutant, C. C.; Whitney, R. R. (2000): Fish Behavior in Relation to Passage through Hydropower Turbines: A Review. In: Transactions of the American Fisheries Society 2000 (129, 2), S. 351–380.
- Davies, J. (1988): A review of information relating to fish passage through turbines: implications to tidal power schemes. In: Journal of Fish Biology (33), S. 111–126.
- Ebel, G. (2008): Turbinenbedingte Schädigung des Aals (*Anguilla anguilla*). Schädigungsarten an europäischen Wasserkraftanlagenstandorten und Möglichkeiten der Prognose = Turbine-related damage to eel (*Anguilla anguilla*) : damage rates at European hydropower stations and methods of prognosis. Halle (Saale): BGF (Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, 3).
- Gier, F.; Roger, S.; Lorke, S. (2011): Vermeidung von Fischschäden an Laufwasserkraftanlagen. Anlage 4: Auswertung der Fangergebnisse der Fischereiversuche 2010. Forschungsbericht. Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen. Aachen.
- Gomes, P.; Larinier, M. (2008): Dommages subis par les anguilles lors de leur passage au travers des turbines kaplan. Etablissement de formules prédictives. rapport. Anguilles-ouvrages-programme national de recherche-developpement 2008-2009. Toulouse.
- Hadderingh, R. H.; Bakker, H. D. (1998): Fish Mortality due to Passage through Hydroelectric Power Stations on the Meuse and Vecht Rivers. In: Mathias Jungwirth, Stefan Schmutz und Steven Weiss (Hg.): Fish migration and fish bypasses. Oxford [England], Malden, MA: Fishing News Books; Distributor, USA, Blackwell Science, S. 315–328.
- Holzner, M. (2000): Untersuchungen über die Schädigung von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbach. Dissertation. Technische Universität München. Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau.
- Larinier, M.; Dartiguelongue, J. (1989): La circulation des poissons migrateurs: le transit à travers les turbines des installations hydroélectriques. In: Bull. Fr. Pêche Piscic. (312-313), S. 1–87.
- Larinier, M.; Travade, F. (2002): Downstream Migration: Problems and Facilities. In: Bull. Fr. Pêche Piscic., S. 181–207.
- Martin, H.; Pohl, R. (2009): Technische Hydromechanik. Band 4. Hydraulische und numerische Modelle. 2. Aufl. Berlin: Huss-Medien.
- Raben, K. von (1955): Kaplanturbinen und Fische. In: WasserWirtschaft (45), S. 196–200.
- Sale, M.; Cada, G.; Carlson, T.; Dauble, D.; Hunt, R.; Sommers, G.; Rinehart, B.; Flynn, J.; Brookshier, P. (2002): DOE Hydropower Program. Annual Report for FY 2001.
- Turnpenny, A. W. H.; Clough, S.; Hanson, K. P.; Ramsey, R.; McEwan, D. (2000): Risk Assessment For Fish Passage Through Small, Low-head Turbines. ETSU H/06/00054/REP.
- Winter, H.; Jansen, H.; Breukelaar, A. (2007): Silver eel mortality during downstream migration in the River Meuse, from a population perspective. In: ICES Journal of Marine Science (64), S. 1444–1449.
- Winter, H.; Jansen, H.; Bruijs, M. (2006): Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla* *anguilla*, by telemetry in the River Meuse. In: Ecology of Freshwater Fish (15), S. 221–228.

Lead-channel drawdown effects on the benthic invertebrate fauna

Lisa Meissl¹ & Otto Moog¹

¹ BOKU University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management; 1180 Vienna, Gregor Mendel Str. 33, Austria; lisa.meissl@gmx.at, otto.moog@boku.ac.at

Keywords: benthic macroinvertebrates, artificial water body, water drawdown, catastrophic drift

Introduction

In Austria a comparatively high number of almost 5000 small and micro hydropower plants are in operation; 2882 of these power plants are connected to the mains (personal communication by Dr. Helene Mühlmann, Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management; Austrian Water Management Plan). The majority of them are located alongside the natural river channel and receive the abstracted river water via artificially created lead channels. The recorded total length of the residual water sections in Austria is 4423 kilometre. The total length of input canals is less but anyhow will be a few thousand kilometres. This type of power generation may cause three sources of environmental impairments: 1) an impounded river section upstream the weirs, 2) residual water flow downstream the weirs, and 3) lead (or input) channel disturbances caused by channel handling and water drainage, as the majority of these input channels is regularly emptied for technical maintenance processes (Jorde 1997; Moog 1999). There is only a poor knowledge of the ecological effects of these measures, although hundreds of input channel kilometres are falling dry every year.

The aim of this study is to assess the loss of benthic invertebrates in the Leitha lead channel under drawdown conditions. Based on the observations of local fishermen the hypotheses of this study assume three causes of benthic invertebrate affections: 1) stranding of organisms in the drained input channel bank, margins and bottom; 2) losses due to catastrophic drift; 3) suffocating of organisms that are trapped in remaining puddles. In a few cases a forth impairment may occur, namely the removal of biota by excavating bed sediments of the lead-channel to improve the hydraulic capacity. Accordingly, we investigated the affected habitats of the Leitha lead channel to document the effects of water release on the benthic invertebrate fauna.

Investigation area

The Leitha lead channel is a 23 km long artificial water body that transmits a part of the water of the 6th order stream River Leitha to a couple of hydropower plants. The system is located in the east of Austria in the aquatic ecoregion “Pannonian lowland” and the aquatic bioregion “Eastern Ridges and Lowlands” (Wimmer & Moog 1994; Moog et al. 2001 a & b). The average width of the channel is 10 m, the mean and maximum discharge 7 and 11.6 m³/s, respectively.

Methods

Benthic invertebrate drift

The amount of drifting benthic invertebrates was determined on September 6 between 06:00 and 11:00 to document a) the natural basic drift before water level drawdown, b) the drift during the rapid decrease of the water level, and c) the drift under low flow conditions after drawdown.

Invertebrates drifting downstream were caught with a hand-net (opening 25 x 25 cm, mesh size 500 µm) during a 1-minute exposure time. Sampling was done every 10 minutes at two vertical positions (10 cm below the surface and 10 cm above the river bottom). Current velocity was determined simultaneously with a Flo Mate (Marsh McBirney Flo-Mate 2000 Flow Meter) for calculating the amount of drifting organisms per volume and time. The samples were preserved with formalin and stored in plastic containers.

Stranded organisms

To document the benthic invertebrates that got stranded during water level drawdown we selected seven representative investigation sites, each 150 m in length. Exsiccated organisms were counted in the field every 3 meters of the stream length at a full vertical transect of 15 x 15 cm squares from the bank-full line to the river bottom. At thick sediment layers a 10 cm vertical soil compartment (mostly sandy mud) was taken, stored in a plastic container and treated in the lab.

Suffocated organisms in puddles and the fauna at muddy river banks

Benthic invertebrates that got stranded in puddles and suffocated under anoxic conditions were sampled with a plastic corer of 6 cm diameter. 12 replicate cores with a sampling area of 28.27 cm² have been taken. The same method has been applied at muddy deposits in the lead channel in those sections that were foreseen to excavate the channel bed after the emptying of the channel. Six replicates were taken in a smaller lotic area upstream, and 24 replicates lengthways the lotic downstream section of a weir.

Results

Benthic invertebrate drift

During the first hour of drift sampling we determined a basic drift of 0.005-0.01 g/min, except one outlier. Concurrently with the notably sinking water level the biomass of drifting organisms increased from 0.005 to 0.480 g/min at 07:55 and 0.62 g/min at 07:57. In the following 20 minutes the drift was still rather high but showed a volatile distribution. After 23 minutes (at 08:18) the drift rates decreased and dropped from 0.346 at 08:27 to 0.091 g/min at 10:00 (Fig. 1). This observation clearly indicates catastrophic drift due to a sudden water level decrease. Anyhow, compared to the total standing crop the amount of drifting animals was low. Benthic biomass totalling 1.7 kg fresh weight was transported out of the system.

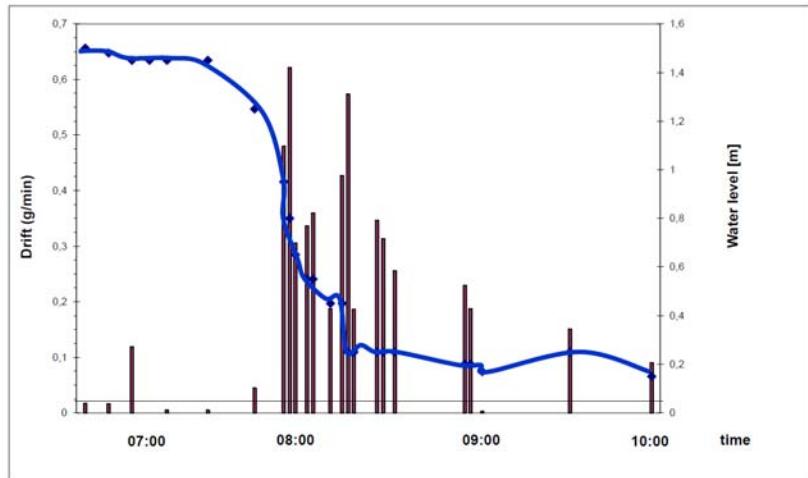


Fig. 1: Biomass of drifting benthic invertebrates in Leitha lead channel on September 6, 2010

Stranded organisms

The benthic community was dominated by *Gammarus fossarum/pulex* and *G. roeselii* which made up 97.2 % of the individuals. The number of stranded organisms varied between 121 and 2.358 ind./m². The box-whisker-plot in Fig. 2 show the interquartile ranges (25-75%, the upper and lower 25% whiskers, and the outliers that constitute a high portion in the sites 2, 3 and 5 (a single point represents the number of individuals in a square of 15 x 15 cm sampling area).

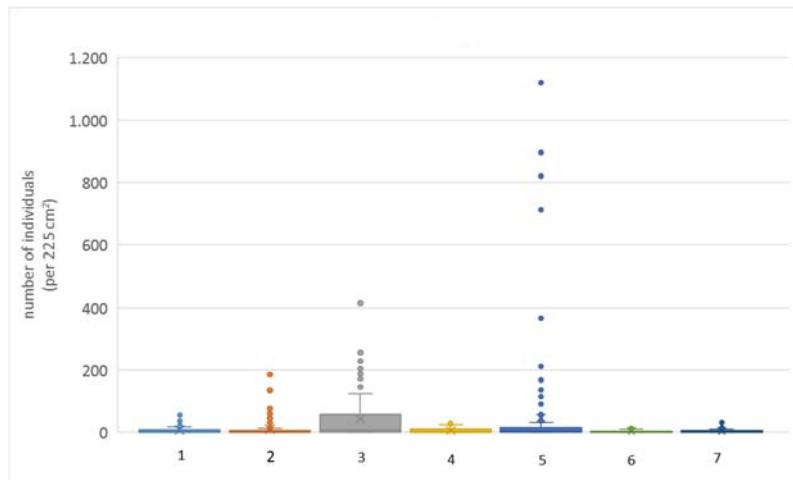


Fig. 2: Number of stranded/exsiccatd benthic individuals per sampling unit (225 cm²) at seven investigation sites.

1: Seibersdorf, both banks; 2: Wasenbruck left bank; 3: Wasenbruck rigth bank; 4: Old Bridge Götzendorf left bank; 5: Old Bridge Götzendorf rigth bank; 6: Stadium Götzendorf left; 7: Stadium Götzendorf rigth.

Benthic fauna in excavated river bottom

The samples of these river bottom habitats have been taken before the channel sediments were excavated on behalf of the hydropower companies. We found a stock of 11.078 benthic organisms per m² with a biomass of 19.96 g/m² (mean of 30 samples). Among these, 5.313 specimens belonged to the

genus *Gammarus* (biomass of 10.95 g/m²) followed by 4094 oligochaets (biomass of 4.82 g/m²). Other important groups were chironomids (5.63% of the individuals) and Hydropsychidae (1.26%).

Interestingly, the benthic fauna in the stagnant river sections was more abundant than in the lotic areas. In total 80.21 kg benthic invertebrate fresh weight was removed from the system by excavating the muddy deposits in these channel sections.

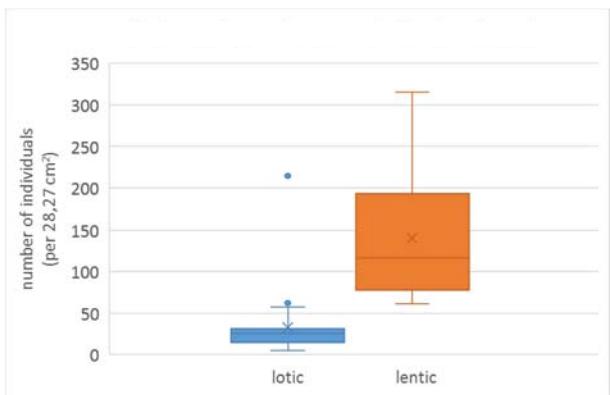


Fig. 3: Number of excavated benthic individuals (per sampling unit of 28.27 cm²) in lotic and lentic habitats of the Leitha lead-channel (6 and 24 replicates)

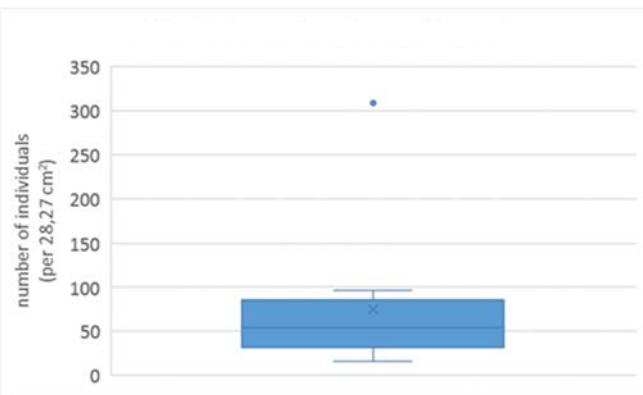


Fig. 4: Number of benthic individuals suffocated in remaining pools (per sampling unit of 28.27 cm²). (12 replicates)

Suffocated organisms in pools

A number between ten and hundred suffocated specimens could be observed in the corer-samples (area 28.27 cm²), the interquartile ranged between 34 and 80 (Fig. 4). On an average we found 86.782 macrobenthic organisms per m² (12 replicates) with a biomass of 561.27 g/m². *Gammarus* made up 98.5% of the individuals, followed by insects (0.41%), oligochaets, turbellarians, and nematods. In total a biomass of 151.54 kg fresh weight of benthic invertebrates perished in the remaining pools.

Discussion

This study clearly illustrates the heavy disturbance of the benthic fauna by the drawdown of the river water in an artificial lead canal. The hypothesis that four different causes may affect the biota could be corroborated. Our data allow to assess the relative importance of the impairment sources. It was completely unexpected, for instance, that the most detrimental cause was exsiccation of stranded animals at the river banks and margins (2173.78 kg fresh weight). This contrasts with customary theories saying that most of the benthic fauna drifts off during the lowering of the water table in the canal. In fact, the drift losses were negligible, only 1.7 kg fresh weight biomass of benthic invertebrates was transported out of the system. Most of the benthic invertebrates got trapped in or on the dry bed sediments after lowering the water level.

It became clear that during the drawdown of the channel water table the benthic fauna, mainly *Gammarus*, keep their position in the submerged roots near the river banks. According to Borchard (1993) and Pöckl (2004), gammarida prefer to stay in leaf packages and submerged plants which serve them as food resource, habitat and shelter. In the Leitha channel this habitat is represented by the submerged

roots of nearby willows and other riparian trees. Fig. 5 shows the clear relationship between the number of stranded organisms and the density of submerged roots (r^2 value of 0.74). It is interesting to note that more specimens keep their position in the roots of shaded river banks than in sun-exposed margins.

A large number of benthic invertebrates was trapped in the residual water puddles. We observed that the organisms did not survive longer than three days under the particular conditions there. In total a benthic biomass of 151.54 kg perished in such pools due to oxygen deficit. The benthic biomass in the muddy sediments that were removed after the lead channel was dried out has been determined as 80.21 kg.

In our study channel draining and handling caused a total loss of 2.407 kg benthic invertebrate fresh weight. This is a considerable loss of fish food and does negatively affect the ecological functionality of the system. The population loss caused by the draining was still evident half a year later. It is recommended to avoid extensive channel drainage, or – if inevitable – to restrict the drained area to smaller sections of the canal system, e.g. in the immediate vicinity of a hydropower station.

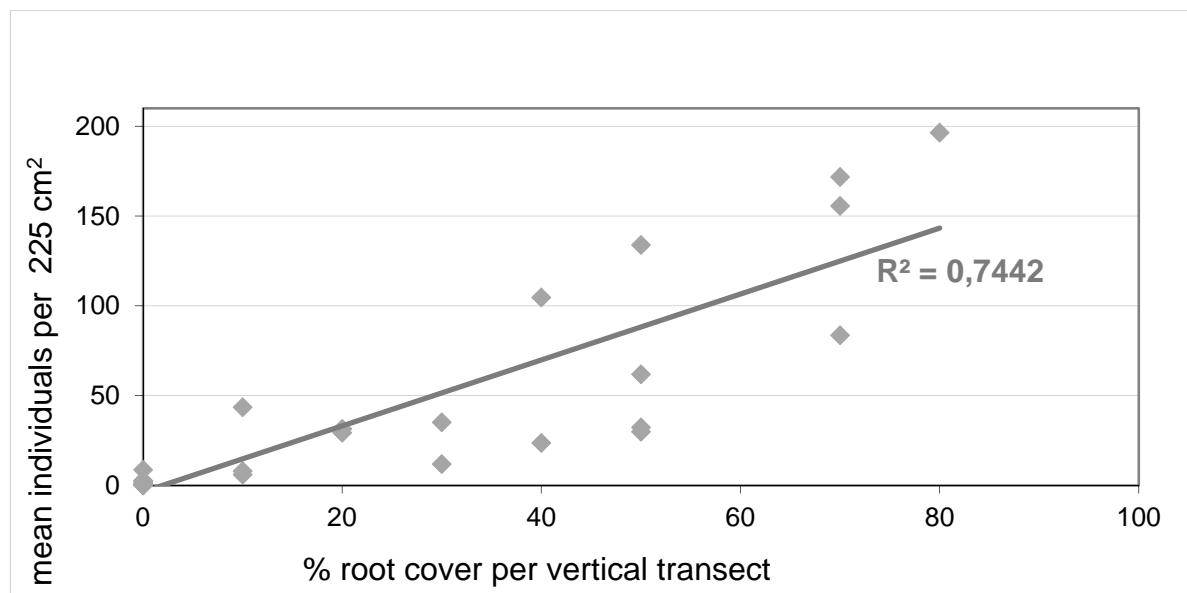


Fig. 5: Density of *Gammarus* individuals vs. root cover

Outlook

The magnitude of the biological damage of a lead channel drawdown was unexpected to the contributing scientists, the stakeholders and the administrative authorities. Whereas the fish fauna had been saved before the drawdown, there was no awareness that other biota might be affected in such a dramatic way. We strongly recommend to 1) reduce drawdown to the mandatory minimum and 2) to produce guidelines and standards how to empty such lead channels with the lowest level of ecological damage possible.

Acknowledgments

The study was funded by Österreichische Fischereigesellschaft 1880. We would like to express our special acknowledgment to Hermann Rottensteiner for his involved commitment in planning, field-work and discussion. Our thanks also go to the members of the benthic working group at BOKU for their help and professional work in the field and the lab, especially Wolfram Graf, Patrick Leitner, Thomas Huber, Johannes Radinger and Kevin Moog.

References

- Borchardt, D. (1993): Effects of flow and refugia on drift loss of benthic macroinvertebrates: implications for habitat restoration in lowland streams. *Freshwater Biology* 29: 221-227.
- Jorde, K. (1997): Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken. Eigenverlag des Instituts für Wasserbau Universität Stuttgart.
- Moog, O. (1999): Ökologische und gesellschaftspolitische Grundlagen einer nachhaltigen Wasserkraftnutzung durch Ausleitungskraftwerke. *Natur+Wissenschaft, Schriftenreihe der Stiftung Europäisches Naturerbe (EURONATUR)* Nr. 1/2000: 10-16.
- Moog, O., Nesemann, H. & Ofenböck, T. (2001a): Österreichs Anteil an den österreichischen Ökoregionen gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie – eine deduktive Analyse landschaftsprägender Milieu faktoren.- Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft 52, Heft 7/8, Wien: 204-209.
- Moog, O., Schmidt-Kloiber, A., Ofenböck, T., Gerritsen, J. (2001b): Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Pöckl, M. (2004): Beiträge zur Ökologie des Blachflohkrebses (*Gammarus fossarum*) und Flussflohkrebses (*Gammarus roeselii*) – Entwicklungszyklus und Fortpflanzungskapazität. *Natur und Museum*, 123 (4), Frankfurt am Main: 114-125.
- Wimmer, R. & O. Moog (1994): Flussordnungszahlen österreichischer Fließgewässer. Monographien 51, Bundesministerium für Umwelt, Wien.

Technical monitoring of fishways: long term monitoring of fish movement with the VAKI Riverwatcher along river Inn

Philipp Thumser¹, Christian Haas¹ & Martin Schletterer²

¹ I AM HYDRO GmbH, Märtishofweg 2, 78112 St. Georgen, Germany, philipp.thumser@iamhydro.com

² TIWAG Tiroler Wasserkraft AG, Eduard-Wallnöfer-Platz 2, 6020 Innsbruck, Austria, martin.schletterer@tiwag.at

Keywords: monitoring, fish, migration, technical, riverwatcher

Introduction

Based on the EU Water Framework Directive the European water bodies have to be developed (with stepwise goals 2015 / 2021 / 2027) towards a good ecological status, respectively good ecological potential. As 2015-goal the re-establishment of river continuity at migration obstacles was defined as a main target. Associated with the construction of fishways, monitoring is requested by the authorities. Herein we present the monitoring activities at the hydropower stations Langkampfen and Imst (including weir Runserau and inlet Wennis) in Tyrol (Austria) (Schletterer et al. 2016).

To generate long term monitoring data using a uniform method, the Icelandic VAKI Riverwatcher Fishcounter was installed at 3 fishways in the river Inn catchment (Fig. 1). This method was selected to provide both, information on the functionality of the fishways and to gain data on the fish migration behavior during the day and year and at different river zonation within the same catchment.



Material and Methods

The VAKI Riverwatcher

For the monitoring of fishways, two types of VAKI Riverwatcher systems can be used. Both units basically consist of a computer and two scanner plates (20 x 60 cm) inside a frame, the possible distance between them being from 10 to 45 cm. Inside the scanner, light diodes send infra-red light beams to receivers on the other side. When a fish swims through the net of light beams, a specific number of beams is blocked, giving the height, for a certain time interval, depending on how long the object is interrupting the beam, by passing it (Fig. 2). This signal results in a silhouette image as a function of time and height. It is used to count and measure the height of each fish. Each individual image is memorized in the computer so that the counting can be verified afterwards. To avoid debris and single items to be measured, a pre-checking algorithm is automatically used by the system, to ensure most stored passages were triggered by real fish. The final verification and identification of species is done manually by the expert. Using the measured height of each fish, the length is calculated by an individual length height ratio, which can be stored in the software individual for each species.

For river ecosystems featuring only one or a few numbers of different fish species with different shapes, or if the individual species is not of interest, the scanner system is sufficient. For rivers with a diverse fish fauna or detailed monitoring tasks, an individual determination of the species of each passing fish is required. For this purpose, an optional video tunnel is available in addition to the scanner (Fig. 2). With this unit, a video can be generated for each passage of the system, allowing the expert a detailed determination of the species passing.

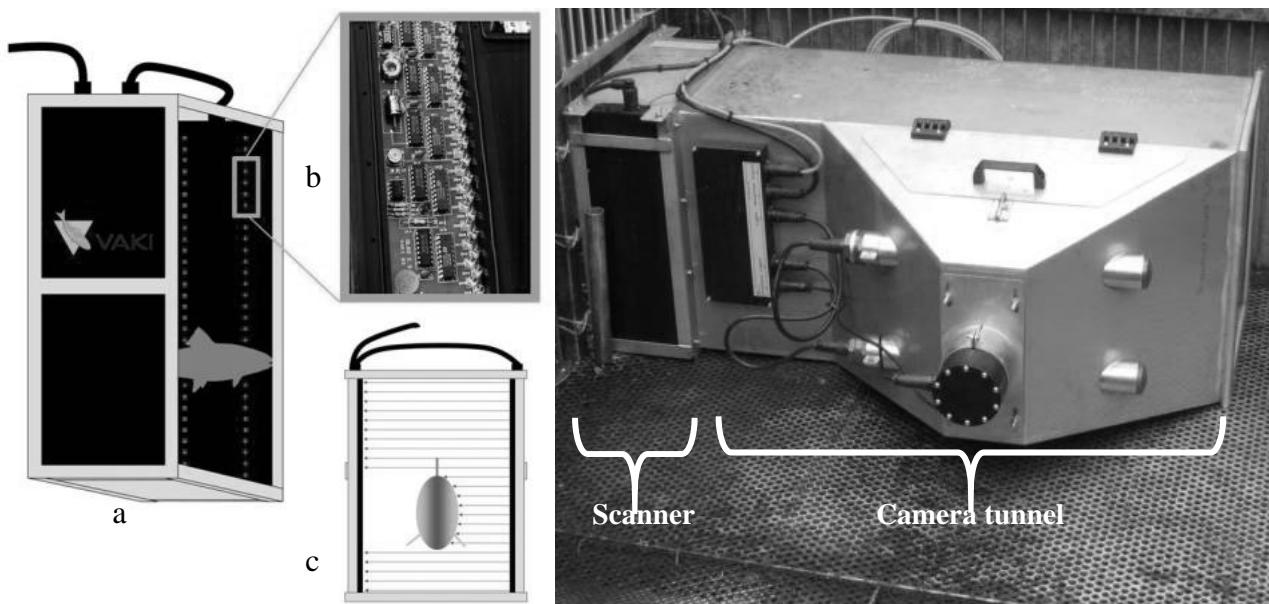


Fig. 2: Left: Operation principle of VAKI Riverwatcher Scanner (a), with two rows of infrared (IR) beams (b), that can be partly or fully blocked by a passing fish (c) which will be stored as a count with its corresponding measured height. Right: Full VAKI Riverwatcher unit with a scanner in the left and the additional video tunnel in the right.

Installations

At water inlet Wenns, where the fishway Wenns at river Pitze is monitored since October 2014, only a scanner unit is used (Schletterer et al. 2015). As in the river Pitze only a few species, with a clear

dominance of brown trout (*Salmo trutta*), occur and many days with glacial discharge are expected, the scanner solution is the most suitable one. The scanner is installed in the middle of the vertical-slot fishway, within a resting basin. The scanner with an opening of 20 cm is installed directly in a slot, with a small guiding rack on the side and on top. Thus, influences from the system to the hydraulic situation in the fishway are avoided, by allowing water to flow around the scanner, without letting fish pass uncounted. Debris is automatically removed from the guiding rack by flushing away with frequent turnings twice a day.

In June 2015 at hydro power station Langkampfen, which is barbel zone (epipotamal) of river Inn and located close to the city of Kufstein, a Riverwatcher camera system was installed. The system is installed in the middle of the vertical-slot fishway, within a resting basin. The scanner with an opening of 35cm is located in the middle of a both sided cone-shaped guiding rack, to avoid influences from the system to the hydraulic situation in the fishway, by allowing water to flow around the scanner, without letting fish pass uncounted. The guiding rack and Riverwatcher are merged to one unit that can easily be lifted for maintenance and removal of debris (Fig. 3). To enable passage of bottom oriented fish (e.g. *Lota lota*), an artificial river substrate made from liquid plastic is installed at the bottom of the Riverwatcher system (Haas et al. 2016).

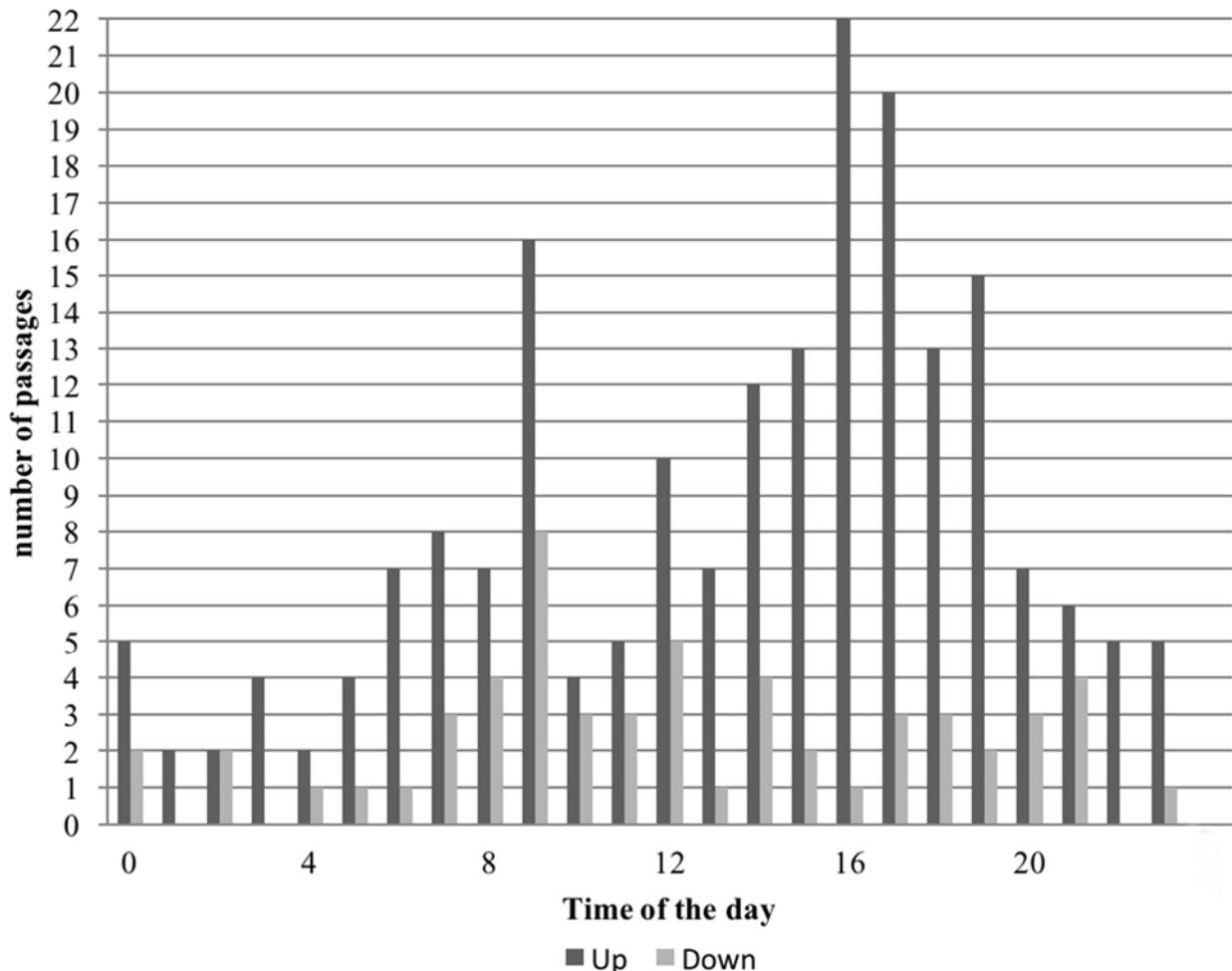


Fig. 3: Riverwatcher (with video tunnel) installation at hydro power station Langkampfen, installed in a guiding rack. The whole unit can be lifted for maintenance.

In December 2015, the third system was installed at the weir Runserau, which is located upstream of Langkampfen in the trout/grayling zone of the river Inn. The system is installed in the last basin of the vertical-slot fishway, leading directly into a fishlift. The scanner with an opening of 20 cm is located in the middle of a both sided cone-shaped guiding rack, to avoid influences from the system to the hydraulic situation in the fishway, by allowing water to flow around the scanner, without letting fish pass uncounted. The guiding rack and Riverwatcher are merged to one unit that can be easily

lifted for maintenance and removal of debris. Also at this installation the artificial substrate was added for the same reason as in Langkampfen. At this installation, an I/O control unit was added, allowing the Riverwatcher system to start the fishlift, based on the number of fish detected.

Results



For the system at fishway Wenns, using only a scanner, data were available from the first period between 30.04.2015 – 31.12.2015. In total a sum of 255 fish passed the Riverwatcher, 201 migrating upstream and 54 downstream. Also a variation in daytime was analyzed (Fig. 4). At the fishlift Runserau in total 1382 fish passed the system in the period from 04.02.2016 until 04.11.2016.

Fig. 4: Fish movement of brown trout at the fishway at inlet Wenns during the period 30.04.2015 – 24.12.2015 over the day

Conclusion

The scanner width of 20 cm, which is used at the fishway Wenns and the fishlift Runserau, enables an all year monitoring also during summer when turbidity is high due to glacial discharge. This ensures constant data on fish migration for conditions where pure camera monitoring is not working anymore due to high turbidity. Although species determination does not work in times of high glacial discharge, still general data on migration are created. Another advantage of this technical long-term monitoring is the information on daily behavior in fish migration for specific days, average days in a period (e.g. spring) or throughout an average day in the year. At the fishway Wenns for example,

seasonal changes in migration were found. While in November the highest upstream migration (of brown trout) was found, in April and May a significant downstream migration was detected. This also shows the functionality of this type of fishway (vertical slot in combination with a natural bypass channel) for downstream migration. The continuous long term installations along the river Inn in Tyrol will also provide data on fish movement and species at all barriers in the next years, with the advantage of measuring all passing fish at all barriers. The artificial substrate performs very well with regards to durability of the fragile plastic surface in glacial water and acceptance of bottom oriented fish like *Cottus gobio* and *Lota lota*.

Outlook

The systems are permanent installations that will deliver continuous data within the next years. Further Riverwatcher systems are planned to be installed within the same catchment. More data are needed for detailed assessment of monthly and yearly changes in migration. Also, species determination is needed, to assess differences in migration behavior among different species.

Literature

- Haas, C., Thumser, P., Tuhtan, J., Schmid, G., Schletterer, M. (2016): Applying new methods of substrate mapping and reproduction to enhance passability of fish counters for bottom oriented fish. Poster. Conference: EGU General Assembly 2016, Wien.
- Schletterer, M., Senn, G., Menghin, M., Hubmann, M., Schwarzenberger, R., Haas, C., Thumser, P., Asgeirsson, M. T. (2015): Technisches Fischmonitoring: Installation des ersten RiverWatcher Fischzählers in Österreich. In: WasserWirtschaft 105, Heft 7/8, Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH, Wiesbaden: 103-108.
- Schletterer, M.; Reindl, R.; Thonhauser, S. (2016): Options for re-establishing river continuity, with an emphasis on the special solution “fishlift”: examples from Austria. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA) 4/1: 109-128.

SONSTIGE THEMEN

DOLNY, REGINA; DANIÈLE MOUSEL, JÜRGEN SCHÖLLHORN, VOLKER LINNEMANN & JOHANNES PINNEKAMP: MiKaMi – Eintrag von Mikrokunststoffen aus abwassertechnischen Anlagen – Kläranlagen und Mischwasserbehandlungsanlagen.

MARQUEZ, FABIAN; VYACHESLAV.V. KUZOLEV & MARTIN SCHLETTNERER: Hydro-morphological assessment and catchment characterisation of the headwaters of the Volga River.

OLDORF, SILKE; VOLKER KRAUTKRÄMER; JENS MÄHLMANN; MARKUS EBER; ELLEN KIEL; SAID YASSERI; HEIKE KLUKE; ARLENA DUMEIER & RALPH KUSSEROW: Submerse Makrophyten und Zustandsbewertung von ausgewählten Gewässern im Salzkammergut (Österreich) – Ergebnisse einer Exkursion des DGL-Arbeitskreises Tauen in der Limnologie.

PANTELEIT, JÖRN; NINA SOPHIE KELLER; JAPO JUSSILA; HARRI KOKKO; JENNY MAK-KONEN; KATHRIN THEISSINGER & ANNE SCHRIMPFF: Beware of ornamental crayfish as they are carriers of the crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*).

POLAK, JESSICA & DIETER LEßMANN: Auswirkungen multipler bergbaulicher Belastungen auf das Makrozoobenthos in Fließgewässern der Lausitz.

PORST, GWENDOLIN; REINHARD HINKELMANN; SABINE HILT; MARK O. GESSNER; BIRGIT KLEINSCHMIT; GUNNAR NÜTZMANN & MARTIN JEKEL: The DFG Research Training Group ‘Urban Water Interfaces (UWI)’.

STRAKOVÁ, ZUZANA & DIETER LEßMANN: Absetzverhalten von Eisenocker aus Gewässern mit unterschiedlicher Eisenbelastung.

TROMMER, GABRIELE; PATRICK LORENZ; AMELI LENTZ; PATRICK FINK & HERWIG STIBOR: Nitrogen supply in lakes leads to changing fatty acid composition of phytoplankton.

WICHT, IRIS & ARMIN BLÖCHL: Mikroplastik als Vektor für Umweltgifte in die Nahrungskette? Untersuchungen in Mikrokosmen zum Sorptionsverhalten von Schwermetallen an Plastikpartikel.

MiKaMi – Eintrag von Mikrokunststoffen aus abwassertechnischen Anlagen – Kläranlagen und Mischwasserbehandlungsanlagen

Regina Dolny, Danièle Mousel, Jürgen Schöllhorn, Volker Linnemann & Johannes Pinnekamp

Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen University, Mies-van-der-Rohe-Str. 1, 52074 Aachen,
dolny@isa.rwth-aachen.de

Keywords: Mikrokunststoff, Mikroplastik, Anreicherungsapparatur, Mischwasserbehandlung, Abwasserbehandlung

Einleitung

Mikrokunststoffpartikel (MPP, Kunststoffteile kleiner 5 mm) werden in Form von Partikeln, Fasern, Mikrobeads oder Pellets ubiquitär in der Umwelt nachgewiesen und sind mit potentiellen Gefahren für die Ökosysteme verbunden. Durch den weit verbreiteten Einsatz von Kunststoffprodukten in Haushalt, Kleidung, Kosmetika und durch Kunststoffabrieb stellen häusliche Abwässer eine potenzielle Quelle für den Eintrag von MPP in die aquatische Umwelt dar. Bis heute sind jedoch die exakten Mikroplastik-Konzentrationen in den verschiedenen aquatischen Ökosystemen und deren genaue Eintragspfade nicht ausreichend bekannt. Hinsichtlich des Eintragspotenzials von MPP aus abwassertechnischen Anlagen (Kläranlagen und Mischwasserbehandlungsanlagen) besteht zudem noch erheblicher Forschungsbedarf.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Eintrag von Mikrokunststoffen aus abwassertechnischen Anlagen – Kläranlagen und Mischwasserbehandlungsanlagen (MiKaMi)“, gefördert vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW, soll das Eintragspotential von MPP aus abwassertechnischen Anlagen untersucht werden. Hierzu werden Kläranlagen mit unterschiedlichen Ausbaugrößen und Reinigungstechnologien, sowie eine Mischwasserbehandlungsanlage, untersucht.

Neben einer Beprobung des Zu –und Ablaufs der Kläranlagen werden auch einzelne Prozessschritte einer ausgewählten Kläranlage beprobt, um die Erkenntnisse aus der Literatur über das Verhalten von MPP in Kläranlagen zu verifizieren. Die Beprobung der Mischwasserbehandlungsanlage wird zur Bewertung des Gesamteintrags von MPP in Fließgewässer beitragen.

Die MPP werden zum Teil über eine Siebkaskade abgetrennt und so in mehrere Siebfractionen klassiert. Dies ermöglicht es die Größenverteilung von MPP in abwassertechnischen Bauwerken bewerten zu können und ebenfalls eine Einschätzung der ökotoxikologisch relevanten Fraktionen zu ermöglichen. Zunächst war es wichtig eine geeignete Anreicherungsmethodik zu entwickeln, welche neben den Probenahmen von unterschiedlichen Abwasserströmen auch eine anschließende Aufbereitung ermöglicht.

Material und Methoden

Probenahmestellen

Ausgewählte Kläranlagen mit unterschiedlichen Ausbaugrößen (6.500 - 500.000 E) und Reiningstechnologien (Klarwassernitrifikation, Sandfiltration, Scheibenfilter, aerobe Schlammstabilisierung), sowie eine Mischwasserbehandlungsanlage werden im Projekt untersucht.

Hier sind unter anderem 24 h-Mischproben und Tagesgänge sowohl bei Trockenwetter als auch Mischwasserbedingungen geplant. Bei der Mischwasserbehandlungsanlage (Regenüberlaufbecken) werden ereignisbezogene Stichproben im Bauwerk und zusätzlich Proben im Gewässer untersucht.

Probenahme und Aufbereitung

Zur Bestimmung von MPP im Ab-/Wasser ist eine Anreicherung und Vorbehandlung zur Entfernung der Matrix notwendig. Die Anreicherungstechnik muss sowohl im Zulauf einer Kläranlage mit einer hohen Begleitbelastung als auch im Ablauf mit wenigen MPP ein zufriedenstellendes Ergebnis liefern. Da sich Algen und ähnliche, organische Bestandteile sowie viskose Anlagerungen wie extrazelluläre polymere Substanzen schwer aus feinen Netzstrukturen lösen lassen, muss die verwendete Technik auch hinsichtlich einer chemischen Aufbereitung der Probe widerstandsfähig sein.

Die Anreicherungstechnik ist so konstruiert, dass eine Pumpe den zu beprobenden Wasserstrom in ein Beutelfiltergehäuse mit Siebkorbeinsatz anreichert (Abbildung 1). Der Siebkorbeinsatz besitzt eine Maschenweite von 25 µm und eignet sich für Anwendungen bis zu 3 bar Differenzdruck. Die untere Kappungsgrenze bei der Anreicherung kann variabel gewählt werden, sollte aber ohne ein Zusetzen des Filters abtrennbar sein.



Abbildung 1: Anreicherungstechnik (links) und chemische Behandlung der gewonnenen Probe im Siebkorb (rechts)

Ein nachgeschaltetes Induktives Durchflussmessgerät (IDM) ermöglicht das Auslesen des aktuellen Durchflusses sowie des filtrierten Volumens. Des Weiteren kann über das IDM ein Ventil im Ablauf verstellt werden, so dass der Durchfluss variabel eingestellt werden kann um an allen Probenahmestellen eine 24 h Mischprobe gewähren zu können. Eine Beschränkung der Partikelgröße auf Teile <5 mm erfolgt durch einen Ansaugkorb (Lochblech mit 5 mm Lochdurchmesser) am Ansaugschlauch der Pumpe. Anschließend wird das Probengut behandelt (zum aktuellen Zeitpunkt mit Wasserstoffperoxid), um die organische Matrix zu zerstören (Abbildung 1).

Darauffolgend wird die Probe mit Hilfe von Vakuum in einer Siebkaskade in vier verschiedene Größenfraktionen fraktioniert (Abbildung 2). Als Filter dienen Edelstahlsiebronden mit entsprechenden Maschenweiten.

Folgende Siebfractionen sind geplant:

- 25-63 µm
- 63-500 µm
- 500-1.000 µm
- 1.000-5.000 µm

Die vorgeschlagenen Siebfractionen ergeben sich aufgrund der in anderen Forschungsprojekten untersuchten Fraktionen, der ökotoxikologischen Relevanz sowie praktischen Aspekten. MPP zwischen 1.000 und 5.000 µm werden auch als große MPP bezeichnet (Wagner et al. 2014). Die Trenngröße 500 µm wurde beispielsweise auch bei Mintenig et al. (2014) und Universität Bayreuth (2015) untersucht. Die Trenngrenze von 63 µm deckt sich mit dem Parameter AFS_{fein}, der den Feinanteil der abfiltrierbaren Stoffe charakterisiert und unter anderem bei der Mischwasserbehandlung einen wichtigen Parameter darstellt.

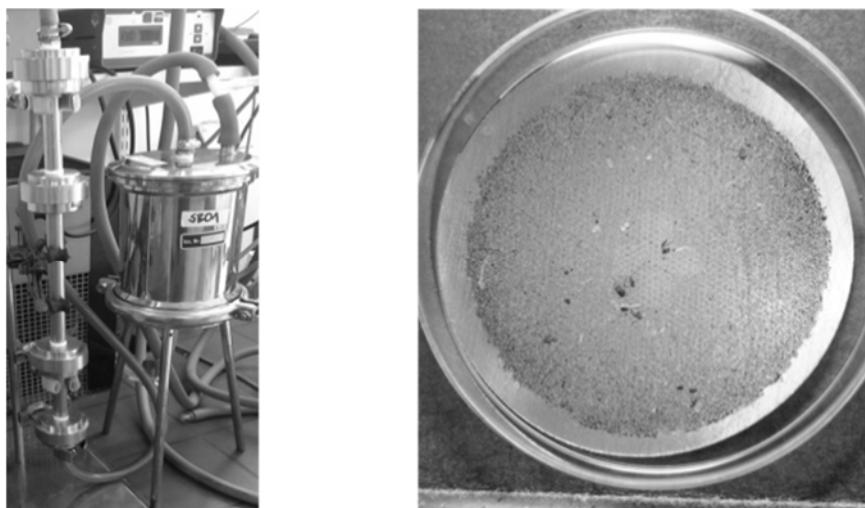


Abbildung 2: Probenfraktionierung über eine Siebkasade (links) und Probe anschließend auf einer Siebronde (rechts)

Die erhaltenen Proben auf den jeweiligen Siebronden (Abbildung 2) können im Anschluss einer gravimetrischen Messung unterzogen werden und weitergehend auf die Kunststoffarten untersucht werden.

Erste Ergebnisse und Diskussion

Erste Probenahmen mit der Anreicherungstechnik zeigten, dass sowohl im Zulauf als auch im Ablauf einer Kläranlage geeignete Proben gezogen werden können. Es ist folglich möglich große Volumina wie sie in schwach belasteten Wässern notwendig sind, z.B. als 24 h-Mischproben anzureichern.

Zur Ergebniserfassung wurden der Druck im Filtergehäuse und der Durchfluss minütlich, bzw. stündlich aufgezeichnet. Im Zulauf konnte über einen Zeitraum von 18 Minuten 59 Liter Abwasser angereichert werden. Der Druck stieg in dieser Zeit auf 870 mbar an, der Durchfluss sank von 1,7 m³/h auf 0,079 m³/h (Abbildung 3).

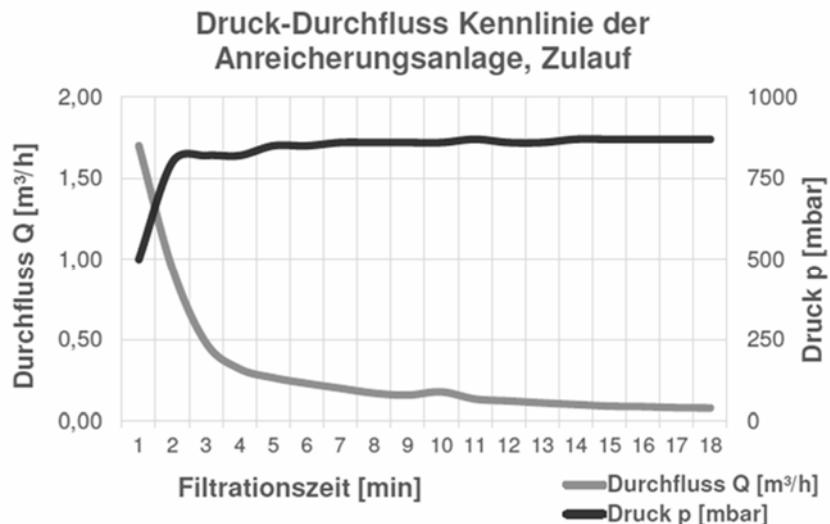


Abbildung 3: Druck- und Durchflussdaten zur Probenahme im Zulauf

Im Ablauf (24 h-Mischproben , verteilt über drei aufeinanderfolgende Tage) konnten 68,2 m³ gesäubertes Abwasser angereichert werden. Der Druck stieg über den Zeitraum auf 480 mbar an, der Durchfluss nahm von 3,5 m³/h auf 2,1 m³/h ab (Abbildung 4).

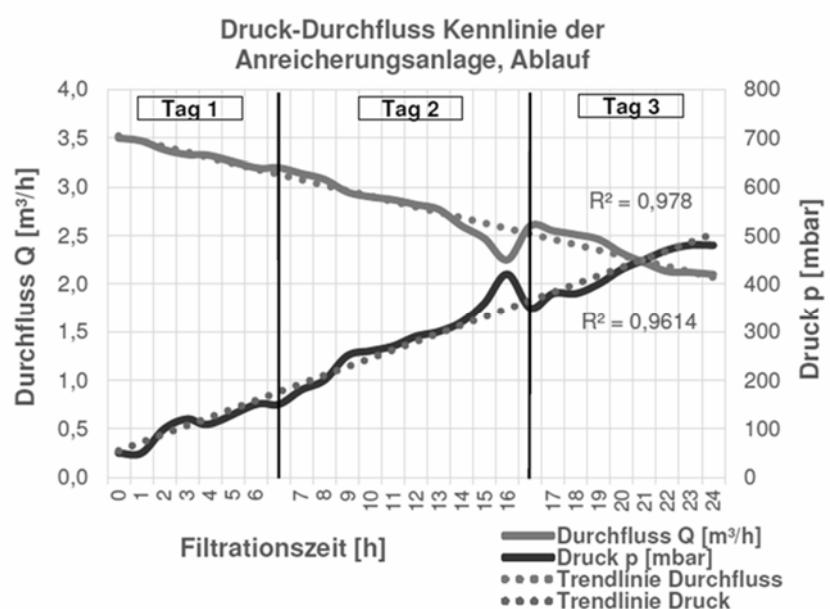


Abbildung 4: Druck- und Durchflussdaten zur Probenahme im Ablauf

Sowohl im Zulauf als auch im Ablauf wurde der Durchfluss durch den von festsitzenden Partikeln im Siebkorb erzeugten Gegendruck beeinflusst. Je mehr Partikel den Siebkorb blockieren, desto höher steigt der Druck und der Durchfluss sinkt.

In Abbildung 4 ist zu erkennen, dass durch die Pause bedingt der Druck abgefallen war und sich der Durchfluss folglich erhöht hatte. Durch die Standzeit hatte sich das vorhandene Wasser im Siebkorb entleert und ein Spüleffekt (durch die Wiederinbetriebnahme) schwemmte die anhaftenden Partikel auf. So wurde der Siebkorb kurzzeitig nicht blockiert und der Durchfluss stieg bis zum Wiederzusetzen an.

Im Vergleich zu Studien von Talvitie et al. 2015, Talvitie und Heinonen 2014, Magnusson, Norén 2014; Universität Bayreuth 2015 kann mit dieser Anreicherungstechnik eine große Menge Probenvolumen angereichert werden. Dies ist für die Aussagekraft entscheidend, da besonders im Ablauf zwischen einem und weniger MPP pro Liter ausgegangen wird (Mintenig et al. 2014, Browne et al. 2011).

Ausblick

Zur routinemäßigen Anwendbarkeit der Anreicherungsmethode werden die Anreicherungstechnik und die Probenahmestrategie zur verbesserten Vorbereitung auf die nachgeschaltete Analytik optimiert und automatisiert.

Auf Basis der darauffolgenden Untersuchungen werden das Vorkommen und Verhalten von MPP in kommunalen Abwässern betrachtet. Weitere Erkenntnisse werden über das Reduktionspotenzials der konventionellen Abwasserreinigung gewonnen.

Zudem wird das Eintragspotenzial von MPP in Gewässern von Kläranlagenabläufen mit dem Potenzial von Mischwassereinleitungen verglichen und die Gewässerrelevanz von Mikrokunststoffen bewertet.

Literatur

- Browne, Mark Anthony; Crump, Phillip; Niven, Stewart J.; Teuten, Emma; Tonkin, Andrew; Gloway, Tamara; Thompson, Richard (2011): Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. In *Environmental science & technology* 45 (21), pp. 9175–9179. DOI: 10.1021/es201811s.
- Magnusson, Kerstin; Norén, Fredrik (2014): Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant. IVL Swedish Environmental Research Institute, checked on 3/29/2016.
- Mintenig, Svenja; Int-Veen, Ivo; Löder, Martin; Gerds, Gunnar (2014): Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Probenanalyse mittels Mikro-FTIR Spektroskopie, checked on 2/2/2016.
- Talvitie, Julia; Heinonen, Mari (2014): HELCOM 2014, BASE project 2012-2014: Preliminary study on synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant. Available online at <http://helcom.fi/helcom-at-work/projects/completed-projects/base/components/microplastics>, checked on 1/11/2016.
- Talvitie, Julia; Heinonen, Mari; Pääkkönen, Jari-Pekka; Vahtera, Emil; Mikola, Anna; Setälä, Outi; Vahala, Riku (2015): Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. In *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 72 (9), pp. 1495–1504. DOI: 10.2166/wst.2015.360.
- Universität Bayreuth, Tierökologie I. (2015): Mikroplastik Probenahme in NRW. Bericht Nr. 1., Mai 2015. Available online at <http://www.lanuv.nrw.de/umwelt/wasser/wasserrahmenrichtlinie/gewaesserueberwachung/mikroplastik-in-binnengewässern/>, checked on 4/11/2016.
- Wagner, Martin; Scherer, Christian; Alvarez-Muñoz, Diana; Brennholt, Nicole; Bourrain, Xavier; Buchinger, Sebastian et al. (2014): Microplastics in freshwater ecosystems. What we know and what we need to know. In *Environ Sci Eur* 26. DOI: 10.1186/s12302-014-0012-7.

Hydromorphological assessment and catchment characterisation of the headwaters of the Volga River

Fabian Marquez¹, Vyacheslav.V. Kuzovlev², Martin Schletterer³

¹ University of Stuttgart. Pfaffenwaldring 7, 70569 Stuttgart, Germany

² Tver State Technical University, Chair of Nature Management and Ecology, nab. Afanasiya Nikitina 22, 170026 Tver, Russia

³ University of Innsbruck, Institute of Ecology, Dpt. River Ecology and Invertebrate Biology, Technikerstraße 25, 6020 Innsbruck, Austria

Corresponding author: martin@schletterer.co.at

Keywords: hydromorphological assessment, least-disturbed conditions, reference conditions.

Introduction

Hydromorphological features of many European rivers have been described since a few decades ago using different methods and approaches. According to Schwarz (2007), starting in the late 1970's and early 1980's, the first interdisciplinary methodologies were developed in the United Kingdom (River Habitat Survey, Raven et al., 1998), France (SEQ Physique, Agences de L'Eau & Ministere de l'Environnement, 1998), Germany (LAWA, 2000) and Austria (different approaches based on Werth, 1992). The European Water Framework Directive (WFD 2000) stipulated the development of methodologies and the establishment of "reference conditions" for different river types. While this was done for many rivers, i.e. small and medium sized ones, the assessment of large rivers turned out to be difficult, as most large river systems in Europe are affected by multiple stressors. Therefore, Birke & Lorenz (2006), as well as Kuzovlev & Schletterer (2006), suggested to "go East" to find reference sites for lowland rivers. In August of 2005, the Russian Academy of Sciences, Tver State Technical University, Tver State University, and the University of Innsbruck conducted the "Upper Volga Expedition" (UVE) in the headwaters of the Volga River. It turned out that the headwaters of the Volga represent least disturbed or reference conditions; thus, in 2006 the ongoing "REFCOND-Volga" monitoring programme was initiated. As part of the UVE 2005, forty sampling sites were selected along the studied reach and are also followed to provide further hydromorphological information, as described in the Methodology. Herein, we present an assessment and an evaluation of hydromorphological conditions in the headwaters of the Volga River regarding (1) channel, (2) banks/riparian zone and (3) floodplain. Additionally, the Habitat Quality Assessment (HQA), from the British River Habitat Survey, is applied to gather additional habitat data of the studied area. Similarly, a catchment characterisation through analysis of hydrological data and landcover is conducted for the Tudovka River on this study.

Methodology

The research area is located within the headwaters of the Volga, delimited from its source to the city of Tver, and it extends over the Tver region and some parts of the regions of Novgorod, Smolensk and Moscow (Fig. 1). The studied reach of the Volga extends about 450 river kilometres (rkm), between the source and Tver (approximately 4.5 rkm downstream of the Tvertsa River mouth).

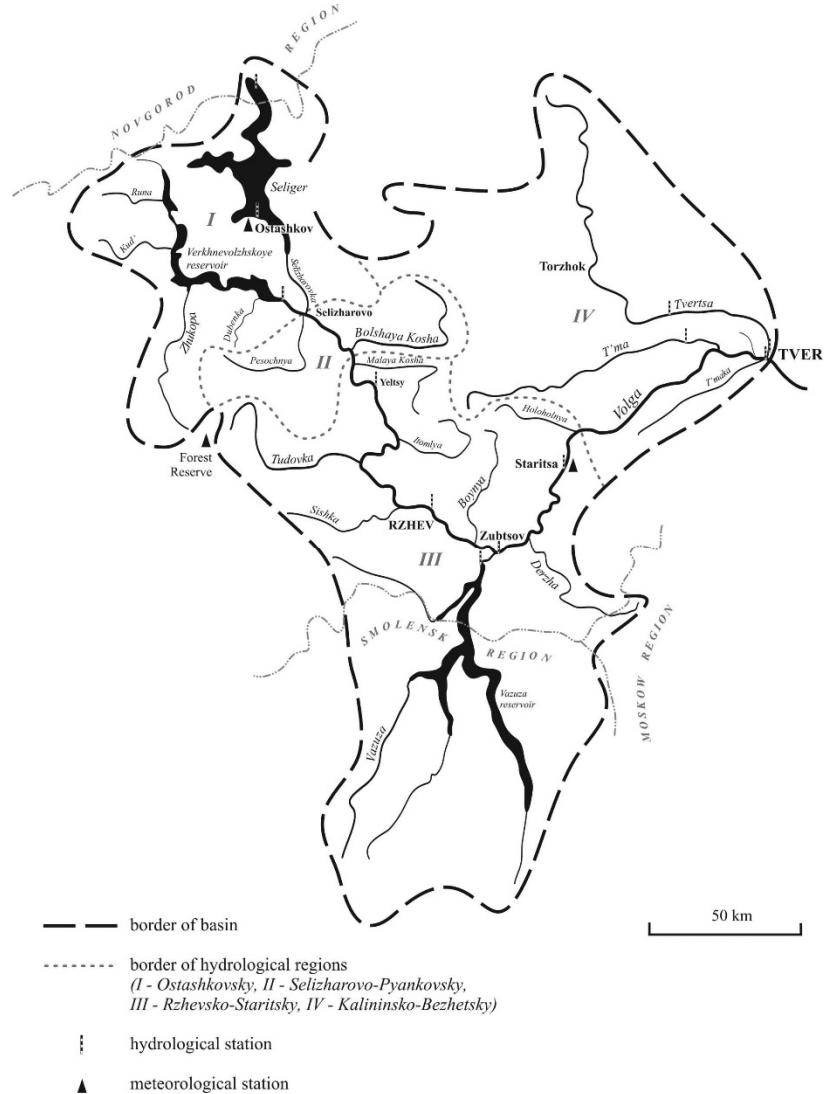


Fig. 1: Research area: the headwaters of the Volga River from the source to Tver (from Schletterer et al., 2014).

The Methodology is described in detail in Marquez (2016) and herein we provide an overview. The continuous morphological assessment followed the CEN (2004) standards and was conducted for 10 km river segments, utilising detailed pictures of hydromorphological features taken during the Upper Volga Expedition (Kuzovlev & Schletterer, 2006), as well as satellite imagery from Google (2016) Earth. The CEN (2004) recommends using a five colour classification described in Table 1, where Class 1 symbolises “nearly natural” (reference conditions), whereas Class 5 represents “severely modified”. Similarly, Fluvius (2014) provides a list of the assessment parameters for the overall continuous assessment that were also applied in this study. Additionally, in order to assess infor-

mation about the habitat quality and anthropologic intervention in the river, the Habitat Quality Assessment and the Habitat Modification Score (Raven et al., 1998) were carried out for each of the forty sites applying as well the UVE 2005 pictures and Google satellite imagery.

Table 1: CEN standards colour classification (from CEN, 2004).

Colour	Classification
Blue	Class 1 “nearly natural”
Green	Class 2 “slightly modified”
Yellow	Class 3 “moderately modified”
Orange	Class 4 “extensively modified”
Red	Class 5 “severely modified”

The sources of the Volga are snowmelt with 60% of the annual discharge, groundwater with 30% and rain 10% (Vladimirov, 1997). To describe the flow conditions in the research area, the historical records of five flow gauging stations along the Volga located in Bejshlot, Eltsy, Rzhev, Staritsa and Tver are utilised. Shiklomanov (1999) provided an online database for the gauging stations Bejshlot (1881-1985); Eltsy (1891-1985); Rzhev (1924-1985); and Staritsa (1891-1985). Data for the station Tver is not available in this resolution, as measurements of runoff at this site ended with the construction of Ivankovskoe reservoir, but Yablokov and Zorova (1967) provided a dataset with monthly mean values for the period 1876-1936. The minimum, average, and maximum value observed each month from the data series for each gauging station provide the LMQ, MQ, and the HMQ, respectively (characteristic flows). The Pardé coefficient (Sk) is calculated according to Pardé (1964), in order to enable systems comparability.

To characterise the flow regime of the headwaters of the Volga River, the methodology provided by Mader et al. (1996) was applied. The characterisation considers the plot of the Pardé coefficients to determine if the regime is simple or complex, as well as the maximum and annual Pardé coefficients to classify it into one of the listed categories.

Raven et al. (1998) provided a methodology to measure the natural diversity or richness and structure of the habitat using the HQA methodology. According to Raven et al. (1998), one of the outputs of the HQA evaluation is to determine if the site is “within the top 10 percent”, and data from similar rivers is needed to conduct the comparison between rivers. Hence, a classification of the headwaters of the Volga in terms of the HQA score cannot be made based on this single dataset. However, a description of the naturalness of the sites can still be carried out, pointing out the most important features resulting from the assessment. The features listed in the River Habitat Survey were evaluated and with the same field data gathered in the UVE 2005 and Google satellite images.

The Tudovka River is a right-hand tributary to the Volga and its mouth is located near the village of Sukontsevo, approximately 44 rkm upstream of Rzhev (Fig. 1). The Tudovka River has few anthropogenic activities, the catchment is widely protected and it represents (regarding catchment characteristics) a typical river of Tver region (Zhenikov et al. 2007, Schletterer et al. 2011). The Tudovka watershed is located within the bioregion Kola-Karelian and Eastern European Forest (sensu Krever et al., 1994), and in the ecoregion eastern lowlands (sensu Illies, 1978).

For the landcover analysis of the Tudovka watershed, a classification of landcover for the studied area was defined in the following classes: (1) forest, (2) grassland, (3) water (river, lakes), (4) farm-

land, (5) wetlands (mire, wetland), and (6) urban. Subsequently, a digitisation utilising satellite imagery from ESRI (2015) ArcGIS and Google and accessed through QGIS (2016) was carried out at a scale of 1:60,000.

Results and discussion

It is observed that the overall hydromorphological situation in the headwaters of the Volga River represents natural or near natural hydromorphological conditions. From the three studied river habitats, the channel has the best CEN scores. Reference conditions (RC) or least disturbed conditions (LDC) are found in the channel, especially in the free-flowing section (downstream of Bejshot weir). 74% of the channel represents near-natural or least disturbed conditions (CEN Class 1, blue), and 22% scored “slightly modified”.

Regarding the banks/riparian zones in the headwaters of the Volga River, “slightly modified” or better conditions dominate the assessment with 96% (88% Class 1, 8% Class 2), with the highest negative impact on the banks hydromorphology and lateral connectivity at the reinforced banks at Tver, and the concrete and rip-rap reinforcement at Bejshot weir.

The floodplains of the headwaters of the Volga River reflect “slightly modified” or better conditions at most of the studied reach with 97% (90% Class 1, 7% Class 2), due to the low population density. An example of the obtained scores mapping can be seen in Figure 2.

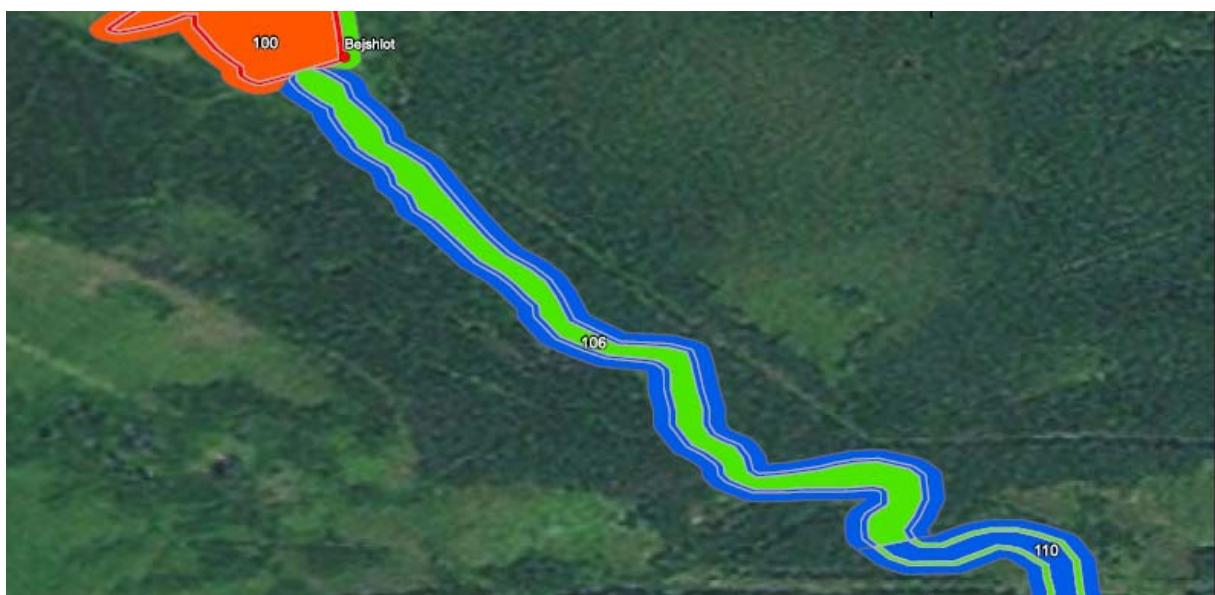


Fig. 2: Visualisation of continuous assessment results downstream of Bejshot weir (rkm 106).
Colour scale as described in Table 1. Satellite image credit: ESRI, i-cubed.

An overview of the obtained HQA scores is presented in Figure 3. The description focuses on the river section between downstream of Bejshot weir and Tver (reach 3 – “free-flowing section”), as in the uppermost reach only two sites are recorded and for the assessment of the Upper Volga Lakes, the Lake Habitat Survey (LHS) would need to be applied. The frequency of sites scoring between 50 and 59 points is the highest with seventeen records. In the free-flowing section between Eltsy and Rzhev, an average of 50 points (with a maximum of 62 points and standard deviation of 9) was obtained. In the same river reach, the two highest scores of 61 and 62 are found in Budaev and Myastovo (site 18 and 25, respectively). The natural richness of these locations is characterised in the

channel by the presence of different flow patterns, mainly smooth flow but also white water where exposed boulders are found. Standing waves and rippled flow are also found but in a much minor scale, which according to the River Habitat Survey, they are associated with riffles and runs, respectively. The predominant substrates are gravel, sand and silt; however, the channel substrate has boulders and cobbles as well in scattered locations. Features such as islands are observed in some locations and a few exposed rocks or errant blocks, mid-channel bars (vegetated and unvegetated) and side channels are also found.

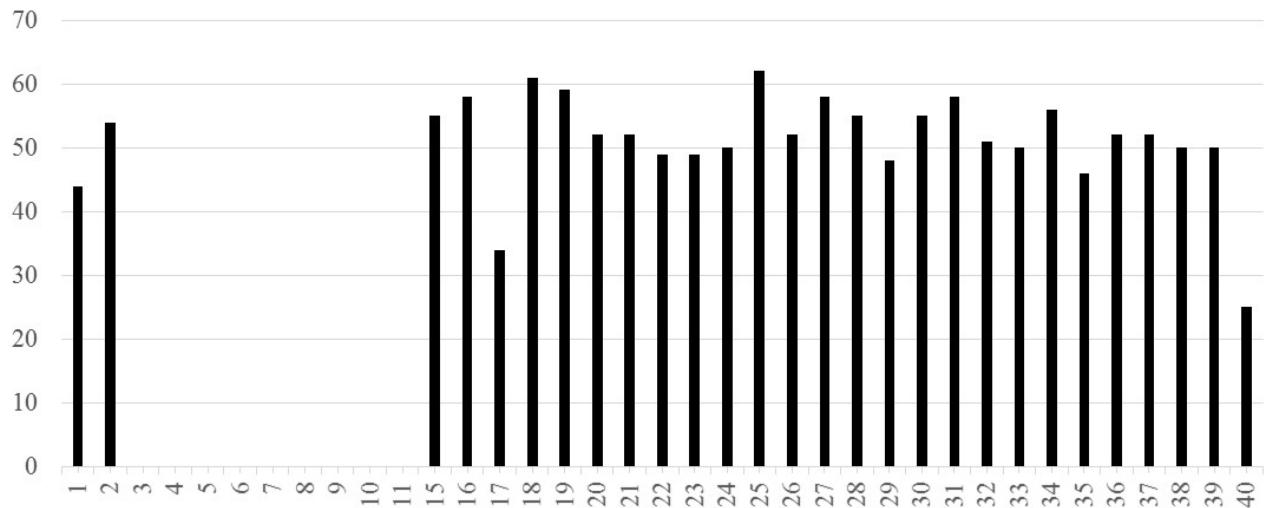


Fig. 3: Overview on the Habitat Quality Assessment score distribution.

The landcover analysis in the Tudovka catchment shows that undisturbed land (forest, grassland and mire) represents more than 96% of the total catchment area, as presented in Table 2.

Table 2: Tudovka catchment landcover distribution.

Description	Extension (km ²)	%
Farmland	33.24	2.89
Forest	734.48	63.84
Grassland	343.61	29.87
Mire	26.92	2.34
Water (river, ponds)	2.30	0.20
Urban	9.87	0.86
Total	1,150.42	100

An analyses of the hydrological regime was carried out according to Mader et al. (1996): i.e. a complex runoff regime is characterised by more than one peak on the mean monthly curve (MQ), in contrast to the simple regimes that account for a single discharge peak. The MQ plots for the headwaters of the Volga River show a major peak in spring and a secondary one in the autumn; thus, the discharge regime is classified as complex. The maximum peaks of the analysed discharge regime occur in April and May, whereas the secondary peak occurs in the autumn (Fig. 4). The peaks of the discharge correspond to the nivo-pluvial regime as described by Mader et al. (1996).

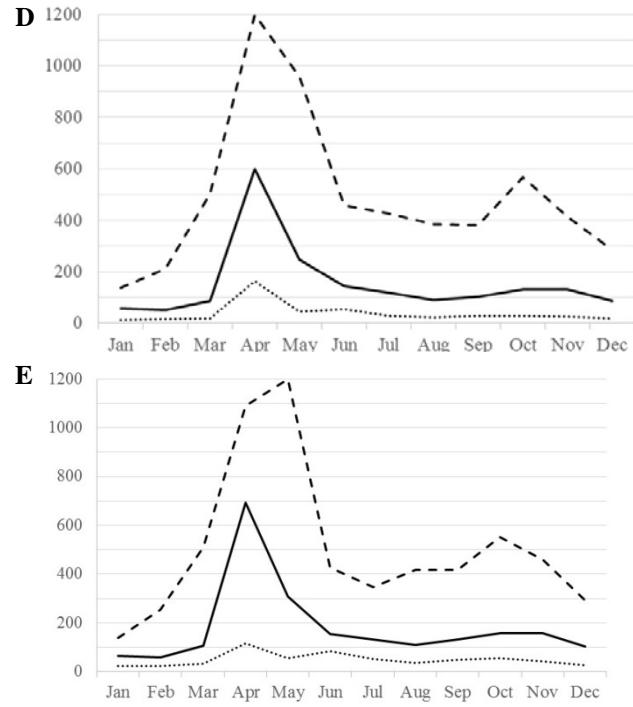
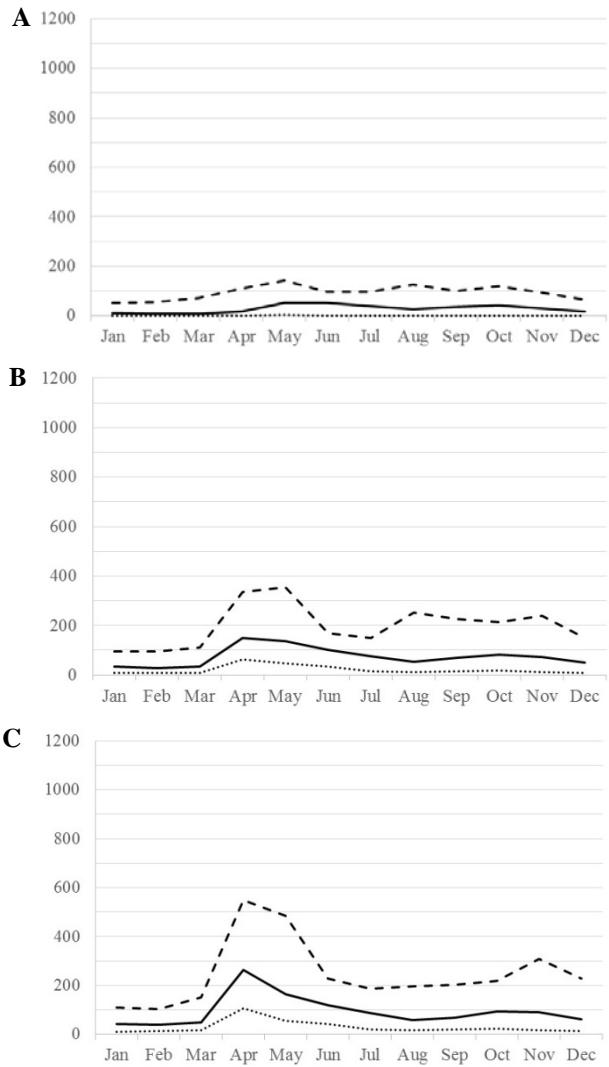


Fig. 4: Hydrological regime (m^3/s). Dashed line highest recorded monthly discharge (HMQ), black line mean monthly discharge (MQ), and dotted line lowest recorded monthly discharge (LMQ). A: Bejshot (1881-1985); B: Eltsy (1891-1985); C: Rzhev (1924-1985); D Staritsa (1891-1985); E: Tver (1876-1936). Figures A-D according to Shiklomanov (1999), Figure E according to Yablokov and Zorova (1967).

The Volga is characterised as a typical lowland river in its headwaters after it emerges at 228 m a.s.l., and downstream of the Upper Volga Lakes, it has already the characteristics of this type of river (Schletterer & Füreder, 2010). The section between Eltsy and Rzhev is considered as a reference section (or least disturbed conditions, LDC) (Schletterer et al., 2014). In the research area, the continuity of the river is disrupted only once by the weir Bejshot, located at the rkm 106. Downstream of this weir at Bejshot, the Volga River has mostly near natural hydromorphological conditions, i.e. few bank fixations as well as road and railway structures such as bridges, which are located nearby the major municipalities or cities, namely Eltsy, Rzhev, Staritsa and Tver.

Acknowledgements

This work was conducted as a master's thesis for the Water Resources Engineering and Management program at the University of Stuttgart. The first author was sponsored during his studies by the Mexican National Council for Science and Technology (CONACYT).

Literature

- Agences de L'Eau & Ministere de l'Environnement (1998). SEQ Physique. A system for the Evaluation of the Physical Quality of watercourses.
- Birke, K. & Lorenz, A. (2006). Reference conditions missing? Go East! Herleitung eines biozönotischen Leitbildes für große sandgeprägte Tieflandflüsse mittels polnischer Referenzstellen. DGL Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe): 440-444.
- CEN (2004). EN 14614:2004, Water quality - Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers. European Commission for Standardisation.
- ESRI. (2015). ArcGIS Desktop. Version 10.3 and 10.4. Redlands, CA. <https://www.arcgis.com/features/index.html>.
- Fluvius, U. S. (2014). An Extended Method for Continuous Hydromorphological Assessment Applied in the Joint Danube Survey 3, 2013. *Acta Zoologica Bulgarica*, 123–127.
- Google (2016). Google Earth. Version 7.1.5.1557. <https://www.google.com/earth/>.
- Illies, J. (1978). (ed.). Limnofauna Europaea. A Checklist of the Animals Inhabiting European Inland Waters with Account of Their Distribution and Ecology (Except Protozoa). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 532. (As cited in Schletterer et al., 2014 and Schletterer et al., 2011).
- Krever, V., Dinerstein, E., Olson, D., & Williams, L. (1994). Conserving Russia's biological diversity: an analytical framework and initial investment portfolio (as cited in Schletterer et al., 2011 and Schletterer et al., 2014).
- Kuzovlev, V. V. & Schletterer, M. (2006). Upper Volga expedition 2005 – Technical Report. Proceedings of Freshwater Research, 1:1-140 (as cited in Schletterer et al., 2014).
- LAWA (2000). Gewasserstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland - Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer (as cited in Schwarz, 2007).
- Mader, H., Steidl, T., & Wimmer, R. (1996). Abflussregime österreichischer Fließgewässer. Umweltbundesamt, Wien, Monographien, Bd, 82, 192.
- Marquez, F. (2016). Hydromorphological assessment and catchment characterisation of the headwaters of the Volga River. Master's thesis, University of Stuttgart, Germany.
- Pardé, M. (1964). Fleuves et rivières. Coll. Armand Collin. Nr. 155, 4th edition: 223 pp. (As cited in Schletterer et al., 2014).
- QGIS. (2016). QGIS Developer Team. Version 2.14.1. <http://www.qgis.org/>. Retrieved from <http://www.qgis.org/>
- Raven, P. J., Holmes, N. T., Dawson, F. H., Fox, P. J., Everard, M., Fozzard, I. R., & Rouen, K. J. (1998). River habitat quality. The physical character of rivers and streams in the UK and Isle of man., Environment Agency, Bristol.
- Schletterer, M., Füreder, L., Kuzovlev, V. V., Zhenikov, Y. N., & Grigorjeva, I. L. (2014). Lowland river reference condition: Spatial and temporal patterns of the zoobenthos community in the Volga headwaters (2006–2010). *Hydrobiologia*, 729(1), 175–189. DOI: 10.1007/s10750-013-1466-0.
- Schletterer, M., & Füreder, L. (2010). The River Volga headwaters: Inventory, biodiversity and conservation. *River Systems*, 19(1), 15–32 (as cited in Schletterer et al., 2014). DOI:10.1127/1868-5749/2010/019-0015.
- Schletterer, M., Schönhuber, M., & Füreder, L. (2011). Biodiversity of diatoms and macroinvertebrates in an east European lowland river, the Tudovka River (Tver Region, Russia). *Boreal environment research*, 16(2), 79–90.
- Schwarz, U. (2007). Pilot Study: Hydromorphological survey and mapping of the Drava and Mura Rivers. IAD-Report prepared by FLUVIUS, Floodplain Ecology and River Basin Management, Vienna.
- Shiklomanov, I. A. (1999). World water resources and their use - a joint SHI/UNESCO product [available on internet at <http://webworld.unesco.org/water/ihp/db/shiklomanov/>].
- Vladimirov, V. A. (1997). Case Study X—Moscow Region, Russia. In: Helmer, R. & I. Hespanhol (eds). Water pollution control - a guide to the use of water quality management principles. Thomson Professional, London. (As cited in Schletterer et al., 2014).
- Werth, W. (1992). Ökologische Gewässerzustandsbewertung in Oberösterreich. In: Friedrich, G. and Lacombe J. (Hrsg.): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie aktuell, Band 3, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 67-77. (As cited in Schwarz, 2007).
- WFD (2000). Directive 2000/60/EC Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Official Journal of the European Communities, L327, pages 1-71. (As cited in Fluvius, 2014 and Schletterer et al., 2014).
- Yablokov, Y. E., & Zorova, T. I. (1967). Resursy poverkhnostnykh vod SSSR, T. 10. Verhne-Volzhskiy Rayon [Resources on surface waters of the USSR. Vol. 10. The Upper-Volga area]. Gidrometeoizdat, Moscow: 768 pp. (in Russian) (as cited in Schletterer et al., 2013).
- Zhenikov, Y. N., Kuzovlev V.V., & Schletterer M. (2007). The ground of monitoring programme and results of studies of the Tudovka River (hydrological, hydrochemical and hydrobiological data). Proceedings of the Central forest state natural biosphere reserve, 5, 407–419 (in Russian) (as cited in Schletterer et al., 2011).

Submerse Makrophyten und Zustandsbewertung von ausgewählten Gewässern im Salzkammergut (Österreich) – Ergebnisse einer Exkursion des DGL-Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie

Silke Oldorff¹, Volker Krautkrämer², Jens Mählmann³, Markus Eßer⁴, Ellen Kiel⁵, Said Yasser⁶, Heike Kluge⁷, Arlena Dumeier⁵, Ralph Kusserow⁸

¹Landesamt für Umwelt (LfU), Seeburger Chaussee 2, 14467 Potsdam OT Groß Glienicker, sil-

ke.oldorff@lfu.brandenburg.de; ²Lanaplan, Lobbericher Straße 5, 41334 Nettetal, volker.krautkraemer@lanaplan.de;

³Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V., Annaberger Str. 240, 09125 Chemnitz, jens.maehlmann@stfi.de; ⁴forsteri@t-

online.de; ⁵Carl von Ossietzky Universität 26111 Oldenburg, IBU, AG Gewässerökologie, ellen.kiel@uni-oldenburg.de;

⁶Institut Dr. Nowak, Mayenbrook 1, 28870 Ottersberg, sy@limnowak.com; ⁷heike.kluge@hein.de;

⁸ralph.kusserow@posteo.de

Keywords: Alpenseen, submerse Makrophyten, Characeen

Einleitung

Im Rahmen der Jahrestagung 2016 der DGL fand die inzwischen traditionelle Exkursion des DGL-Arbeitskreises „Tauchen in der Limnologie“ im Salzkammergut in Österreich statt. Im Anschluss an das Vortragsprogramm betauchten neun Mitglieder des Arbeitskreises vom 28. September bis 3. Oktober 2016 insgesamt 4 See und unternahmen eine Schnorchelexkursion. In diesem Beitrag werden die Ergebnisse im Kontext der unterschiedlichen Bewertungsschemata für den Erhaltungszustand nach der FFH-Richtlinie diskutiert. Österreichs Kalkalpenseen besitzen ein alpin geprägtes Einzugsgebiet in Höhenlagen von 500 - 2.100 m über NN. Sie sind häufig charakterisiert durch eine hohe Sichttiefe, einen geringen Phosphorgehalt und relativ niedrige sommerliche Temperaturen von 15-20°C.



Abb.1: Gosauer See mit Gletscher
Foto: Silke Oldorff



Abb.2: Vorderer Langbathsee
Foto: Volker Krautkrämer

Viele Alpenseen im Salzkammergut repräsentieren den FFH-Lebensraumtyp 3140 (Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen). Die durch die Bundesländer Österreichs genutzten Kriterien der Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen erfolgen nach Ellmauer (2005). Demnach werden als Indikatoren zur Bewertung vom FFH-LRT 3140 Sichttiefe (Secchi-Test), Wasserqualität (hierbei geht es um das Vorhandensein von Einleitern und die vorherrschende Flächennutzung in einem 50m-Streifen von der Uferlinie), Verlandungsreihe und Arteninventar herangezogen. Ein Teil dieser Parameter wurden im Rahmen der Exkursion nicht erhoben. In diesen besonders nährstoffarmen Seen kommen Armleuchteralgen in Tiefen von bis zu 16 m vor. Es dominieren oligotraphente Arten wie *Chara aspera* Willdenow 1809. Höhere Wasserpflanzen sind rar und auf besonders steilen und steinigen Stellen fehlen Makrophyten vollständig. Die untersuchten Gewässer und die Ergebnisse dieser Momentaufnahme zum Ende der Vegetationsperiode werden nachfolgend dargestellt und diskutiert.

Untersuchungsgebiet

Die Exkursion des DGL-Arbeitskreises „Tauchen in der Limnologie“ führte an vier Alpenseen, einem Flusses und einem Staubecken (siehe Tab. 1). Den Schwerpunkt bildete der Attersee. Das Salzkammergut gehört zu den touristisch stark frequentierten Regionen Österreichs. Der Attersee zählt zu den bekanntesten Tauchseen Österreichs. Der Tourismusverband hat in Zusammenarbeit mit dem Tauchsportverband Österreich (TSVÖ) rund um den See insgesamt 24 Taucheinstiegsstellen ausgewiesen. Diese sind ausgeschildert und über angegliederte kleine Parkplätze gut zu erreichen. Neben den vier natürlichen Seen wurde auch ein Staubecken sowie ein Flussabschnitt der Traun (Große Insel bei Viecht bis Kraftwerk Traunfall) untersucht.

Tabelle 1: Morphologische Parameter der untersuchten Gewässer

Gewässer	Größe in ha	Maximal-Tiefe in m	Elevation in m über NN	Temperatur (in °C) gemessen beim Tauchgang
Attersee	4.620	169	467	16-18
Mondsee	1.660	68	493	12-17
Vorderer Gosausee	52	82	933	12-14
Vorderer Langbathsee	33	33	723	12-15
Gosau-Stauteich	ca. 8	2,5	828	8-10
Traun (bei Traunfall)	-	ca. 6	ca. 580	15-16

Material und Methoden

Erfassung

Die Erfassung erfolgte nach der Methode des Naturschutztauchens (Arendt et al. 2011), welche zur Einschätzung des Erhaltungszustandes der Standgewässer-Lebensraumtypen des Anhangs I der EU-Richtlinie 92/43/EWG (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, kurz FFH-Richtlinie) genutzt wird (Sachteleben & Behrens 2010). Je Gewässer ergibt sich entsprechend der Größe und Beckengestalt eine unterschiedlich große Anzahl zu betauchender Gewässerabschnitte, welche erforderlich ist, um eine Einschätzung des Erhaltungszustandes des jeweiligen Sees vornehmen zu können (Beurteilungsgrundlage ist der von Makrophyten besiedelbare Gewässergrund). Wird diese Mindestanzahl nicht erreicht, können die Ergebnisse Hinweise liefern (vgl. Oldorff et al. 2014). Daneben ermöglicht die

Tauchkartierung die Aufnahme weiterer Parameter, z.B. die Erfassung von Vorkommen ausgewählter Arten, die ein Handlungserfordernis aus Gewässer- und Naturschutzsicht auslösen können (Zielarten des Naturschutzes oder Neobiota).

Bewertung

Folgende, während der Tauchgänge erhobene Parameter gehen in die Bewertung nach Sachteleben & Behrens (2010) ein:

- Vorhandensein und Vollständigkeit lebensraumtypischer Habitatstrukturen (diese müssen entsprechend der Meereshöhe angepasst werden, da mit zunehmender Höhe die Vegetationszeit naturgemäß kürzer ist und somit einige Arten fehlen können)
- Arteninventar gesamt (Artenzahl, auch hier muss die Höhe berücksichtigt werden)
- Untere Makrophytengrenze (UMG) - (Normenausschuss Wasserwesen im DIN 2007), wobei Pflanzenbestandsgrenzen für die UMG gewählt wurden
- Deckungsgrade je Art und Tiefenverbreitung der Arten
- erkennbare Beeinträchtigungen und Störungen

Für jeden betauchten Gewässerabschnitt erfolgt die Erfassung und Bewertung dieser Kriterien nach dem BfN-Bewertungsschema für den FFH-Lebensraumtyp 3140.

Ergebnisse und Diskussion

A) Botanische Beobachtungen

Insgesamt wurden 8 Characeen-Arten in den vier untersuchten Alpenseen nachgewiesen (vgl. Tabelle 2). *Chara aspera* und *Chara globularis* konnten dabei jeweils in drei von vier Seen nachgewiesen werden. Characeen sind in diesen Gewässern als lebensraumtypische Arten zu bewerten. In 2 Seen wurden auch Bestände von *Nitella spec.* gefunden. Es wurden jedoch keine fruktifizierenden Pflanzen gefunden, sodass eine Artbestimmung zwischen *N. opaca* und *N. flexilis* nicht möglich war. Bemerkenswert ist der Fund von *Chara filiformis* im Mondsee und unter den Laichkräutern besonders der von *Potamogeton cooperi* (Hybrid von *P. crispus* x *P. perfoliatus*) im Attersee. Zum Vergleich: In ganz Deutschland sind derzeit nur 4 Vorkommen von *Potamogeton cooperi* bekannt (Wieglob et al. 2008).



Abb.3: *Chara filiformis*
Foto: Silke Oldorff



Abb.4: *Potamogeton cooperi*
Foto: Volker Krautkrämer

In der Traun wurden folgende Arten gefunden.

- Steifhaarige Armleuchteralge (*Chara hispida*),
- Zerbrechliche Armleuchteralge (*Chara globularis*),
- Nuttall's Wasserpest (*Elodea nuttallii*),
- Gewöhnliches Quellmoos (*Fontinalis antipyretica*), sowie
- Krusten-Rotalge (*Hildenbrandia rivularis*)

Bemerkenswert ist auch der Fund eines großen Bestandes von Dichtem Fischkraut (*Groenlandia densa*) (50-75% Deckung) in einem kleinen Stauteich unterhalb des Vorderen Gosausees, nahe der Ortschaft Gosauschmied. Diese Art bildete teilweise einen Reinbestand oder wuchs zusammen mit der Kanadischen Wasserpest (*Elodea canadensis*). Im Alpenvorland und größeren Höhenlagen ist *Groenlandia* sehr selten (Sebald et al. 1998).

Tabelle 2: Artenlisten der submersen Makrophyten der einzelnen Tauchplätze

3140 Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit Grundrasen aus Armleuchteralgen							
Datum:	29.09.2016	01.10.2016	01.10.2016	01.10.2016	28.09.2016	29.09.2016	28.09.2015
Kartierer: Silke Oldorff, Volker Krautkramer, Jens Mähmann, Markus Eßer, Ellen Kiel, Said Yasseri, Heike Kluge, Arlena Dumeier, Ralph Kusserow							
Aufnahmeort:	Attersee Badestelle Nußdorf	Attersee Kohlbauern- aufsatz	Attersee Ofen	Attersee Weißbach	Mondsee	Langbathsee	Gosauer See
Untere Makrophytengrenze in m	14,2	16,2	15,9	6,9	6,4	6,4	6,5
Lebensraumtypische Arten							
Chara aspera	3	3	3	2		2	2
Chara contraria		r	+		2		
Chara filiformis					r		
Chara globularis	+	1	+	+	+	+	
Chara hispida	+						
Chara subspinosa		1					
Nitella spec.	3	3	2		2		
Nitellopsis obtusa	3	3	2	2	+		
Najas marina	r	r	r		+		
Vaucheria spec.					4		
Weitere Arten							
Alisma plantago-aquatica				r			
Potamogeton friesii					r		
Potamogeton lucens	+	+	r				
Potamogeton cuperi	r						
Potamogeton perfoliatus	+	2	2	3	2		
Potamogeton pullisilus			+	+	+		
Ranunculus circinatus	r				r		
Ranunculus spec.						r	
Schoenoplectus lacustris	r	+	+	+	+		
Utricularia vulgaris	r	+			r		
Nuphar lutea					+		
Eutrophierungszeiger							
Elodea canadensis	1	+	2	2		r	
Elodea nuttallii			+	2			

Myriophyllum spicatum	+	+	r	+	r	
Potamogeton crispus	+					
Potamogeton pectinatus	+	+	+	+	r	
Häufigkeit nach Braun Blanquee			Deckung			
r 1 Individuum, vereinzelt, sehr sporadisch,			< 1 %			
+ 2 - 5 Individuen, sporadisch,			1 - 5 %			
1 6 - 50 Individuen, mit geringer Deckung oder weniger reichlich			< 5 %			
2 sehr reichlich, > 50 Individuen und Deckung < 5 %			6 - 25 %			
3 Individuenzahl beliebig,			26 - 50 %			
4 Individuenzahl beliebig,			51 - 75 %			
5 Individuenzahl beliebig,			76 - 100 %			

B) Faunistische Beobachtungen:

Vorderer Langbathsee:

- Groppe (*Cottus gobio*)
- Elritze (*Phoxinus phoxinus*)
- Regenbogenforelle, (*Oncorhynchus mykiss*)
- Gemeine Teichmuschel (*Anodonta anatina*)

Mondsee:

- Gemeine Teichmuschel (*Anodonta anatina*)

Traun bei Traunfall:

- Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*)
- Barbe (*Barbus barbus*)
- Hecht (*Esox lucius*)
- Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)
- Bachforelle (*Salmo trutta fario*)
- Äsche (*Thymallus thymallus*)
- Huchen (*Hucho hucho*)
- Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*)

Gosauer Stauteich:

- Bachforelle (*Salmo trutta fario*)

Als kritisch sind die Vorkommen der Neozoen Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) und Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) zu werten. Beides sind Neozoa und stammen aus Nordamerika. Nach Beobachtungen ortsansässiger Taucher breiteten sie sich in wenigen Jahren stark aus (Pramendorfer mündl.).



Abb. 5: Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*)



Abb. 6: Groppe (*Cottus gobio*)



Abb. 7: Fischkraut (*Groenlandia densa*)

Fotos 5-7: S. Oldorff

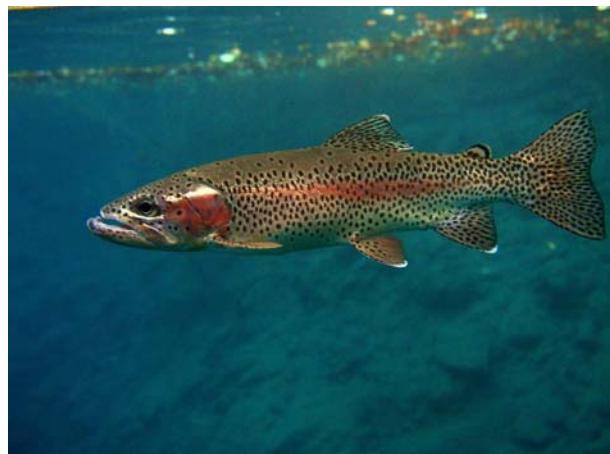


Abb. 8: Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*)

Foto: Krautkrämer

Der Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) ist einerseits als Konkurrent zu heimischen Flusskrebsarten, wie Edelkrebs (*Astacus astacus*), Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) und Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) zu bewerten. Zudem ist er als Vektor und Überträger der durch den Fadenpilz *Aphanomyces astaci* hervorgerufenen Krebspest, gegen den die europäischen Großkrebsarten keine evolviert haben (vgl. Vaeßen, & Hollert 2015). Das Vordringen von *Pacifastacus leniusculus* in Gewässerläufe, die bislang von einer Besiedlung durch den ebenfalls als Vektor fungierenden Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) verschont geblieben waren, gefährdet damit auch die letzten Refugialräume der heimischen Flusskrebsarten. Zudem kann er in diesen Gewässern hohe Populationsdichten erreichen und damit auch Auswirkungen auf das Benthos, die Fischfauna und Makrophyten haben. Die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) ist in Deutschland mit aktuell 5.872 bundesweit dokumentierten Vorkommen die am weitesten verbreitete, gebiets-fremde Fischart (Wiesner et al. 2010). Es ist davon auszugehen, dass es sich für Österreich ähnlich verhält. *Oncorhynchus* ist Habitat- und Nahrungskonkurrent heimischer Fischarten wie Bachforelle, Huchen und Äsche. Sein Prädationsdruck kann andere Taxa bedrohen, kann dort, wo Gewässerabschnitte natürlicherweise forellenfrei sind, auch andere Taxa bedrohen, wie z.B. die Larven des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*) (Kirschen schriftl. Mitt.). Zu weiteren Arten wie der Groppe oder Makrozoobenthos fehlen entsprechende Aussagen bei Wiesner et al. 2010; jedoch sind solche Auswirkungen ebenfalls zu erwarten.

Anwendung der Bewertungsschemata für FFH LRT 3140

Zunächst wurde nach dem bereits in früheren Jahren bei den Exkursionen des DGL-Arbeitskreises „Tauchen in der Limnologie“ angewandten Verfahren nach Sachteleben & Behrens (2010) gearbeitet (vgl. Oldorff et al. 2014, 2015). Dem Attersee konnte in der aggregierten Gesamteinschätzung ein „hervorragender“ (A) Erhaltungszustand attestiert werden. Lediglich im Bereich der Einmündung des Weißenbachs (Mondseezufluss) konnte anhand der Vegetation eine erhöhte Trophie festgestellt werden. Zum einen lag die UMG nur noch bei 6,9 m, der Grundrasen von Armleuchteralgen war nicht ausgeprägt und höhere Pflanzen, wie das Stängelumfassende Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*), dominierten. Dieser Abschnitt des Attersees wurde, aufgrund der übrigen Habitatstrukturen und des Arteninventars mit „gut“ (B) eingestuft. Bei einem Tauchgang am Südufer des Mondsees, östlich der Ortschaft Scharfling wurden im Bereich der Bade- und Bootsstege 6 lebensraumtypische Arten gefunden. Bemerkenswert war der Fund von kleineren Beständen der fadenförmige Armleuchteralge (*Chara filiformis*). Sie wurde nach unseren Recherchen bislang dort noch nicht nachgewiesen. Die Gesamtbedeckung der besiedelbaren Flächen durch Makrophyten lag dort insgesamt deutlich unter 50%, was z.T. auch morphologische Gründe hat. Der Anteil von Armleuchteralgen lag allerdings unter 10%. Sechs lebensraumtypische Arten wurden erfasst und der betauchte Bereich des Mondsees wurde mit einem „noch guten Erhaltungszustand (B) eingestuft (vgl. Tabelle 3, hier auch die Einzelbewertungen der vier Untersuchungsbereiche des Attersees).

Eine Bewertung und Einstufung des Gosauer Sees und des Vorderen Langbathsees ist nicht möglich, da es sich bei diesen Gewässern um von Stauhaltung beeinflusste transformierte See mit ständig wechselndem Wasserstand handelt und nur eine kleine Stichprobe möglich war.

Tabelle 3: Bewertung der untersuchten Gewässerabschnitte (Transekte) der Gewässer LRT 3140 nach Sachteleben & Behrens (2010):

Bewertung für LRT nach FFH RL	Attersee, Nußdorf	Attersee, Kohlbaueraufsatzt	Attersee, Ofen	Attersee, Weißenbach	Mondsee
Habitatstrukturen					
- Vegetationsstrukturen (Ufer)	Uferlinie bebaut Bade- und Boots-anliegeplätze	Badestrond/Taucher-einstieg	Natürliches felsiges Ufer	Natürliches felsiges Ufer	Badestrond/ Bootssteg
- Characeengrundrasen	> 50 %	> 50 %	> 50 %	10-50 %	< 10 %
lebensraumtypisches Arten (gesamt)	5 Arten (16)	5 Arten (15)	5 Arten (14)	3 Arten (11)	6 Arten (17)
Beeinträchtigungen	Stärker	Mittel	gering	Gering	mittel
- Störanzeiger	> 10 %	> 10 %		E.nuttallii < 50%	
- anthropogene Einflüsse	Bootsanlieger				
- UMG	14,2 m	16,2 m	15,9 m	6,9 m	6,4 m
Erhaltungszustand-Gesamt	A	A	A	B	B

LRT= Lebensraumtyp, FFH RL = Fauna-Flora-Habitat Richtlinie, UMG = Untere Makrophytengrenze, Habitatstruktur mit Deckungsgrad Grundrasen, Arten - Anzahl lebensraumtypischer Pflanzen, Angaben zum Erhaltungszustand: A (weiß) = hervorragend, B (hellgrau) = gut, C = mittel bis schlecht (grau)

In einem weiteren Schritt wurde für alle vier Seen die Ellmauer-Methode (Ellmauer 2005) angewendet (Tabelle 4). Danach gelten als lebensraumtypische Arten im Grundbestand *Chara globularis*, *Ch. vulgaris* und *Nitella mucronata*. Sie stellen sozusagen das Minimum dar, welches in keinem See fehlen sollte. Weiterhin werden folgende Arten als wertsteigernd betrachtet: *Chara aspera*, *Ch. canescens*, *Ch. connivens*, *Ch. contraria*, *Ch. hispida*, *Ch. strigosa*, *Ch. tomentosa*, *Lychnothamnus*

barbatus, *Nitella hyalina*, *N. opaca*, *N. syncarpa*, *Nitellopsis obtusa*, *Tolypella intricata*, *T. prolifera*.

Tabelle 4: Bewertung der untersuchten Gewässerabschnitte (Transekte) der Gewässer LRT 3140 nach Ellmauer (2005)

Bewertung für LRT nach FFH RL	Attersee, Nußdorf	Attersee, Kohlbau- ernaufsatz	Attersee, Ofen	Attersee, Weißen- bach	Mond- see	Gosauer See	Langbath see
Sichttiefe (>5 m EHZ A, 3-5 m EHZ B, < 3 m EHZ) geschätzt	>5 m	>5 m	>5 m	3-5 m	< 3 m	>5 m	>5 m
Wasserqualität (keine Einleiter)	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Verlandungsreihen (90 % naturnahe Ufer A)	> 90 %	> 90 %	> 90 %	> 90 %	> 90 %	> 90 %	> 90 %
Arteninventar Anzahl Characeen	5	5	4	3	5	1	2
Erhaltungszustand-Gesamt	A	A	A	A	B	B	A

LRT= Lebensraumtyp, FFH RL = Fauna-Flora-Habitat Richtlinie, UMG = Untere Makrophytengrenze

Damit ist nach Ellmauer die Artenanzahl, welche nachzuweisen erforderlich ist, um einen hervorragenden oder guten Erhaltungszustand zu erreichen, niedriger. Die Frage ob dies in Österreich aufgrund der Altitude zu rechtfertigen ist, erscheint aufgrund des Inventars höhergelegener Seen fraglich. Störanzeiger insbesondere unter den Angiospermen werden hingegen nicht erfasst und somit auch nicht das Verhältnis von Characeen-Grundrasen zu von höheren Wasserpflanzen besiedelten Teilen des Gewässergrundes, ein nach Auffassung der Autoren entscheidendes Merkmal der Zustandsbewertung. Hingegen fließt nach Ellmauer (2005) die Sichttiefe in die die Bewertung ein, ein Kriterium, welches bei Sachteleben & Behrens fehlt. Da die Trübung des Wassers neben dem Phytoplankton in diesen Gewässern auch durch Kalzitfällungsprozesse hervorgerufen werden kann, ist die Bewertung der nur als Momentaufnahme einzustufenden Messwerte schwierig.

Schlussfolgerungen

Von den vier, im Rahmen der DGL-Tauchexkursion 2016 stichprobenartig untersuchten Seen, ließ die Datenaufnahme in zwei Fällen eine Bewertung der Erhaltungszustandsbewertung des LRT 3140 der FFH-Richtlinie zu. Hierbei wurde auf die Unterschiede zwischen dem von den Autoren favorisierten Bewertungssystem und dem in Österreich standardmäßig angewandten Verfahren hingewiesen (vgl. DIN 2007, Arendt et al. 2011, Ellmauer 2005, Sachteleben & Behrens 2010). Neben den botanischen und zoologischen Funden wurde insbesondere das Vorkommen ausgewählter Neobiota kommentiert.

Danksagung

Egbert Korte (Riedstadt) und Tom Kirschey (Stechlin) gaben Hinweise zum Manuskript. Ihnen sei herzlich dafür gedankt.

Literatur

- Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (ed. 2016): Armleuchteralgen – Die Characeen Deutschlands. Springer Spektrum, Berlin, 618 S.
- Arendt, K., Oldorff, S., Kabus, T., Kirschen, T. (2011): Methodik und erste Ergebnisse des „naturkundlichen Tauchens“ in Seen des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 20 (4): 122-135.
- Ellmauer, T. (2005): 3140 Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen. – In: Ellmauer, T. (ed.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura-2000-Schutzwerte. Band 3. Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. S.: 59-65.
- Normenausschuss Wasserwesen im DIN (2007): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Erfassung von Makrophyten in Seen; Deutsche Fassung EN 15460: 2007. DIN, Berlin, 22 S.
- Oldorff, S.; Bernhardt, S.; Krautkrämer, V.; Brümmer, F.; Müller, C.; Köhler, R.; Pudwill, R.; Kirschen, T.; Eßer, M. & Yasser, S. (2015): Besonderheiten bei der Bewertung von Tagebaurestseen des LRT 3140 nach der FFH-Richtlinie – Ergebnisse der Exkursion des Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie. DGL Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2014, 69-76.
- Oldorff, S.; Kiel, E.; Krautkrämer, V.; van de Weyer, K.; Mählmann, J.; Köhler, R.; Köhler, J.; Bernhard, S.; Bruinsma, J.; Schiller, T.; Eßer, M.; Kirschen, T. (2014): Makrophytenkartierung in ausgewählten Seen Nordostdeutschlands. DGL Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2013, 172-177.
- Sachteleben, J. & Behrens, M. (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. - BfN-Skripten 278, 183 S.
- Sebald, O.; Seybold, S.; Philippi, G. & Wörz, A. (1998): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 7, Eugen Ulmer Verlag, 596 S.
- Vaeßen, S.; Hollert, H. (2015): Impacts of the North American signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on European ecosystems. Environ Sci Eur, 6 S.
- Wieglob, G.; van de Weyer, K.; Bolbrinker, P. & Wolff, P. (2008): Potamogeton-Hybriden in Deutschland. Feddes Repertorium 119, 433–448
- Wiesner, C.; Wolter, C.; Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.

Beware of ornamental crayfish as they are carriers of the crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*)

Jörn Panteleit¹, Nina Sophie Keller¹, Japo Jussila², Harri Kokko², Jenny Makkonen², Kathrin Theissinger¹ & Anne Schrimpf¹

¹University Koblenz-Landau, Institute for Environmental Sciences, 76829 Landau, Germany; panteleit@uni-landau.de (JP), kell3487@uni-landau.de (NSK), theissinger@uni-landau.de (KT), schrimpf@uni-landau.de (AS) ²Department of Environmental and Biological Sciences, University of Eastern Finland, 70211 Kuopio, Finland; harri.kokko@uef.fi (HK), japo.jussila@uef.fi (JJ), jenny.makkonen@uef.fi (JM)

Keywords: freshwater crayfish, invasive species, aquarium trade, real-time PCR, COI sequence analysis

This text is a shortened version of the study “Investigation of ornamental crayfish reveals new carrier species of the crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*)” published in Aquatic Invasions 2017, available online:

http://www.aquaticinvasions.net/2016/ACCEPTED/AI_2017_Panteleit_et.al_correctedproof.pdf

Introduction

Crayfish plague epidemics are probably the most important factor in the population declines of indigenous crayfish species (ICS). The oomycete *Aphanomyces astaci* is a parasite which can be transmitted, among other pathways, via infected crayfish (reviewed by Longshaw 2011). Today, one of hazardous introduction pathways of non-indigenous crayfish species (NICS), into Europe, is the aquarium trade for ornamental purposes (Alderman 1996; Holdich et al. 2009; Peay 2009). Crayfish have only recently experienced increased popularity as exotic pets (Holdich et al. 2009; Chucholl 2013; Patoka et al. 2014). The main factors which increase the probability for releases into nature from aquaria are large body size and high availability in the aquarium trade (Chucholl 2013). The threat arising from the crayfish aquarium trade is high, particularly in Germany where at least 120 alien crayfish species are available. About seven new crayfish species per year were introduced to the aquarium trade between 2005 and 2009 (Chucholl 2013).

Since its first discovery in Europe in the late 19th century, *A. astaci* seems to have been introduced into Europe repeatedly, resulting in the introduction of different lineages of *A. astaci* from different locations in North America (Huang et al. 1994; Diéguez-Uribeondo et al. 1995; Kozubíková et al. 2011; Viljamaa-Dirks et al. 2013). So far, five lineages of *A. astaci* have been identified. Signal crayfish (*P. leniusculus*) of American and Canadian origin have been shown to carry the lineages PsI or PsII, respectively. American red swamp crayfish (*P. clarkii*) carry the lineage Pc and spiny-cheek crayfish (*O. limosus*) the lineage Or (Huang et al. 1994; Diéguez-Uribeondo et al. 1995; Rezinciu et al. 2014; Kozubíková et al. 2011). Lineage As was first isolated from European noble crayfish *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) while its original American host species remains unknown (Huang et al. 1994; Makkonen et al. 2012; Viljamaa-Dirks et al. 2013). Following up on the allocation of these different lineages into different genetic groups as first done by Huang et al. (1994), Rezinciu et al.

(2014) revealed through AFLP-PCR that there is some genetic variation within these different genetic lineages of *A. astaci*.

Of the 120 crayfish species available in the German aquarium trade, 105 have been considered as potential *A. astaci* vectors because of their North or Central American origin (Chucholl 2013). By 2014, six NICS had been identified as carriers of *A. astaci*: *Pacifastacus leniusculus* (Unestam and Weiss 1970), *O. limosus* (Vey et al. 1983), *P. clarkii* (Diéguez-Uribeondo and Söderhäll 1993), *Orconectes immunis* (Hagen, 1870) (Schrimpf et al. 2013), *Procambarus fallax f. virginalis* Martin et al., 2010 (Keller et al. 2014) and *Orconectes virilis* (Hagen, 1860) (Tilmans et al. 2014). Mrugała et al. (2015) recently identified seven crayfish species from the aquarium trade as new potential carriers of *A. astaci*, six of which originate from North America and one from Australia. They also showed that frequent misidentification of crayfish species occurs, which is why crayfish might sometimes be sold with a wrong name.

In this study we investigated 85 crayfish individuals from 50 morphologically identified species, of mostly North American or Central American origin (USA, Canada, Mexico and Guatemala) for possible *A. astaci* infection. Many of the studied species have never before been tested for *A. astaci* infection. All studied crayfish species can be bought in the German aquarium trade and are thus a potential threat to native ecosystems if released into the wild.

Material and methods

Crayfish samples

The 85 individual crayfish from 50 different ornamental species, based on morphological identification, were obtained from a German hobby breeder. All studied species belonged to seven genera (*Barbicambarus*, *Cambarus*, *Cherax*, *Fallicambarus*, *Orconectes*, *Pacifastacus* and *Procambarus*). Thirteen of the crayfish individuals could not be identified by the hobby breeder, however he assumed they were 10 different species, based on morphological characterization.

Aphanomyces astaci infection status analysis

The soft abdominal cuticle, the inner joints of two walking legs and parts of the uropods were cut off for DNA extraction using a CTAB-method (Vrålstad et al. 2009). To assess the *A. astaci* infection status of the exotic crayfish, an ITS region-targeting TaqMan® minor groove binder (MGB) qPCR was conducted after Vrålstad et al. (2009) with some modifications (Schrimpf et al. 2013). Based on the number of PCR forming units (PFU) infection status and agent levels from *A. astaci* specific qPCR were defined according to Vrålstad et al. (2009), where samples with agent level A0 (0 PFU) and A1 ($\text{PFU}_{\text{obs}} < 5$ PFU) are considered uninfected and agent level A2 ($5 \text{ PFU} \leq \text{PFU}_{\text{obs}} < 50$ PFU) and higher (A3: $50 \text{ PFU} \leq \text{PFU}_{\text{obs}} < 10^3$ PFU; A4: $10^3 \text{ PFU} \leq \text{PFU}_{\text{obs}} < 10^4$ PFU; A5: $10^4 \text{ PFU} \leq \text{PFU}_{\text{obs}} < 10^5$ PFU; A6: $10^5 \text{ PFU} \leq \text{PFU}_{\text{obs}} < 10^6$ PFU; A7: $10^6 \text{ PFU} \leq \text{PFU}_{\text{obs}}$) are considered infected with *A. astaci*.

Aphanomyces astaci lineage identification

For *A. astaci* lineage identification we amplified a 370 bp long fragment of the chitinase gene following Makkonen et al. (2012). The sequence from the chitinase gene only allows determination of lineages As and Pc. Lineages PsI, PsII and Or have the same chitinase sequence and thus cannot be distinguished from one another. The amplification was checked on a 1.5% agarose gel containing 0.5 µg ml⁻¹ ethidium bromide and the amplified PCR products were then purified with QiaQuick PCR Purification Kit (Qiagen, Germany). The purified PCR products were premixed with AAChiF-primer

(Makkonen et al. 2012) and sent for sequencing to GATC Biotech (Cologne, Germany). The sequences were edited with the program Geneious R7 and the lineage was determined by comparison to reference sequences from GenBank.

Results

Aphanomyces astaci infection status analysis

DNA of *A. astaci* was detected in 11 out of the 85 samples (12.9%). Each of the 11 individuals belonged to a different species, and all originated from North or Central America (Table 1). Seven crayfish had low agent levels (A2), while two *Orconectes* species (morphological identification: *Orconectes eupunctus* and *Orconectes hylas*) had moderate agent levels (A3 and A4). *Procambarus llamas* Villalobos, 1954, originating from Mexico, had a very high agent level (A6). Two specimens from Papua New Guinea or West Guinea, *C. boesemani* and *C. holthuisi*, tested negative for *A. astaci* infection.

Aphanomyces astaci lineage identification

The sequencing of the chitinase gene was successful for only two infected crayfish species. *Procambarus llamas* was a carrier of the Pc-lineage. The *A. astaci* lineage carried by *O. hylas* could be narrowed down to either the Or-, Ps-lineage or a different, as yet unknown, genetic lineage which has the same chitinase sequence.

Tab. 1: Number of samples for specific agent level of infected crayfish species. The level of infection ranges from A0 (not infected) to A7 (very high level of infection). Positive-tested samples are presented in bold letters.

Species (morphologically determined) (n)	Agent level					
	A0	A1	A2	A3	A4	A6
<i>Cambarus fasciatus</i> (3)	1	1	1			
<i>Cambarus manningi</i> (4)	1	2	1			
<i>Orconectes hylas</i> (1)				1		
<i>Orconectes eupunctus</i> (1)					1	
<i>Orconectes luteus</i> (1)			1			
<i>Orconectes neglectus</i> (1)			1			
<i>Orconectes ozarkae</i> (1)			1			
<i>Pacifastacus leniusculus</i> (4)	2	1	1			
<i>Procambarus llamas</i> (1)					1	
<i>Procambarus pygmaeus</i> (1)			1			
<i>Procambarus simulans</i> (2)		1	1			
Summary of all specimens	4	5	8	1	1	1

Discussion

In this study we found that eleven different species, though one individual per species, tested positive for *A. astaci* (Table 1). Nine species were for the first time identified as carriers of *A. astaci*: five *Orconectes* species (*O. ozarkae* Williams, 1952, *O. neglectus* (Faxon, 1885), *O. luteus*, *O. eupunctus* and *O. hylas* (Creaser, 1933)), two *Cambarus* species (*C. fasciatus* Hobbs, 1981 and *C. manningi* Hobbs, 1981) and two *Procambarus* species (*P. simulans* (Faxon, 1884) and *P. pygmaeus* Hobbs, 1942). Finally, two species tested positive in our study were already known to be carriers of *A. astaci* (*P. leniusculus*, Unestam and Weiss 1970; *P. llamas*, Mrugała et al. 2015). As not all morphological

species identifications could be confirmed via genetic analysis, there might be a chance that some of the species were still misidentified.

There are at least two possible scenarios for how the studied ornamental crayfish got infected with *A. astaci*, i.e., either in their native environment before capture or during holding in pet shop tanks. Horizontal transmission of the pathogen between the crayfish is one possibility, since specimens were kept in adjacent aquaria by the crayfish breeder. Contaminated equipment could also have caused horizontal transmission of *A. astaci* between crayfish.

The sequencing results revealed that at least two lineages of *A. astaci* infected the investigated specimens independently. For the remaining infected crayfish in this study, the *A. astaci* lineage remained unclear. This was due to the low amount of *A. astaci* DNA in most of the samples, which compromises identification of the *A. astaci* lineage. For the infected specimens in our study, it cannot be concluded at which stage they got infected, whether before or after entering Germany. In any case, horizontal transmission of the disease may represent a serious problem in the crayfish aquarium trade (Mrugała et al. 2015) because it can facilitate the spread of *A. astaci*.

Of the species investigated in our study, only the signal crayfish has so far established populations in the wild in Europe and is also the most widespread NICS in Europe (Holdich et al. 2009). However, the availability of ornamental crayfish in Europe increases the probability of wild population establishment for other alien crayfish species (Chucholl 2013) and thus the establishment of novel *A. astaci* reservoirs in the wild. Even if the release of individual crayfish does not lead to population establishment, one individual infected with *A. astaci* (like the *P. llamas* in this study with agent level A6) is a threat to indigenous crayfish species. Thus, uncontrolled spread of *A. astaci* throughout Europe is facilitated by the lack of import restrictions for exotic species, both into and between EU countries.

Ireland and Scotland are two cases with strict national alien species policy, as the crayfish aquarium trade is completely banned and the keeping of alien crayfish is illegal (Peay 2009). An alternative approach to the complete ban of live crayfish imports was proposed by Padilla and Williams (2004). They recommend the posting of bonds to ensure that the costs to repair damage and implement conservation measures that arise from the aquarium trade are covered by those who cause the problems, i.e., importers and traders of crayfish. A similar regulation is implemented in EU regulation 1143/2014, called the polluter pays principle, stating that the costs that arise from the introduction of alien species into Europe are the traders' responsibility.

To conclude, we want to emphasize the threat that the crayfish aquarium trade may pose for nature conservation, since the health status of crayfish kept in private aquaria or tank systems is currently largely unknown. We identified nine new crayfish species as carriers and thus potential transmitters of *A. astaci*. Crayfish that are bought from hobby breeders could in many cases be *A. astaci* carriers, and thus an ecosystem hazard and threat to native European crayfish. This is especially true for imported species from North America.

Acknowledgements

We thank Dr. Adam Petrusk (Charles University in Prague) for providing *A. astaci* DNA of lineage Or from pure culture for lineage comparison, and Britta Wahl-Ermel for her work in the lab. The preparation of this manuscript was partially supported by LIFE+ Craymate project (LIFE12 INF/FI/233). This study was done as part of a doctoral thesis.

References

- Alderman, D. J. (1996): Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. *Revue Scientifique et Technique-Office International des Epizooties* **15**(2): 603-632.
- Chucholl, C. (2013) Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biological Invasions* **15**(1): 125-141. DOI: 10.1007/s10530-012-0273-2
- Diéguez-Uribeondo, J., Söderhäll, K. (1993): *Procambarus clarkii* Girard as a vector of the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci* Schikora. *Aquaculture Research* **24**(6): 761-765.
- Diéguez-Uribeondo, J., Huang, T. S., Cerenius, L., Söderhäll, K. (1995): Physiological adaptation of an *Aphanomyces astaci* strain isolated from the freshwater crayfish *Procambarus clarkii*. *Mycological Research* **99**(5): 574-578.
- Holdich, D. M., Reynolds, J. D., Souty-Grosset, C., Sibley, P. J. (2009): A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 394-395, 11.
- Huang, T. S., Cerenius, L., Söderhäll, K. (1994): Analysis of genetic diversity in the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*, by random amplification of polymorphic DNA. *Aquaculture* 1-10.
- Keller, N. S., Pfeiffer, M., Roessink, I., Schulz, R., Schrimpf, A. (2014): First evidence of crayfish plague agent in populations of the marbled crayfish (*Procambarus fallax* forma *virginalis*). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 414, 15. DOI: 10.1051/kmae/2014032
- Kozubíková, E., Viljamaa-Dirks, S., Heinikainen, S., Petrusek, A. (2011): Spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* carry a novel genotype of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*. *Journal of Invertebrate Pathology* **108**(3): 214-216. DOI: 10.1016/j.jip.2011.08.002
- Longshaw, M. (2011): Diseases of crayfish: A review. *Jorunal of Invertebrate Pathology* **106**(1): 54-70. DOI: 10.1016/j.jip.2010.09.013
- Makkonen, J., Jussila, J., Kokko, H. (2012): The diversity of the pathogenic Oomycete (*Aphanomyces astaci*) chitinase genes within the genotypes indicate adaptation to its hosts. *Fungal Genetics and Biology* **49**(8): 635-642. DOI: 10.1016/j.fgb.2012.05.014
- Mrugała, A., Kozubíková-Balcarová, E., Chucholl, C., Cabanillas Resino, S., Viljamaa-Dirks, S., Vukić, J., Petrusek, A. (2015): Trade of ornamental crayfish in Europe as a possible introduction pathway for important crustacean diseases: crayfish plague and white spot syndrome. *Biological Invasions* **17**: 1313-1326. DOI: 10.1007/s10530-014-0795-x.
- Padilla, D. K., Williams, S. L. (2004): Beyond Ballast Water: Aquarium and Ornamental Trades as Sources of Invasive Species in Aquatic Ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**(3): 131-138.
- Patoka, J., Petrtýl, M., Kalous, L. (2014): Garden ponds as potential introduction pathway of ornamental crayfish. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 414, 13.
- Peay, S. (2009): Invasive non-indigenous crayfish species in Europe: Recommendations on managing them. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 394-395, 03.
- Rezinciu, S., Galindo, J., Montserrat, J., Diéguez-Uribeondo, J. (2014): AFLP-PCR and RAPD-PCR evidences of the transmission of the pathogen *Aphanomyces astaci* (Oomycetes) to wild populations of European crayfish from the invasive crayfish species, *Procambarus clarkii*. *Fungal Biology* **118**(7): 612-620. DOI: 10.1016/j.funbio.2013.10.007
- Schrimpf, A., Maiwald, T., Vrålstad, T., Schulz, H. K., Smietana, P., Schulz, R. (2013): Absence of the crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*) facilitates coexistence of European and American crayfish in central Europe. *Freshwater Biology* **58**(6): 1116-1125. DOI: 10.1111/fwb.12112
- Tilmans, M., Mrugała, A., Svoboda, J., Engelsma, M.Y, Petie, M., Soes, D.M, Nutbeam-Tuffs, S., Oidtmann, B., Roessink, I., Petrusek, A. (2014): Survey of the crayfish plague pathogen presence in the Netherlands reveals a new *Aphanomyces astaci* carrier. *Journal of Invertebrate Pathology* **120**: 74-79. DOI: 10.1016/j.jip.2014.06.002
- Unestam, T., Weiss, D. W. (1970): The Host-Parasite Relationship between Freshwater Crayfish and the Crayfish Disease Fungus *Aphanomyces astaci*: Responses to Infection by a Susceptible and a Resistant Species. *Journal Of General Mircobiology* **60**: 77-90.
- Vey, A., Söderhäll, K., Ajaxon, R. (1983): Susceptibility of *Orconectes limosus* Raf. to the Crayfish Plague, *Aphanomyces astaci* Schikora. *Freshwater Crayfish* **5**: 284-291.
- Viljamaa-Dirks, S., Heinikainen, S., Torssonen, H., Pursiainen, M., Mattila, J., Pelkonen, S. (2013): Distribution and epidemiology of genotypes of the crayfish plague agent *Aphanomyces astaci* from noble crayfish *Astacus astacus* in Finland. *Diseases of Aquatic Organisms* **103**(3): 199-208. DOI: 10.3354/dao02575
- Vrålstad, T., Knutson, A. K., Tengs, S. (2009): A quantitative TaqMan® MGB real-time polymerase chain reaction based assay for detection of the causative agent of crayfish plague *Aphanomyces astaci*. *Veterinary Microbiology* **137**: 146-155. DOI: 10.1016/j.vetmic.2008.12.022

Auswirkungen multipler bergbaulicher Belastungen auf das Makrozoobenthos in Fließgewässern der Lausitz

Jessica Polak¹ & Dieter Leßmann²

^{1,2} Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz,
Postfach 101344, 03013 Cottbus; ¹jessica.polak@b-tu.de, ² lessmann@b-tu.de

Keywords: Bergbau, Lausitz, Eisenocker, Makrozoobenthos, Sediment

Einleitung

Der Braunkohlebergbau in der Lausitz hat weitreichende Auswirkungen auf die Gewässerökosysteme der Region. Unter anderem erfordert der Betrieb der Tagebaue eine Absenkung des Grundwassers, wodurch die in den tertiären und pleistozänen Bodenschichten enthaltenen Eisendisulfide (Pyrit, Markasit) oxidiert werden. In der Folge werden mit wieder ansteigendem Grundwasserspiegel nach Einstellung des Bergbaus Eisen(II) und Sulfat in erheblichem Umfang in die Oberflächengewässer eingespielt. Durch Oxidation und Hydrolyse entsteht aus dem gelösten Eisen(II) Eisenhydroxid (Eisenocker), das zu einer starken Trübung der Gewässer führen kann und sich als Schlamm auf der Gewässersohle absetzt. Bei der Hydrolyse werden zudem Protonen freigesetzt, die bei unzureichender Pufferung eine Versauerung bewirken können. Neben Veränderungen des Landschaftsbilds und einem erhöhten Unterhaltungsaufwand haben die verschiedenen Stressoren weitreichende Auswirkungen auf die aquatische Flora und Fauna.

Ziel der Untersuchungen war es, an ausgewählten, unterschiedlich stark bergbaubeeinflussten Zuflüssen der mittleren Spree die benthischen Makroinvertebraten zu erfassen und in ihrer Zusammensetzung sowie Abundanz mit der Besiedlung eines unbeeinflussten Referenzgewässers zu vergleichen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Süden Brandenburgs zwischen Lübben und Cottbus. Es wurden fünf durch Bergbau belastete Fließgewässer im Einzugsgebiet der Spree ausgewählt sowie als Referenzgewässer das außerhalb des Spreeeinzugsgebietes bei Eisenhüttenstadt gelegene Pohlitzer Mühlenfließ, das keine bergbauliche Beeinflussung aufweist.

Die der Spree zufließenden Gewässer haben unterschiedliche Belastungsquellen. So entwässert das Eichower Fließ ein wiedervernässtes Niedermoor, welches sich im ehemaligen Absenkungstrichter eines Tagebaus befindet. Auch durch die Luckaitz fließt Grundwasser aus einem von der Grundwasserabsenkung betroffenen Gebiet. Lorenzgraben und Wudritz erhalten Wasser aus einem sauren Tagebausee, während das Koselmühlenfließ mit Sümpfungswasser aus einem aktiven Tagebau bespannt wird. Kennzeichnend für alle Messstellen war ein rostbrauner Eisenhydroxid-Überzug der Substrate.

Probennahme

Die Probennahme des Makrozoobenthos (MZB) erfolgte am 05.07.2013 und 25.07.2013 nach dem Multi-Habitat-Sampling entsprechend des deutschen Fließgewässerbewertungssystems Perlodes. Das Aussortieren der Organismen fand im Labor statt. Die Bestimmung erfolgte mit Ausnahme schwer bestimbarer Gruppen wie den Dipteren, Oligochaeten und Sphaeriiden bis zur Art. Zusätzlich wurden physikalische Kennwerte ermittelt und im Rahmen weiterer Untersuchungen Wasserproben für die analytische Bestimmung der Metall- und Sulfat-Konzentrationen entnommen.

Ergebnisse und Diskussion

Chemisch-physikalische Wasserbeschaffenheit

Die fünf untersuchten bergbaulich belasteten Fließgewässer wiesen im Untersuchungszeitraum überwiegend neutrale pH-Werte und Eisen-Konzentrationen zwischen 6 mg/l und 91 mg/l auf (Tab. 1). Die Sichtbarkeitsschwelle für Eisenhydroxid liegt bei 2-3 mg/l (Neumann 2012), sodass eine deutliche Trübung des Wassers kennzeichnend war. Bemerkenswert war insbesondere das Eichower Fließ mit einer sehr hohen Eisen(gelöst)-Konzentrationen von 84 mg/l. Der Lorenzgraben führte zeitweilig sehr saures Wasser; bedingt durch eine Neutralisationsanlage lagen die pH-Werte zum Zeitpunkt der Probenahme jedoch im basischen Bereich. In drei Gewässern traten zudem erhöhte Aluminium-Konzentrationen auf. Die Sulfat-Konzentrationen bewegten sich zwischen rund 400 mg/l und 1.260 mg/l. Nach Uhlmann & Zimmermann (2015) liegt in den Fließgewässern außerhalb des Lausitzer Braunkohlereviers die Sulfat-Konzentration überwiegend zwischen 50 und 100 mg/l, sodass sich die gemessenen Werte deutlich über dieser natürlichen Hintergrundkonzentration befanden.

Im Referenzgewässer waren die Werte bis auf eine leicht erhöhte Eisen(gesamt)-Konzentration, die auf die quellnahe Messstelle zurückgeführt werden kann, unauffällig.

Tab. 1: Chemisch-physikalische Gewässergüteparameter

Gewässer	pH-Wert	el. LF [µS/cm]	O ₂ [mg/l]	O ₂ [%]	Fe(II) [mg/l]	Fe- ges. [mg/l]	Al [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]
Eichower Fließ	6,7	1.697	3,8	66,5	84,4	91,2	2,0	967
Lorenzgraben	8,7	2.385	3,1	102,0	6,0	79,2	7,3	1.261
Wudritz	7,2	1.743	6,1	66,2	0,9	17,0	2,5	812
Luckaitz	7,1	1.230	6,7	79,2	0,4	6,6	0,2	553
Koselmühlenfließ	7,1	800	8,6	82,5	0,7	6,2	0,2	390
Pohlitzer Mühlenfließ (Referenzgewässer)	7,7	280	9,1	90,0	0,3	1,5	-	-

Makrozoobenthosbesiedlung

Die höchste Artenanzahl wurde im Referenzgewässer ermittelt (Abb. 1). Im Pohlitzer Mühlenfließ konnten insgesamt 32 Taxa nachgewiesen werden. Mit insgesamt 24 Taxa folgt das vergleichsweise gering belastete Koselmühlenfließ. Am artenärmsten hinsichtlich der Makroinvertebratenbesiedlung erwies sich der Lorenzgraben. Hier wurden nur zwei Chironomidentaxa gefunden. Eine Regressionsanalyse zeigt, dass eine deutliche Abhängigkeit der Taxaanzahl von den Eisen(gesamt)-Konzentrationen gegeben ist (Abb. 2).

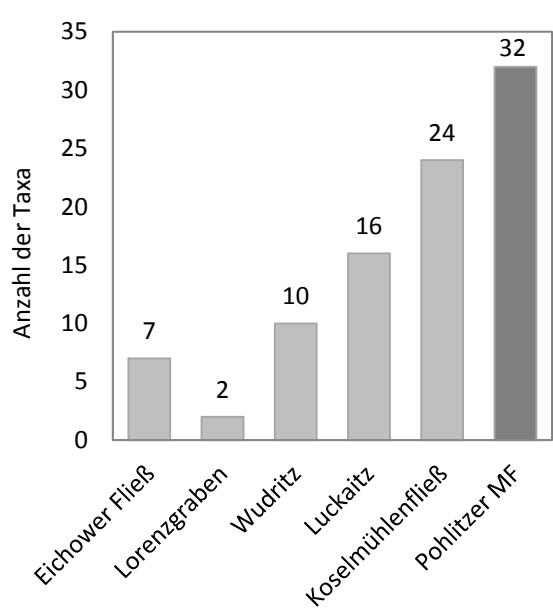


Abb. 1: Anzahl der an den Messstellen ermittelten MZB-Taxa

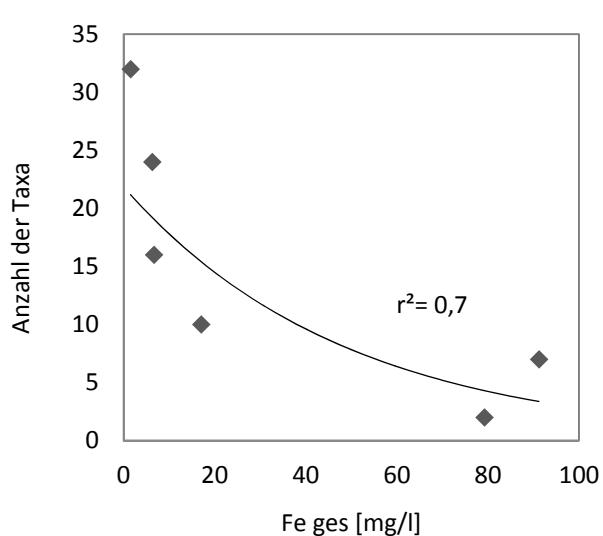


Abb. 2: Exponentielle Regression von Eisen (gesamt)-Konzentrationen und Taxaanzahlen

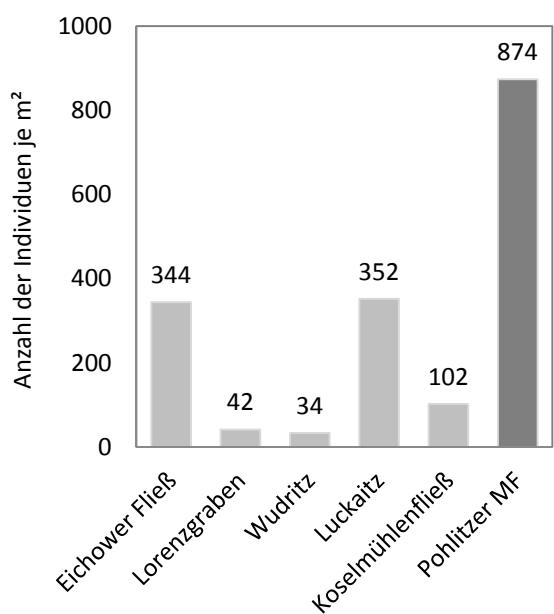


Abb. 3: MZB-Abundanzen an den Probenahmestellen

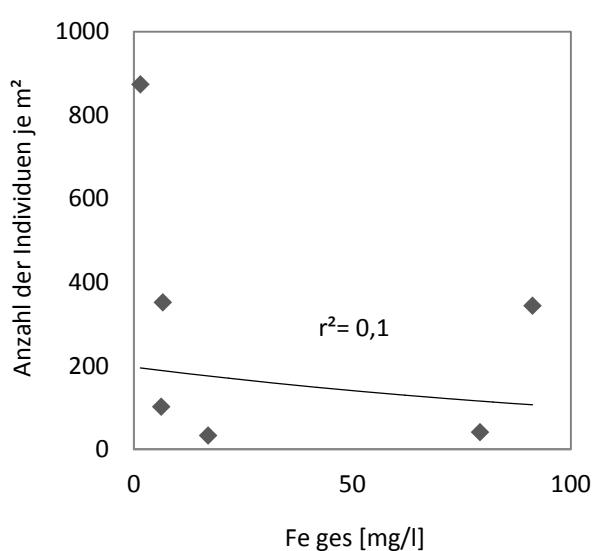
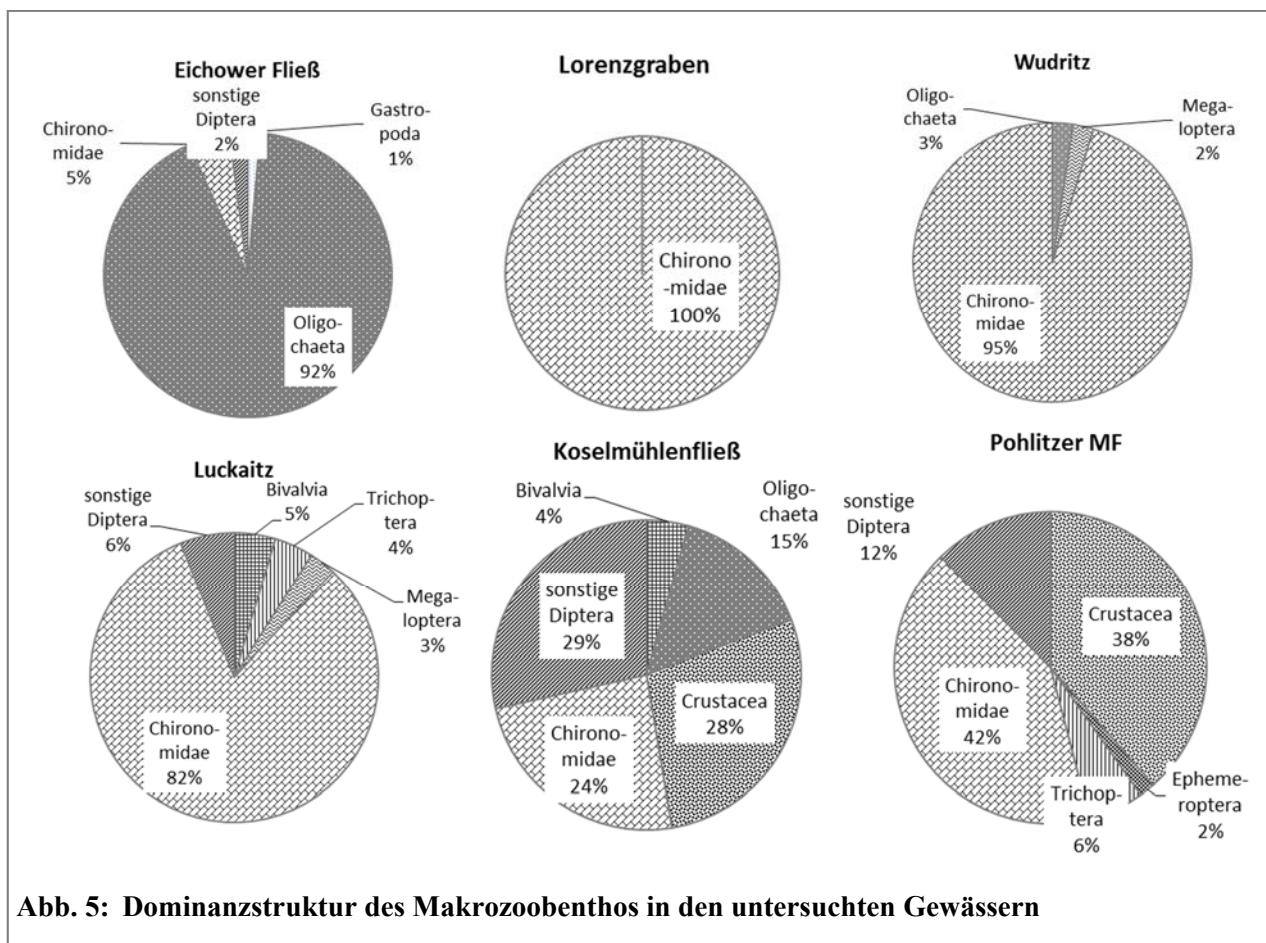


Abb. 4: Exponentielle Regression von Eisen (gesamt)-Konzentrationen und Abundanzen

Das Referenzgewässer erreichte bei der Abundanz den mit Abstand höchsten Wert (Abb. 3). Eine unter den Eisen-belasteten Gewässern relativ hohe Individuenanzahl wurde am Eichower Fließ festgestellt. Dort dominierten jedoch mit 92 % Oligochaeten (Abb. 5). Auch an der Luckaitz fiel die Gesamtindividuenanzahl verglichen mit den anderen Messstellen hoch aus. Hier handelte es sich zu 88 % um Dipteren (Abb. 5). Am Pohlitzer Mühlenfließ und am Koselmühlenfließ entspricht die Dominanzstruktur des MZB dagegen natürlicheren Verhältnissen. So konnten ausschließlich in diesen beiden Fließgewässern Gammariden gefunden werden, welche sich als Zerkleinerer von grobpartikulärem organischem Material ernähren. Köcherfliegen wurden zusätzlich zu diesen beiden Bächen noch in der Luckaitz gefunden, bildeten aber an diesen Stellen nur einen geringen Anteil der Gesamt-abundanz. Eintagsfliegen wurden mit Ausnahme eines Einzelexemplars nur am Referenzgewässer ermittelt, waren dort aber insgesamt nur mit wenigen Arten vertreten. Dies spiegelte sich auch in der Anzahl der Weidegänger wider (ohne Abbildung). Vor allem Schnecken und viele Eintagsfliegenlarven sind dieser Ernährungsgruppe zuzuordnen. Im Lorenzgraben und an der Wudritz war nur eine geringe Wirbellosenbesiedlung nachweisbar, die sich fast ausschließlich aus sedimentfressenden Dipteren zusammensetzte.

Auch in der Literatur finden sich Untersuchungen, die aufzeigen, dass es mit zunehmenden Eisen-Konzentrationen zur Abnahme der Artenzahl kommt (Neumann 2012; Rasmussen & Lindegaard 1988). Durch Hüllkurvenanalysen ermittelte Neumann (2012) Grenzwerte bzw. Effektkonzentrationen für Eisen. Demnach weisen ab einer Konzentration von 1,5 mg/l Gesamteisen die Mehrzahl der Organismen einen Abundanzrückgang von 10 % auf.



Berechnung der Diversität und Qualitätsklasse

Mit Hilfe des für die Perlodes-Auswertung genutzten Softwareprogramms ASTERICS wurden sowohl die ökologische Zustandsklasse als auch die Diversität berechnet. Anzumerken ist, dass es sich beim Lorenzgraben und der Luckaitz nicht um berichtspflichtige Gewässer nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie handelt. Für den Lorenzgraben war eine Berechnung aufgrund der unzureichenden Bewertungsgrundlage nicht möglich. Das Pohlitzer Mühlenfließ erhielt als einzige Messstelle eine „gute“ Bewertung des ökologischen Zustands (Tab. 2), d.h. dass die Wirbellosenbiozönose nur gering von den natürlichen Bedingungen abweicht. Die Luckaitz wurde mit „mäßig“ und das Eichower Fließ mit „schlecht“ bewertet. Für die Probestellen an der Wudritz und am Koselmühlenfließ konnte nur eine „unbefriedigende“ ökologische Zustandsklasse ermittelt werden. Ausschlaggebend für die Bewertung war in allen Fällen das Modul Allgemeine Degradation, welches insbesondere die Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie widerspiegelt. Bei den bergbaulich belasteten Fließgewässern waren in diesem Modul die geringen Abundanzen der EPT-Taxa und die geringe Artenanzahl bei den Köcherfliegen entscheidend.

Tab. 2: Ergebnisse der Berechnungen mit ASTERICS 3.3.1 für ausgewählte Parameter

	Ökologische Zustandsklasse	Allgemeine Degradation	Saprobienindex	Shannon-Index
Eichower Fließ	schlecht	schlecht	gut	1,02
Koselmühlenfließ	unbefriedigend	unbefriedigend	mäßig	2,47
Lorenzgraben	-	-	-	-
Luckaitz	mäßig	mäßig	gut	1,18
Wudritz	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	1,16
Pohlitzer Mühlenfließ	gut	gut	sehr gut	2,37

Zusammenfassung

Die Untersuchungen zeigten, dass die bergbaubeeinflussten Fließgewässer über ein geringeres Arteninventar sowie deutliche bis extrem niedrige Abundanzen im Vergleich mit dem unbelasteten Gewässer verfügten. Über eine Regressionsanalyse konnte zudem festgestellt werden, dass die Artenzahlen fast exponentiell mit steigenden Eisen(gesamt)-Konzentrationen abnahmen. An den belasteten Messstellen dominierten sedimentfressende Organismen wie Oligochaeten und Dipteren. Komplette Funktionsgruppen des Makrozoobenthos fehlten. Die Bewertungen mit dem für das Perlodes-Verfahren genutzten Softwareprogramm ASTERICS ergaben entsprechend nur die ökologischen Zustandsklassen "mäßig" bis "schlecht".

Literatur

- Neumann, J., Kruspe, R., Opitz, M. (2012): Qualitative und quantitative Beeinflussungen von Fließgewässerorganismen durch Eisen. Studie im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH, Ottendorf-Okrilla.
- Rasmussen, K. & Lindegaard, C. (1988): Effects of iron compounds on macroinvertebrate communities in a Danish lowland river system. Water Research 22/9: 1101-1108.
- Uhlmann, W. & Zimmermann, K. (2015): Bewertung der hydrologischen Verhältnisse und der Sulfatkonzentrationen in der Spree in den Jahren 2014/2015 vom Bereich Neustadt-Ruhlmühle im Freistaat Sachsen bis in den Berliner Raum. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden.

The DFG Research Training Group ‘Urban Water Interfaces (UWI)’

Gwendolin Porst¹, Reinhard Hinkelmann¹, Sabine Hilt², Mark O. Gessner^{3,4}, Birgit Kleinschmit⁵, Gunnar Nützmann^{6,7}, Martin Jekel⁸

¹Technische Universität (TU) Berlin, Chair of Water Resources Management and Modeling of Hydrosystems, Department of Civil Engineering, Berlin, Germany, email: gwendolin.porst@uwi.tu-berlin.de; reinhard.hinkelmann@wahyd.tu-berlin.de

²Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Ecosystem Research, Berlin, Germany, email: hilt@igb-berlin.de

³IGB, Department of Experimental Limnology, Stechlin, Germany, email: gessner@igb-berlin.de

⁴TU Berlin, Department of Ecology, Berlin, Germany

⁵TU Berlin, Geoinformation in Environmental Planning Lab, Department of Civil Engineering, Berlin, Germany, email: birgit.kleinschmit@tu-berlin.de

⁶IGB, Department of Ecohydrology, Berlin, Germany, email: nuetzmann@igb-berlin.de

⁷HU Berlin, Department of Geography, Berlin

⁸TU Berlin, Chair of Water Quality Control, Department of Environmental Technology, Berlin, Germany, email: martin.jekel@tu-berlin.de

Keywords: urban water cycle, aquatic interfaces, DFG research training group, interdisciplinary collaboration, natural sciences, engineering

Introduction

Water quality and quantity in urban water systems of metropolitan areas face numerous threats. Climate and demographic change exacerbate the occurrence of extreme hydrological events and of new and persistent substances in the water cycle, thus, further increasing pressure on urban water systems. This suggests that management based on a solid system understanding is necessary to ensure sustained functioning of urban water systems under both current and future conditions. Interfaces will play key roles in the urban water cycle. The processes and fluxes of water, matter and heat across interfaces are characterised by steep hydrodynamic and biogeochemical gradients, non-linear interactions between biotic and abiotic system components, and heterogeneous and dynamic structures. Because of this complexity, the current understanding of the processes at urban water interfaces is notably incomplete.

UWI is an interdisciplinary research training group involving engineers and natural scientists, historically rather separate groups with distinct traditions in water research. We merge these groups to reach a new quality of general process understanding in urban water systems by investigating urban water interfaces as an emerging research focus, by an innovative qualification concept and by interdisciplinary and international collaboration. Currently 13 doctoral students and several doctoral colleagues

are conducting research in the context of 7 common topics, comprising urban soil – atmosphere interfaces, interfaces in urban surface waters, surface water – groundwater interactions, interfaces in sewer systems, micropollutants, biogeochemical processes and modelling.

Research idea

The chief innovation of the project is the joint investigation of water systems in metropolitan areas within a unifying framework of natural and technical interfaces. We expect significant advances in understanding interface fluxes and processes by the close interdisciplinary collaborations between engineers and natural scientists at the TUB, IGB and associated national and international partner institutions.

Interface fluxes and processes in urban water systems are characterised by highly complex and coupled dynamic processes with feedback effects in heterogeneous and dynamic structures. To better understand interface processes, to develop predictive tools and to apply new knowledge in urban water management practice, innovations are required in three closely interlinked approaches:

- controlled laboratory experiments
- field experiments under more realistic and more complex conditions in urban water systems
- development of modelling concepts and model coupling

In the laboratory, chemicals particularly relevant to urban water systems and their metabolites are being identified, and their fate and behaviour at natural and technical interfaces are determined. In the field, innovative strategies and methods are being developed to measure fluxes across interfaces and their effects on selected biotic and biogeochemical components and processes in urban aquatic ecosystems. Advances in innovative modelling of flow and reactive transport include developing integral model concepts for interface domains (e.g. use of the same model concept for porous media and free flow). Innovative model coupling will be achieved by developing specific coupling strategies and defining interface conditions to link two independent models applicable to the two sides of an interface. For example, an existing lake ecosystem model will be extended to include processes at the surface water–groundwater interface, which allows simulating the impact of a technical process (bank filtration). Laboratory experiments are required to derive model parameters and to test the models under controlled conditions. In addition, the models are being investigated in urban water systems under field conditions to examine their application ranges for predictions and to identify limitations. Innovative hierarchical measurement and modelling concepts will be developed to account for the dominant processes at interfaces at different scales of space and time as well as across scales.

Natural and technical interfaces

We define interfaces as boundary areas or limited spaces between systems or compartments. The numerous natural and technical interfaces in urban water systems link different compartments of the urban and peri-urban water cycle (natural interfaces: surface water–groundwater, water–atmosphere, water–soil; technical interfaces: wastewater–gas space in sewers, wastewater–treatment materials) or link natural and technical urban water compartments.

Fluxes and processes at these interfaces describe the exchange of water, dissolved substances, gases and energy between the compartments. Such interface fluxes and processes are generally characterised by steep physical gradients. Characteristics often include near-interface turbulence on both in-

terface sides (atmosphere–surface water interface on windy days, groundwater–surface water interface), steep biogeochemical gradients, often high concentrations of microorganisms, high reaction rates (hot spots; e.g. aquatic sediments, urban soils, aquifers, sewer networks), non-linear interactions, and feedbacks between compartments. Interfaces are commonly heterogeneous, and their structure can be highly dynamic when organisms are involved. These conditions make interface fluxes and processes highly complex and less readily understood than processes in individual homogenous compartments. Consequently, current knowledge on urban water interfaces is characterised by fundamental gaps.

Research within UWI focuses on similarities of interfaces at different scales. We investigate multiple urban interfaces and generalise interface concepts concerning measurement, modelling and scaling methods and techniques. This is a unique feature and key strength compared to other collaborative research projects focusing typically on a single interface in less complicated settings than the urban water system. Furthermore, we explore commonalities between a range of natural and technical urban water interfaces.

Research foci

Research is organised in 13 doctoral projects dealing with various natural and technical urban water interfaces, which are connected within our three research foci:

Research focus 1: Enhanced understanding of interface processes in natural and technical urban water systems

Complex and coupled flow, transport and biogeochemical reactions play key roles in the mass and heat transfer in and across urban interfaces. Such interfaces include (i) littoral areas of natural aquatic ecosystems where bank filtration occurs and contaminants are degraded (projects N5, N6, T6); (ii) sediments where contaminants and nutrients can be remobilised and greenhouse gases can be released (projects N3, N7, T4); (iii) water surfaces where water, gases and heat are exchanged with the atmosphere (projects N3, N4, T2, T3) and (iv) the interfaces between technical water treatment infrastructure and natural water bodies (project T4); (v) sewer pipes where volatile hydrogen sulfide is oxidised and corrosive sulphuric acid is produced (projects T2, T3); (vi) paved surfaces which collect and contaminate rain water (projects N2, T1); (vii) solid technical and natural surfaces where sorption of contaminants occurs (project T5); and (viii) aquatic biofilms degrading pollutants (project N1) (Table 1).

The planned experiments and observations are carried out on different scales including laboratory experiments (N1, T1, T2, T5, T6) and empirical studies at the field scale (N2, N3, N4, N5, N6, T1, T4). N5, T1 and T5 explicitly involve approaches to investigate scaling issues (see v, i, vi). Measurement techniques are further developed (e.g. heat measurements to assess surface water–groundwater exchange in N6) and new kinetics are being determined (adsorption, desorption, degradation in N1, T5, T6). A unique pilot plant is giving insight into the development of corrosion and odour in sewer systems as a basis for designing countermeasures. The expected improved understanding of interface processes will contribute to practical applications such as improved ecosystem management, design and operation of technical infrastructure, and the interplay of both.

Research focus 2: Development of conceptual models and predictive computational tools

A basic premise of the proposed project is that natural and technical interfaces share many commonalities in the urban water system. This includes flow and reactive transport between free flowing water

and porous media, between wastewater and the gas space in sewer systems, and between rivers and lakes. These processes need to be described by detailed conceptual models and predictive computational tools based on either new numerical developments or extensions of established approaches. This includes (i) development of special interface conditions and coupling methods (N6, T3, T4); (ii) development of new integrated conceptual models for coupled flow, transport and biogeochemical reactions at interfaces (N7); (iii) development of a multiphase and multi-component flow and reactive transport model for odour and corrosion in sewer networks (T3); (iv) extensions of an existing lake-ecosystem model to account for changes in groundwater fluxes by bank filtration (N5); (v) development of robust discretisation methods and solvers accounting for steep gradients, non-linearities and feedback effects (N7, T3); (vi) coupling methods of data mining, artificial intelligence, machine learning and GIS for heat and vapor transport at the soil-atmosphere interface; and (vii) upscaling of interface processes (N2, N3, N4, N6, N7 and T1) (Table 1).

A modelling approach at different scales will be adopted: While N7 and T3 initially focus on the laboratory scale, N2, N3, N4, N5, N6 and T4 are directly implemented at the field scale. The multiscale approach will also enable comparisons of different conceptual models for interface processes at different scales (N6, N7). The development of the new modelling and scaling approaches have already started at the beginning of UWI. Model calibration and validation as well as the proofs of concept will be carried out subsequently using data and measurements from controlled laboratory and field experiments.

Research focus 3: Application of new knowledge to urban water system management

The approach of current urban water management is to divert water and channelling it rapidly to downstream users. In the future, however, more emphasis has to be put on water recycling and management of contaminants behaviour in closed water cycles to improve urban water management faced with decreasing supplies.

The UWI doctoral projects directly contribute to improve the following practical applications: (i) enhanced water retention and natural water purification within the city (e.g. by rainwater infiltration in urban unsaturated soils as addressed in T1); (ii) groundwater recharge for water supply via discharge of surface waters (N6, N7); (iii) use of purified wastewater to stabilise the water balance during low-flow or drought periods (T4, T5, T6); and (iv) countermeasures to prevent odour and corrosion in sewer networks (T2, T3). Other doctoral theses have potential to contribute to improved management on larger scales, for instance (v) by providing estimates of greenhouse gas emissions from urban water bodies (N3, N4) and (vi) through information about changes in the interaction between urban climate and the urban water cycle (N2).

All practical applications are considered from a future perspective taking changing demography, consumer behaviour, industrial processes and climate into account. Warming trends are an important issue because all biogeochemical transformation processes strongly depend on temperature (N3, N4, N5, N6). Furthermore, special emphasis will be given to the impact of technical water systems on natural water systems, and vice versa (T1, T4, T5, T6), as a key to an integrative urban water management.

Tab. 1: Foci of 13 doctoral projects organised according to the primary natural (N) or technical (T) interface investigated.

Natural Interfaces		Technical interfaces	
N1	Solid–water interface Degradation of recalcitrant organic trace pollutants in biofilms at solid-water interfaces	T1	Soil–water interface Role of dust and solid waste on water and contaminant transport processes at the pavement-water interface
N2	Soil–atmosphere interface Heat and vapour transport at the soil-atmosphere interface in urban areas	T2	Wastewater–atmosphere–biofilm–construction material interfaces Corrosion in sewers caused by biochemical processes of sulphurous compounds
N3	Water–atmosphere and water–sediment interfaces Greenhouse gas formation and flux across boundaries in urban water bodies	T3	Wastewater–atmosphere–biofilm–construction material interfaces Odour and corrosion in sewer systems
N4	Water–atmosphere interface Ecosystem metabolism in natural and technical aquatic systems of urban environments	T4	Surface water–sediment interface Impact of remaining wastewater constituents on interfaces in surface waters
N5	Surface water–groundwater interface Effects of bank filtration on lake ecosystems	T5	Water–solid interface Desorption kinetics and irreversibility in applications of technical adsorbents for water treatment
N6	Surface water–groundwater interface Retention of chemical compounds in hyporheic reactors of urban freshwater systems	T6	Surface water–groundwater interface Deiodination of iodinated contrast media (ICMs) in bank filtration of urban waters
N7	Surface water–groundwater interface Integral modelling approach for flow and reactive transport in groundwater - surface water interaction space		

Qualification programme

Qualification concept

The overall aim of UWI is to enable the doctoral students to finish their theses within three years. Most of the doctoral theses should be cumulative ones, however, a classical monography is also possible. The UWI qualification concept involves an interdisciplinary education programme for the doctoral students participating in the research training group. It is implemented by the applicants, their institutions, the associated partners and visiting scientists. The doctoral students need to obtain at least 18 ECTS by participating in courses or workshops and complete an internship at a national or international institution or in industry. A fast-track opportunity is offered for one outstanding student per generation of doctoral students holding a bachelor degree. Internationality is ensured by internships with the associated partners and by visiting scientists from various other international institutions. All lectures are held in English to account for different nationalities of the recruited doctoral students. The UWI visiting scientist programme, the internships and a variety of gender measures contribute to the excellence of the research training programme.

The doctoral students become familiar with the different cultures and approaches inherent in engineering and the natural sciences through both lectures and exposure to research in the two disciplines

and learn facts and methodologies from both. Emphasis is put on training students to identify commonalities between engineering and natural sciences, transfer knowledge and forge the link between disciplines. Our concept helps educate students to become independent professionals who overcome the traditional separation between engineering and natural sciences. We expect the interdisciplinary education to considerably improve the students' competitiveness on the international job market and will prepare them for an academic career or a leading position in engineering practice, industry or administration. The doctoral students are involved in the planning of all UWI activities.

Study programme

The primary educational aim of this focused interdisciplinary research training group is to achieve a common fundamental understanding of urban water interfaces from the fields of water and environmental engineering, natural sciences and ecology. For this, doctoral students participate in an orientation seminar, take core and elective courses, brush up their professional skills, and participate in seminars. All parts of the study programme are mandatory for the doctoral students.

The doctoral students have to attend all 3 core courses, which comprise 9 ECTS. These courses are closely related to the 3 research foci to ensure that every doctoral student gets a fundamental common educational basis in these fields and to achieve a similar level of basic knowledge in the different disciplines.

Doctoral students also have to select elective courses from three different fields. From the first field, they have to choose courses which were not part of their previous education, thus extending the common basis with different and broad backgrounds, and facilitating the critical interactions within the research training group.

In the second field, the elective courses take the students further into their specific research areas. These two kinds of courses are taught by the applicants who come mainly from the master programmes in Environmental Engineering, Civil Engineering (Competence field Hydroscience) and Urban Ecosystem Sciences. Moreover, associated partners, guest lecturers, and other national and international partners teach regular courses, short courses, master classes or invited lectures. Such courses are taken mainly in Berlin, but also at other universities or, for example during an internship or when visiting other national or international partners.

In the third field, further elective courses on essential professional skills are offered including scientific writing, proposal preparation, presentation techniques, project management, gender in sciences, communication and media skills, intercultural competence, management of research data and job application strategies. Each generation of doctoral students will also be introduced to 'Good Scientific Practice' and to 'Sustainable Data Archiving'.

Further details on the DFG research training group on Urban Water Interfaces (UWI) can be found under www.uwi.tu-berlin.de

Absetzverhalten von Eisenocker aus Gewässern mit unterschiedlicher Eisenbelastung

Zuzana Straková¹, Dieter Leßmann²

^{1,2} BTU Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Gewässerschutz, Postfach 101344, 03013 Cottbus;

¹ strakzuz@b-tu.de, ² lessmann@b-tu.de

Keywords: Bergbau, Eisenoxidation, Grundwasser, Verockerung, Sedimentation

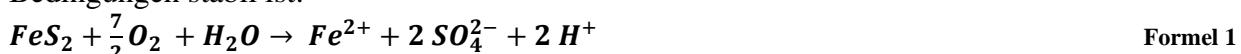
Einleitung

Lausitzer Bergbauregion

Die Lausitz wird seit längerer Zeit durch den Bergbau geprägt. Der industrielle Braunkohleabbau begann vor rund 150 Jahren. Das Grundwasser wurde großflächig abgesenkt, was zur Belüftung von Bodenschichten führte. In der Folge kam es zu einer Oxidation der im Boden enthaltenen Eisen(II)-disulfide (Markasit/Pyrit) mit einer Freisetzung von Eisen und Sulfat. Mit Einstellung des Bergbaus und Wiederanstieg der Grundwasserstände wird Eisen seit einigen Jahren in größeren Mengen in Oberflächengewässer eingetragen und führt dort zu einer Verockerung mit weitreichenden Folgen für die Gewässerökosysteme (Neumann et al. 2012).

Pyritverwitterung

Durch die Zufuhr von Sauerstoff bei der Bodenbelüftung wird Pyrit oxidiert, der unter anoxischen Bedingungen stabil ist:



Beim Austritt von Grundwasser in Oberflächengewässer werden die gelösten Eisen(II)-Ionen oxidiert (Formel 2). Die Fe^{3+} -Ionen reagieren anschließend in einer Hydrolyse-Reaktion zum Eisenhydroxid, das als Eisenocker ausfällt (Formel 3). Da das Eisenhydroxid eine relativ hohe Lichtabsorption aufweist, kommt es bereits bei Konzentrationen von 2 - 3 mg/L zu einer Trübung des Wassers. Bei sehr niedrigeren pH-Werten < 3,5 liegt Fe^{3+} in gelöster Form vor.



Zielstellung

Ziel der Untersuchungen war es, die Zeit zu ermitteln, die suspendiertes Eisenhydroxid aus verschiedenen Fließgewässern der Lausitzer Bergbauregion zum einen im Laborversuch unter standardisierten Bedingungen für die Sedimentation benötigt, bis Konzentrationen unter der Sichtbarkeitsschwelle erreicht werden. Zum anderen sollten die Ergebnisse der Laborversuche mit den Messungen an einem Sedimentationsbecken verglichen werden. Die Ergebnisse stellen eine Grundlage für die Planung von Retentionsmaßnahmen für Eisenocker dar.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im südlichen Brandenburg im Einzugsgebiet der Spree (Abb. 1). Die beprobten Gewässer weisen Unterschiede in der Eisenbelastung auf und sind im sogenannten Nordraum der Bergbauregion zu finden. Es handelt sich meist um natürliche Gewässer, die durch Grundwasser gespeist werden.

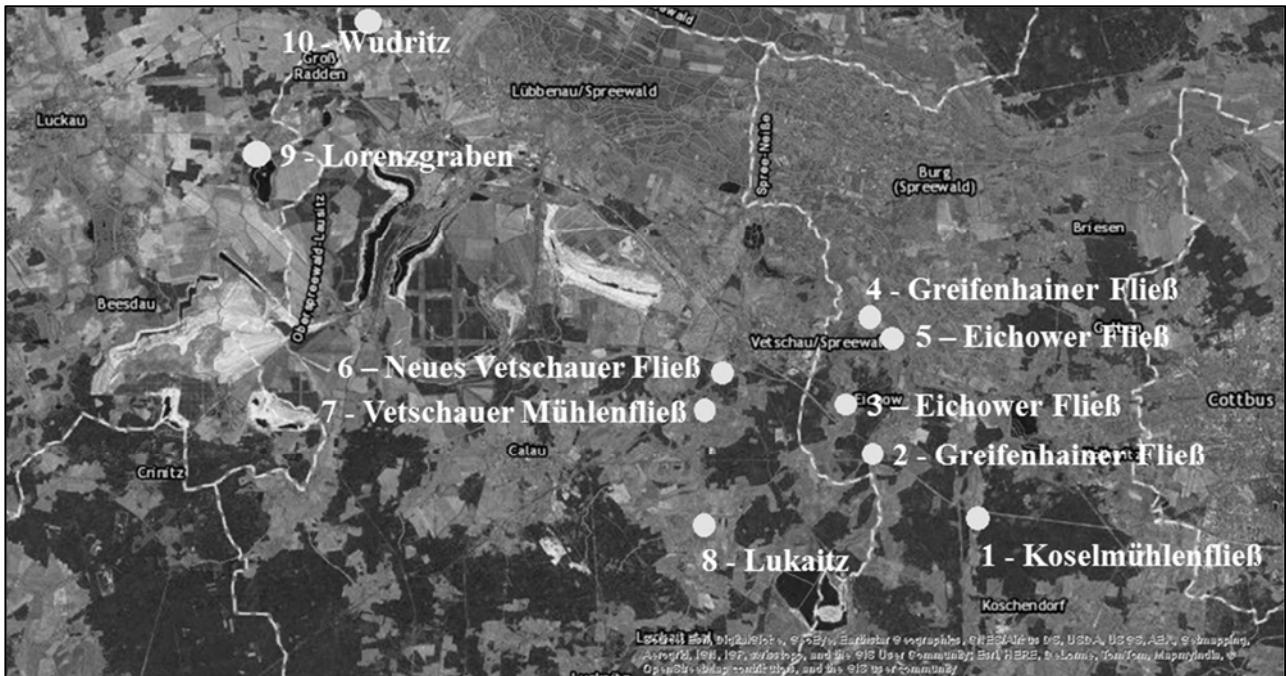


Abb.1: Lage der Fließgewässerbeprobungsstellen südlich und südwestlich des Spreewalds

Ergänzend zur Beprobung der Fließgewässer im Juli 2013 wurde im Juni 2014 ein Sedimentationsbecken am Vetschauer Mühlenfließ untersucht. Die Anlage hat ein Volumen von 170.000 m³ und besteht aus drei ca. 2 m tiefen Becken (Abb. 2). Die Eisenkonzentrationen liegen im Zulauf bei rund 10 – 30 mg/L. Die Verweilzeit des Wassers in der Anlage beträgt ca. acht bis zehn Tage.



Abb. 2: Sedimentationsbecken am Vetschauer Mühlenfließ mit Beprobungsstellen vom Zulauf (1) bis zum Ablauf (7)

Methoden

Als für den Versuch wichtige Parameter wurden vor Ort Wasserproben zur Bestimmung der Gesamteisenkonzentration und der Trübung genommenen. Für die Laboruntersuchungen zur Sedimentation wurde je ein Liter jeder Probe in einen Imhoff-Trichter gegeben und die sedimentierte Menge in bestimmten Zeitabständen über insgesamt 48 Stunden gemessen. Zusätzlich wurden regelmäßig Wasserproben für die Bestimmung der Gesamteisen-Konzentration und der Trübung aus der Trichtermitte entnommen.

Das Oxidations- und Sedimentationsbecken am Vetschauer Mühlenfließ wurde zur Bestimmung der Gesamteisen-Konzentration und der Trübung beprobt. Zusätzlich wurden die Sichttiefe und abiotische Paramater (pH, Temperatur, Sauerstoffkonzentration und –sättigung) als Tiefenprofil mit einer Multiparametersonde gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Fließgewässer-Untersuchungen

Der pH-Wert der meisten Fließgewässer lag im neutralen Bereich (Tab. 1). Ein deutlich höherer pH-Wert wurde an den Stellen 9 (Lorenzgraben) und 10 (Wudritz) gemessen, die durch Neutralisationsmaßnahmen im Quellbereich beeinflusst waren. Die Messwerte zeigen, dass die meisten der untersuchten Fließgewässer eine ausreichende Pufferkapazität besitzen, um die Säurebildung bei der Eisenhydrolyse auszugleichen.

Bei den Sauerstoffkonzentrationen fielen besonders die Stelle 9 sowie die Stellen 2 und 3 durch ihre niedrigen Werte auf. Dies kann eine Folge des Sauerstoffverbrauchs durch die Eisenoxidation sein.

Tab. 1: An den Beprobungsstellen der Fließgewässer gemessene pH-Werte und O₂-Konzentrationen

Stelle	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
pH	6,9	5,7	6,1	6,8	6,1	6,9	6,9	6,9	9,6	8,3
O ₂ (mg/L)	8,7	5,2	4,3	9,2	6,2	7,2	7,9	7,1	0,6	6,1

Die Sedimentationsversuche ergaben, dass sich der Eisenocker in Abhängigkeit von Fe-Ausgangskonzentration, pH-Wert und Sauerstoffkonzentration unterschiedlich gut absetzt (Abb. 3). Es ist bekannt, dass die Kinetik der Eisenoxidation stark von pH-Wert und Sauerstoffgehalt abhängt (Prange 2007). Die höchsten Sedimentationsmengen zeigten die Stellen 9 (Lorenzgraben) und 10 (Wudritz). Diese wiesen einen deutlich höheren pH-Wert als die anderen beprobten Stellen auf.

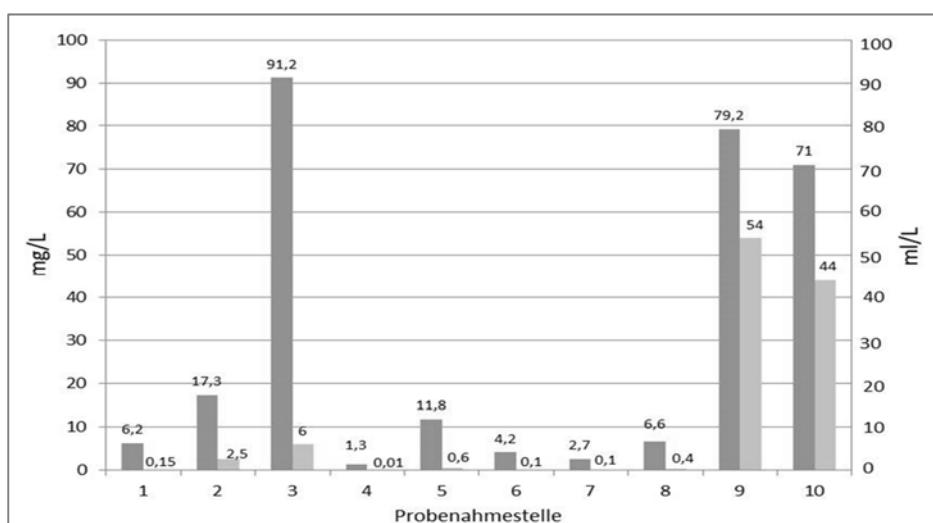


Abb. 3: Gesamteisen-Ausgangskonzentration (mg/L, dunkel) und Sedimentvolumen (ml/L, hell) nach 48 Stunden Absetzdauer

Die Gesamteisenkonzentration ging in allen Proben zurück (Abb. 4). Alle Proben wiesen am Ende des Versuchs nur noch relativ niedrige Eisenkonzentrationen auf. Besonders markant war die Geschwindigkeit der Verminderung der Eisenkonzentrationen im Wasserkörper in den beiden Proben mit höheren pH-Werten (Stellen 9 (Lorenzgraben) und 10 (Wudritz)).

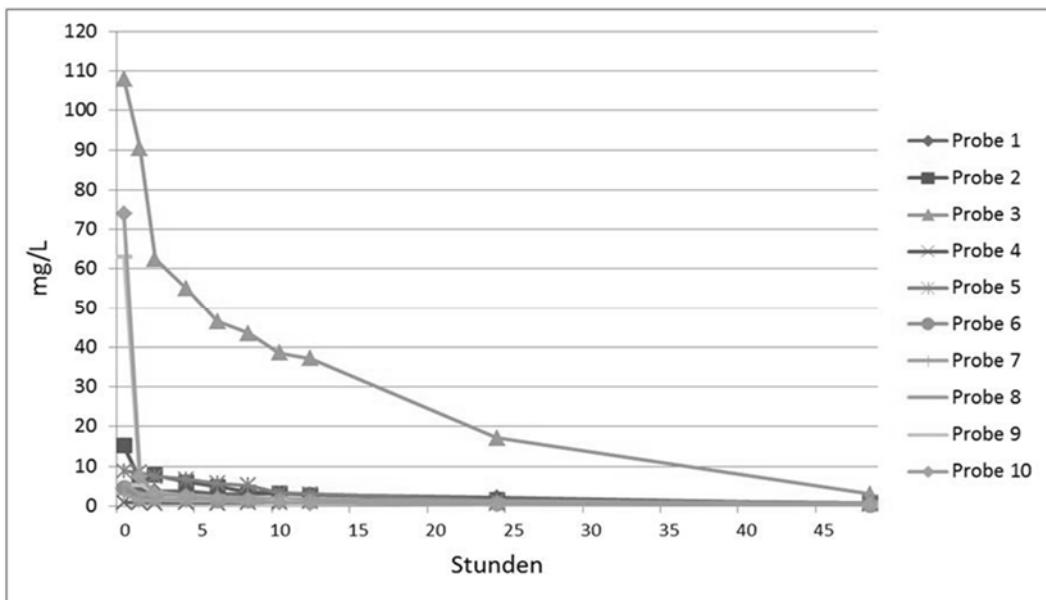


Abb. 4: Zeitliche Entwicklung der Gesamteisen-Konzentration der Fließgewässerproben im Laborversuch während 48 Stunden

Parallel zur Verminderung der Eisenkonzentrationen nahm auch die Trübung ab (Abb. 5). Dabei zeichneten sich die Proben 2 (Greifenhainer Fließ), 9 (Lorenzgraben) und 10 (Wudritz) durch eine besonders schnelle Abnahme der Trübung innerhalb der ersten Stunde aus. Bei Probe 3 (Eichower Fließ) verlief die Abnahme langsamer; nach fünf Stunden blieb die Trübung dann auf noch relativ hohem Niveau recht konstant.

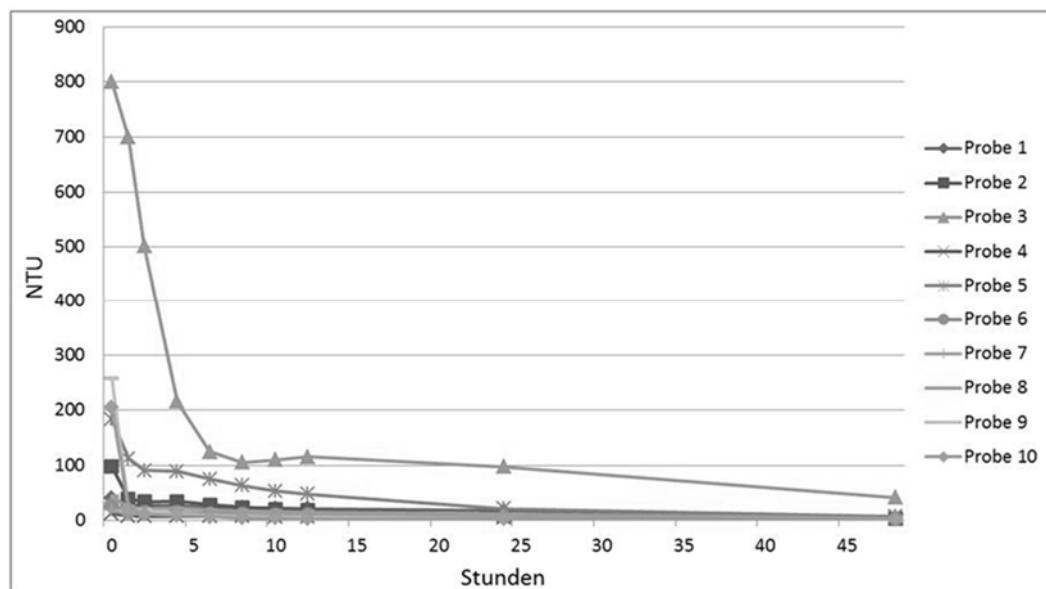


Abb. 5: Zeitliche Entwicklung der Trübung der Fließgewässerproben im Laborversuch während 48 Stunden

Untersuchungen am Sedimentationsbecken

Die Untersuchungen in den Absetzbecken zeigten, dass bereits im ersten Becken eine deutliche Abnahme der Gesamteisenkonzentration sowie der Trübung zu verzeichnen war. In den Becken 2 und 3 kam es nur noch zu einem relativ geringen, sehr gleichmäßigen weiteren Rückgang. Im Auslauf der Anlage wurden Werte unterhalb von 2 mg/L erreicht (Abb. 6).

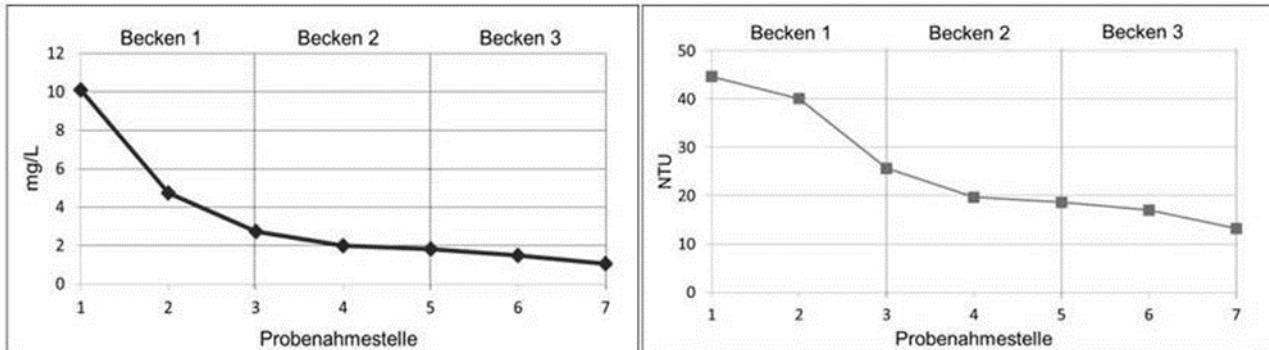


Abb. 6: Gesamteisen-Konzentrationen und Trübung in den Becken 1-3

Die Werte der Trübung verminderten sich um rund 70 %. Auch hier erfolgte die stärkste Abnahme im Becken 1, jedoch weniger deutlich als bei der Eisenkonzentration. Der Rückgang in den Becken 2 und 3 erfolgte parallel zur Verminderung des Eisengehalts (Abb. 6).

Zusammenfassung / Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen zeigten, dass in den Fließgewässern innerhalb von 48 Stunden im Laborversuch eine Abnahme der Eisenbelastung um 72% (Stelle 4) bis 99,8% (Stelle 9), im Mittel um 91% stattfand. Parallel nahm die Trübung um 81% (Stelle 4) bis 99% (Stelle 10), im Mittel um 93% ab. Die höchste Abnahme von Gesamteisenkonzentration und Trübung wurde bei Proben mit höherem pH-Wert gemessen. Entsprechend wurde eine deutlich höhere Sedimentation im alkalischen Milieu beobachtet.

Die Untersuchungen am Sedimentationsbecken ergaben eine Abnahme der Gesamteisen-Konzentration um 89% und eine Abnahme der Trübung um 70%. Die Behandlung in Sedimentationsbecken stellt damit eine gute Möglichkeit dar, die Eisenkonzentration und Trübung von eisenbelasteten Fließgewässern effektiv zu verringern.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden durch die LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Senftenberg) unterstützt.

Literatur

- Neumann, J., Kruspe, R., Opitz, M. (2012): Qualitative und quantitative Beeinflussungen von Fließgewässerorganismen durch Eisen. Studie IDUS und IWB im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
Prange, H. (2007): Ochre pollution as ecological problem in the aquatic environment – solution attempts from Denmark. Edmund Siemers Stiftung, Hamburg.

Nitrogen supply in lakes leads to changing fatty acid composition of phytoplankton

Gabriele Trommer^{1,2}, Patrick Lorenz¹, Ameli Lentz¹, Patrick Fink³, Herwig Stibor¹

¹Aquatische Ökologie, Ludwig Maximilians Universität München, Germany, ²Wasserwirtschaftsamt Kronach, Germany,

³Aquatic Chemical Ecology, Universität Köln, Germany,

E-Mail contact: gabriele.trommer@wwa-kc.bayern.de

Keywords: nitrogen, phosphorus, phytoplankton, elemental stoichiometry, fatty acids

Introduction

It is known that anthropogenic nutrient input is tremendously influencing aquatic ecosystems. Aquatic ecosystems, such as lakes, continuously accumulate nutrients from catchment areas, groundwater and atmospheric input and may finally act as sinks for nutrient deposition. Nutrients that are mainly influencing biomass production are nitrogen (N) and phosphorus (P). Phosphorus is naturally bound in rocks and represents primarily the limiting nutrient for biomass in freshwater systems (Schindler 1977). Due to the enhanced public awareness of eutrophication problems, phosphorus is increasingly retained and recycled to reduce P loading in inland waters. On the contrary, nitrogen can also be distributed via the atmosphere and since it is often the limiting nutrient in terrestrial systems (Vitousek and Howarth 1991), nitrogen is additionally supplied by intense fertilization. Together, changes in the nitrogen and phosphorus cycles should lead in the future to increasing nitrogen compared to phosphorus relationships in inland waters.

Changing nutrient relationships are also influencing the ecology of a lake system, since nutrient demands and usage differ between trophic levels and organisms. Zooplankton organisms require relatively homeostatic nutrient relationships for their elemental body composition and rely therefore on a qualitatively suitable food source of phytoplankton. For phytoplankton, it was shown that dissolved nutrient N:P ratios of the water can be reflected in the elemental stoichiometry of phytoplankton (Hecky and Kilham, 1988 and many more). A second parameter for zooplankton food quality is the content of poly unsaturated fatty acids (PUFAs) in algae (Müller-Navarra 1995), which for example can fuel higher growth rates in the abundant cladoceran *Daphnia* sp. (Müller-Navarra et al. 2000; Wacker and Elert 2001). There are first indications from a lab study that the content of some PUFAs in algae can be reduced under P limitation (Müller-Navarra 1995). However, against the background of increasing N:P ratios in lake systems, potential changes in the PUFA content of natural phytoplankton communities remain unclear. Therefore, we investigated experimentally effects of increasing N load on lake plankton and specifically analysed effects on the seston stoichiometry and the PUFA composition of phytoplankton.

Material and Methods

In spring 2015, we performed a field mesocosm experiment in an oligotrophic lake in Southern Germany (Lake Brunnsee). The enclosures were 4 m deep and had a diameter of ~1 m. They were fixed on a raft and were covered by transparent lids to avoid external nutrient input. As experimental treatments, six increasing nitrogen amounts (3 replicates) were applied, which were based on multiple amounts of natural fertilization by atmospheric deposition (0 – 32 times). Fertilization of the nitrogen treatments took place twice a week over a period of 8 weeks. On a weekly basis, we monitored water chemistry, chlorophyll *a* and seston stoichiometry. Before the zooplankton maximum we analysed the PUFA content of the phytoplankton community.

Results

According to the fertilization of the experimental treatments, we found on average increasing nitrogen concentrations in the enclosure water with increasing nitrogen additions ($p<0.001$). Nitrate concentrations ranged on average between 8.2 and 12.6 mg/l; total phosphorus concentrations between 5.6 and 11 µg/l (Lentz 2015).

We observed a typical spring bloom in the enclosures with maximum chlorophyll *a* concentrations in the treatments ranging between 1.7 and 2.7 µg/l. These maximal chlorophyll *a* concentrations were reached between days 14 and 42. During the time of the phytoplankton peak (day 28), the seston stoichiometry of C:P, N:P and C:N ratios showed no response to the N fertilization treatments ($p>0.05$). Also when the zooplankton densities started to increase (day 50), no seston stoichiometric trends along the N fertilization gradients could be observed (Table 1).

However, with regards to PUFA concentrations on day 50 of the experiment, we found a significant decline in C20:5ω3 with increasing N fertilization and a declining trend in C18:3ω3 (Table 1, Fig. 1). Parallel to the observed PUFA response, Daphnia densities showed a trend to decrease with N fertilization ($p<0.1$).

Tab. 1: Linear regression results. R-squares and P-values of seston elemental stoichiometry (C:P, N:P and C:N ratios) and PUFA contents (C 18, C 18:3ω3, C 20, C 20:5ω3, C >20) against N fertilization gradient on day 50 of the experiment.

Parameter	R ²	P-value
C:P	0.05	0.392
N:P	0.13	0.130
C:N	0.07	0.289
C 18	0.09	0.232
C 18:3ω3	0.21	0.055
C 20	0.16	0.10
C 20:5ω3	0.23	0.047
C >20	0.05	0.34

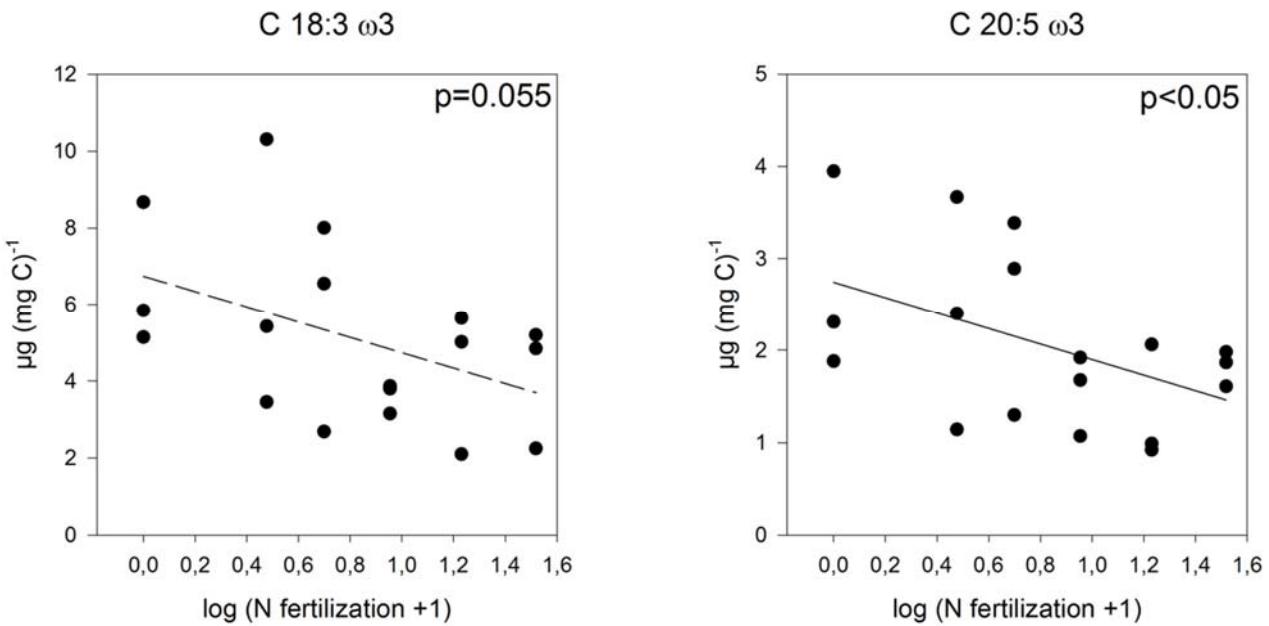


Fig. 1: Scatter plot of PUFA amount of C18:3 ω 3 (left) and C20:5 ω 3 (right) against the N fertilization gradient. Indicated are regression lines. Solid line: $p<0.05$, dashed line: $p<0.1$.

Discussion and Conclusions

The results of this study show that increasing N load and changing nutrient N:P relationships were able to influence the phytoplankton trophic level in this oligotrophic environment. We found no stoichiometric response to increasing N load during the phytoplankton maximum and in the descending phase. However, increasing N supply seems to lead to declining PUFA contents in phytoplankton. In a similar experiment in an oligotrophic lake, it was shown that shifts in the phytoplankton community composition with increasing N supply were rare and mainly concerned chrysophytes (Poxleitner et al. 2016). Chrysophytes consist of relatively low amounts of C18:3 ω 3 and C20:5 ω 3 (Taipale et al. 2013). For our study, it remains to be verified if such changes in the community composition led to the observed changes in PUFA content. Other than community changes, internal physiological adaptations to P limitation may have led to the investigated pattern, since it was observed that the content of some PUFAs in algae can be reduced under P limitation (Müller-Navarra 1995). Besides seston stoichiometry, the PUFA content is an indicator for food quality for zooplankton (Müller-Navarra 1995) and it was shown in lab experiments that Daphnia reach higher growth rates with PUFA rich food (Müller-Navarra et al. 2000; Wacker and Elert 2001). Therefore, the observed trend to lower Daphnia densities may be a result of declining PUFA contents.

The increasing N supply in our field experiment indicates that increased N:P ratios seem to change the PUFA composition of natural phytoplankton communities. As a consequence, the trophic level of zooplankton might be negatively affected through less nutritious food and subsequently Daphnia densities could decrease.

Acknowledgements

This project was financed by the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG Tr 1126/1-1). We are grateful for the technical support A. Wild, A. Weigert, M. Feissel, K. Preuß and a lot of helpers: M. Deucman, M. Ilic, N. Kipferler, E. Motivans, C. Schmid, L. Walheim and D. Wolke.

References

- Hecky, R. E. and Kilham, P. (1988): Nutrient limitation of phytoplankton in fresh-water and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography*, 33: 796–822.
- Lentz, A. (2015): Influence of increased nitrogen supply on the food web interactions in an oligotrophic lake. Masterarbeit, Ludwig-Maximilians-Universität München: 1-51.
- Müller-Navarra, D.C. (1995): Biochemical versus mineral limitation in *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, 40:1209-1214.
- Müller-Navarra, D.C., Brett, M.T., Liston, A.M, Goldman, C.R. (2000): A highly unsaturated fatty acid predicts carbon transfer between primary producers and consumers. *Nature* 403: 64-77.
- Poxleitner, M., Trommer, G., Lorenz, P., Stibor, H. (2016): The effect of increased nitrogen load on phytoplankton in a phosphorus-limited lake. *Freshwater Biology*, 61: 1966-1980.
- Schindler, D. W. (1977): Evolution of phosphorus limitation in lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science*, 195: 260–262.
- Taipale, S., Strandberg, U., Peltomaa, E., Galloway, A.W.E., Ojala, A., Brett, M.T. (2013): Fatty acid composition as biomarkers of freshwater microalgae: analysis of 37 strains of microalgae in 22 genera and in seven classes. *Aquatic Microbial Ecology*, 71: 165-178.
- Vitousek, P.M., Howarth, R.W. (1991): Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13: 87-115.
- Wacker, A., von Elert, E. (2001): Polyunsaturated fatty acids: evidence for non-substitutable biochemical resources in *Daphnia galeata*. *Ecology* 82: 2507-2520.

Mikroplastik als Vektor für Umweltgifte in die Nahrungskette? Untersuchungen in Mikrokosmen zum Sorptionsverhalten von Schwermetallen an Plastikpartikel

Iris Wicht¹ & Armin Blöchl²

¹ Institut für Biologie und Chemie, Stiftung Universität Hildesheim; E-Mail: iris.wicht@gmail.com

² Institut für Tierökologie und Zellbiologie, Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover;

E-Mail: armin.bloechl@tiho-hannover.de

Keywords: Mikroplastik, Schwermetalle, Süßwasser, Zebramuscheln, Bioakkumulation

Einleitung

Kunststoffe, insbesondere Mikroplastikpartikel, stellen eine zunehmende Bedrohung für die aquatische Umwelt dar. Der stetige Zerfall von Makroplastikpartikeln und der Eintrag von primären Mikroplastikpartikeln verursachen einen kontinuierlichen Anstieg der Mikroplastikkonzentration in der Umwelt. Während größere Plastikteile zum Verheddern, Ersticken oder zum Hungertod führen können, sind die Auswirkungen auf den Organismus durch die Aufnahme von Mikroplastikpartikeln noch wenig erforscht. Mikroplastikpartikel werden von Organismen häufig mit der Nahrung aufgenommen und gelangen so in die Nahrungskette (COLE et al. 2011, GESAMP 2015, ROCHMAN et al. 2013). Auch wird angenommen, dass die Bioverfügbarkeit der Kunststoffpartikel mit abnehmender Partikelgröße bei gleichzeitig steigender Konzentration immens steigt und auch für Organismen aus der unteren trophischen Ebene zugänglich wird. Als Transportmedium für Umweltgifte kann Mikroplastik zudem eine ökotoxikologische Gefahr für aquatische Organismen darstellen (BROWNE et al. 2008, COLE et al. 2013, FARRELL & NELSON 2013, VON MOOS et al. 2012). Im Fokus bisheriger Studien zum Vorkommen, zur Verbreitung sowie zu den Auswirkungen von Mikroplastik sowohl auf die Umwelt als auch auf Organismen steht überwiegend das marine Ökosystem als Endpunkt für den in die Umwelt eingebrachten Kunststoffmüll. Für limnische Ökosysteme existieren dagegen vergleichsweise nur sehr wenige Studien in diesem Themengebiet. Die weitere Forschung über den Eintrag von Kunststoffabfällen und deren potentiellen Gefahren für limnische Ökosysteme ist daher von hoher Bedeutung.

Material und Methoden

Expositionsversuche zum Sorptionsverhalten von Umweltgiften an Mikroplastikpartikeln

Im Rahmen einer Masterarbeit sollte das Bindungs- und Transportpotenzial von Mikroplastikpartikeln für ausgewählte Schwermetalle in Süßwasser überprüft werden. Verschiedene Polymere verfügen über unterschiedliche Adsorptionsfähigkeiten (ROCHMAN et al. 2014). Aus diesem Grund wurden zunächst zwei Polymere für die Untersuchung verwendet. Es wurden jeweils 5 g Polyamid12- (PA12) und Polyethylen- (PE) Pulver mit einer durchschnittlichen Partikelgröße von 25 µm und 150 µm in einer Schwermetalllösung aus Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Zink (Zn) in Süßwasser exponiert. Die Expositionsdauer betrug vier bis zwölf Wochen. Nach jeweils zwei Wochen wurden zwei Proben zur

Doppelbestimmung entnommen und für die Analyse mittels ICP-MS vorbereitet. Hierzu wurden adsorbierte Schwermetalle durch Säureextraktion mit konz. HCl auf einem Schüttler rückgelöst. Die Analyse der gewonnenen Eluate erfolgte im Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH (CUTEC). Die Feststoffkonzentrationen wurden anhand der folgenden Formel ermittelt:

$$\text{Feststoffkonzentration [ppm]} = \frac{\text{Gerätekonz.} \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] * \text{Volumen [ml]} * \text{Verdünnungsfaktor}}{\text{Einw aage Frischgewicht [g]}}$$

Fütterungsversuche mit Dreissena polymorpha

In einem weiteren Versuchsansatz wurden Zebramuscheln über einen Zeitraum von zwei bis zwölf Wochen mit einem Gemisch aus schwermetallkontaminierten Polyamidpartikeln (Pb, Cd, Zn) und Spirulina-Algen (1:10) gefüttert. In einem Rhythmus von zwei Wochen wurden jeweils vier Muscheln zur Analyse der Schwermetallkonzentrationen entnommen. Zuvor wurden die Muscheln für 48 Stunden ohne Fütterung zur vollständigen Defäkation gehältert, um eine Verfälschung der Ergebnisse durch Mikroplastikpartikel im Darm möglichst auszuschließen. Zur Probenvorbereitung wurden die Weichkörper von der Schale getrennt und in konz. Salzsäure gelöst. Die Analyse der Weichkörper erfolgte ebenfalls durch das CUTEC Institut GmbH (ICP-MS).

Ergebnisse und Diskussion

Expositionsversuche zum Sorptionsverhalten von Schwermetallen an Mikroplastik

Im Folgenden werden nur die Ergebnisse für PE detailliert erläutert, da bei PA12 lediglich die Adsorption von Blei ($P = 0,016$) nachgewiesen wurde. Die Konzentrationen für Cadmium und Zink lagen unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze.

Abb. 1 zeigt die Feststoffkonzentrationen an PE für Blei (A), Cadmium (B) und Zink (C) als Säulen-Diagramme. Zusätzlich liefern entsprechende Streudiagramme einen Überblick über das Verhältnis der beiden Variablen Feststoffkonzentration und Expositionszeit (D-F). Die X-Achsen repräsentieren die Expositionszeit in Wochen. Die Y-Achsen zeigen die adsorbierten Konzentrationen in $\mu\text{g/g PE}$ [ppm]. Die Fehlerbalken geben den Standardfehler des Mittelwertes wieder. Die gepunktete Linie (AC) stellt den exponentiellen Anstieg zum Maximum dar ($C_t = C_{eq} (1 - e^{-kt})$). Die Gleichgewichtskonzentration ($\mu\text{g/g PE}$) für Pb beträgt 24,21 $\mu\text{g/g PE}$, für Cd 4,60 $\mu\text{g/g PE}$ und für Zn 3,36 $\mu\text{g/g PE}$. Bei den Streudiagrammen (DF) werden die mittleren Feststoffkonzentrationen ($\mu\text{g/g PE}$) im Verlauf der Expositionsdauer durch schwarze Punkte visualisiert. Die schwarze Linie repräsentiert jeweils die Regressionsgerade, die Auskunft über die Richtung eines möglichen statistischen Zusammenhangs gibt.

Die Ergebnisse zeigen einen deutlichen Anstieg der Schwermetallkonzentrationen in den ersten vier Expositionswochen im Vergleich zu den Referenzproben (Woche 0). Unter Abzug des Blindwertes zeigt die Pb-Konzentration (A) nach vier Wochen den höchsten Wert (33,28 $\mu\text{g/g PE}$) gegenüber Cd (6,37 $\mu\text{g/g PE}$) und Zn (3,90 $\mu\text{g/g PE}$). Es ist anzumerken, dass die Ausgangskonzentrationen dieselbe Reihenfolge besitzen. In den folgenden Wochen variieren die Konzentrationen leicht. Entsprechend sind die Werte für die untersuchten Metalle im verbleibenden Expositionsverlauf ähnlich. Eine signifikante Korrelation zwischen der Schwermetallkonzentration und der Expositionszeit konnte nicht beobachtet werden, welches durch die Streudiagramme veranschaulicht wird. Die Korrelationskoeffizienten für Blei ($R = 0,484$; $R^2 = 0,235$), Cadmium ($R = 0,437$; $R^2 = 0,191$) und Zink ($R = 0,647$; $R^2 = 0,419$) zeigen eine mittlere Korrelation zwischen der adsorbierten Schwermetallkonzentration und der Expositionszeit. Dies wird besonders deutlich, wenn der Blindwert außer Betracht gelassen wird.

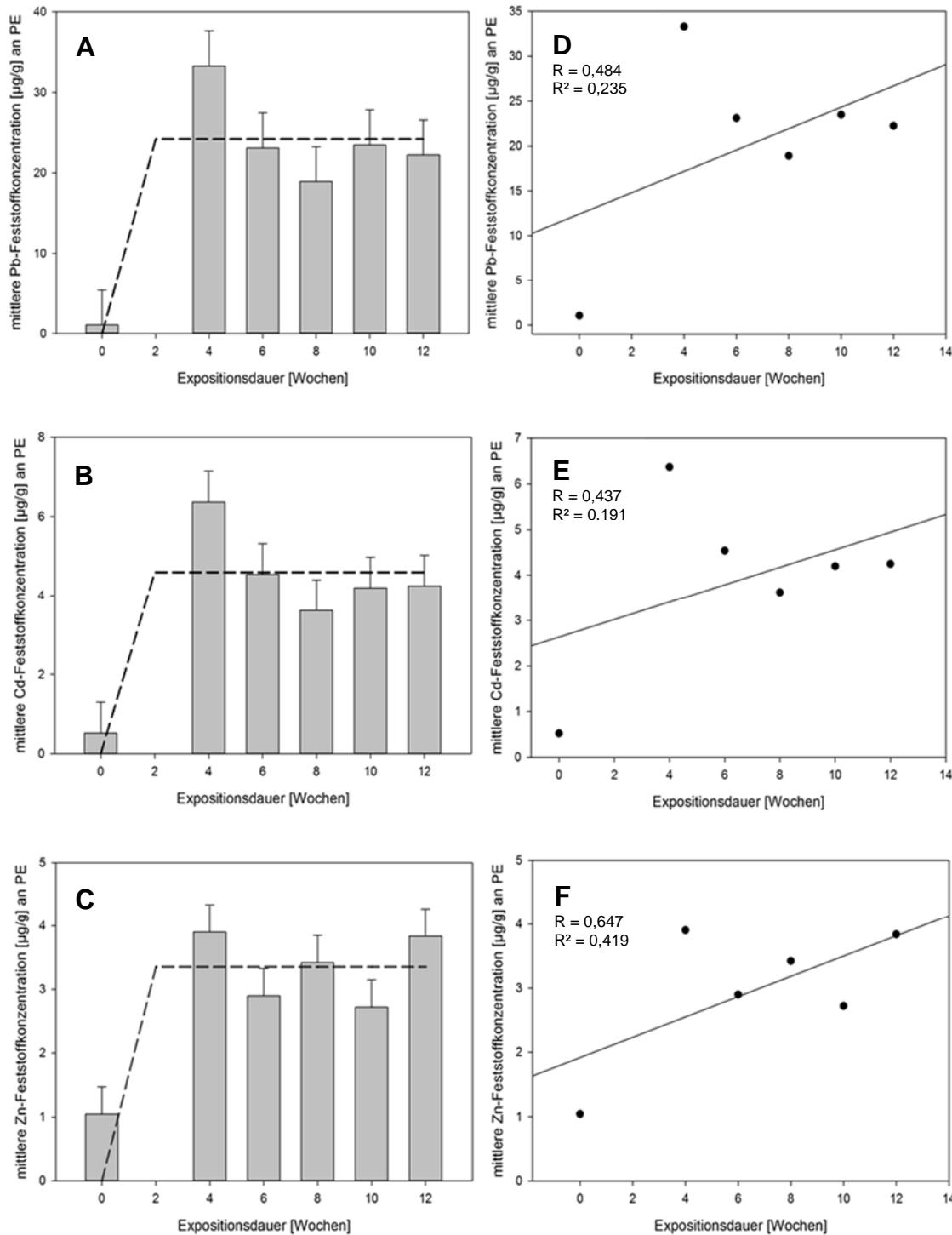
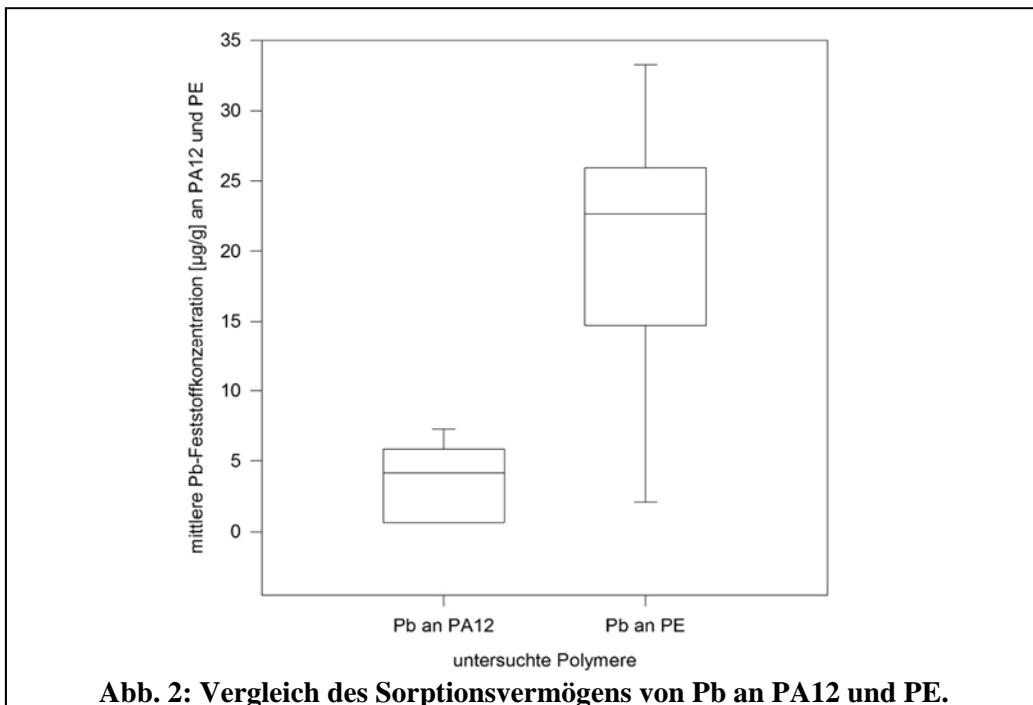


Abb. 1: Feststoffkonzentrationen für Pb, Cd und Zn an PE über zwölf Wochen. (A) Adsorption von Pb an PE, (B) Adsorption von Cd an PE, (C) Adsorption von Zn an PE. Die grauen Balken zeigen die jeweiligen Schwermetallkonzentrationen am PE-Pulver in $\mu\text{g/g}$ [ppm]. Die gestrichelte Linie stellt den prognostizierten Anstieg zum Maximum dar. Die Fehlerbalken repräsentieren den Standardfehler. (D) Zusammenhang zwischen Pb-Feststoffkonzentration und Expositionzeit, (E) Zusammenhang zwischen Cd-Feststoffkonzentration und Expositionzeit, (F) Zusammenhang zwischen Zn-Feststoffkonzentration und Expositionzeit. Die schwarzen Punkte stellen die mittleren Feststoffkonzentrationen dar [$\mu\text{g/g}$ PE]. Die schwarze Linie beschreibt jeweils die Regressionsgerade.

Ein Vergleich des Sorptionsvermögens von Blei an PA12 und PE zeigt deutliche Unterschiede zwischen den untersuchten Polymeren ($P = 0,026$) (s. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Der Median für Blei an PA12 liegt bei $4,14 \mu\text{g/g}$ PA12. Der Median für Blei an PE beträgt $22,68 \mu\text{g/g}$ PE. Das mittlere Sorptionsvermögen für Blei an PE ist damit etwa 5,5-mal höher als das für Blei an PA12.



Bei Betrachtung der Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen im Laufe der Expositionsdauer fällt auf, dass die höchsten ermittelten Feststoffkonzentrationen für alle drei Elemente nach vier Wochen nachgewiesen werden konnten. Dies kann entweder durch die generellen Schwankungen der Schwermetallkonzentrationen im Laufe der Expositionsdauer begründet werden oder durch eine mögliche Sättigung der PE-Partikel nach bereits vier Wochen Exposition. Im Rahmen weiterführender Forschungen sollte dieser Sachverhalt durch eine Erhöhung der Stichprobenzahl sowie einer Modifizierung der methodischen Vorgehensweise untersucht werden. Veränderungen in der Methodik könnten beispielsweise durch eine Verringerung des Abstandes der Probenahmezeitpunkte erfolgen. Eine wöchentliche Probenahme würde eine Betrachtung der anfänglichen Entwicklung des Sorptionsverhaltens der Schwermetalle an den Mikroplastikpartikeln erlauben. Dies würde wiederum Aussagen über eine mögliche Sättigung der PE-Partikel nach vier Wochen Exposition ermöglichen.

Das differente Sorptionsvermögen von Blei an den beiden Polymeren könnte durch unterschiedlich starke elektrostatische Wechselwirkungen zwischen den Metallen und dem Mikroplastik begründet werden. Die elektrostatische Anziehung positiv und negativ geladener Ionen bildet die Basis ionischer Bindungen, die vor allem zwischen Metallen und Nichtmetallen auftreten (HOLLEMANN et al. 1995).

*Fütterungsexperimente mit *Dreissena polymorpha**

Die Ergebnisse zeigen, dass an die Mikroplastikpartikel sorbierten Schwermetalle über die Nahrung in die Zebramuscheln transportiert und im Weichgewebe angesammelt werden können (Abb. 3). Die Schwermetallkonzentrationen für die nicht-essentiellen Metalle Blei und Cadmium liegen unterhalb der Nachweigrenze. Aus diesem Grund wird nur das essentielle Schwermetall Zink näher betrachtet.

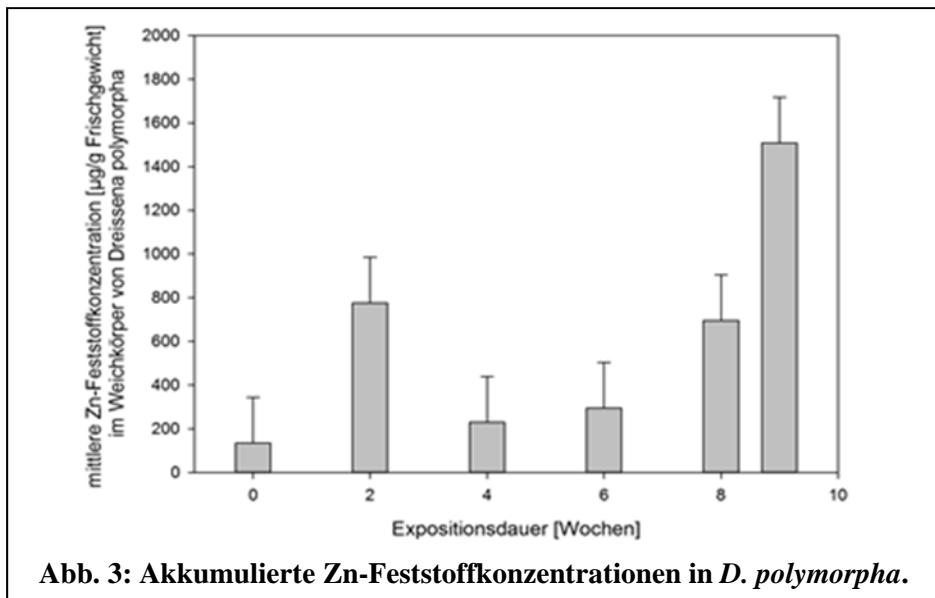


Abb. 3 zeigt die mittleren Zn-Konzentrationen (graue Balken), die im Weichgewebe der Muscheln nachgewiesen wurden. Die X-Achse beschreibt die Expositionsdauer [Wochen] und die Y-Achse die mittlere Zn-Konzentration [$\mu\text{g/g}$ Frischgewicht] im Weichkörper von *D. polymorpha*. Die Fehlerbalken repräsentieren den Standardfehler des Mittelwerts. Die Zinkkonzentrationen variieren stark zwischen den Expositionszeiten. Diese Schwankungen sind auf große Unterschiede zwischen den einzelnen Werten der Doppelbestimmung (z.B. 1.150,4 und 241,7 $\mu\text{g/g}$ Frischgewicht) zurückzuführen. Diese Abweichungen könnten durch den Verbleib kontaminiierter Mikroplastikpartikel im Verdauungstrakt der Muscheln hervorgerufen worden sein. Ein weiterer Grund kann eine unterschiedliche Filtrationsleistung der Muscheln sein, sodass einige Muscheln deutlich mehr Mikroplastikpartikel aufgenommen haben als andere. Ebenso könnte eine verminderte interne Regulation von Zink Grund für die Abweichungen sein. Zink reichert sich in Zebramuschen überwiegend im Fuß und in der Byssusdrüse an, über welche die Muscheln in der Lage zur Exkretion von Zink sind. Die Regulation erfolgt in Abhängigkeit zur externen Zinkkonzentration (LUSCHÜTZKY 2005).

Anhand der Ergebnisse wird deutlich, dass die an den Mikroplastikpartikeln gebundenen Schwermetalle mit der Nahrung in die Zebramuschen transportiert werden können und dort akkumulieren. So konnte eine Akkumulation von Zink über die Mikroplastikpartikel aus der Nahrung in das Muschelgewebe nachgewiesen werden ($P = 0,020$). Die Bioakkumulation von an Kunststoffen gebundenen Schwermetallen in *D. polymorpha* sollte zur Erhärtung der gewonnenen Erkenntnisse in fortführenden Experimenten weiter untersucht werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Mikroplastik und Schwermetalle stellen zwei wesentliche Quellen der Gewässerverschmutzung dar. Bisherige Studien zeigen, dass Kunststoffabfälle bereits allgegenwärtig in der aquatischen Umwelt sind. Dabei stellen sie nicht nur eine globale Bedrohung für marine Ökosysteme, sondern auch für limnische Ökosysteme dar. Die zunehmende Akkumulation von Mikroplastik in der Umwelt hat direkte Auswirkungen auf die aquatischen Ökosysteme. Zum einen werden die physikalischen und chemischen Eigenschaften von Gewässern und Sedimenten beeinflusst. Zum anderen sind die an den Lebensraum Wasser gebundenen Organismen durch Kunststoffabfälle gefährdet. Die Verstrickung oder die aktive und passive Einnahme von Kunststoffen sind Beispiele für das Gef rdungspotential

durch Kunststoffabfälle. Darüber hinaus ist anzunehmen, dass die gesundheitlichen Risiken für Organismen je nach Kunststofftyp und -größe variieren, da sie unterschiedliche Sorptionseigenschaften von Umweltgiften aus dem umgebenden Medium aufzeigen. Aber auch die Faktoren Raum und Zeit spielen für die Risikobewertung von Kunststoffabfällen eine wichtige Rolle. Je länger die Kunststoffabfälle in der aquatischen Umwelt verweilen, desto stärker sind die Einflüsse durch Wasser und Sonneneinstrahlung. Als Folge von Wellenbewegungen und Photo-Degradation werden die Kunststoffe porös, wodurch das Oberflächen-Volumen-Verhältnis der Partikel stark ansteigt und deutlich mehr Umweltgifte an den Kunststoffpartikeln binden können (ROCHMAN et al. 2013). Ob Mikroplastik als Vektor für Umweltgifte auch unter realen Umweltbedingungen ein gesundheitliches Risiko für Organismen darstellt und ob eine Bioakkumulation und Biomagnifikation auch in höhere Trophieebenen reicht, ist in umweltrelevanten Langzeitstudien mit unterschiedlichen Polymertypen und Arten unterschiedlicher Trophieebenen zu überprüfen.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Masterarbeit. Hierzu möchte ich insbesondere Prof. Dr. Uwe Kierdorf (Institut für Biologie und Chemie, Universität Hildesheim) für die hilfreichen Anregungen und die konstruktive Kritik bei der Erstellung der Arbeit danken. Ein besonderer Dank geht auch an Tanja Fischer (Institut für Biologie und Chemie, Universität Hildesheim) für die tolle Unterstützung im Labor. Ebenso möchte ich Herrn Dr. Axel Fischer (Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH) für die gute Zusammenarbeit danken.

Literatur

- BROWNE, M., DISSANAYAKE, A., GALLOWAY, T., LOWE, D., THOMPSON, R. (2008): Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). Environmental Science & Technology, 42, (13), 5026–5031.
- COLE, M., LINDEQUE, P., HALSBAND, C., GALLOWAY, T. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. Mar. Pollut. Bull. 62, (12), 2588–2597.
- COLE, M., LINDEQUE, P., FILEMAN, E., HALSBAND, C., GOODHEAD, R., MOGER, J., GALLOWAY, T. (2013): Microplastic ingestion by zooplankton. Environ. Sci. Technol. 47, (12), 6646–6655.
- FARREL, P. & NELSON, K. (2013): Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). Environ. Pollut. 177: 1–3. doi: 10.1016/j.envpol.2013.01.046. PMID: 23434827.
- GESAMP (2015): Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, GESAMP Rep. Stud. No. 90, 96.
- HOLLEMAN, A., WIBERG, E., WIBERG, N. (1995): Lehrbuch der anorganischen Chemie. de Gruyter, Berlin, 101. Aufl., 2033.
- LUSCHÜTZKY, E. (2005): Schwermetallbelastung von Dreissena polymorpha in Donau und Drau und ihre Bedeutung als Bioindikator. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 17(2), 68-76.
- ROCHMAN, C. (2013): Plastics and priority pollutants: a multiple stressor in aquatic habitats. Environ. Sci. Technol. 47, (6), 2439–2440.
- ROCHMAN, C., HENTSCHEL, B., TEH, S., MEADOR, J. (2014^a): Long-Term Sorption of Metals Is Similar among Plastic Types – Implications for Plastic Debris in Aquatic Environments. PLoS ONE 9, (1), e85433.

ISBN 978-3-9818302-1-7