Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung

Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, 2008

Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung

Deutscher Rat für Landespflege

Nr. 81
2008

ISSN 0930-5165

Deutscher Rat für Landespflege

Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch *Strahlwirkung*

Gutachtliche Stellungnahme und Ergebnisse des Projektes „Potenziale der Fließgewässer zur Kompensation von Strukturdefiziten („Strahlwirkung“)“ vom 01. Oktober 2006 bis 30. November 2007

Das Projekt wurde gefördert durch das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen und die Lennart-Bernadotte-Stiftung.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

NRW.

LENNART-BERNADOTTE-STIFTUNG

Heft 81 - Januar 2008

SCHRIFTENREIHE DES DEUTSCHEN RATES FÜR LANDESPFLEGE

ISSN 0930-5165

Herausgegeben vom Deutschen Rat für Landespflege e. V. (DRL)

Redaktion: Dipl.-Ing. Angelika Wurzel
Dipl.-Biol. Ute Borchers
Dipl.-Biol. Melanie Drews
Petra Weinberger

Fachbetreuung im MUNLV NRW: Dr. Ulrike Frotscher-Hoof

Ein Nachdruck mit Quellenangabe kann kostenlos vorgenommen werden,
jedoch wird um Zusendung eines Belegexemplars gebeten.

Beiträge, die nicht ausdrücklich als Stellungnahme des Deutschen Rates für Landespflege gekennzeichnet sind, stellen die persönliche Meinung der Verfasser/innen dar.
Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter.

Herstellung und Auslieferung:
Druck Center Meckenheim (DCM)
Eichelnkampstraße 2, 53340 Meckenheim

Papier dieser Ausgabe aus chlorfrei gebleichtem Zellstoff

Inhalt

Seite

Deutscher Rat für Landespflege — Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch *Strahlwirkung* . . . 5
1 Anlass und Ziel . . . 5
2 Das Konzept *Biotopverbund* . . . 7
3 Definition des Begriffes *Strahlwirkung* . . . 8
4 Grundlagen . . . 9
5 Elemente und Aspekte der *Strahlwirkung* . . . 11
6 Empfehlungen für Maßnahmen . . . 15
7 Summary . . . 19
8 Glossar . . . 19
9 Literatur . . . 20

Beiträge:

Petra Podraza — Strahlwirkung in Fließgewässern – erste Herleitungen aus vorliegenden Untersuchungen und Empfehlungen zur Methodik weitergehender Auswertungen . . . 21

Michael Reich — Bedeutung der Strahlwirkung in Fließgewässern in Zusammenhang mit der Biotopverbundfunktion . . . 26

Cornelia Schütz, Andreas Neitzke & Margret Bunzel-Drüke — Anmerkungen zur Fernwirkung strukturell intakter Fließgewässerabschnitte auf die Fischfauna . . . 29

Uwe Koenzen — Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern – Hinweise für gezielte Maßnahmen zur Kompensation von Strukturdefiziten unter Berücksichtigung der Strahlwirkung –. . . . 35

Hannes Schimmer — Die Fließgewässerlandschaften Nordrhein-Westfalens – Besonderheiten im Tiefland . . . 43

Martin Halle — Verfahrensbasierte Ermittlung erforderlicher Breiten für Gewässerentwicklungskorridore zur Zielerreichung gemäß WRRL unter Berücksichtigung der „Strahlwirkungen“ . . . 47

Margret Bunzel-Drüke, Olaf Zimball & Cornelia Schütz — Untersuchung zum Einfluss naturnah umgestalteter Flussabschnitte auf die Fischfauna ausgebauter Gewässer am Beispiel der Lippe . . . 54

Armin Lorenz — Wiederbesiedlung und potenzielle Strahlwirkung am Beispiel des Makrozoobenthos . . . 63

Klaus van de Weyer — Aquatische Makrophyten in Fließgewässern des Tieflandes – Mögliche Maßnahmen zur Initiierung der Strahlwirkung . . . 67

Ulrich Detering — Renaturierungsprojekte an der Lippe – Ergebnisse und Einschätzungen aus der Erfolgskontrolle . . . 71

Thomas Lucker — Wirkungen von Revitalisierungsmaßnahmen am Beispiel des Ise-Projektes . . . 76

Jochen Lacombe — Die Fließgewässerlandschaften Nordrhein-Westfalens – Besonderheiten der Mittelgebirge . . . 81

Andreas Schattmann — Einschätzungen zu den Anforderungen an Strahlquellen – Fließgewässer des Mittelgebirges (Typ 5) . . . 86

Heike Popp & Gottfried Lehr — Renaturierungsprojekte in Hessen am Beispiel der Wisper und der Nidda – Versuch einer Erfolgsbewertung . . . 93

Thomas Hübner — Die Biotopverbundplanung am Rhein 96

Mario Sommerhäuser & Rudolf Hurck — Aufbau des Arteninventars in isolierten, renaturierten Gewässerabschnitten im städtischen Bereich – Trittsteine und Strahlwirkung im Emschergebiet 101

Elisabeth Irmgard Meyer — Wiederbesiedlung sommertrockener Gewässer – Hinweise zu Mechanismen und Potenzialen der Strahlwirkung 106

Gerhard Schaber-Schoor — Einschätzungen zur Regeneration von hydromorphologischen Defiziten durch eigendynamische Gewässerentwicklung am Beispiel eines ehemaligen Floßbaches im Nordschwarzwald. 113

Stefan Schmutz, Andreas Melcher, Susanne Muhar, Andreas Zitek, Michaela Poppe, Clemens Trautwein & Mathias Jungwirth — MIRR - Model-based Instrument for River Restoration Entwicklung eines strategischen Instruments zur integrativen Bewertung ökologischer Restaurationsmaßnahmen an Fließgewässern 119

Falko Wagner & Jens Arle — Zusammenhang zwischen ökologischem Zustand und der Gewässerstruktur – Hinweise auf eine mögliche Strahlwirkung 123

André Niemann & Uwe Koenzen — Unterstützung der Strahlwirkung durch Maßnahmen an Fließgewässern im Zusammenhang mit der Regenwasserbehandlung 128

Verzeichnis der bisher erschienenen Hefte 135

Verzeichnis der Ratsmitglieder 138

Lebhafte Diskussionen und Denkanstöße um die Strahlwirkung ergaben sich während drei Veranstaltungen im Projekt, oben im Workshop 3 am Möhnesee und unten im Workshop 1 der Auftaktveranstaltung in Essen. (Fotos: Ruhrverband und Aktion Fischotterschutz (rechts oben)).

Deutscher Rat für Landespflege

Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch *Strahlwirkung*

Zusammenfassung: Die Ergebnisse gezielter Untersuchungen der Gewässerstruktur im Einzugsgebiet der Ruhr und an Fließgewässern anderer Bundesländer deuten darauf hin, dass naturnahe Gewässerabschnitte eine positive Wirkung auf benachbarte, strukturell überprägte Gewässerabschnitte haben, also eine Zustandsverbesserung bewirken. Diese *Strahlwirkung* beruht auf der aktiven oder passiven Migration von Tieren und Pflanzen im Gewässer oder Gewässerumfeld. Sie indiziert den guten ökologischen Zustand oder das gute ökologische Potenzial im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie in einem Fließgewässerabschnitt durch die biologischen Qualitätskomponenten, obwohl die Gewässerstruktur (noch) nicht optimal ist.

Ausgangsbereich der *Strahlwirkung* ist ein naturnaher Gewässerabschnitt, der *Strahlursprung*, der sich durch eine dem Gewässertyp entsprechende stabile, arten- und individuenreiche Biozönose auszeichnet. Es handelt sich also grundsätzlich um Fließgewässerstrecken, die sich in sehr gutem oder gutem Zustand befinden. Elementar ist die vom Gewässertyp abhängige Mindestgröße des *Strahlursprungs* – sie muss über die Maßnahmenplanung gesichert werden. *Strahlursprünge* müssen nicht zwangsläufig im Hauptlauf des Fließgewässers lokalisiert sein: Unterhalb von Querbauwerken oder anderen Unterbrechungen des Fließgewässerkontinuums wirken vielfach einmündende Nebengewässer, Altwässer oder andere Gewässerbereiche (z. B. Buhnenfelder) als *Strahlursprung*. Der sich anschließende *Strahlweg* ist die Gewässerstrecke, auf der sich Organismen vom *Strahlursprung* ausgehend passiv oder aktiv fortbewegen. Eine Besiedlung ist auf dieser Strecke aufgrund von Strukturdefiziten kaum möglich – es findet lediglich eine Migration statt. *Trittsteine*, also kleine, strukturreiche Gewässerabschnitte mit guten Habitateigenschaften, können zumindest zeitweise besiedelt werden und verlängern so den *Strahlweg*. Die *Strahlwirkung* kann das Mehrfache der Ausdehnung eines *Strahlursprungs* betragen.

Noch bestehende Wissenslücken zur *Strahlwirkung* sind durch eine weitere Vertiefung der Grundlagen- und anwendungsorientierten Forschung zu schließen, um die fundierte Weiterentwicklung des fachlichen Regelwerks zu unterstützen.

Gewässerentwicklung im ökologischen Sinn und im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie kann keine sektorale Aufgabe sein, sondern ist in die Planungsprozesse der Raumordnung, der Landespflege und des Städtebaus einzubinden. Dabei sind Renaturierungsmaßnahmen für Gewässer neu auszurichten: statt der derzeitigen isolierten Betrachtung einzelner Gewässerabschnitte müssen benachbarte Gewässerabschnitte oder Wasserkörper mitberücksichtigt werden. Dem entsprechend regt der DRL an, die Maßnahmen nach Kenntnis der funktionalen Zusammenhänge des Fließgewässerökosystems und nach dem Maximalprinzip der Ökonomie durchzuführen und liefert umsetzungsorientierte Vorschläge zur räumlichen Dimensionierung von Maßnahmen.

Durch die Kenntnis und Nutzung der *Strahlwirkung* kann die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wesentlich kosteneffizienter gestaltet werden. Gezielte, räumlich begrenzte Maßnahmen zur Ausdehnung und Vernetzung von Lebensräumen und eine darauf ausgerichtete Gewässerunterhaltung können zur flächendeckenden Verbesserung des ökologischen Zustands führen. Der Mitteleinsatz kann optimiert werden, indem die Maßnahme im umzugestaltenden Abschnitt auf die erforderliche Mindestgröße zur Aktivierung der *Strahlwirkung* beschränkt bleibt, unter der Voraussetzung, dass ergänzend unterstützende Maßnahmen (z. B. Wegnahme von Barrieren oder Hinzufügen von *Trittsteinen*) auf dem *Strahlweg* im Fließgewässersystem umgesetzt werden.

Sogar „harte Restriktionsbereiche“ sind demnach möglicherweise für eine Verbesserung des ökologischen Zustands zugänglich, indem ein hierauf wirkender *Strahlursprung* geschaffen oder verbessert wird und im betrachteten Restriktionsbereich Elemente für den *Strahlweg* eingebracht werden.

1 Anlass und Ziel

Die Grundsätze der Wasserwirtschaft sind seit 1957 im Wasserhaushaltsgesetz niedergelegt, das seitdem mehrfach novelliert und aktuellen Bedürfnissen und Rahmenbedingungen angepasst wurde.

In der 6. Novelle von 1996 wurde der § 1 a (1) auf einen umfassenden Gewässerschutz ausgerichtet: „Die Gewässer sind als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern. Sie sind so zu bewirtschaften, dass sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch dem Nutzen einzelner dienen und vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen unterbleiben“ (WHG 1996). Mit dieser Formulierung erhielt die Sicherung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Fließgewässer schon frühzeitig einen dominanten Stellenwert in der nationalen Gewässerpolitik. Die Gewässerschutzpolitik der europäischen Gemeinschaft wurde mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) neu ausgerichtet (EG 2000). Die WRRL sieht die Gewässer mit ihrem Einzugsgebiet als eine Einheit an, deren Bestandteile Grundwasser, Oberflächenwasser, Übergangs- und Küstengewässer in enger Wechselwirkung stehen. Damit werden stärker als bisher die ökologische Funktion der Gewässer als Lebensraum für unterschiedliche Pflanzen und Tiere betrachtet sowie Ziele des Naturschutzes einbezogen.

Die WRRL gibt als Ziel vor, dass bis 2015 für alle Oberflächengewässer ein guter ökologischer und chemischer Zustand bzw. für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper ein guter chemischer Zustand und ein gutes ökologisches Potenzial erreicht werden müssen. Maßgebliche Kriterien für die Beurteilung des Gewässerzustandes sind vor allem die Gewässerfauna und -flora. Das Ergebnis der von der WRRL vorgeschriebenen Bestandsaufnahme weist für Deutschland aus, dass dieses Ziel nach derzeitigem Stand bei weniger als 5 % der Gewässer erreicht wird (LAWA 2004, BMU 2005). Bis 2009 sind Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme aufzustellen, um die von der WRRL gesetzte Zielvorgabe zu erfüllen.

Sowohl hinsichtlich der Zustandsbewertung als auch der erforderlichen Maßnahmen, deren Konkretisierung und Finanzierung bestehen Unsicherheiten und methodische Defizite. Darüber hinaus sind die Vorgaben der WRRL zur Mitberücksichtigung von Umwelt- und Ressourcenkosten, zur wirtschaftlichen Analyse und Kostendeckung und zur kosteneffizienten Maßnahmenkombination noch weitgehend offen – zumindest in ihrer praktischen Anwendung. Die WRRL fordert ausdrücklich, dass sich die Auswahl von Maßnahmen zur Beseitigung von Defiziten an Gewässern bzw. Verbesserung des Gewässerzustands auch an der Kosteneffizienz orientiert. Dabei ist die Berücksichtigung wirtschaftlicher Rahmenbedingungen für die Erreichung der anspruchsvollen Ziele der WRRL unerlässlich und erfordert eine Auswahl der wirtschaftlich günstigsten Instrumente und Maßnahmen. Es gilt folglich, in einem durchaus zeitkritischen Prozess das vorhandene Fachwissen, die bisherigen Erfahrungen und die Handlungsoptionen zu bündeln und in den Umsetzungsprozess einfließen zu lassen.

Methodische Überlegungen und gezielte Auswertungen nach der Methode AQEM/PERLODES (für die benthischen Makroinvertebraten[1]) in Verbindung mit Erhebungen der Struktur an Gewässern im Einzugsgebiet der Ruhr deuten darauf hin, dass naturnahe Gewässerabschnitte eine Wirkung auf benachbarte, strukturell überprägte Gewässerabschnitte im Sinne einer Zustandsverbesserung aufweisen (STENDER 2005).

Ausgehend vom derzeitigen Wissensstand untersuchte der Deutsche Rat für Landespflege (DRL) im vorliegenden, vom Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen sowie der Lennart-Bernadotte-Stiftung finanziell geförderten Projekt, wie im Sinne einer *Strahlwirkung* Gewässerbiozönosen in Restriktionsbereichen entkoppelt von einer lückenlosen Strukturverbesserung in dem betreffenden Bereich entwickelt werden können. So könnten gezielte Maßnahmen zur Zustandsverbesserung auf der Grundlage funktionaler ökosystemarer Zusammenhänge über den Ort der eigentlichen Maßnahme hinaus wirken und einen Beitrag zur Kosteneffizienz leisten. Damit soll die Anwendbarkeit des Naturschutzmodells „Trittsteinkonzept“ auf die *Strahlwirkung* von Maßnahmen an Fließgewässern als Parallele zum Biotopverbund geprüft werden.

In Nordrhein-Westfalen sind insbesondere Fließgewässerlandschaften des Tieflandes und des Mittelgebirges vorhanden. Um die regionalspezifischen Fragestellungen bearbeiten zu können, wurden zunächst drei öffentliche Experten-Workshops (in Essen, Münster und an der Möhnetalsperre) durchgeführt, anlässlich derer die „Unter-Regionen“ in Kurzvorträgen vorgestellt und Beobachtungen in Bezug auf mögliche *Strahlwirkungen* diskutiert wurden. Ferner wurden Erfahrungsberichte aus Baden-Württemberg, Hessen, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Thüringen und aus dem Nachbarland Österreich in die Diskussion einbezogen.:

Workshop 1, Ruhrverband Essen am 14. Dezember 2006

Prof. Dr. Günther FRIEDRICH:
Grundlagen - Mechanismen in Fließgewässern

Dipl.-Biol. Jochen LACOMBE:
Die Fließgewässerlandschaften Nordrhein-Westfalens - Besonderheiten der Mittelgebirge

Dr. Hannes SCHIMMER:
Die Fließgewässerlandschaften Nordrhein-Westfalens - Besonderheiten im Tiefland

Prof. Dr. Michael REICH:
Bedeutung der *Strahlwirkung* in Fließgewässern für den Naturschutz in Zusammenhang mit Biotopverbund- und Trittsteinfunktion

Dr. Uwe KOENZEN:
Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern - Hinweise für gezielte Maßnahmen zur Kompensation von Strukturdefiziten unter Berücksichtigung der *Strahlwirkung*

Dr. Petra PODRAZA:
Strahlwirkung in Fließgewässern - erste Herleitungen aus vorliegenden Untersuchungen und Empfehlungen zur Methodik weitergehender Auswertungen

Dr. Cornelia SCHÜTZ:
Strahlwirkung von strukturell intakten Fließgewässerabschnitten im Hinblick auf die Fischfauna

Workshop 2, Gut Havichhorst in Münster am 29. März 2007

Prof. Dr. Günther FRIEDRICH:
Anforderungen an Oberflächengewässer - Bedeutung und Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten für die Zielvorgaben im Gewässerschutz

Martin HALLE:
Flächenbedarf von Fließgewässern des Tieflandes

Dr. Klaus van de WEYER:
Makrophyten in Fließgewässern des Tieflandes - Mögliche Maßnahmen zur Initiierung der *Strahlwirkung*

Dr. Armin LORENZ:
Fließgewässerrenaturierung im Tiefland - Wiederbesiedlung und potenzielle *Strahlwirkung* am Beispiel des Makrozoobenthos

Dr. Margret BUNZEL-DRÜKE, Olaf ZIMBALL & Dr. Cornelia SCHÜTZ:
Untersuchungen zum Einfluss naturnah umgestalteter Gewässerabschnitte auf die Fischfauna ausgebauter Bereiche

Ulrich DETERING:
Renaturierungsprojekte an der Lippe – Ergebnisse und Einschätzungen aus den Erfolgskontrollen

Thomas LUCKER:
Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen am Beispiel des Ise-Projekts

Dr. Mario SOMMERHÄUSER & Rudolf HURCK:
Aufbau des Arteninventars in isolierten, renaturierten Gewässerabschnitten im städtischen Bereich

Prof. Dr. Elisabeth MEYER:
Wiederbesiedlung sommertrockener Gewässer - Hinweise zu Mechanismen und Potenzialen der *Strahlwirkung*

---

1 Wichtige Fachbegriffe sind im Glossar auf S. 19 erläutert.

Workshop 3, Möhnesee am 6. Juni 2007

Dr.-Ing. Thomas GRÜNEBAUM:
Strahlwirkung, was ist das? - Ansätze für eine Definition

Thomas HÜBNER:
Die Biotopverbundplanung am Rhein

Heike POPP & Gottfried LEHR:
Erfolgsbewertung von Renaturierungsprojekten in Hessen

Dr. Falko WAGNER & Dr. Jens ARLE:
Korrelationen zwischen ökologischem Zustand und Gewässerstruktur und Hinweise auf eine mögliche *Strahlwirkung*

Andreas SCHATTMANN:
Einschätzungen zu den Anforderungen an *Strahlquellen*

Andreas MELCHER:
Wie viele km Verbesserung sind für den „guten Zustand" erforderlich? - Bericht aus einem Projekt zur Fischfauna

Dr. Andreas HOFFMANN:
Erschließung größerer Gewässerabschnitte für die Fische im Mittelgebirge

Dr. André NIEMANN & Dr. Uwe KOENZEN:
Unterstützung der *Strahlwirkung* bei Maßnahmen an Fließgewässern im Zusammenhang mit der Regenwasserbehandlung

Dr. Gerhard SCHABER-SCHOOR:
Auswirkungen der Flößerei auf das Potenzial eines Mittelgebirgsbaches zur Kompensation von hydromorphologischen Defiziten.

Das Vorhaben wurde von einem aus den Ratsmitgliedern Prof. Dr. Günther FRIEDRICH, Dr. Thomas GRÜNEBAUM (verantwortlich), Prof. Dr. Werner KONOLD, Prof. Dr. Helmut MEUSER, Prof. Dr. h. c. Johann SCHREINER, sowie den Mitarbeiterinnen der Geschäftsstelle Dipl.-Biol. Ute BORCHERS und Dipl.-Ing. Angelika WURZEL zusammengesetzten Arbeitsausschuss begleitet. Der Arbeitsausschuss wertete die Vorträge und Diskussionen der Workshops sowie eine Befragung von Experten des 2. und 3. Workshops zur Abschätzung von *Strahlwirkungen* aus, führte weitere Literaturrecherchen durch und bereitete den Entwurf der nachfolgenden Stellungnahme vor, die vom Plenum des Rates nach eingehender Diskussion am 13. November 2007 in Essen verabschiedet wurde.

2 Das Konzept „Biotopverbund"

Als zu Beginn der 1980er Jahre auch der Deutsche Rat für Landespflege für den Aufbau eines Integrierten Schutzgebietssystems mit großflächigen Schwerpunkten und Vernetzungselementen (Bandstrukturen, Trittsteinen) als Vorläufer eines Biotopverbunds plädierte, geschah dies auf der Grundlage des damals noch recht jungen § 1 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) von 1976, nämlich dass Naturschutz und Landschaftspflege auf der gesamten Landesfläche durchzuführen seien. Der Gedanke war, dass Schutzgebiete nicht zufällig verteilt im Land liegen, sondern einander so zugeordnet sein sollten, dass eine funktionale Vernetzung zwischen Populationen in Form von Beziehungssystemen ermöglicht wird, um Lebensräume zu erhalten und den Bestand sowie die Ausbreitung von Arten in den für sie geeigneten Lebensräumen über die gesamte Landesfläche sicherzustellen.

Als Definition für ein integriertes Schutzgebiet sollte demnach gelten: „Ein integriertes Schutzgebietssystem ist ein zu entwickelndes Netz von Schutzgebieten, das aus allen naturraumspezifischen Biotopen in ausreichender Größe und in ökologisch funktionaler Verteilung im Raum besteht, unterschiedliche Schutzgebietskategorien umfasst und in dem die Schutzgebiete über spezifische naturnahe Landschaftsstrukturen miteinander verbunden sind" (DRL 1983, S. 6).

Nach heutiger Definition (aus BURCKHARDT et al. 2004, S. 8, 9) beschreibt der Begriff „Biotopverbund" die Erhaltung, die Entwicklung und die Wiederherstellung der räumlichen Voraussetzungen und funktionalen Beziehungen in Natur und Landschaft mit dem Ziel, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume langfristig zu sichern. Die räumlichen Voraussetzungen beziehen sich auf die Sicherung und Bereitstellung von Flächen für ein funktional zusammenhängendes „Netz", das landschaftstypische Lebensräume und Lebensraumkomplexe einbindet und das den Auswirkungen räumlicher Verinselung entgegenwirkt. Die funktionalen Beziehungen in einer Landschaft umfassen das ganze Spektrum ökologischer Prozesse, die das Vorkommen, die Verbreitung und das Verhalten von Lebensgemeinschaften von Tier- und Pflanzenarten bestimmen und beeinflussen. Dazu gehören sowohl die abiotischen Standortfaktoren wie Boden, Wasser, Klima/Luft, als auch biotische Einflussgrößen wie Nahrungsbeziehungen, Vermehrungs- und Anpassungsstrategien der Arten und Lebensgemeinschaften sowie der Einfluss des Menschen. Dabei sind nicht mehr nur die naturbetonten Lebensräume zu einem funktionsfähigen Gesamtraum zu vernetzen, sondern es sind auch solche Kulturbiotope unter dem Aspekt des Biotopverbundes zu behandeln, die eine wichtige Lebensraum- oder Verbundfunktion für die heimische Tier- und Pflanzenwelt haben. Tier- und Pflanzenpopulationen sind, beispielsweise bei sich ändernden Klimabedingungen, i. d. R. nur dauerhaft überlebensfähig, wenn die Möglichkeit reger Austausch-, Ausbreitungs- und Wanderungsbewegungen besteht. Der Prozess der Selbstregulierung zum Erhalt einer stabilen Metapopulation erfordert ein ausreichendes Angebot an Nahrungs-, Rückzugs- und Regenerationsbereichen, aber auch Ausweich- und Reservehabitaten, die in überbrückbarer Distanz zueinander liegen (STERNBERG 1995). Besonders wichtig für den Fortbestand einer Metapopulation sind einige stabile Lokalpopulationen (JEDICKE 1994).

Arten und ihre Lebensgemeinschaften besiedeln Landschaften entsprechend ihrer spezifischen Anforderungen an deren Ausstattung und Struktur. Diese beziehen sich einerseits auf die Qualität der Fläche an sich, die wesentlich durch die Flächengröße, die Ausprägung der Biotope (Bodenverhältnisse), die Vollständigkeit der Biotopkomplexe und ihre Unzerschnittenheit bestimmt wird. Andererseits beziehen sie sich auf die Lage im Raum, von der abhängt, ob ein Gebiet bzw. eine Fläche als Teil einer Verbundachse oder aufgrund seiner räumlichen Nähe zu anderen Gebieten als sonstige Verbindungsfläche oder -element einen Beitrag zum Biotopverbund leisten kann.

Beispiele für Biotopverbünde sind europaweit:

- Natura 2000 (Ökoplan Bonn/Brandenburg (Hg.) 1997); länderübergreifend
- das „Grüne Band", die ehemalige innerdeutsche Grenze (BfN 2007)
- der Biotopverbund Rhein (IKSR 2006, HÜBNER in diesem Heft)
- im weiteren Sinn das Projekt „Lebendiger Rhein - Fluss der 1000 Inseln" des NABU (www.lebendiger-rhein.de).

Daneben gibt es in allen Bundesländern regionale und lokale Biotopverbünde.

Die Idee und die Notwendigkeit des Aufbaus von Biotopverbünden auf unterschiedlichen Ebenen hat sich wissenschaftlich und praktisch durchgesetzt und ist Grundlage der Planung geworden. Der Aufbau eines länderübergreifenden Biotopverbunds, der mindestens 10 % der Landesfläche umfassen soll, ist mit der Novellierung 1998 Ziel des Bundesnaturschutzgesetzes geworden (§ 3 BNatSchG). Im Bereich der Land-, Forst- und Fischereiwirt-schaft werden die Länder im § 5 (3) BNatSchG verpflichtet, eine regionale Mindestdichte von zur Vernetzung von Biotopen erforderlichen linearen und punktförmigen Elementen (Saumstrukturen, insbesondere Hecken und Feldraine sowie Trittsteinbiotope) festzusetzen und geeignete Maßnahmen (planungsrechtliche Vorgaben, langfristige Vereinbarungen, Förderprogramme oder andere Maßnahmen) zu ergreifen, falls diese Mindestdichte unterschritten ist und solche Elemente neu einzurichten sind.

Das Konzept des Biotopverbunds mittels *Trittsteinen* betrifft grundsätzlich auch die Fließgewässerökosysteme (siehe Beiträge von REICH und HÜBNER in diesem Heft). In diesem Zusammenhang liegt der Schwerpunkt der Betrachtung zur Kompensation von Strukturdefiziten an Fließgewässern bei der möglichen *Strahlwirkung* von räumlich begrenzten Maßnahmen der Gewässerrenaturierung.

3 Definition des Begriffs *Strahlwirkung*

Strahlwirkung ist das Ergebnis des Prozesses der aktiven oder passiven Migration von Tieren und Pflanzen mit überwiegend hoher (Dispersions-)Dynamik aus dauerhafter Besiedlung im Gewässer oder Gewässerumfeld.

Strahlwirkung bezeichnet das Phänomen der Indikation des guten ökologischen Zustands oder Potenzials in einem Fließgewässerabschnitt durch die biologischen Qualitätskomponenten, ausgehend von benachbarten, direkt oder indirekt angebundenen Gewässerabschnitten in gutem oder sehr gutem Zustand. Dies gilt in dem betrachteten Abschnitt eines Fließgewässers auch für strukturelle Merkmale, die vom gewässertypbezogenen Leitbild abweichen. Anstelle des guten ökologischen Zustands oder Potenzials kann eine *Strahlwirkung* auf einen benachbarten Gewässerabschnitt dort jedoch auch einen lediglich deutlich verbesserten biologischen Zustand eines morphologisch defizitären Gewässerabschnitts bewirken. Auch das stellt einen großen Nutzen für das Gewässer dar.

Hingegen ist auch das Phänomen zu beobachten, das trotz guter struktureller Merkmale kein ökologisch guter Zustand besteht, weil Störungen des Gewässerzustands bzw. der Lebensräume in benachbarten Gewässerabschnitten die ökologische Funktionalität beeinträchtigen, z. B. durch Barrierewirkungen von Stauanlagen oder übermäßigen Feststoffeintrag (negative *Strahlwirkung*). Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf die positiven Aspekte der *Strahlwirkung*.

Die *Strahlwirkung* kann eine Erklärung dafür liefern, dass die lokale Besiedlungsstruktur und die daraus abgeleitete Bewertung des ökologischen Zustands anders ist, als nach den örtlichen hydromorphologischen Bedingungen zu erwarten wäre. Die örtlichen angepassten Lebensgemein-

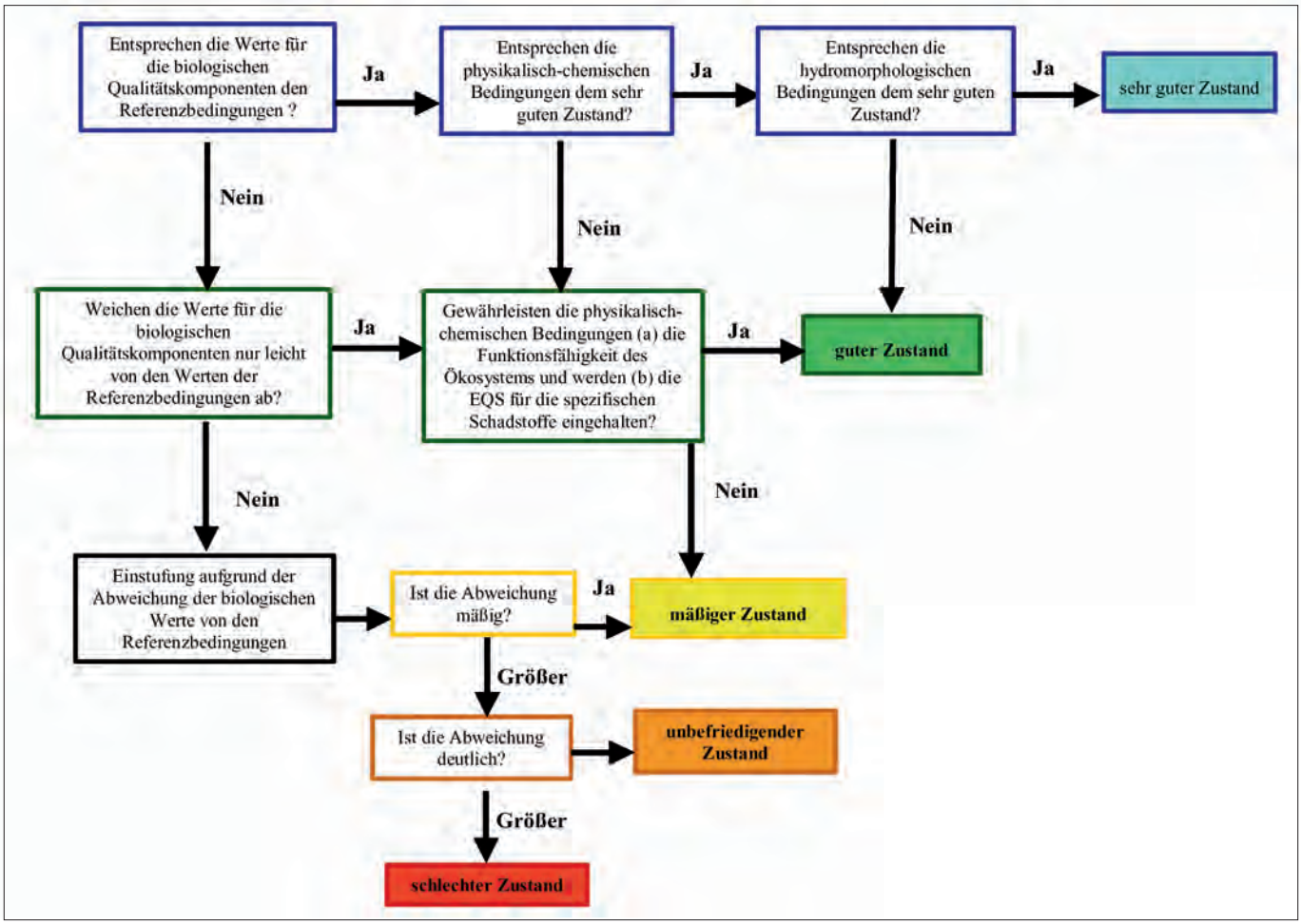


Abb. 1: Zusammenspiel biologischer, chemischer und hydromorphologischer Qualitätskomponenten bei der Klassifizierung des ökologischen Zustands (aus: IRMER, U. & RECHENBERG, B. 2006). EQS = Environmental Quality Standard.

schaften sind dabei immer im Zusammenhang mit der Zu- und Abwanderung der Organismen aus angrenzenden Lebensräumen zu sehen.

Es geht demnach um eine Differenzierung zwischen der letztlich entscheidenden Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials anhand biologischer Qualitätskomponenten und den strukturellen Merkmalen des Gewässers. Dabei stehen Gewässerstruktur und ökologischer Zustand eines Gewässers zwar in einem kausalen Zusammenhang; die funktionalen Zusammenhänge von Fließgewässern sind aber sehr komplex. Praktisch bedeutet dies, dass zur Erreichung des guten Zustandes die morphologischen Merkmale von denen des Referenzzustandes abweichen können.

Der Gewässerzustand wird auf Basis der verschiedenen Qualitätskomponenten und Randbedingungen schrittweise bewertet (Abb. 1).

Für die Bewertung der Fließgewässer sind nach der WRRL folgende biologische Elemente heranzuziehen: Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, Makrozoobenthos, Fische.

Die biologischen Qualitätskomponenten zeigen in Fließgewässern unterschiedliche Defizite an (siehe Kasten). Deshalb werden sie gemeinsam zur Bewertung des ökologischen Zustands herangezogen (Abb. 1; vgl. auch MELCHER in diesem Heft).

- Fische indizieren: Degradation großräumiger Strukturen, Versauerung, mangelnde Durchgängigkeit, Abflussveränderungen (z. B. Aufstau, Entnahme, Ausleitung), thermische Belastungen;
- Makrozoobenthos indiziert: Saprobie, Versauerung, Degradation kleinräumiger Strukturen;
- Makrophyten/Phytobenthos indizieren: Trophie, strukturelle Degradation, Versauerung, Versalzung; Degradation kleinräumiger Strukturen;
- Phytoplankton indiziert: Trophie, Verweilzeit des Wassers.

Anmerkung: Pflanzen indizieren einen Trophiestatus. Nährstoff selbst wird nicht angezeigt, z. B. wachsen bei extremer Beschattung keine Wasserpflanzen trotz hoher Nährstoffkonzentrationen.

Für die biologischen Qualitätskomponenten sind in der WRRL keine europaweit einheitlichen Bewertungsverfahren festgeschrieben. Diese werden auf nationaler Ebene entwickelt. Vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), dem Umweltbundesamt (UBA) und mehreren Bundesländern wurden in den letzten Jahren verschiedene Forschungsvorhaben gefördert, deren Ergebnisse die Grundlage für die Praxiserprobung durch die Länder sind. Auf deren Grundlage erfolgte bzw. erfolgt die deutschlandweite Standardisierung der Bewertung der Fließgewässer nach den Vorgaben der WRRL. Gleichzeitig wird auf europäischer Ebene beim CEN (Comité Européen de Normalisation = Europäische Normungsorganisation) die Vereinheitlichung der Untersuchungsmethoden und Bewertungsverfahren vorangetrieben.

Strahlwirkung bezieht sich nicht auf Einzelorganismen, sondern immer auf Lebensgemeinschaften mit entsprechenden Abundanzen und Altersstrukturen der beteiligten Arten. Zudem bewirkt sie nicht in jedem Fall einen stabilen, sich selbst reproduzierenden Bestand der relevanten Organismen in dem betrachteten Gewässerabschnitt, wenn die artspezifischen Habitatansprüche hinsichtlich der strukturellen Merkmale nicht in voller Ausprägung oder nicht für den gesamten Lebenszyklus gegeben sind. Hinreichende stoffliche und hydrologisch/hydraulische Bedingungen sowie die Anbindung an die Gewässerabschnitte in gutem oder sehr gutem Zustand sind grundsätzlich notwendige Voraussetzungen für die arten- und individuenmäßig ausreichende Ausbreitung der Fließgewässerorganismen. Oftmals ist aufgrund struktureller Defizite für die Organismen in einem Gewässerabschnitt die quasi-dauerhafte Besiedlung nur infolge des ständigen oder periodischen Eintrags festzustellen. Ohne diese wäre der Bestand rückläufig und möglicherweise nach einigen Generationszeiten ausgestorben. Bei aktiv wandernden Organismen (insbesondere Fischen) ist ein solcher Gewässerabschnitt möglicherweise lediglich eine reine Verbindungsstrecke zwischen Habitaten ohne sonstige Bedeutung im Lebenszyklus. Trotzdem trägt auch dies im gesamten Gewässersystem aufgrund der Vernetzung von Biotopen wesentlich zu einer Verbesserung des ökologischen Zustands insgesamt bei. Dieser Umstand ist auch bei der Untersuchung dieser Gewässerabschnitte und ihrer Bewertung anhand von Indikatororganismen zu beachten. Inwieweit vor diesem Hintergrund eine Zustandsbewertung in diesen Abschnitten allein auf Grundlage der nachweisbaren Indikatororganismen eindeutig möglich ist, ob eine Korrektur oder Abwertung aufgrund der strukturellen Defizite angezeigt ist, bleibt auch der weiteren Entwicklung und den Anwendungserfahrungen mit den Methoden der ökologischen Gewässerbewertung vorbehalten. Gemäß EU-CIS-Leitfaden („ECOSTAT“) (EU 2003) können defizitäre morphologische Strukturen ohnehin nur zur Abwertung des biologischen Bewertungsbefundes von Qualitätsklasse „sehr gut“ auf „gut“ herangezogen werden (vgl. Abb. 1). Solange keine davon abweichenden nationalen oder supranationalen Regelungen vorliegen, bleibt daher als Basis für die Bewertung des ökologischen Zustands die Aussage der biologischen Untersuchung maßgebend.

Im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung kommt der gezielten Nutzung der *Strahlwirkung* für eine flächendeckende Verbesserung des ökologischen Zustands große Bedeutung zu, insbesondere durch gezielte, räumlich begrenzte Maßnahmen zur Ausdehnung und Vernetzung von Lebensräumen und eine darauf ausgerichtete Gewässerunterhaltung.

Für die Abschätzung der *Strahlwirkung* sind zu berücksichtigen:

- die räumliche Verteilung der strukturellen Merkmale eines Gewässers oder Gewässersystems (Fließgewässerkontinuum),
- die vor allem jahreszeitlich geprägte hydrologisch/hydraulische und physikalisch-chemische Dynamik eines Fließgewässers,
- anthropogene Eingriffe in das Wassermengenregime (Abfluss, Fließgeschwindigkeit, Wasserstand etc.) und den Stoffhaushalt (Inhaltsstoffe, chemisch-physikalische Parameter),
- Kolmatierung der Gewässersohle,
- biologische Prozesse, z. B. Ausbreitung invasiver Arten.

4 Grundlagen

4.1 Die Fließgewässertypen in Nordrhein-Westfalen

In Nordrhein-Westfalen und danach in Deutschland wurde für die Strukturkartierung der Fließgewässer eine Typisierung erarbeitet (LUA NRW 1999, 2001). Sie dient jetzt als eine Grundlage für die Umsetzung der WRRL (vgl. auch SCHIMMER und LACOMBE in diesem Heft). Dazu wurden zunächst aus der Verknüpfung von Geologischen Karten und Bodenkarten Fließgewässerlandschaften als ho-

mogene Landschaftsräume bestimmt, in denen u. a. aufgrund ähnlicher geologischer, hydrologischer, klimatischer und biologischer Voraussetzungen ähnliche Gewässer zu erwarten sind.

Von den 25 natürlichen Gewässerlandschaften Deutschlands sind in Nordrhein-Westfalen zehn vorhanden (Tab. 1). Besonders große Anteile haben die Fließgewässerlandschaften des „Silikatischen Grundgebirges“ mit einem Flächenanteil von 27,7 % und die „Fließgewässerlandschaften der Niederungsgebiete“ mit 21,3 %. Mittlere Flächenanteile nehmen die Fließgewässerlandschaften der Sand-, Löss- und Verwitterungsgebiete ein mit jeweils etwa 12 % (LUA 2002; BRIEM et al. 2004).

Der „Fließgewässertyp“ ist eine Abstrahierung der individuellen Ausprägung der Bäche und Flüsse anhand morphologischer, physikalisch-chemischer, hydrologischer und biozönotischer Merkmale. Wenn, wie z. T. der Fall, für einen Gewässertypus kein Referenzgewässer gefunden wurde, wurde er mit Hilfe von Merkmalselementen von mehreren verwandten Gewässern rekonstruiert. Hierbei flossen auch Merkmale ein, die sich in der Vergangenheit durch menschliche Einflüsse ergaben und die irreversibel sind, so z. B. die Auenlehmbildung. Der Fließgewässertyp als Referenz gemäß WRRL ergibt sich demnach aus dem aktualistischen Ansatz des „heutigen potenziell natürlichen Gewässerzustands“ (hpnG) – vergleichbar mit dem Konzept der heutigen potenziell natürlichen Vegetation (hpnV) – und entspricht daher oft nicht dem heutigen realen Zustand. Für die in Nordrhein-Westfalen vorhandenen Typen wurden Leitbilder entwickelt und zusammen mit Referenzstrecken festgeschrieben. Von den 22 Fließgewässertypen deutschlandweit sind in Nordrhein-Westfalen 19 vorhanden (Tab. 1).

4.2 Wirkmechanismen und Wiederbesiedlungspotenzial

Strahlwirkung hängt im Wesentlichen von dem (Wieder-)Besiedlungspotenzial eines Gewässerabschnitts ab. Der Begriff Wiederbesiedlungspotenzial von Fließgewässern umfasst als Oberbegriff alle Faktoren, die zur (Wieder-)Besiedlung von durch natürliche Störungen/Ereignisse oder menschliche Einwirkungen verödeten Gewässerstrecken erforderlich sind. Diese Faktoren sind: biotisches Potenzial, Habitatpotenzial und aquatisches Potenzial.

Tab. 1: Fließgewässerlandschaften Nordrhein-Westfalens mit den häufigsten, darin vorkommenden Fließgewässertypen, ihren Gesamt-Lauflängen und ihrem Anteil in der jeweiligen Landschaft (FGL). Fließgewässertypen mit einem Anteil unter 5 % sind nicht aufgeführt (LUA 2002, S. 21, 23, ergänzt durch POTTGIESSER (schriftl.): Übersetzungsschlüssel der NRW und aktuellen Typen Deutschlands ohne Stromtypen (Stand Nov. 2006)).

Fließgewässerlandschaft (FGL) - NRW-	Landesfläche [km²]	Landesfläche [%]	Fließgewässertypen (FGT) - NRW -	FGT - BUND -	Fließlänge in NRW [km]	%-Anteil in FGL
Tiefland						
Sandgebiete	4.169	12,2	• Sandgeprägtes Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen	14	2.241	78,1
			• Kiesgeprägtes Fließgewässer der Verwitterungsgebiete, Flussterrassen und Moränengebiete	16	238	8,3
			• Organisch geprägtes Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen	11	147	5,1
Verwitterungsgebiete, Flussterrassen und Moränengebiete	3.956	11,6	• Kiesgeprägtes Fließgewässer der Verwitterungsgebiete, Flussterrassen und Moränengebiete	16	1.759	58,8
			• Sandgeprägtes Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen	14	670	22,4
			• Lösslehmgeprägtes Fließgewässer der Börde	18	387	12,9
Lössgebiete	3.752	11,0	• Lösslehmgeprägtes Fließgewässer der Börde	18	1.552	84,0
			• Kiesgeprägtes Fließgewässer der Verwitterungsgebiete, Flussterrassen und Moränengebiete	16	130	7,0
Niederungsgebiete	7.292	21,3	• Fließgewässer der Niederungen	19	8.303	99,6
Mittelgebirge						
Silikatisches Grundgebirge	9.444	27,7	• Kleiner Talauenbach im Grundgebirge	5	5.359	49,9
			• Kerbtalbach im Grundgebirge	5	4.138	38,5
			• Großer Talauenbach im Grundgebirge	5	1.092	10,2
Schwach-karbonatisches Deckgebirge	2.566	7,6	• Kleiner Talauenbach im Deckgebirge	6/5.1	1.872	75,2
			• Großer Talauenbach im Grundgebirge	6/5.1	417	16,8
			• Muschelkalkbach	7	125	5,0
Verkarstete Kalkgeb.	1.795	5,3	• Karstbach	7	722	99,2
Muschelkalkgebiete	683	2,0	• Muschelkalkbach	7	348	98,5
Vorland des Silikatischen Grundgebirges	271	0,8	• Colliner Bach	5.1	269	93,7
Vulkangebiete	71	0,2	• Bach der Vulkangebiete	5	0,2	99,4

Biotisches Potenzial
Das biotische Potenzial beruht auf:

- Organismen, die an Ort und Stelle in Refugialräumen als Restpopulationen überlebt haben;
- Organismen, die im Ober- oder Unterstrom sowie in Nebengewässern stabile Bestände bilden und von dort aktiv oder passiv in den betrachteten Gewässerabschnitt gelangen können (Abb. 2);
- Organismen, die über kurze oder weite Entfernung aus anderen Gewässern aktiv oder passiv (Ausbreitung, Verdriftung oder über den Lufttransport durch Vögel oder Wind) in die betrachtete Strecke gelangen können (SOMMERHÄUSER & HURCK in diesem Heft).

Je nach Erreichbarkeit verödeter Strecken und der Standortansprüche der verschiedenen Arten ist ihr Potenzial unterschiedlich hoch. Sehr hoch ist es z. B., wenn im Oberstrom des betrachteten Gewässerabschnittes die entsprechenden Arten stabile Bestände bilden und sie sich leicht aktiv oder passiv ausbreiten. Als sehr gering ist es einzuschätzen, wenn im weiten Umkreis die betreffende Art verschollen oder ausgestorben ist. Das biotische Potenzial der von Natur aus seltenen, vielfach aber hoch indikativen Arten kann nur schwer eingeschätzt werden.

Habitatpotenzial
Das Habitatpotenzial ergibt sich aus den morphologischen Strukturen des Gewässerbettes einschließlich der aquatischen Makrophyten:

- Substratbeschaffenheit und seine Lagerungsbeständigkeit;
- geeignete (typspezifische) Strukturdiversität;
- Ausprägung von Uferstrukturen und ihre Längsdurchgängigkeit.

Weiterhin sind zu nennen:
- Durchgängigkeit des Gewässersystems für die verschiedenen Arten, z. B. Behinderung durch Querbauwerke für Fische;
- laterale Anbindung an Gewässerelemente im Auenbereich sowie terrestrische Habitate;

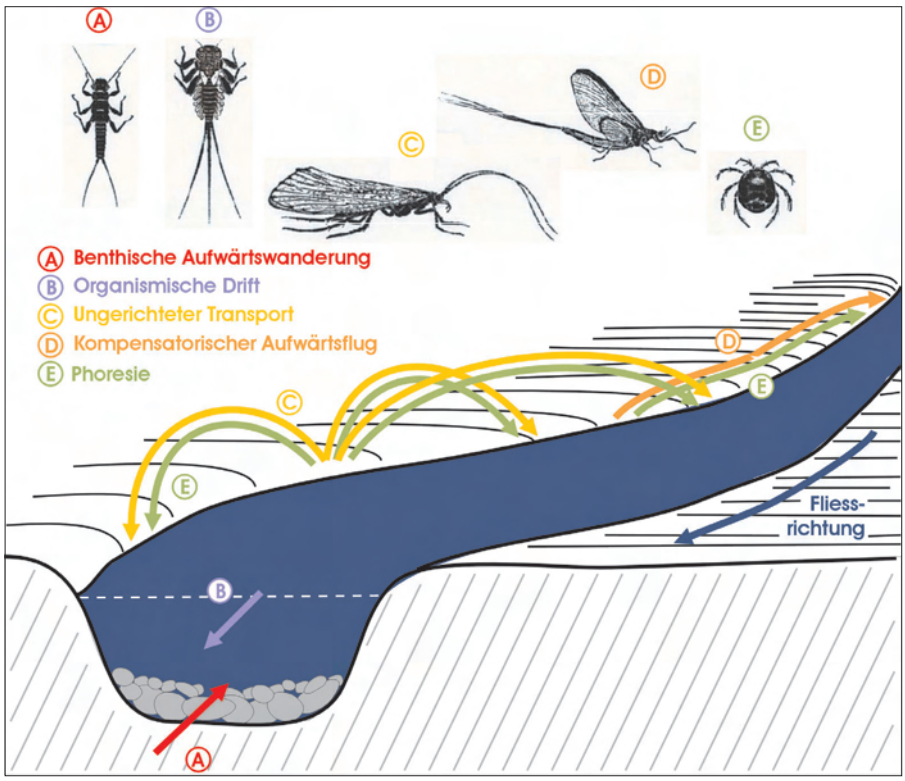


Abb. 2: Ausbreitungsstrategien der Organismen in Fließgewässern (geändert; nach CASPERS 1986, unveröffentlicht).

- Beschaffenheit der Gewässersohle, v.a. des hyporheischen Interstitials.

Der heutige Zustand des Habitatpotenzials der meisten Bäche, kleinen und großen Flüsse trägt wesentlich zu den biologischen Defiziten und damit zu den schlechten Einstufungen gemäß WRRL bei. Dabei spielt die Kolmatierung der Gewässersohle eine bisher vielfach unterschätzte Rolle. Sichergestellt werden muss auch, dass die Sohle zum Anhaften bzw. Festhalten von Tieren, aber auch Makrophyten und benthischen Algen geeignet ist sowie bei Hochwasser für das Makrozoobenthos und vor allem die Jungfische Schutz in strömungsarmen Kleinräumen besteht.

Aquatisches Potenzial
Das aquatische Potenzial besteht aus der physikalisch-chemischen Beschaffenheit des Wassers und seiner hydrologischen und hydraulischen Charakteristik. Generell kann davon ausgegangen werden, dass in den allermeisten Fällen die *Wasserbeschaffenheit* der Fließgewässer in NRW ausreicht, den guten bis mäßigen Zustand nach der WRRL zu erreichen. Das Wasserdargebot vieler Fließgewässer, nicht nur im Flachland, ist auf weiten Strecken infolge vorangegangener Entwässerungen des Umlandes sowie zahlreicher bestehender kleiner und großer Entnahmen z. B. für landwirtschaftliche oder gewerbliche Zwecke beeinträchtigt. So führen Störungen durch Aus- und Beileitungen nicht selten zum Trockenfallen bzw. zu übermäßiger Tiefenerosion.

5 Elemente und Aspekte der *Strahlwirkung*

5.1 Strahlursprung

Mit dem *Strahlursprung* wird der Ausgangsbereich einer *Strahlwirkung* bezeichnet. Hierbei handelt es sich um einen artenreichen und dem Gewässertyp entsprechend besiedelten Gewässerabschnitt, der eine Quellenfunktion im ökologischen Sinne für die jeweils betrachteten Organismen erfüllt (Abb. 3).

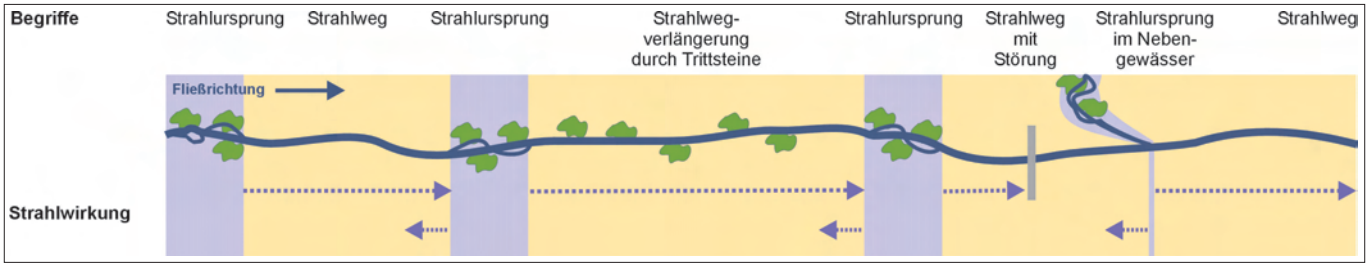


Abb. 3: Elemente der Strahlwirkung und deren Ausprägung in der Laufform eines Fließgewässers.

Strahlursprünge müssen nicht zwangsläufig im Hauptlauf der Fließgewässer vorhanden sein. Gerade unterhalb von Querbauwerken oder anderen Unterbrechungen des Fließgewässerkontinuums wirken vielfach einmündende Nebengewässer, Altgewässer oder andere Gewässerbereiche (z. B. Buhnenfelder) als *Strahlursprung*, wenn sie demselben oder einem ähnlichen Gewässertyp mit gemeinsamem Arteninventar angehören. Dies ist für die planerische Berücksichtigung der *Strahlwirkung* – und damit für die Zustandsverbesserung von Gewässern z. B. unterhalb von Unterbrechungen des Längskontinuums – von besonderer Bedeutung.

Strahlursprung und der sich anschließende *Strahlweg* sind stets im Zusammenhang zu betrachten. Die erforderliche Beschaffenheit und Größe eines Gewässerab-schnitts für dessen Wirkung als *Strahlur-sprung* ist wie die ansonsten notwendigen Merkmale und die biologische Ausstattung wesentlich vom Gewässertyp abhängig. Im Hinblick auf das Zusammenwirken von *Strahlursprung* und *Strahlweg* sollte die erforderliche Mindestgröße ermittelt und über die Maßnahmenplanung gesichert werden (vgl. auch SCHATTMANN in diesem Heft). Es bietet sich auch unter dem Kriterium der Kosteneffizienz an, Maßnahmen zur Schaffung eines *Strahlursprungs* räumlich auf die für die *Strahlwirkung* ermittelten Erfordernisse abzustimmen. Vielfach wurde in der Vergangenheit bei Renaturierungsmaßnahmen diesem Aspekt nicht Rechnung getragen. Kleinste Maßnahmen wurden auf begrenztem Raum umgesetzt, bei denen keine positive Wirkung nachzuweisen war, oder es wurden Maßnahmen auf den insgesamt verfügbaren Abschnitt oder Raum ausgedehnt (vgl. auch KOENZEN in diesem Heft).

Es ist hingegen möglich, den Mitteleinsatz dadurch zu optimieren, dass die Maßnahme im umzugestaltenden Abschnitt auf die erforderliche Mindestgröße zur Aktivierung der *Strahlwirkung* beschränkt bleiben kann, wenn ergänzend unterstützende Maßnahmen (z. B. Wegnahme von Barrieren oder Hinzufügen von *Trittsteinen*) auf dem *Strahlweg* im Fließgewässersystem umgesetzt werden. Eine isolierte Betrachtung einzelner, lokaler Maßnahmen in der durch die Gewässerstationierung gegebenen örtlichen Eingrenzung wird den ökologischen Funktionen und Mechanismen des Gewässers, wie sie auch mit der *Strahlwirkung* beschrieben werden, nicht gerecht.

Allerdings kommt dem Zeitfaktor beim Wirkungsnachweis von Maßnahmen mit ökologischen Verbesserungen ausschlaggebende Bedeutung zu. Vielfach stellen sich Maßnahmenerfolge erst nach mehreren Generations- und Sukzessionszeiten, d. h. nach einigen Jahren, ein. Dabei spielen „renaturierende Hochwasser" eine große Rolle (Abb. 4).

5.2 Trittsteine

Trittsteine können kleine Gewässerabschnitte mit typgerechten morphologischen Bedingungen oder verschiedene Strukturelemente mit guten Habitateigenschaften sein, z. B. eingebrachte Tothölzer, lokale Gewässeraufweitungen oder Wiederansiedlungen von typgerechten Wasser- und Uferpflanzen (Abb. 3; vgl. auch KOENZEN und van de WEYER in diesem Heft). Sie ermöglichen und erleichtern verschiedenen Gewässerorganismen, z. B. des Makrozoobenthos, die Migration, indem sie kleinräumige Nahrungs- und Rastmöglichkeiten bieten. *Trittsteine* müssen dauerhaft angelegt sein. Über die notwendigen Abstände von *Trittsteinen* zueinander und zum *Strahlursprung* liegen bisher nur wenige praktische Erkenntnisse vor.

5.3 Strahlweg

Der *Strahlweg* ist die Gewässerstrecke, auf der Organismen vom *Strahlursprung* ausgehend im Wasser bewegt werden oder sich aktiv im oder außerhalb des Wassers bewegen (Abb. 3). Es ist die Gewässerstrecke, die aufgrund struktureller Defizite kaum ortsfeste Besiedlung aufweist, durch die aber eine Migration stattfindet. Über den *Strahlweg* können biologische Defizite ausgeglichen werden (Abb. 5).

Je nach betrachteten Organismen kann der *Strahlweg* bei Fließgewässern in Fließrichtung oder entgegen der Fließrichtung ausgebildet sein. Bei passiver Migration als organismische Drift ist ein *Strahlweg* nur unterhalb des *Strahlursprungs* denkbar. Bei aktiver Migration (Aufwärtsbewegung, Verbreitungs- oder Aufwärtsflug merolimnischer Arten, Fischwanderung) oder sonstiger Ausbreitung (über Luft, Fische, Vögel, Menschen) ist auch die Ausbildung eines *Strahlwegs* entgegen der Fließrichtung möglich.

Die Ausdehnung eines *Strahlwegs* ist bei der aktiven Migration vor allem abhängig

Abb. 4: Ruhrinsel bei Rellinghausen (2003) als möglicher Strahlursprung (Foto:Ruhrverband).

von den Aktivitätsmustern und dem Wanderungsverhalten der betrachteten Organismen. Bei aktiver wie auch bei passiver Verbreitung sind jedoch auch lokale Beeinträchtigungen des Fließgewässerkontinuums auf dem *Strahlweg* mit signifikanten Habitatdefiziten von ausschlaggebender Bedeutung. Dies können insbesondere sein:

- gestaute Bereiche in einem Fließgewässersystem mit Senkenfunktion für Substrate (und damit i. d. R. auch für Organismengruppen, die sich über Verdriftung ausbreiten),
- Querbauwerke oder gravierende morphologische Veränderungen (z. B. Verrohrung, betonierte Sohle) mit einer Barrierenwirkung für die jeweiligen Organismen (insbesondere bei Aufwärtsbewegung durch aktive Migration),
- stoffliche Veränderungen durch Eintrag von toxischen Stoffen, Nährstoffen, Salzen, Feststoffen (u. a. durch Erosion von Ackerböden mit der Gefahr des zusätzlichen Eintrags von daran adsorbierten Stoffen),
- Kolmatierung der Gewässersohle,
- Veränderungen des Sauerstoffhaushalts im Wasserkörper oder im Interstitial (insbesondere unzureichender oder stark schwankender Sauerstoffgehalt),
- thermische Veränderungen (z. B. durch Einleitungen von warmen Wässern, Abschnitte mit fehlender Beschattung, Einleitung von kalten Tiefenwässern aus Talsperren),
- gravierende wassermengenmäßige Veränderungen des Kontinuums (Einleitungen, Entnahmen, Schwallbetrieb von wasserbaulichen Anlagen) mit Veränderungen der Fließgeschwindigkeit und Schleppkraft, der Strömungsmuster und -diversität, des Gewässerquerschnitts und der Wassertiefe (soweit nicht „geschützte" Bereiche verfügbar sind, z. B. für Jungtiere und -pflanzen, Eier, Larven),
- Lebensräume mit einer Artenzusammensetzung, die durch eine übermäßige Prädatorendichte geprägt sind.

Hingegen sind zur Unterstützung der *Strahlwirkung* auf dem *Strahlweg* alle den artspezifischen Habitatansprüchen entsprechenden Bedingungen vorteilhaft und anzustreben. Dazu gehören u. a.:

- Longitudinale aber auch laterale Konnektivität im Fließgewässerkontinuum, insbesondere für die Gewässersohle mit Durchgängigkeit des typspezifischen Substrats - auch des organischen Substrats als Falllaub und Totholz,
- vielfältige und weitgehend durchgehende Elemente der Uferstruktur wie Gehölze und Hochstauden für merolimnische Arten,
- Schaffung oder die Initiierung typspezifischer Diversität von Substraten und Kleinbiotopen mit *Trittsteinfunktionen*.

Die Erreichbarkeit von Gewässerabschnitten, die als *Strahlursprung* oder *Trittstein* den Habitatansprüchen (wieder) genügen, ist für die Biotopvernetzung und die Ausdehnung des guten ökologischen Zustands der Gewässer von entscheidender Bedeutung. Dabei ist auch immer der Zeitfaktor zu bedenken, der für viele Arten bis zur Ausbildung belastbarer Populationen als Voraussetzung einer stabilen Biozönose mehrere Jahre betragen kann (Abb. 5).

Ergänzend sei noch darauf hingewiesen, dass die hier betrachtete *Strahlwirkung* durch invasive Neophyten und Neozoen überlagert werden kann (vgl. Abschn. 5.5).

5.4 Erfahrungen aus Monitoring- und Renaturierungsprojekten

Es wurde bereits eine Reihe von Renaturierungsprojekten durchgeführt und wissenschaftlich begleitet, die die Prüfung einer möglichen *Strahlwirkung* zulassen. Vorab ist anzumerken, dass die untersuchten Effekte von räumlich begrenzten Renaturierungsmaßnahmen nicht unter den in diesem Heft benutzten Begrifflichkeiten *Strahlwirkung* - *Strahlursprung* - *Strahlweg* thematisiert wurden, sich inhaltlich dennoch damit auseinandersetzten.

Für den Bereich des Makrozoobenthos liegen bislang nur lückenhafte Erkenntnisse in Bezug auf die *Strahlwirkung* vor (u. a. VÖLKER & BORCHARDT 2007). Untersuchungen an mehreren nordrhein-westfälischen Fließgewässern belegen, dass von naturnahen Fluss-Oberläufen weitreichende *Strahlwirkungen* auf die Unterläufe ebenso feststellbar sind wie der umgekehrte Effekt einer negativen Wirkung von stark degradierten Oberläufen auf die Unterläufe. Im Falle von Renaturierungsmaßnahmen lässt sich zwar eine Zunahme der Artendiversität im unmittelbaren Umfeld feststellen, eine deutliche längszonale Wirkung stellt sich jedoch erst nach langen Zeiträumen ein (LORENZ in diesem Heft). Dies gilt insbesondere auch für Gewässer in urban-industriellen Einzugsgebieten (SOMMERHÄUSER & HURCK in diesem Heft). Auf Standorten außerhalb der Städte bezogen gilt, dass im Falle eines hohen Waldanteils im Einzugsgebiet des Flusses die *Strahlwirkung* wesentlich

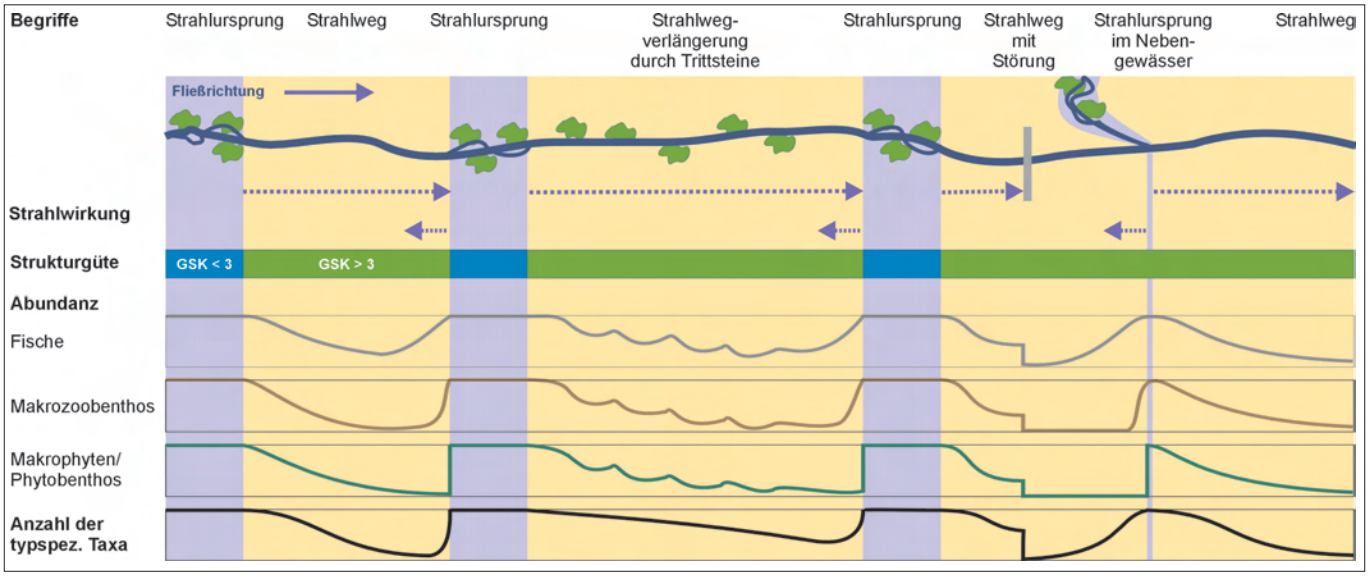


Abb. 5: Strahlwirkung auf Abundanz und Anzahl der relevanten Organismen in einem Gewässersystem (Schema), Gewässerstrukturgüteklassen sind kumuliert.

deutlicher ausfällt als bei vorherrschender Ackernutzung. Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz ergaben, dass - bezogen auf die Fließgewässer des Mittelgebirges - beim Makrozoobenthos unter optimalen Randbedingungen (z. B. keine Sohlverbaue, überwiegend Waldeinzugsgebiete, natürliche Geschiebedynamik) von einer *Strahlwirkung* zwischen 0,3 und 1,5 km (Fließgewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) in Abhängigkeit von der Strukturgüte des Gewässers ausgegangen werden kann (SCHATTMANN in diesem Heft). PODRAZA (in diesem Heft) gibt einen Wert von 1,65 km (75 %-Perzentil) für den gleichen Fließgewässertyp an. Bei beiden Autoren wurden gute bis sehr gute Verhältnisse hinsichtlich der Saprobie und gute bis sehr gute Verhältnisse bezüglich der allgemeinen Degradation vorausgesetzt.

Die durch „Entfesselung" renaturierten Abschnitte der Lippe zeigten hinsichtlich der Fischfauna höhere Abundanzen sowie ein stärkeres Hervortreten anspruchsvoller Arten. Positive *Strahlwirkungen* auf nicht verbesserte Abschnitte des Flusses ließen sich eindeutig für mehrere Fischarten nachweisen (BUNZEL-DRÜKE et al. in diesem Heft). Die jeweilige longitudinale Ausprägung der Wirkung ist artabhängig (DETERING in diesem Heft). Als besonders wichtiger Faktor stellte sich die Anzahl naturnaher Streckenabschnitte als *Trittsteine* oder sogar als *Strahlursprung* im gesamten Untersuchungsgebiet dar. Berücksichtigt werden muss, dass *Strahlwirkungen* durch Wanderungshindernisse wie Wehre abrupt beendet sein können. Die Zunahme von Artendiversität und -abundanz bei Fischen über längere Fließstrecken (mehrere Kilometer) ließ sich auch im Rahmen des Ems-Auenprogramms (SCHÜTZ in diesem Heft) nachweisen. Eine flussaufwärts gerichtete *Strahlwirkung* - die Besiedlung eines renaturierten Bereiches oberhalb eines Reliktvorkommens autochthoner Fischarten - konnte an der Nidda in Hessen beobachtet werden (POPP & LEHR in diesem Heft). Ungünstige Gegebenheiten (Abwärme-Einleitungen, Zufluss stark degradierter Bäche) können negative Wirkungen verursachen (BUNZEL-DRÜKE et al. in diesem Heft).

Die umfangreichen Maßnahmen entlang der niedersächsischen Ise (Reduzierung der Gewässerunterhaltung, Flächenextensivierung, Anpflanzungen, Wehrumbau etc.) haben positive *Strahlwirkungseffekte* für sehr unterschiedliche Tierarten erbracht; so haben sich verschiedene Libellenarten und auch der Fischotter ausgebreitet. Eine Quantifizierung und Übertragbarkeit dieser Wirkungen ist jedoch auf Grund der jeweiligen gewässer- und organismenspezifischen Gegebenheiten problematisch (LUCKER in diesem Heft).

Wie das Beispiel Dellwiger Bach (SOMMERHÄUSER & HURCK in diesem Heft) zeigt, erfolgt *Strahlwirkung* nicht nur entlang eines Gewässers, sondern auch über die Wasserscheide hinweg über die Luft. Dies zeigt sich auch an anderen urban-industriell geprägten Gebieten. Für die *Strahlwirkung* ist neben Fluss-Renaturierungsmaßnahmen die Wasserqualität im gesamten Flussverlauf ausschlaggebend. Die Verbesserung der Wasserqualität muss aber auch in landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten (Nährstoffeinträge) Ziel werden, um eine mögliche *Strahlwirkung* zu unterstützen (LUCKER in diesem Heft).

Bei kulturbedingt stark anthropogen überformten Gewässern wie etwa dem alten Flößereigewässer Zinsbach/Nordschwarzwald sind verschiedenste Maßnahmen erforderlich, um langfristig eine eigendynamische Gewässerentwicklung zu ermöglichen (SCHABER-SCHOOR in diesem Heft).

Für die *Makrophyten* liegen bislang relativ wenige Erkenntnisse über eine longitudinale Ausbreitung aus dem Bereich der Renaturierungsfläche vor. Da die Ausbreitungswege der sich meist vegetativ vermehrenden Arten entscheidend sind, bedeuten Renaturierungsmaßnahmen wie das Anlegen von Altarmen, Altwässern oder Buhnenfeldern meistens eine Verbesserung der Hydrochorie. Generell kann davon ausgegangen werden, dass kleinräumige strukturelle Maßnahmen an Flüssen, aber auch das direkte Ansiedeln von dem Gewässertyp entsprechenden Makrophyten einen *Strahlursprung* schaffen, von dem letztendlich weitreichende *Strahlwirkungen* zu erwarten sind (van de WEYER in diesem Heft).

Zum Phytobenthos liegen dazu kaum Informationen vor. Es kann davon ausgegangen werden, dass die meisten Arten sich sehr leicht verbreiten und neben dem Vorhandensein von Festsubstraten für viele indikative Arten die Wasserbeschaffenheit ausschlaggebend ist.

5.5 Mögliche Überprägungen

Die *Strahlwirkung* in Fließgewässern unterliegt verschiedenen Formen der Überprägung durch Hydraulik, Klimawandel, Neobiota und Kettenwirkungen, die durch verschiedene Belastungen ausgelöst werden können.

Die *Strahlwirkung* wird von hydraulischen Gegebenheiten mitbeeinflusst. Natürliche Fließgewässer weisen abwechselnd Einengungen, Erweiterungen, Stillen, Schnellen und unterschiedliche Rauigkeit der Ufer auf und unterliegen einer zeitlichen Dynamik des Wasserstandes und des Wasserabflusses (Hochwasser, Niedrigwasserzeiten). In ausgebauten Fließgewässern sind diese Gegebenheiten oftmals novelliert oder überformt. Extreme Änderungen der natürlichen hydraulischen Verhältnisse beeinflussen die *Strahlwirkung* ungünstig.

Bezüglich des Klimawandels in Mitteleuropa wird prognostiziert, dass die Sommer trockener, die Winter dagegen niederschlagsreicher werden, allerdings mit einer stark ausgeprägten regionalen Differenzierung (Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle 2007). Für die Fließgewässer bedeutet dies eine Änderung im Temperaturhaushalt und eine Änderung der Hydraulik. Für den Rhein und andere Flüsse Nordrhein-Westfalens wird mit der Zunahme des Abflusses und damit auch der Hochwassergefahr im Winter sowie erhöhtem grobpartikulären Eintrag gerechnet. Zudem wird sich die Frequenz und Intensität von Niedrigwasser- und Trockenperioden erhöhen, so dass derzeit permanente Gewässer im Sommer austrocknen können (MEYER in diesem Heft).

Gebietsfremde Arten (Neobiota) sind solche Pflanzen (Neophyta) und Tiere (Neozoa), die definitionsgemäß unter Mitwirkung des Menschen seit der Entdeckung Amerikas eingewandert sind oder auch eingeführt wurden und hier heute wild leben (BfN 2005). Seit 1980 ist die Anzahl der aquatischen *Neophyten* allein in NRW bis 2005 auf 17 Arten angestiegen (HUSSNER 2006). Die meisten aquatischen *Neozoen* gehören dem Makrozoobenthos an, 50 Arten wurden in deutschen Binnengewässern nachgewiesen (NEHRING 2005, Stand November 2007); bei den Fischen wurden zehn Arten gezählt (GOLLASCH & NEHRING 2006). Neobiota wirken sich unterschiedlich aus; oftmals leben die Einwanderer in durch anthropogene Veränderungen der Fließgewässer freigewordenen Nischen neben den alteingesessenen Arten. In anderen Fällen verdrängen sie einheimische Arten. Die Wirkung als Prädatoren (räuberische Arten) ist ebenfalls sehr verschieden und reicht von graduellen oder lokalen Ausrottungen oder Verdrängungen bis zum Ausbleiben von Reaktionen. Es wurden auch elastische Reak-

tionen beobachtet, so dass die Einwanderer sich nach anfänglich schneller Ausbreitung wieder zurückzogen; ein Beispiel hierfür ist die Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis)* (SCHÖNBORN 2003). Häufig unterliegen die Neobiota gegenüber den etablierten Arten. I. d. R. ist nicht vorhersehbar, wie sich invasive Arten auf Dauer ökologisch einnischen. Neobiota können die *Strahlwirkung* überprägen.

Die Überprägungen werden zudem um einiges verschärft durch die Kettenwirkung verschiedener Faktoren. Wie sich der Einfluss von Klimawandel und Neobiota auf die Gewässer auswirkt, ist momentan sehr schwer abzuschätzen. Globalisierung und Klimawandel werden schätzungsweise die Etablierung aquatischer Neobiota, vor allem der wärmeliebenden Arten, erhöhen. Dabei dienen die Wasserstraßen als Hauptwanderungswege (GALIL et al. 2007).

6 Empfehlungen für Maßnahmen

6.1 Quantitative Gesichtspunkte

Zur Abschätzung der Mindestlänge eines *Strahlursprungs* und der Länge eines *Strahlwegs* wurden im Sinne von Bemessungsempfehlungen in diesem Vorhaben folgende Quellen einbezogen:

- Einzeluntersuchungen von Gewässerstruktur und Gewässerzustand mittels biologischer Qualitätskomponenten, die hinsichtlich eines räumlichen Zusammenhangs von möglichem *Strahlursprung* und *Strahlweg* ausgewertet wurden,
- grundsätzliche Überlegungen zu Funktionen und Mechanismen des Fließgewässerökosystems,
- Befragung der Experten des 2. und 3. Projektworkshops, aufgeschlüsselt nach den in NRW relevanten Fließgewässertypen.

Aufgrund von Analogieschlüssen und Plausibilitätsüberlegungen wurde - um einen ersten Anhalt und eine Hilfe für Planungsprozesse anzubieten - die Abschätzung getrennt für die verschiedenen Gewässertypen vorgenommen.

Für die Mindestlänge des *Strahlursprungs* gilt, dass er hinsichtlich Taxa und Abundanz wenigstens einen guten Zustand anhand der vorhandenen Indikatororganismen erreicht, also „biologisch reich" ist, und hinsichtlich der Gewässerstruktur möglichst leitbildähnliche Merkmale besitzt (Tab. 2).

Die Länge des *Strahlwegs* reicht grundsätzlich vom *Strahlursprung* bis zum Ende der *Strahlwirkung*, der nächsten signifikanten Störung (insbesondere Unterbrechung der Durchgängigkeit durch strukturelle oder stoffliche Einflüsse) oder einer langsamen Abschwächung der *Strahlwirkung* (Abb. 3), sofern der Fließgewässerabschnitt die gewässertypspezifischen Anforderungen erfüllt (Tab.3). In dem Fall sollten aufgrund der auf dem *Strahlweg* nicht gegebenen Reproduktion der Indikatororganismen die Anhaltswerte in Tab. 4 herangezogen werden.

Die Länge des *Strahlwegs* kann durch *Trittsteine* ausgedehnt werden. Wirkung und Ausgestaltung von *Trittsteinen* sollten aufgrund ihres hohen natürlichen Renaturierungspotenzials Gegenstand weiterer Untersuchungen werden.

Eine *Strahlwirkung* kann das Mehrfache der Ausdehnung eines *Strahlursprungs* betragen.

Der *Strahlursprung* kann sich anstatt im Hauptlauf eines betrachteten Fließgewässers auch in einmündenden Nebengewässern, Altgewässern oder etwa Buhnenfeldern befinden, solange sie dem gleichen Gewässertyp angehören. So kann unterhalb massiver Einschränkungen der Durchgängigkeit (insbesondere Talsperren und große Stauseen) der *Strahlursprung* in einem unterhalb dieses Querbauwerks mündenden Nebengewässer liegen - die *Strahlwirkung* erstreckt sich über das Nebengewässer bis in das Hauptgewässer unterhalb des Querbauwerks.

Es ist darauf hinzuweisen, dass die Wirkung eines renaturierten Gewässerab-

Tab. 2: Mindestvoraussetzungen für einen Strahlursprung, Ergebnisse der DRL-Expertenbefragung 2007, n = 20. (+++ = 71-100% Zustimmung, ++ = 36 – 70% Zustimmung, + = 1 – 35% Zustimmung, - = keine Nennung).

	Typ 14 Sandgeprägte Tieflandbäche	**Typ 15** Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	**Typ 19** Fließgewässer der Niederungen	**Typ 5/7** Grobmaterialreiche Mittelgebirgsbäche	**Typ 9/9.1** Fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
Sohldurchgängigkeit	+++	+++	+++	+++	+++
Totholz/ Wurzelwerk	+++	+++	+++	+++	++
Struktur-/ Strömungsdiversität	+++	+++	+++	+++	+++
Auenanbindung	++	+++	+++	++	+++
Ufergehölz einseitig	++	++	++	+++	+++
Ufergehölz beidseitig	++	+	+	-	+
Uferentwicklung einseitig eigendyn.	++	++	++	++	++
Umfeldentwicklung einseitig eigendyn.	++	++	++	++	++
Umfeldentwicklung beidseitig eigendyn.	++	+	+	+	+
Länge [km]	0,1 - 3	0,5 - 5	0,01 - 2	0,3 - 2	0,5 - 5

Tab. 3: Mindestvoraussetzungen für einen Strahlweg, Ergebnisse der DRL-Expertenbefragung 2007, n = 20.
*(*h*= flussaufwärts,* i *= flussabwärts, +++ = 71-100% Zustimmung, ++ = 36 – 70% Zustimmung, + = 1 – 35% Zustimmung, - = keine Nennung).*

	Typ 14 Sandgeprägte Tieflandbäche		**Typ 15** Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse		**Typ 19** Fließgewässer der Niederungen		**Typ 5/7** Grobmaterialreiche Mittelgebirgsbäche		**Typ 9/9.1** Fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	
	↑	↓	↑	↓	↑	↓	↑	↓	↑	↓
Sohldurchgängigkeit	+++	+++	+++	+++	+++	++	+++	+++	+++	++
Geschiebetransport ungehindert	++	++	++	++	++	++	+++	+++	++	+++
Sauerstoffversorgung ausreichend	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
keine signifikanten stofflichen Einleitungen	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	++	++
Ufergehölz einseitig	++	++	++	++	++	++	+++	+++	++	+++
Totholz/ Wurzelwerk	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++
Durchlässe / Verrohrungen [%]	2 bis 10	1 bis 10	2 bis 10	1 bis 10	2 bis 10	1 bis 10	1 bis 30	5 bis 30	1 bis 30	5 bis 30
Abstürze [m]	max. 0,20	max. 0,30	max. 0,20	max. 0,30	max. 0,20	max. 0,30	max. 0,30	max. 1	max. 0,30	max. 1
Rückstau [m]	typspezifisch	typspezifisch	max. 10	max. 100	max. 10	max. 100	max. 200	max. 500	max. 200	max. 500

schnitts als *Strahlursprung* sich auch nur einseitig auf ein Ufer oder ein Gewässerumfeld beschränken kann (Tab. 2).

Schwerpunkt der Maßnahmen in einem *Strahlweg* muss die Durchgängigkeit für die jeweilige Fauna und Flora sein (Tab. 3). Dazu gehören die Durchgängigkeit der Gewässersohle, ausreichende Wasserqualität (gute Sauerstoffversorgung, keine signifikanten stofflichen Beeinträchtigungen) und die Unterstützung der Migrationsbewegungen durch typgerechte Uferstrukturen, insbesondere Gehölze und andere Uferpflanzen, auch wenn sie auf ein Ufer beschränkt sind. Über den *Strahlweg* können biologische Defizite ausgeglichen, zumindest gemildert werden, insbesondere wenn durch *Trittsteine* die *Strahlwirkung* und im günstigsten Falle die Migration zwischen zwei *Strahlursprung*-Bereichen ermöglicht wird. Die Erreichbarkeit von Gewässerabschnitten, die als *Strahlursprung* den Habitatansprüchen (wieder) genügen, ist für die Biotopvernetzung und die Verlängerung der Gewässerstrecken im guten ökologischen Zustand der Gewässer von entscheidender Bedeutung.

Die Funktion eines Gewässerabschnitts als *Strahlursprung* oder *Strahlweg* kann durch Gewässernutzungen beeinträchtigt werden. Signifikante Belastungen des Gewässers in diesen Bereichen sind somit vor diesem Hintergrund zu vermeiden bzw. zu minimieren.

Stoffliche Einleitungen sind besonders kritisch, da die Einhaltung chemisch-physikalischer Qualitätsziele sowohl für den *Strahlursprung* als auch für den *Strahlweg* eine Grundvoraussetzung ist. Maßstab für die Qualitätsziele ist die für die typspezifische Biozönose gerade noch verträgliche (zumeist Höchst-)Konzentration der relevanten Stoffe (vgl. auch WAGNER & ARLE in diesem Heft). Permanente Einleitungen haben einen deutlich größeren Einfluss als gelegentliche oder periodische stoffliche Belastungen). Sie führen im *Strahlursprung* zum Verlust der Funktion als Quelle für Elemente der Fauna und Flora, im Bereich des *Strahlwegs* zu einer Beendigung der *Strahlwirkung*. Gelegentliche oder periodische Einleitungen treten in Abhängigkeit von den Abflussverhältnissen, den meteorologischen Bedingungen, von der Jahreszeit oder menschlichen Aktivitäten bzw. Gewässernutzungen auf. Im Vergleich zu permanenten Einleitungen sind sie weniger kritisch, da Fließgewässer über eine gute Regenerationsfähigkeit (Wiederbesiedlungspotenzial) und aktiv migrierende Organismen über Rückzugsmöglichkeiten verfügen. Der erosive Eintrag von an der Bodenmatrix haftenden Feststoffen wurde bisher in seinen negativen Auswirkungen nicht hinreichend betrachtet.

Insgesamt führt die Berücksichtigung der *Strahlwirkung* dazu, dass Maßnahmen nicht auf den jeweils umzugestaltenden Gewässerabschnitt konzentriert werden. Stattdessen sind diese Abschnitte auf ihre Funktion als *Strahlursprung* im gesamten Gewässerverlauf (Fließgewässerkontinuum) neu zu entwickeln. Konkret bedeutet dies: Verfügbare Finanzmittel sind nicht für isolierte wasserbauliche Maßnahmen als Renaturierungsprojekte auszugeben; vielmehr sind künftige Maßnahmen als *Strahlursprung* immer im Zusammenhang mit dem anschließenden *Strahlweg* zu optimieren.

Die Operationalisierung der *Strahlwirkung* als Element der wasserwirtschaftlichen Planung zur Zielerreichung eines guten Zustands baut auf einem kompensatorischen Ansatz auf. Dies bedeutet, dass Maßnahmen nicht zwingend am Ort des jeweiligen Zustandsdefizits ansetzen, sondern – sofern Kosteneffizienzkriterien eine andere Priorisierung vorgeben – Maßnahmen identifiziert werden, die an anderer Stelle im Gewässersystem (*Strahlursprung*) eine Wirkung auch auf den betrachteten defizitären Abschnitt entfalten. Hierdurch sind „harte" Restriktionsbereiche eines Gewässers möglicherweise zugänglich für eine Verbesserung des ökologischen Zustands, indem ein hierauf wirkender *Strahlursprung* in einem angrenzenden Bereich geschaffen oder verbessert wird und im betrachteten Restriktionsbereich Elemente für den *Strahlweg* umgesetzt werden. Hinsichtlich Maßnahmen- und insbesondere der Kostenträgerschaft

sind bei einem solchen kompensatorischen Ansatz neue Wege und Instrumente erforderlich. Eine Maßnahme in einem angrenzenden Gewässerabschnitt mit oder womöglich zur ausschließlichen Kompensation von Defiziten in einem Restriktionsbereich kann nicht zu Lasten der Gewässernutzer im angrenzenden Abschnitt realisiert werden. Vielmehr ist aus Gründen der Verursachergerechtigkeit ein entsprechender finanzieller Beitrag der Gewässernutzer im Restriktionsbereich zwingend erforderlich. Auch bei einer anteiligen oder weitgehenden Finanzierung der Maßnahmen aus öffentlichen Mitteln ist eine Mitbeteiligung der Verursacher anzustreben. Die bisherigen Instrumente zur Maßnahmenfinanzierung sind hierfür allerdings nicht geeignet. Eine Finanzierung aus öffentlichen Förderprogrammen oder eine Durchsetzung von Maßnahmen nach dem Freiwilligkeitsprinzip würden dazu führen, dass einerseits Effizienzkriterien nur untergeordnet einbezogen würden; zusätzlich würden Nutzer im Restriktionsbereich entgegen dem Verursacherprinzip von einer finanziellen Beteiligung ausgenommen - und dies trotz eindeutiger Ursache für die bestehenden Zustandsdefizite.

6.2 Qualitative Gesichtspunkte

Strahlursprünge sind grundsätzlich die Fließgewässerstrecken, die sich in sehr gutem oder gutem Zustand befinden. Darüber hinaus können Gewässer, die unter nationalen (Naturschutzrecht) oder supranationalen Regelungen (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, EG 1992, Vogelschutzrichtlinie, EG 1979) geschützt sind, Bereiche potenzieller *Strahlursprünge* sein. Auch renaturierte Strecken können sich zu *Strahlursprüngen* entwickeln.

Das Phänomen der *Strahlwirkung* sollte zukünftig bei Maßnahmen im Gewässerschutz verstärkt Beachtung finden und bereits im Ansatz mitbedacht werden. Die Kenntnisse und Erfahrungen der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Wasserwirtschafts- und Umweltverwaltungen sind dabei frühzeitig - trotz der aktuellen finanziellen Situation und der vielfältigen Aktivitäten zur Umstrukturierung der Aufbau- und Ablauforganisation im Vollzug - einzubeziehen.

Tab. 4: Anhaltswerte für erforderliche Mindestlänge des Strahlursprungs und zu erwartender Länge des Strahlwegs *bei Fließgewässern des Tieflandes und des Mittelgebirges (eigene Schätzungen und Auswertung der DRL-Expertenbefragung 2007).*

		Mindestlänge Strahlursprung [km]	Zu erwartende Länge Strahlweg [km]	
			in Fließrichtung	entgegen der Fließrichtung
Typ 14 Sandgeprägte Tieflandbäche	Makrozoobenthos	1,5	2,5	2,0
	Makrophyten, Phytobenthos		5,0	–
	Fischfauna		7,5	4,0
Typ 15 Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	Makrozoobenthos	2,5	3,5	1,5
	Makrophyten, Phytobenthos		4,0	–
	Fischfauna		12,5	3,5
Typ 19 Fließgewässer der Niederungen	Makrozoobenthos	1,0	1,5	1,5
	Makrophyten, Phytobenthos		1,0	–
	Fischfauna		5,5	3,5
Typ 5/7 Grobmaterialreiche Mittelgebirgsbäche	Makrozoobenthos	0,5	3,0	1,0
	Makrophyten, Phytobenthos		1,5	–
	Fischfauna		3,5	2,0
Typ 9/9.1 Fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsfl.	Makrozoobenthos	1,5	4,0	1,5
	Makrophyten, Phytobenthos		2,0	–
	Fischfauna		20,0	5,0

Die bisher vorliegenden Erkenntnisse zur *Strahlwirkung* sind noch sehr lückenhaft und bedürfen unbedingt einer weiteren Vertiefung in der Grundlagen- und anwendungsorientierten Forschung, um somit eine fundierte Weiterentwicklung des fachlichen Regelwerks zu unterstützen.

Das Phänomen der *Strahlwirkung* muss aus fachlicher Sicht zudem im Gewässer- und Umweltmonitoring berücksichtigt werden, begleitet von langfristigen systematischen wissenschaftlichen Untersuchungen im laufenden wasserwirtschaftlichen Vollzug sowie durch eine gezielte Auswahl von Maßnahmen am Gewässer und deren Einordnung nach den vorgenannten Kriterien der *Strahlwirkung*. Hierbei ist insbesondere auf die Bewertung von *Strahlursprung* und *Strahlweg* im Fließgewässerkontinuum und die gewässertypbezogene Einordnung zu achten. Die Ergebnisse können für weitere zu planende Maßnahmen genutzt werden.

Gewässerentwicklung im ökologischen Sinn und im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie kann keine sektorale Planungsaufgabe sein. Vielmehr ist sie in die Planungsprozesse der Raumordnung, der Landespflege und des Städtebaus einzubinden. Hierdurch entstehen Synergien bei der Natur- und Umweltentwicklung, die auch hinsichtlich der damit zu erwartenden finanziellen Freiräume positiv zu bewerten sind. Mit einzubeziehen ist die

Die grundlegende Kenntnis des Phänomens Strahlwirkung muss sowohl in der Aus- als auch in der Weiterbildung vermittelt werden.

Das Ausbreitungsvermögen/ Migrationsvermögen und die Überlebensfähigkeit von Arten sind nicht für alle in und an Fließgewässern lebenden Arten bekannt; daher besteht hier noch Forschungsbedarf sowohl im Grundlagen- als auch im anwendungsorientierten Bereich, um die Strahlwirkungsbereiche genauer abschätzen zu können.

Bei der Gewässerentwicklung sind die Vorgaben des Wasserhaushaltsgesetzes des Bundes, des Bundesnaturschutzgesetzes, des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung, des Bundesbodenschutzgesetzes, des Verwaltungsverfahrensgesetzes, der Wasserverbandsgesetze (in Nordrhein-Westfalen sondergesetzlich geregelt), des Raumordnungsgesetzes des Bundes sowie in bebauten Bereichen des Bundesbaugesetzes zu beachten.

Das nordrhein-westfälische Landesplanungsgesetz fordert die Festlegung der Ziele der Raumordung und der Gesamtplanung aus überörtlicher und überfachlicher Sicht auf der Ebene des Landesentwicklungsplans, der nachgeordneten Regionalpläne (früher Gebietsentwicklungspläne) und der regionalen Flächennutzungspläne. Dabei sind die raumbedeutsamen Erfordernisse und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege mit den anderen raumbedeutsamen verschiedenen Ansprüchen der Wasserwirtschaft, der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft, der Verkehrs- und Siedlungsentwicklung, der Freizeit und Erholung abzuwägen und zu bündeln. Bei den Fortschreibungen soll auf Berücksichtigung der *Strahlwirkung* geachtet werden.

Förderung und Lenkung der Entwicklungen in Landwirtschaft, Gewerbe, Industrie und Infrastruktur (Verkehrsentwicklung, Energie- und Wasserversorgung, Kommunikation etc.), die neben ihrer primären Zielrichtung eine positive Umweltentwicklung stärken können. Herausragende Verantwortung kommt dabei der Politik und Administration auf Europa-, Bundes-, Landes- und kommunaler Ebene zu.

Durch die Anpassung des Förder-, Steuer- und Abgabensystems, soweit der öffentliche Bereich nicht selbst Planungsträger ist, können entsprechende Werkzeuge entwickelt werden.

Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur, wie sie als sogenannte Renaturierungsmaßnahmen für Gewässer bisher geplant, gefördert und umgesetzt wurden, bedürfen einer neuen Orientierung an den Zielvorgaben eines verbesserten ökologischen Zustands der Wasserkörper und des Gewässersystems in ihrer Gesamtheit. Erreicht werden kann dies durch die Ausrichtung der Förderungs- und Lenkungsinstrumente (finanzielle Förderung, fachliche und administrative Begleitung, Monitoring etc.) an diesen Zielen. Eine reine Angebotsplanung, wie sie bisher über das Freiwilligkeitsprinzip angestrebt wurde, ist auf Dauer nicht zielführend. In der Vergangenheit wurde oftmals bereits bei der Maßnahmenkonzeption eine Vorauswahl im Hinblick auf die Durchsetzbarkeit, d. h. der Wahrscheinlichkeit der Akzeptanz bei dem betroffenen Maßnahmenträger, vorgenommen. Der staatliche bzw. öffentliche Bereich war vielfach bevorzugter oder auch einziger Adressat entsprechender Maßnahmen (z. B. Gewässerrenaturierungsmaßnahmen auf öffentlichen oder durch den öffentlichen Bereich zu erwerbenden Flächen). Renaturierungsmaßnahmen wurden isoliert im Gewässersystem durchgeführt, wobei die erwünschte Wirkung häufig aufgrund der fehlenden Anbindung an andere Ökosysteme ausblieb. Nachweisbar wurde dieser Umstand auch mit den neueren Verfahren zur Zustandsbewertung der Gewässer anhand biologischer Qualitätskomponenten. Erforderlich ist auch die Einbindung von Gewässerabschnitten, die im strengen Sinne nicht zum Planungsraum gehören, aber für die Gewässerentwicklung bedeutsam sind.

Zukünftig sind Maßnahmen – auch aus Gründen der Kosteneffizienz – daraufhin auszurichten, dass sie ihre Wirkung im und mit dem Gewässersystem entfalten. Statt der derzeitigen isolierten Betrachtung einzelner Gewässerabschnitte müssen benachbarte Gewässerabschnitte oder Wasserkörper mitbetrachtet werden. Dies beinhaltet über eine Untersuchung der angestrebten biologischen Ausstattung des Gewässerabschnittes im Maßnahmenbereich hinaus weitergehende Untersuchungen der Anbindung bzw. Verbindung verschiedener Gewässerabschnitte.

In den nordrhein-westfälischen Förderprogrammen z. B. zur Renaturierung, zur Entwicklung von Auen und Entwicklung des ländlichen Raums soll die *Strahlwirkung* als Beitrag zur Kosteneffizienz Anwendung finden.

Konkret könnte z. B. auch die Eingriffsregelung angewandt werden, um Maßnahmen zur Schaffung von *Strahlursprüngen* und *Trittsteinen* zu finanzieren.

So sollten zukünftige Maßnahmen nicht nur den Renaturierungsbereich fördern, sondern gezielt auf die Einbindung dieses Gewässerabschnittes als *Strahlursprung* in das Gewässersystem wirken. Ein *Strahlursprung* kann entwickelt oder verbessert werden, indem insbesondere die (Wieder-) Herstellung von typgerechten hydromorphologischen Bedingungen in einem Gewässerabschnitt erfolgen, wie die Entfernung von Gewässerverbauungen im Sohlen- und Uferbereich, die Anbindung des Gewässers an den terrestrischen Bereich durch Sohlanhebung oder Herstellung einer (Sekundär-)Aue einschließlich ihrer temporären und permanenten Auengewässer.

Die eigendynamische Entwicklung ist erfahrungsgemäß der Schlüssel für eine naturnahe Gewässerentwicklung. Dazu bedarf es vor allem der Bereitstellung von Entwicklungsflächen im Gewässerumfeld (vgl. auch HALLE in diesem Heft), oftmals verbunden mit Einschränkung bisheriger Nutzungen, und zwar sowohl für Siedlungs-, Industrie- und Gewerbeflächen sowie Bereiche der Infrastruktur als auch auf ackerbaulichen Hochleistungsstandorten. Dabei kommt der Umwidmung von Flächen, dem Flächentausch und dem Flächenrecycling eine besondere Bedeutung zu.

Ziel ist weder die Vollständigkeit aller typgerechten strukturellen Merkmale, noch ist die Ausdehnung der Maßnahme auf den gesamten verfügbaren Gewässerraum zwingend notwendig. Stattdessen möchte der DRL anregen, mit der Kenntnis über funktionale Zusammenhänge des Fließgewässerökosystems und nach dem Maximalprinzip der Ökonomie vorzugehen:

- Bemessung der Größe eines Renaturierungsabschnittes anhand ökologischer Kriterien als *Strahlursprung*;
- Priorisierung struktureller Maßnahmen im Renaturierungsabschnitt anhand funktionaler Zusammenhänge für den Gewässerzustand;
- Bewertung der Anbindung des renaturierten Gewässerabschnittes an benachbarte (nicht renaturierte) Gewässerabschnitte im Hinblick auf deren Wirkung als *Strahlweg*.

Die konsequente Anwendung des Konzeptes der *Strahlwirkung* stellt einen Beitrag zum kosteneffizienten Einsatz der vorhandenen finanziellen Mittel für die notwendigen sinnvollen und zielgerichteten Maßnahmen der Gewässerentwicklung dar.

7 Summary[2]

The results of targeted studies of the morphological water structure in the watershed of the Ruhr and watercourses in other Federal Länder show evidence that semi-natural sections of water have a positive impact on neighbouring, structurally altered sections of water, therefore causing an improvement in their condition. This radiating effect is based on the active or passive migration of fauna and flora into the waters or water surroundings. It indicates the good ecological status or the good ecological potential in terms of the European Water Framework Directive in a section of a watercourse by the biological quality components, although the morphological water structure is not (yet) optimal.

This radiating effect emanates from a semi-natural section of water – the radiation source –, which is distinguished by a stabile biocoenosis that is rich in species and individuals as corresponds to the type of water. Therefore, on principle these are watercourse stretches that are in very good or good status. The minimum size of the radiation source is elementary depending on the type of water – it must be safeguarded by measures planning. Radiation sources do not necessarily need to be located in the main reaches of the watercourse; downstream of transverse structures or other interruptions to the watercourse continuum, inflowing tributaries, backwaters or other water segments (e .g. groyne fields) frequently act as radiation sources. The connecting radiating pathway is the stretch of water upon which organisms passively or actively move away from the radiation source. It is hardly possible for them to populate this stretch because of structural deficits – they merely migrate through. Stepping stones, or small, structurally rich sections of water with good habitat properties, can be populated at least temporarily, thus lengthening the radiating pathway. The radiating effect can account for several times the dimension of a radiation source.

We need to gain increased knowledge about the radiating effect by further intensifying basic and applied research, in order to support the substantiated further development of the specialist regulations.

Improving waters in ecological terms and in terms of the European Water Framework Directive should not be the job of a single sector, but ought to be embedded in the planning processes of the regional planning, the land conservation and the urban planning sectors. Renaturation measures for waters need to be realigned: instead of the present isolated treatment of single sections of water, neighbouring sections of water or water bodies must be considered as well. Accordingly, the German Council for Land Stewardship (DRL) recommends that the measures be carried out according to knowledge of the functional interrelations of the watercourse ecosystem and according to the principle of maximal economy and supplies implementation-oriented proposals on the spatial dimensions of measures.

Knowledge and utilization of the radiating effect make it possible to implement the EU Water Framework Directive in a considerably more cost-efficient way. Targeted, regional measures for enlarging and interconnecting habitats and maintenance of waters in line with these goals can lead to area-wide improvement of the ecological condition. Use of funds can be optimized by restricting the measure in the section targeted for change to the minimum size required to activate the radiating effect, if supplemental supporting measures (e.g. removal of barriers or addition of stepping-stones) are implemented along the radiating pathway in the watercourse system.

As a result, even “rigid restricted areas” or “heavily modified waterbodies” can potentially be made accessible for improvement of the ecological condition, by creating or improving a radiation source that impacts them and by introducing elements for the radiating pathway within the restricted area under consideration.

2 Translation/Übersetzung: Faith Gibson-Tegethoff.

Freiburg, 13. November 2007

Der Sprecher

Prof. Dr. Werner Konold

8 Glossar

Abundanz: Anzahl von Organismen in Bezug auf eine Flächen- oder Raumeinheit. Betrachtet werden die Individuen eines Taxons, z. B. einer Art (Individuenabundanz bzw. -dichte) oder das Vorhandensein von Arten in einem Lebensraum (Artendichte).

Benthos: Am Grund von Gewässern lebende festsitzende und bewegliche Tierwelt.

Dekolmatierung: Beseitigung der → Kolmatierung.

Gewässerstationierung: Bundesweit abgestimmte Systematik für die Zuweisung von Daten und Informationen zu Fließgewässern, stehenden Gewässern und deren Einzugsgebieten.

Hydrochorie: Ausbreitung von Pflanzendiasporen mittels Wasser.

Hyporheal: Der wassergefüllte Lückenraum zwischen den Sanden, Kiesen und Steinen unter und neben der Sohle eines Fließgewässers, also der Bereich des im Untergrund mitfließenden Wassers. Dieser Lebensraum wird gewöhnlich als hyporheisches Interstitial bezeichnet.

Interstitial: Porenraum unter der Gewässersohle, der als Grenzbiotop nach oben mit dem fließenden Oberflächenwasser und nach unten mit dem Grundwasser in Verbindung steht.

Invasive Arten: Arten, häufig Neobiota, die sich durch eine hohe Vermehrungsrate und Anpassungsfähigkeit auszeichnen und daher oft innerhalb kürzester Zeit neue Lebensräume erobern können.

Kolmatierung: Die Verstopfung der Hohlräume des Interstitials durch Schwebstoffe, Faulschlamm und Ablagerungen.

Konnektivität: Verbindung, Art und Weise einer Verbindung.

Makroinvertebraten: Wirbellose, tierische Organismen in Fließgewässern, die mit dem Auge noch erkennbar sind (z. B. Insekten

und ihre Larven, Krebse, Würmer, Egel, Schnecken, Muscheln und Milben).

Merolimnische Arten: Insekten, die ihre Larvalphase im Wasser verbringen und als ausgewachsene Insekten zur Fortpflanzung das Wasser verlassen.

Metapopulation: Gesamtheit diskreter, zur selben Art gehörende Unterpopulationen (Subpopulationen), die sich jedoch gegenseitig durch einen seltenen Austausch von Individuen beeinflussen; der größte Teil der Fortpflanzung erfolgt zwischen den Individuen derselben Unterpopulation.

Refugialraum: Rückzugsraum.

Restriktionsbereiche: Gewässerstrecken oder -bereiche, in denen ökologische Belange über größere Entfernungen ermöglicht oder verstärkt.

9 Literatur

BfN - Bundesamt für Naturschutz (2005): Gebietsfremde Arten. BfN-Skripten Nr. 128. Bonn.

BfN - Bundesamt für Naturschutz (2007): Das Grüne Band. Vom Todesstreifen zur Lebenslinie. Bonn.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2005) (Hg.): Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Berlin.

BRIEM, E., Spitzer, A. & Schrenk, G. (2004): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. – Wasserwirtschaft, H. 7/8, S. 58-62.

Bundesnaturschutzgesetz vom 20. Dezember 1976, BGBl. I S. 3573 und vom 25. März 2002 (BGBlIS. 1199) sowie letzte Änderung BGBlIS. 1818.

BURCKHARDT, R., BAIER, H., BENZKO, U., BIERHALS, E., FINCK, P., LIEGL, A. MAST, R., MIRBACH, E., NAGLER, A., PARDEY, A., RIECKEN, U., SACHTELEBEN, J., SCHNEIDER, A., SZEKELY, S., ULLRICH, K., van HENGEL, U., ZELTNER, U. & ZIMMERMANN, F. (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des § 3 BNatSchG „Biotopverbund". Ergebnisse des Arbeitskreises „Länderübergreifender Biotopverbund" der Länderfachbehörden mit dem BfN. – Naturschutz u. Biologische Vielfalt 2, Bonn.

BWK - Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V. (2004): Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. Merkblatt 3 (M3), 2. Auflage, Juli, Pfullingen.

Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle (Hg.) (2007): Vierter Sachstandsbericht (AR4) Klimaänderung 2007: Zusammenfassungen für politische Entscheidungsträger. Bern/Wien/Berlin. S. 28.

DRL - Deutscher Rat für Landespflege (1983): Stellungnahme. Integrierter Gebietsschutz. Schriftenreihe des DRL, Heft 41. S. 5-14.

EG (1979): Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (Vogelschutzrichtlinie). ABl. L 103 vom 25.4.1979.

EG (1992): RL 92/43/EWG vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie), ABl. L 206 vom 22.7.1992.

EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl EG L 327 v. 22.12.2000, S. 1; Aktualisierung: ABl. EG L 331 v. 15.12.2001 A. 1.

EU (2003): CIS WG 2 A – Ecological status (ECOSTAT) – Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential.

GALIL, B.; NEHRING, S. & PANOV, V. (2007): Waterways as Invasion Highways – Impact of Climate Change and Globalization. – In: NENTWIG, W.: Biological Invasions. Ecological Studies **193**, Berlin Heidelberg. S. 59-74.

GOLLASCH, S. & NEHRING, S. (2006): National checklist for aquatic alien species in Germany. - Aquatic Invasions, Volume 1, Issue 4. S. 245-269

HUSSNER, A. (2006): Die aquatischen Neophyten in NRW. - Decheniana **159**. S. 39-50.

IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2006): Biotopverbund am Rhein. Bericht und Atlas. Koblenz.

IRMER, U. & RECHENBERG, B. (2006): Allgemeine Anforderungen an den Schutz der Oberflächengewässer. – Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Hg. von: RUMM, P., von KEITZ, St. & SCHMALHOLZ, M., Berlin: Erich-Schmidt-Verlag. 2. Auflage. S. 103-132.

JEDICKE, E. (1994): Biotopverbund – Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie (2. Aufl.). Ulmer Verlag, Stuttgart. 287 S.

LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Gewässerstrukturgütekartierung für die Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleinere und mittlere Fließgewässer.

LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2004): Workshop LAWA-EUF Bonn III „Bestandsaufnahme nach WRRL: Vorgehensweise und Ergebnisse" am 26./27. April in Siegburg.

LUA NRW - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen, Kartieranleitung. Merkblätter Nr. 14. Essen, 1. Auflage.

LUA NRW - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1999): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens, Teil 1: Kleine bis mittelgroße Fließgewässer, Merkblätter Nr. 16, Essen.

LUA NRW - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2001): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen, Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer. Merkblätter Nr. 26. Essen, 1. Auflage.

LUA NRW - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2001): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens, Teil 2: Mittelgroße bis große Fließgewässer. Merkblätter Nr. 29, Essen.

LUA NRW - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2002): Fließgewässertypenatlas Nordrhein-Westfalens, Merkblätter Nr. 36, Essen.

NEHRING, S. (2005): Neozoa (Makrozoobenthos) in den deutschen Gewässern – Eine Einführung. – Aqua et Terra umweltplanung Koblenz, www.neozoa.de (Stand 6.11.2007).

Ökoplan Bonn/Brandenburg (Hg.) (1997): Natura 2000. Schutz, Pflege und Entwicklung des europäischen Naturerbes. Bonn.

SCHÖNBORN, W. (2003): Lehrbuch der Limnologie. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller).

STENDER, K. (2005): Untersuchungen zur Strahlwirkung von Renaturierungsmaßnahmen. Ergebnisse eines Praxistrainings in der Entsorgungs- und Wasserwirtschaft vom 14.2. bis 30.9.2005 beim Ruhrverband Essen.

STERNBERG, K. (1995): Populationsökologische Untersuchungen an einer Metapopulation der Hochmoor-Mosaikjungfer (*Aeshna subarctica elisabethae* Djanokov, 1922) (Odonata, Aeshnidae) im Schwarzwald. – Z. Ökologie u. Naturschutz **4**: 53-60.

VÖLKER, J. & BORCHARDT, D. (2007): Hydromorphologische Bedingungen und deren Wechselwirkungen mit der Makrozoobenthosbesiedlung. Ergebnisse und Schussfolgerungen für die Umsetzung der WRRL in Bezug auf die Monitoringplanung und im Hinblick auf lokale, regionale und überregionale Umweltziele. Abschlussbericht. Im Auftrag des Hess. Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG). Center for Environmental Systems Research (CESR), Abt. Integriertes Gewässermanagement, Universität Kassel.

Wasserhaushaltsgesetz – Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes vom 12. November 1996, BGBl. 1695-1711.

Petra Podraza

Strahlwirkung in Fließgewässern - erste Herleitungen aus vorliegenden Untersuchungen und Empfehlungen zur Methodik weitergehender Auswertungen -

1 Einleitung

Fließgewässer sind Transportsysteme. Die lokale Situation wird u. a. durch die Hydrologie und physikochemischen Bedingungen des Oberlaufes mit seinen Nebengewässern beeinflusst. Die abiotischen Faktoren oberhalb gelegener Gewässerabschnitte bestimmen durch hydraulische Bedingungen, Substratverteilung und Wasserqualität die Lebensbedingungen für die aquatischen Tier- und Pflanzenzönosen und damit deren Artenzusammensetzung und Abundanzen im jeweils betrachteten Abschnitt („Strahlwirkung“).

Die ökologische Bewertung der aquatischen Besiedlung im Sinne der EG Wasserrahmenrichtlinie 2000 (WRRL) vergleicht die lokale Situation mit den potenziell natürlichen Bedingungen des jeweiligen Gewässertyps. Grenzen im Längsverlauf eines Fließgewässers verschiedene Gewässertypen aneinander, so kann auch hier der oberhalb gelegene Gewässertyp den anschließenden beeinflussen und prägen. Besonders deutlich zeigt sich dies z. B. am Beispiel der Massenkalkinseln im Ruhreinzugsgebiet: Hier treffen silikatisch geprägte Fließgewässer wie z. B. der Westerbach in Warstein (Abb. 1) auf kurzer Fließstrecke auf karbonatische Gesteine, um anschließend über silikatisches Gestein weiter zu verlaufen.

Nach Durchqueren des Kalkgebietes bleibt jedoch geochemisch der karbonatische Charakter mit hohen Leitfähigkeitswerten, hoher Gesamthärte und pH-Werten im alkalischen Bereich auch im silikatischen Gewässertyp 5 (Grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach) erhalten. Auch das plattige Kalksubstrat wird durch die Strömung bis weit in den Abschnitt, der dem Typ 5 zugeordnet wird, hineingetragen. Diese Verschleppung des Gewässertyps gewässerabwärts wirkt sich deutlich auf die Zusammensetzung z. B. der Makrozoobenthoszönose aus. So sind die Besiedlungsdichten der Gammariden (Bachflohkrebse) und Gastropoden (Schnecken) in dem als „silikatisch“ klassifizierten Bereich unterhalb des Kalkgebietes deutlich höher als in dem Gewässerabschnitt des selben Typs oberhalb von Warstein. Eine Verschiebung im Phytobenthos v. a. der Diatomeen ist in gleicher Weise zu erwarten. Wird diese Strahlwirkung von angrenzenden Gewässertypen bei der Bewertung des ökologischen Zustands nicht berücksichtigt, so kann es hier zu einer Fehleinschätzung der Situation kommen.

Im Weiteren wird der Fokus jedoch nicht auf die Strahlwirkung abiotischer Faktoren gelegt, sondern auf die Strahlwirkung, die von Besiedlungsschwerpunkten der Fauna auf die Besiedlung angrenzender Gewässerabschnitte ausgehen kann.

2 Bedeutung der Strahlwirkung in der Gewässerbewirtschaftung

Die Bestandsaufnahme für die EG WRRL hat in den meisten Flussgebieten einen hohen Anteil an Wasserkörpern ergeben, die offensichtlich oder wahrscheinlich den guten ökologischen Zustand nicht aufweisen werden. Bei dieser Abschätzung wird jedoch bereits davon ausgegangen, dass es ausreichend ist, wenn mindestens 70 % der Fließstrecke eines Wasserkörpers die Bedingungen für den guten ökologischen Zustand aufweisen. Hier gewinnt die Strahlwirkung von Gewässerabschnitten mit gutem oder sehr gutem ökologischen Zustand eine besondere Bedeutung, da sich hierdurch die relativen Anteile von Gewässerstrecken, an denen Maßnahmen zur Verbesserung durchgeführt werden müssen, reduzieren werden.

Fazit:

Nicht 100% einer Fließstrecke müssen die Lebensraumbedingungen für den *„guten ökologischen Gewässerzustand“* erfüllen.

Defizitäre Abschnitte werden durch Strahlwirkung nicht nur überwunden („Trittsteinkonzept“), sondern können auch selbst besiedelt werden.

Ein Teil dieser Besiedlung ist jedoch nicht stabil, nicht reproduktiv, nicht sich selbst erhaltend, so dass ein Zusammenbruch dieser Populationen ohne Strahlwirkung eines Bereiches mit Wiederbesiedlungspotenzial erfolgt.

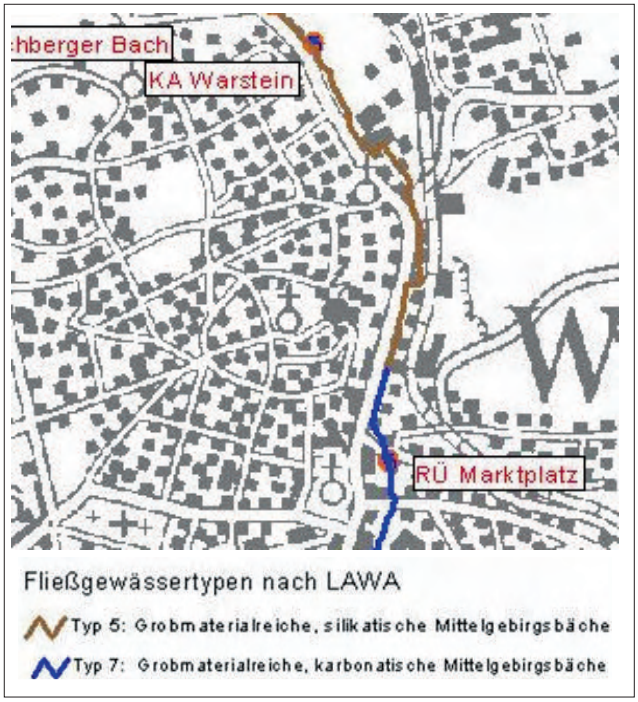


Abb. 1: Gewässertypwechsel des Westerbachs in Warstein. - Ausschnitt aus der Gewässertypenkarte Deutschlands der LAWA

Der Effekt der Strahlwirkung wird heute bereits im Merkblatt 3 des Bundes der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK 2000,

BWK 2007) für den vereinfachten und detaillierten Nachweis immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen berücksichtigt und konkret in die Maßnahmenplanung integriert:

- BWK M3 - Vereinfachter Nachweis (BWK 2000): Bemessung der Rückhaltevolumina in Abhängigkeit vom Wiederbesiedlungspotenzial (als relevant berücksichtigt werden jeweils 300 m ober- und unterhalb des Einleitungsbauwerkes)

- BWK M3 - Detaillierter hydraulischer Nachweis (BWK 2007): Einleitungen sind hydraulisch kritisch, wenn:
  - auf über 30 % der Fließlänge des Nachweisraumes die kritischen Sohlschubspannungen überschritten (t > tcrit) werden und
  - Teilstrecken mit Überschreitung der kritischen Sohlschubspannungen länger als 500 m sind und weniger als 100 m voneinander entfernt liegen.

Die hier verwendeten Größen der Fernwirkung (oder auch *Strahlwirkung*) beruhen jedoch auf Expertenwissen und sind nicht durch gezielte Untersuchungen zu dieser Fragestellung belegt.

Ein weiteres Beispiel: Bei einer durchschnittlichen Länge der Wasserkörper in Baden-Württem-berg von 87 km ist kritisch zu hinterfragen, ob die Strahlwirkung in der Lage ist, 30 % defizitäre Strecke = 34,5 km zu kompensieren, v. a. wenn diese Strecke zusammenhängend ist.

Diese Beispiele zeigen die wasserwirtschaftliche Bedeutung der Strahlwirkung, machen jedoch auch den Mangel an faktisch belegten Daten deutlich.

Offene Fragen sind:
- Wie weit wirkt die Strahlwirkung (in Abhängigkeit von Gewässertyp, Qualität der Ausstrahlungsquelle, d. h. des Standortes mit hohem Wiederbesiedlungspotenzial, Ausmaß der Defizite der durch Strahlwirkung zu besiedelnden Strecke und der betrachteten biologischen Qualitätskomponente)?
- Welche Mindestarealgröße sollte die Ausstrahlungsquelle aufweisen?
- Welche quantitative Bedeutung kommen den verschiedenen Raumvektoren der Strahlwirkung zu (Aufwärtswanderung, Drift, Abwärtswanderung, bei Insekten-Imagines: kompensatorischer Aufwärtsflug, Dispersionsflug, passive Verfrachtung)?

Neben den positiven Effekten der Strahlwirkung naturnaher Gewässerabschnitte muss jedoch die „negative Strahlwirkung", d. h. die Beeinflussung ökologisch höherwertiger Bereiche durch das Einwandern von „Störanzeigern", Ubiquisten oder Neozoen aus angrenzenden defizitären Gewässerabschnitten ebenfalls mit berücksichtigt werden. Hierbei ist davon auszugehen, dass „positive" und „negative" Strahlwirkung sich ortsabhängig in einem dynamischen Gleichgewicht befinden. Unklar ist, wie dieses zu quantifizieren und durch Maßnahmen gezielt beeinflusst werden kann.

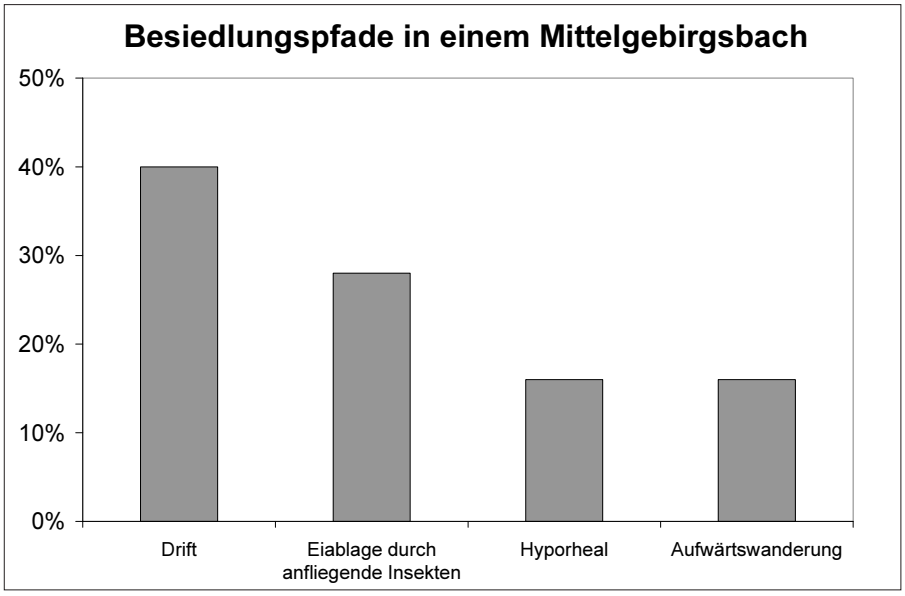


Abb. 2: Relative Bedeutung der verschiedenen Besiedlungspfade des Makrozoobenthos in einem Mittelgebirgsbach nach WILLIAMS & HYNES (1976).

3 Möglichkeiten zur Quantifizierung der Strahlwirkung

Zur Quantifizierung der Strahlwirkung sind grundsätzlich zwei Wege möglich:

I: *Der induktive Ansatz* (Rückschluss von Einzelfällen auf allgemeine Regeln):

- Erfolgskontrolle von „Renaturierungsmaßnahmen" (wie weit wirken sich diese aus).

- Korrelation von Strukturgütekartierung und Bewertung des ökologischen Zustands (für Probestellen ohne dominant physikochemischen Einfluss).

II: *Der deduktive Ansatz* (das Verfahren, aus gegebenen Prämissen auf rein logischem Weg allgemeingültige Schlussfolgerungen abzuleiten)

- Nachweis der Strahlwirkung durch Populationsmodelle und deren Abgleich mit der Ist-Situation.

3.1 Möglichkeiten zur Quantifizierung von Strecke der Strahlwirkung und Mindestarealgröße der Ausstrahlungsquelle nach dem induktiven Ansatz am Beispiel des Makrozoobenthos

Die Strahlwirkung des Makrozoobenthos in Fließgewässern beruht auf der Fähigkeit der meisten Arten zur aktiven Migration mit und gegen die Strömung. Abbildung 2 zeigt die Bedeutung der unterschiedlichen Besiedlungspfade in einem Mittelgebirgsbach nach WILLIAMS & HYNES (1976).

Hieraus lässt sich ein pragmatischer Ansatz zur Quantifizierung ableiten, wenn nicht die genaue wissenschaftliche Herleitung, sondern eine Abschätzung der Größen mit dem Ziel, bestehende morphologische Defizite zu kompensieren, intendiert ist.

- Die Driftstrecken sind länger als die Wanderstrecken im Interstitial bzw. auf der Gewässersohle.
- Die Drift hat den höchsten Anteil an der Neubesiedlung.
- Für die *Quantifizierung* der Strahlwirkung sollte primär die Besiedlung von oberhalb gelegenen Abschnitten betrachtet werden.
- Zur Unterstützung der Strahlwirkung durch Drift sollten jedoch weitere Maßnahmen zur Stärkung der anderen Besiedlungspfade hinzugezogen werden.

Für die weitere Vorgehensweise wird vorgeschlagen:

1. Für jeden Gewässertyp wird eine Korrelation der Strukturgütebewertung mit der Bewertung des PERLODES-Moduls „Allgemeine Degradation“ (bei Probestelle mit Saprobiebewertung „sehr gut“ oder „gut“) erstellt.
2. Bei nicht ausreichender Anzahl von Proben können Gewässertypen zu Typengruppen aggregiert werden.
3. Scheinbare „Ausreißer“, die auf Strahlwirkung beruhen könnten, werden ausgewählt.
4. Die räumliche Entfernung der „Ausreißer“ gewässeraufwärts zu Bereichen mit Gewässerstrukturgüteklasse (GSK) < 3 wird ermittelt. Hierbei ist statistisch zu prüfen, ob die Gesamtbewertung oder nur die Bewertung der Sohle oder eine Bewertung von Sohle und Ufer, ggf. in Verbindung mit Vorhandensein von Gehölzstreifen den besten Erklärungsansatz liefert.
5. Das 75-Perzentil als *„gewässertypspezifischer Korridor der Strahlwirkung“* wird berechnet.
6. Durch die Methode des Umkehrschlusses wird der Wert verifiziert.
7. Die räumliche Ausdehnung der in den vorherigen Schritten als strahlungsrelevant ermittelten Bereiche wird ermittelt.
8. Das 25-Perzentil als *„gewässertypspezifische Mindestarealgröße der Ausstrahlungsquelle“* wird berechnet.
9. Durch die Methode des Umkehrschlusses wird der Wert verifiziert.

So kann eine iterative Annäherung an gewässertypspezifische Strecke und Mindestareal mit höchstem statistischen Erklärungsanteil erreicht werden.

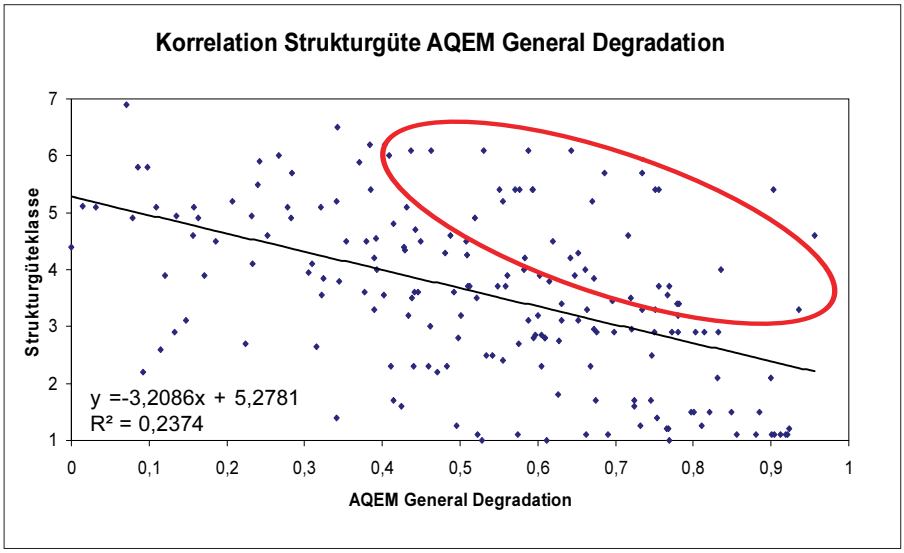


Abb. 3: Korrelation der Strukturgütebewertung mit der Bewertung des Makrozoobenthos nach dem AQEM-Verfahren für das Modul „Allgemeine Degradation“ für den Gewässertyp 5 „Grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche“. Die Gruppe rot abgetrennter Probestellen sind „Ausreißer“ und damit Kandidaten einer möglichen positiven Strahlwirkung (Daten des AQEM-Konsortiums).

Am Beispiel des Gewässertyps 5 „Grobmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbach“ wird diese Vorgehensweise erläutert:

Abbildung 3 zeigt die Korrelation der Strukturgütebewertung mit der Makrozoobenthosbewertung nach dem AQEM Verfahren (www.aqem.de) im Modul „Allgemeine Degradation“. Um für den Gewässertyp 5 einen „Guten ökologischen Zustand“ für dieses Modul zu erreichen (AQEM Score „gut“: 0,6 – 0,8) muss die Strukturgüteklasse mindestens 3 betragen. Daher wird als Mindestanforderung an Gewässerstrecken, die als Ursprung der Strahlwirkung wirksam werden können, eine Strukturgüteklasse von 3 angesetzt.

Die scheinbar nur mäßige Korrelation kann hierbei z. T. auf eine positive und negative Strahlwirkung zurückgeführt werden. In Abbildung 3 sind Probestellen rot markiert, bei denen die Makrozoobenthosbesiedlung als deutlich naturnäher bewertet wurde, als dies auf Grund der schlechten morphologischen Bedingungen zu erwarten ist.

Abbildung 4 zeigt ein Foto einer solchen Situation und die Bewertung der Strukturgüte untergliedert nach den Hauptparametern.

Die Bewertung dieser Probestelle für das Makrozoobenthos ergibt im Modul Saprobie mit einem Saprobienindex (SI) von 1,52 ein „gut“. Das Modul „Allgemeine Degradation“ wird ebenfalls, trotz des Ausbauzustandes, mit „gut“ bewertet. Ursache hierfür ist eine positive Strahlwirkung aus dem Oberlauf und von einem naturnahen Nebengewässer, wie Abbildung 5 verdeutlicht.

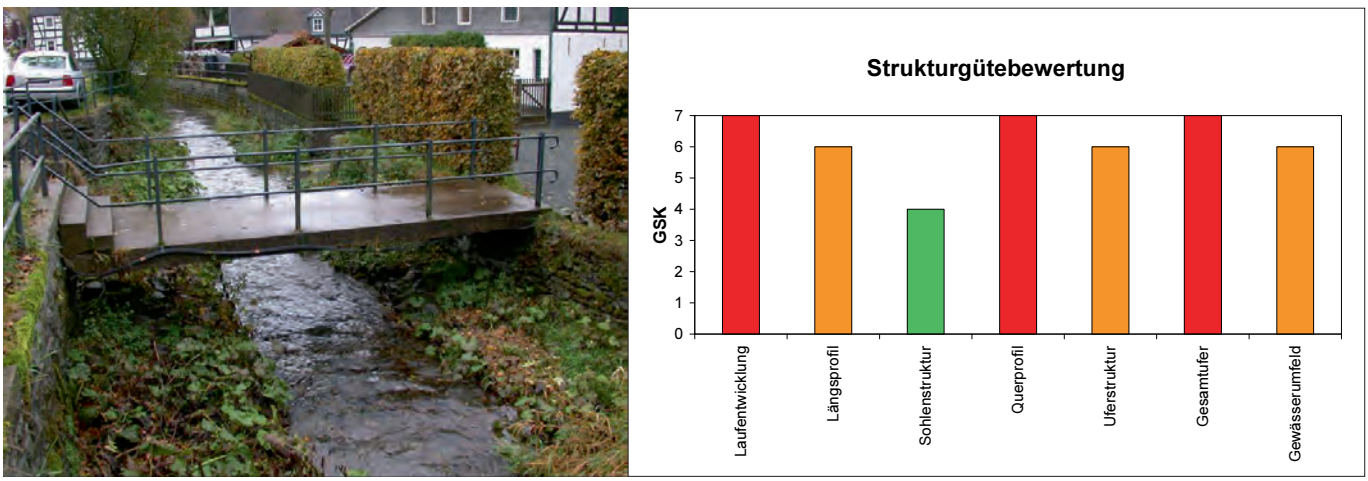


Abb 4: Probestelle Lenne in Westfeld (Ruhr-Einzugsgebiet) mit Darstellung der Strukturgütebewertung, untergliedert nach Hauptparameter (Daten: MAKEF-Konsortium).

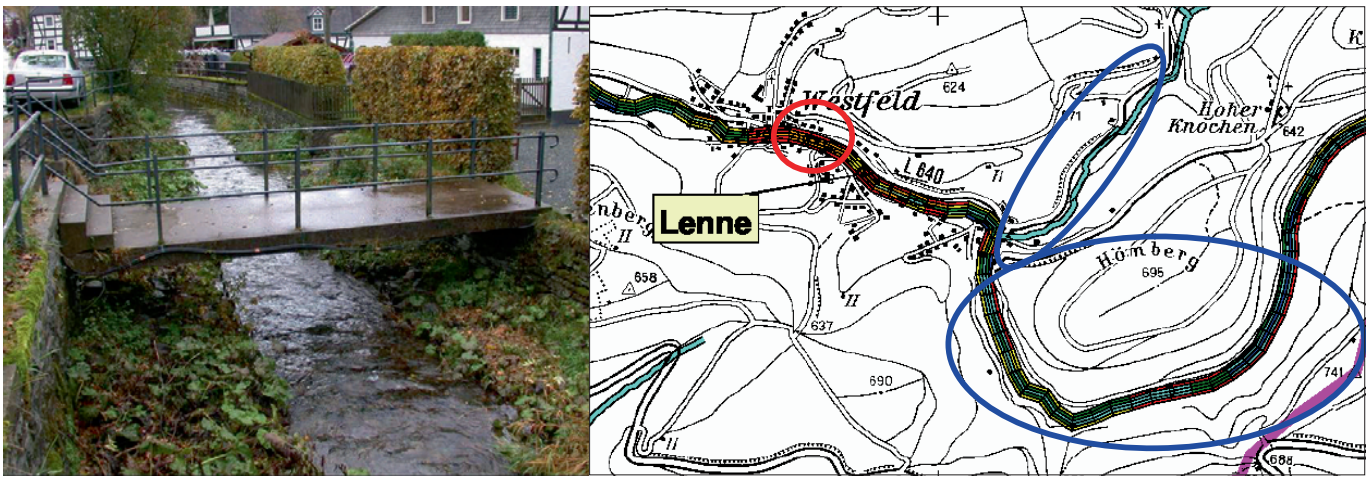


Abb. 5: Lage der Lenne-Probestelle in Westfeld und Darstellung der Strukturgütekartierung des Lenne-Oberlaufs.

Westfeld ist die erste Ortschaft im Oberlauf der Lenne. Ca. 1 km oberhalb von Westfeld weist die Lenne die Strukturgüteklassen 2 und 3 auf und erfüllt damit die Anforderungen an einen Gewässerbereich, der als Ausstrahlungsquelle fungieren kann. Auch der von rechts oberhalb von Westfeld in die Lenne mündende Nebenbach erfüllt diese Anforderung und dient als weitere Ausstrahlungsquelle.

Abbildung 6 zeigt einen ersten Auswertungsversuch der Daten aus dem interdisziplinären Verbundforschungsprojekt „Methoden zur Ausweisung von künstlichen und erheblich veränderten Fließgewässern“ (MAKEF) gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung mit einem Box-Whisker-Plot[1] (PODRAZA et al. 2005). Ausgewählt wurden hier Probestellen des Gewässertyps 5, die bei einer Strukturgütebewertung von 5 und schlechter für das Makrozoobenthos im Modul „Allgemeiner Degradation“ mit „gut“ bewertet wurden. Ermittelt wurde die Entfernung zu Gewässerstrecken mit mindestens GK 4. Das 75-Perzentil bedeutet bei diesem Datensatz eine Entfernung von 1,65 km.

3.2 Möglichkeiten zur Quantifizierung von Streckenlänge der Strahlwirkung und Mindestarealgröße der Ausstrahlungsquelle nach dem deduktiven Ansatz am Beispiel der Populationsentwicklung der Ephemeroptere Baetis rhodani (Pictet.) (Eintagsfliege)

Anhand von Populationsmodellen lässt sich für einzelne Arten deren Entwicklung in Abhängigkeit von unterschiedlichen Umfeldfaktoren beschreiben und auch prognostizieren. Dargestellt wird eine solche Vorgehensweise am Beispiel eines Populationsmodells für *Baetis rhodani* (aus: PODRAZA 1999).

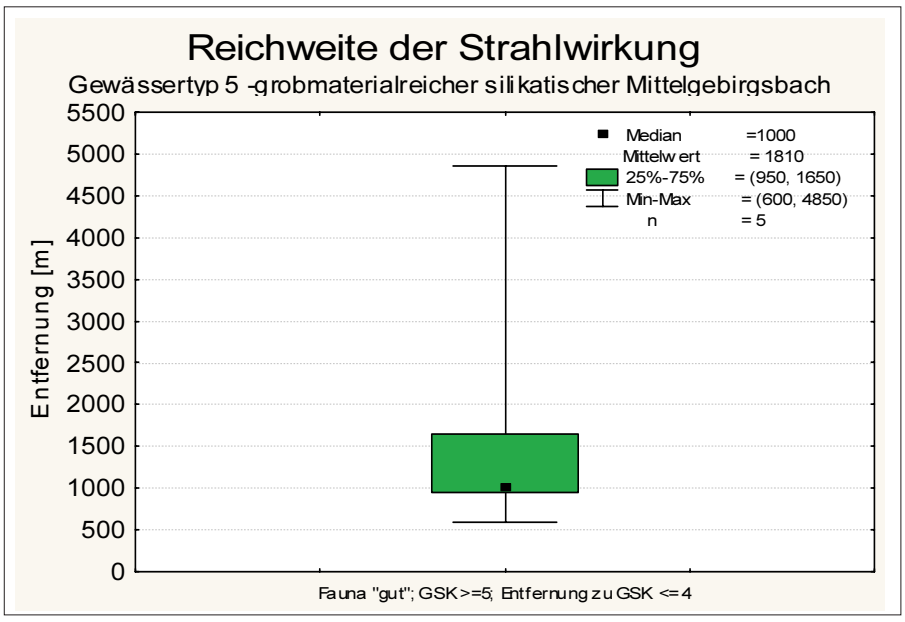


Abb. 6: Box-Whisker-Plot der Reichweite der Strahlwirkung für den Gewässertyp 5.

Als Eingangsgrößen werden benötigt:

- Dauer Eistadium
- Dauer Larvalstadium
- Dauer Imaginalstadium
- Anzahl Generationen / a
- Natalität
- Mortalität Ei
- Mortalität Larven
- Geschlechterverhältnis
- Mortalität Imago ♀
- K-Wert
- .....

Abbildung 7 gibt eine Anwendung dieses Modells wider. Sie zeigt, dass eine erhöhte Mortalität, die durch Einleitungen aus einem Trennsystem hervorgerufen wird (diese ist gemäß vereinfachtem Nachweis nach BWK M3 (BWK 2000) unkritisch), keine nachhaltig negative Auswirkung auf die Populationsentwicklung über mehrere Generationen hat.

Abbildung 8 zeigt im Vergleich hierzu die Populationsentwicklung von *Baetis rhodani* unter dem Einfluss von Einleitungen aus einem nach dem vereinfachten Nachweis nach BWK M3 als kritisch eingestuften Regenüberlauf.

Gemäß des Modells müsste die Population von *Baetis rhodani* auf Grund erhöhter Mortalität innerhalb weniger Generationen aussterben.

Die Untersuchung der lokalen Situation (Schondelle-/ Olpkebachsystem in Dortmund), die der Modellberechnung zu Grun-

1 Der Box-Whisker-Plot ist ein Diagramm, das zur graphischen Darstellung einer Reihe numerischer Daten verwendet wird. Er fasst verschiedene Maße der zentralen Tendenz, Streuung und Schiefe in einem Diagramm zusammen. Alle Werte der Fünf-Punkte-Zusammenfassung, also der Median, die zwei Quartile und die beiden Extremwerte, sind dargestellt.

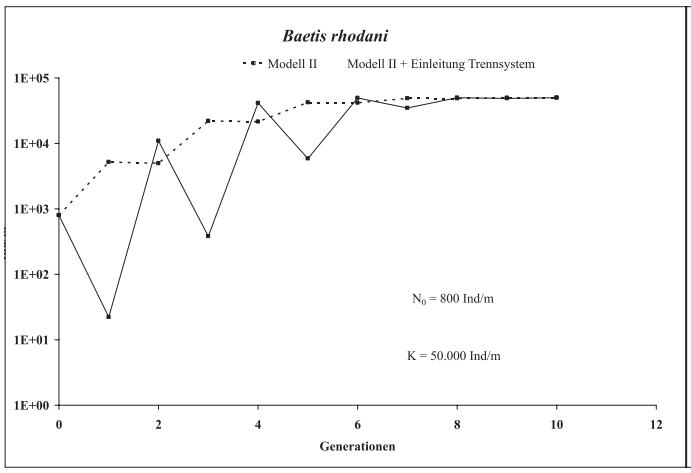


Abb. 7: Populationsmodell für die Eintagsfliege Baetis rhodani unter natürlichen Bedingungen (gestrichelte Linie) und unter dem Einfluss von Einleitungen aus einem Trennsystem (durchgezogene Linie) (aus: PODRAZA 1999).

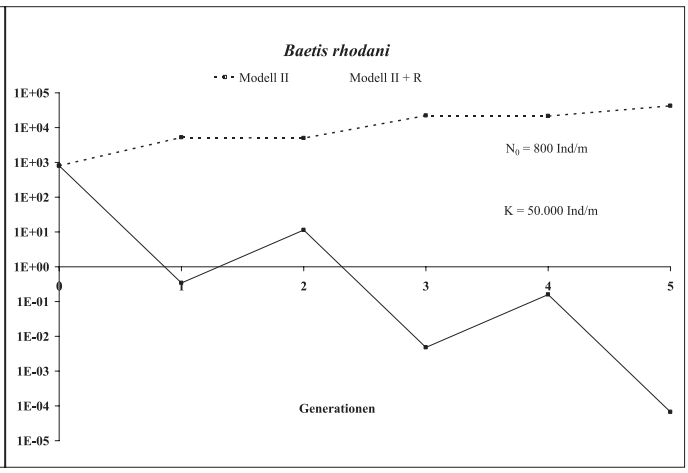


Abb. 8: Populationsmodell für die Eintagsfliege Baetis rhodani unter natürlichen Bedingungen (gestrichelte Linie) und unter dem Einfluss von Einleitungen aus einem Regenüberlauf (durchgezogene Linie) (aus: PODRAZA 1999).

de liegt, zeigt jedoch, dass diese Eintagsfliege trotz bestehender Niederschlagswassereinleitung mit hoher Stetigkeit nachzuweisen ist. Ursache hierfür ist die Strahlwirkung des naturnahen Oberlaufs, der durch Eindrift von Organismen die einleitungsbedingten Verluste wieder ausgleicht.

Durch Ergänzung des Modells um

- Driftdichten und -raten,
- Driftstrecken,
- Mortalität bei Drift und
- Wiederbesiedlungsrate

könnten für den defizitären Bereich X berechnet werden:

- Maximale Entfernung der Ausstrahlungsquelle von dem Bereich X (X ohne Reproduktion, jedoch mit erhöhter Mortalität);
- Mindestareal der Ausstrahlungsquelle, um eine gewünschte Individuendichte ρ für den Bereich X zu erhalten.

4 Strahlwirkung – ein Ausblick in die Zukunft

Die Quantifizierung der Strahlwirkung nach dem deduktiven oder induktiven Ansatz bietet weitgehende Möglichkeiten zur Optimierung und Steigerung der Effizienz bei der Maßnahmenplanung zur Erreichung des guten ökologischen Zustands oder guten ökologischen Potenzials im Sinne der EG Wasserrahmenrichtlinie. Möglich sind z. B.

- kartografische Darstellung von Einzugsgebieten mit Wasserkörpern, Ausstrahlungsquellen und Strahlwirkungskorridoren als *„Strahlwirkungs-Verbundsystem“;*
- Prioritätenliste der Wasserkörper für Maßnahmen in Abhängigkeit des Erfassungsgrades durch Strahlwirkung;
- räumliche und funktionale Sicherung der Ausstrahlungsquellen;
- Sicherstellung eines Mindest-Strukturinventars für den Strahlwirkungskorridor;
- Priorisierung von Maßnahmen zur Ausdehnung von Bereichen mit potenzieller Strahlwirkung ohne ausreichend grosses Mindestareal;
- Maßnahmen zur Durchgängigkeit prioritär in bereits bestehenden Strahlwirkungskorridoren;
- Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässermorphologie prioritär außerhalb der Strahlwirkungskorridore.

5 Literatur

AQEM-Konsortium: www.aqem.de

BWK (Hg.) (2000): Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. - BWK Merkblatt 3, Düsseldorf, 39 pp. + Anhang.

BWK (Hg.) (2007): Leitfaden zur detaillierten Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK - Merkblatt 3 – Gelbdruck.

EG Wasserrahmenrichtlinie (2000) Richtlinie 2000/60//EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (water framework directive, Wasserrahmenrichtlinie, WRRL), Official Journal, L 327, 1-72.

PODRAZA, P. (1999): Regenentlastungen der Mischwasserkanalisation - Einflüsse auf die Makroinvertebratenzönose. - Essener Ökologische Schriften Bd. 10, 234 pp. + Anhang.

PODRAZA, P., D. GLACER, K. GREVE, M. HALLE, A. MÜLLER, TH. ZUMBROICH (2005): Entwicklung von Methoden und Verfahren zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß WRRL (MAKEF) - Projekt-Abschlussbericht für das BMBF Bd. I und II.

WILLIAMS, D. D. & H. B. N. HYNES (1976): The recolonization mechanisms of stream benthos. - Oikos 27, 265-272.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Petra Podraza
Ruhrverband
Kronprinzenstraße 37

45128 Essen

E-Mail: ppd@ruhrverband.de

Michael Reich

Die Bedeutung der Strahlwirkung in Fließgewässern in Zusammenhang mit der Biotopverbundfunktion

1 Einleitung

Viele Pflanzen- und Tierarten sind heute durch die Fragmentierung ihrer Lebensräume gefährdet. Neben der Verkleinerung geeigneter Lebensräume und den damit verbundenen störenden Randeffekten spielt insbesondere die immer stärker werdende Verinselung von Lebensräumen bzw. ihrer Lebensgemeinschaften eine zentrale Rolle. Isolationseffekte können dabei durch zunehmende Distanzen oder aber die Erhöhung des Raumwiderstandes zwischen geeigneten Lebensräumen entstehen. Die Fragmentierung wirkt sowohl auf der Ebene von Individuen (Teillebensräume), als auch auf der Ebene von Populationen (Lokalpopulationen, Metapopulationen). Biotopverbund als Naturschutzstrategie soll diesen Effekten - insbesondere bei den schutzbedürftigen Arten - entgegenwirken. Geeignete Maßnahmen bestehen in der Regel aus einer Stärkung der Lokalpopulationen (Verbesserung der Lebensraumqualität) und der Verbesserung der Durchlässigkeit oder Konnektivität zwischen Teillebensräumen oder Teilpopulationen (z. B. PLACHTER 1991, BÖTTCHER et al. 2005).

Dies gilt uneingeschränkt auch für die Fließgewässer, denn auch hier gibt es:

- Arten mit hohem Flächenanspruch an ausreichend vernetzte Räume (z. B. Fischotter, Biber),
- Arten, deren Individuen weit entfernte Teillebensräume nutzen (z. B. Lachs, Aal),
- Arten, die geeignete Lebensräume nach lokalen Aussterbeereignissen (z. B. durch stoffliche Belastungen) wiederbesiedeln müssen,
- Arten, die geeignete Lebensräume nach Renaturierungsmaßnahmen neu- oder wiederbesiedeln müssen,
- Arten, welche die Verdriftung durch Strömung, Hochwasser- oder Geschiebedynamik kompensieren müssen.

Eine nennenswerte Rolle spielt der Biotopverbund in Naturschutz und Landschaftsplanung erst seit den 1980er Jahren (HAAREN & REICH 2006). Einen immer größeren Stellenwert bekam er durch die Idee des Netzwerkes NATURA 2000 in Verbindung mit der FFH- und Vogelschutzrichtlinie (vgl. BLAB 2004, SSYMANK et al. 2006), sowie durch die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetztes im Jahr 2002. Auch die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie beinhaltet direkt (z. B. Verbesserung der linearen Durchgängigkeit) und indirekt (z. B. Wiederherstellung des guten ökologischen Zustands) eine Vielzahl von Aspekten des Biotopverbundes.

2 Fließgewässer im F+E-Vorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbundes“

2.1 Zielsetzung

Mit der Novellierung des § 3 BNatSchG („Die Länder schaffen ein Netz verbundener Biotope (Biotopverbund), das mindestens 10 Prozent der Landesfläche umfassen soll…“) erfolgte eine rechtliche Verankerung des Biotopverbundes. Wesentliches Ziel des F+E-Vorhabens (Auftraggeber: Bundesamt für Naturschutz, FKZ 804 850 05) war es, die national bedeutsamen Flächen für den Biotopverbund zu ermitteln, Suchräume für deren Vernetzung abzugrenzen und überregional bedeutsame Zerschneidungs- bzw. Konfliktpunkte aufzuzeigen (FUCHS et al. 2007a). Darüber hinaus sollte eine Einbindung auch in ein internationales Netzwerk erfolgen (FINCK et al. 2005).

Fachliche Grundlage war der Kriterienkatalog des Bund-Länder-Ar-beitskreises „Biotopverbund“ (BURKHARDT et al. 2004), der einen pragmatischen Ansatz verfolgt und die Eignung von Biotopen vor allem über ihre Größe, Qualität und ihre Lage im Raum ermittelt. Das Vorkommen ausgewählter Zielarten ist ein weiteres zu berücksichtigendes Kriterium (ULLRICH et al. 2004). Das Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover hat in diesem F+E-Vorhaben den Lebensraumtyp Fließgewässer bearbeitet (LIPSKI & REICH in: FUCHS et al. 2007b), die Obergruppen Wald und Offenland (Feuchtgebiete und Trockenstandorte) wurden entsprechend von den Projektpartnern bearbeitet (FUCHS et al. 2007a).

2.2 Vorgehensweise

Bei den terrestrischen Lebensraumtypen ist die Flächengröße ein gut ermittelbares Kriterium, da mehrere bundesweit vergleichbare Datenquellen wie CORINE Landcover, Digitales Landschaftsmodell, Biotopkartierungen der Länder usw. digital zur Verfügung stehen (vgl. FUCHS et al. 2007a). Für den Lebensraumtyp „Fließgewässer“ ist dieses Vorgehen problematisch, weil eine Abgrenzung von Gewässerabschnitten mit Hilfe der oben genannten Datenquellen nicht möglich ist. Deshalb wurde das Kriterium „Qualität“ auf Grundlage der Daten zur Gewässergüte (insbesondere der Strukturgüte) und den gemeldeten FFH-Gebieten (LRT 32) bearbeitet. Ausgewählt wurden alle Abschnitte, die länger als 5 km sind und entweder

a) in der Strukturgütekartierung mit den Güteklassen 1, 2 und 3 kartiert wurden. Es dürfen dabei auch kurze Abschnitte (< 2 km) der Güteklasse 4 enthalten sein, nicht aber die Güteklassen 5-7;
   oder
b) in FFH-Gebieten mit kartierten Fließgewässerlebensräumen (LRT 32) liegen, deren Flächenanteil am FFH-Gebiet größer als 5 ha ist und die eine Biologische Gewässergüte der Güteklassen I, I-II, oder II aufweisen;
   oder
c) in FFH-Gebieten mit kartierten Fließgewässerlebensräumen (LRT 32) liegen, deren Flächenanteil am FFH-Gebiet größer als 5 ha ist und die an national bedeutsame Flächen für den Biotopverbund Offenland oder Wald angrenzen.

Für die Strukturgüte und die biologische Gewässergüte wurden jeweils die aktuellsten digitalen oder analogen Datensätze (Stand Februar 2006) der LAWA (LAWA 2002a, b) und der einzelnen Bundesländer ausgewertet. Für Brandenburg und Schleswig-Holstein standen nur die bundesweiten Datensätze zur Verfügung. Deshalb wurden dort auch die Daten der faunistisch-ökologischen Fließgewässerbewertung (Landesamt für Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein 1998) und des Fließgewässerschutzsystems (Landesumweltamt Brandenburg 1998) ausgewertet (LIPSKI & REICH in: FUCHS et al. 2007b). Die Berücksichtigung von Zielarten (Fische, Fließgewässerlibellen) war auf der vorliegenden Datengrundlage nicht möglich, da es sich bei den meisten Nach-

weisen um Rasterdaten handelte, deren Zuordnung zu einzelnen Gewässerabschnitten nur begrenzt möglich war. Dazu kommt, dass aus den Datensätzen nicht erkennbar war, ob es sich um autochthone, reproduzierende Bestände handelte.

2.3 Ergebnisse - Fließgewässer

Die ermittelten national bedeutsamen Gewässerabschnitte für den Biotopverbund umfassen ca. 28.000 km Fließstrecke (Abb. 1) und damit 19,7 % des bundesweiten Gewässernetzes (Grundlage: DLM 1000). Etwa 43 % der national bedeutsamen Abschnitte wurden über das Kriterium „Strukturgüte" ermittelt, wobei ein deutlicher Schwerpunkt bei den Bächen und Kleinflüssen der Mittelgebirge und den Tieflandgewässern Nordostdeutschlands erkennbar ist. Weitere 19 % der national bedeutsamen Abschnitte erfüllen die Kriterienkom-bination „FFH-Gebiet" und „Biologische Gewässergüte". Hier sind auch Abschnitte an größeren Fließgewässern vertreten (Abb. 1). 32 % der Abschnitte erfüllen mehrere der oben genannten Kriterien. Ein Grund dafür ist, dass viele der naturnahen Fließstrecken an den Oberläufen nicht als FFH-Gebiete gemeldet sind. Umgekehrt wurden in vielen FFH-Gebieten Fließgewässerlebensräume (LRT 32) gemeldet, die in der Strukturgütekartierung deutlich schlechter eingestuft wurden. In Kombination ergänzen sich die gewählten Kriterien deshalb sehr gut, um alle Fließgewässertypen entsprechend zu repräsentieren (FUCHS et al. 2007a).

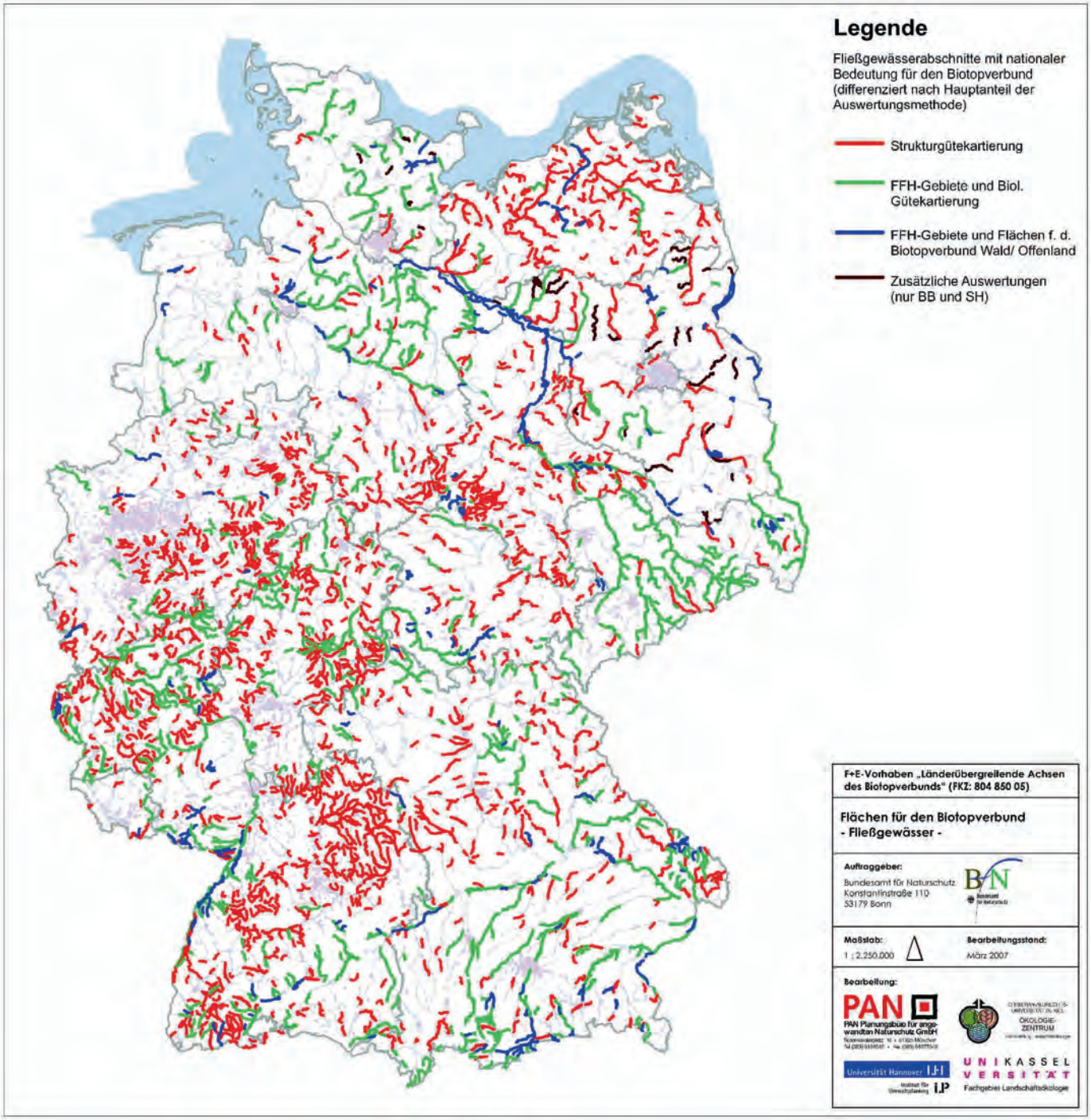


Abb. 1: Fließgewässerabschnitte mit nationaler Bedeutung für den Biotopverbund (differenziert nach dem Hauptanteil der Auswertungsmethode (vgl. Text).

3 Fazit

Zielgerichtete Migration, ungerichtete Mobilität (dispersal) oder passive Verfrachtung von Individuen sind die treibenden Kräfte eines funktionierenden Biotopverbundes. Die erste Grundvoraussetzung dafür sind Kerngebiete, die solche Individuen „bereitstellen“ können (Strahlquellen). Die in Abb. 1 dargestellten national bedeutsamen Gewässerabschnitte stellen aufgrund ihrer Lebensraumqualität und Großflächigkeit solche zentralen Bausteine des Biotopverbundes an Fließgewässern dar. Sie sollen als „Kerngebiete“ auch den gefährdeten Arten langfristig Überlebensmöglichkeiten bieten. Darüber hinaus sollen sie durch die Bereitstellung von „Migranten“ oder „Kolonisatoren“ zur Funktionsfähigkeit des Netzwerkes beitragen und zum Beispiel auch die Neu- und Wiederbesiedlung von Gewässerabschnitten nach Maßnahmen zur Verbesserung der strukturellen oder stofflichen Qualität ermöglichen (Strahlwirkung). Die zweite Grundvoraussetzung ist deshalb eine ausreichende Qualität der Ausbreitungsachsen, die zumindest einem Teil der betroffenen Individuen eine erfolgreiche Ausbreitung ermöglicht. Fließgewässerabschnitte, die als populationsökologische „Senken“ wirken, weil eine erfolgreiche Durchwanderung nicht möglich ist, sind für den Biotopverbund gerade bei den besonders schutzbedürftigen Arten äußerst problematisch. Da das Wiederbesiedlungspotenzial oder die Strahlwirkung die von naturnahen Gewässerabschnitte ausgeht nicht nur die aquatischen und semi-aquatischen Biozönosen (z. B. GERHARD & REICH 2000), sondern auch die terrestrischen Lebensgemeinschaften der Auen und Ufer (z. B. ARMBRUSTER & REICH 2001) betrifft, gelten die Qualitätsanforderungen an die Ausbreitungsachsen nicht nur für die Fließgewässer selbst, sondern auch für ihre Ufer und Auen.

Literatur

ARMBRUSTER, J. & REICH, M. (2001): Die Besiedlung neu entstandener Uferstrukturen an zwei hessischen Mittelgebirgsbächen durch Laufkäfer und Kurzflügler (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae).- Entomologische Zeitschrift 111: 18-29.

BLAB, J. (2004): Bundesweiter Biotopverbund.- Natur und Landschaft 79: 534-543.

BÖTTCHER, M., RECK, H., HÄNEL, K. & WINTER, A. (2005): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur in Deutschland. – GAIA 14: 163-166.

BURKHARDT, R., BAIER, H., BENDZKO, U., BIERHALS, E., FINCK, P., LIEGL, A.,MAST, R. , MIRBACH, E., NAGLER, A., PARDEY, A., RIECKEN, U., SACHTELEBEN, J., SCHNEIDER, A., SZEKELY, S., ULLRICH, K., van HENGEL, U., ZELTNER, U. & ZIMMERMANN, F. (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des § 3 BNatSchG „Biotopverbund“ – Ergebnisse des Arbeitskreises „Länderübergreifender Biotopverbund“ der Länderfachbehörden mit dem BfN.-Naturschutz und Biologische Vielfalt 2: 5–57.

FINCK, P., RIECKEN, U. & ULLRICH, K. (2005): Europäische Dimension des Biotopverbunds in Deutschland.- Natur und Landschaft 80: 364–369.

FUCHS, D., HÄNEL, K., JEßBERGER, J., LIPSKI, A., RECK, H., REICH, M., SACHTELEBEN, J., FINCK, P. &RIECKEN, U. (2007a): National bedeutsame Flächen für den Biotopverbund. Natur und Landschaft 82: 345-352.

FUCHS, D., HÄNEL, K., JEßBERGER, J., LIPSKI, A., RECK, H., REICH, M., SACHTELEBEN, J. (2007b): Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds. Schlussbericht zum F+E Vorhaben FKZ 804 850 05, Hannover, Kassel, Kiel, München, 273 S.

GERHARD, M. & REICH, M. (2000): Restoration of streams with large wood: effects of accumulated and built-in wood on channel morphology, habitat diversity and aquatic fauna.- International Review of Hydrobiology 85: 123-137.

HAAREN, C.v. & REICH, M. (2006): The German way to greenways and habitat networks.- Landscape and Urban Planning: 76: 7-22.

Landesamt für Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein (Hg.) (1998): Faunistisch-ökologische Bewertung der Fließgewässer in Schleswig-Holstein.- 4 S. + Karten.

Landesumweltamt Brandenburg (Hg.) (1998): Die sensiblen Fließgewässer und das Fließgewässerschutzsystem im Land Brandenburg.- Studien und Tagungsberichte Band 15, Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg: 132 S.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hg.) (2002a): Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland – Biologische Gewässergütekarte 2000.- Hannover: 60 S.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hg.) (2002b): Gewässerstruktur in der Bundesrepublik Deutschland 2001.- Kulturbuchverlag GmbH, Berlin.

PLACHTER. H. (1991): Naturschutz.- Gustav Fischer Verlag, 463 S.

SSYMANK, A., BALZER, S. & ULLRICH, K. (2006): Biotopverbund und Kohärenz nach Artikel 10 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.- Naturschutz und Landschaftsplanung 38: 45–49.

ULLRICH, K., FINCK, P., RIECKEN, U. & SACHTELEBEN, J. (2004): Bundesweit bedeutsame Zielarten für den Biotopverbund.- Naturschutz und Biologische Vielfalt 2: 59–63.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Michael Reich
Institut für Umweltplanung
Leibniz Universität Hannover
Herrenhäuser Str. 2

30419 Hannover

E-Mail: reich@umwelt.uni-hannover.de

Cornelia Schütz, Andreas Neitzke, Margret Bunzel-Drüke

Anmerkungen zur Fernwirkung strukturell intakter Fließgewässerabschnitte auf die Fischfauna

Ausgangssituation

Die europäische Wasserrahmenrichtline (EG-WRRL 2000) strebt das ehrgeizige Ziel an, die Oberflächengewässer bis zum Jahre 2015 (bzw. 2021 und 2027) in einen „guten ökologischen Zustand“ zu bringen. Anhand der Bestandsaufnahmen (MUNLV NRW 2005a) hat sich in Nordrhein-Westfalen gezeigt, dass hierfür die größten Anstrengungen bei der Entwicklung der strukturell-morphologisch überformten Ausprägung der Gewässer gemacht werden müssen. Aufgrund gegebener Nutzungen, aber auch wegen der begrenzten finanziellen Ressourcen, ist es unrealistisch anzunehmen, alle Gewässer im kompletten Verlauf in einen guten Zustand versetzen zu können. Daher muss es in der Maßnahmenplanung ein wesentliches Anliegen sein, vorhandene Mittel und Kapazitäten so einzusetzen, dass ein möglichst großer „ökologischer Gewinn“ für das Gewässer erreicht wird. Das Konzept der „Trittsteine“ und die Frage nach der „Strahlwirkung“ von naturnah gestalteten Flussabschnitten bekommt vor diesem Hintergrund ein großes Gewicht.

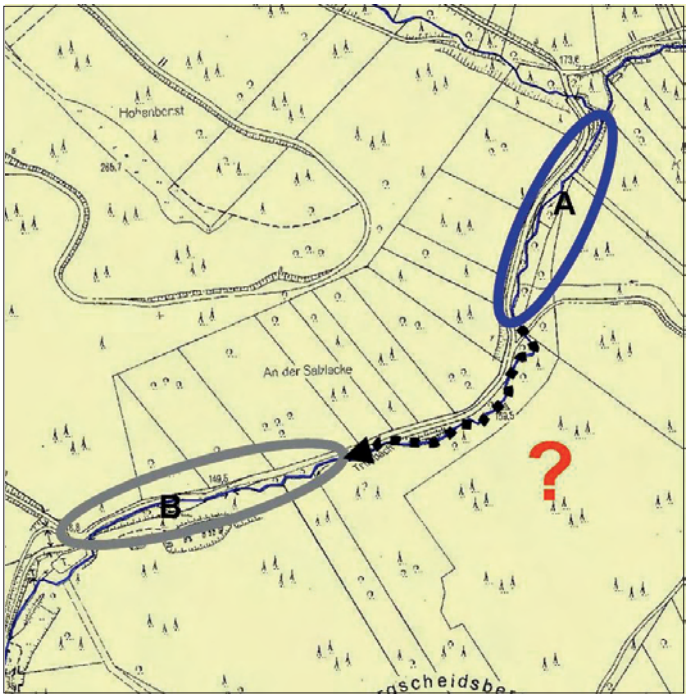


Abb. 1: Strahlwirkung - Schema für die generelle Situation.

Biologische Qualitätskomponente „Fischfauna“

Die Fischfauna ist in der WRRL eine der biologischen Qualitätskomponenten. Die Fische sollen den „guten ökologischen Zustand“ eines Gewässer belegen oder aber auf die Notwendigkeit von Maßnahmen zur Erreichung dieses Zieles hinweisen. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob es möglich ist, dass naturnahe, örtlich begrenzte Gewässerabschnitte über ihre Fernwirkung die Fischfauna eines gesamten Wasserkörpers so beeinflussen, dass sie den „guten ökologischen Zustand“ anzeigen.

Eine Beantwortung dieser Frage muss sehr unterschiedliche Sachverhalte berücksichtigen, um der gewässer- und fischökologischen Komplexität gerecht zu werden. Da im WRRL-Monitoring die Artenzusammensetzung, die Abundanz und die Altersstruktur der Fischfauna betrachtet werden, muss man „Strahlwirkungen“ auch hinsichtlich dieser drei Parameter unterscheiden. Die folgenden Situationsbeschreibungen und Beispiele verdeutlichen die verschiedenen Aspekte, die für eine Beurteilung der „Strahlwirkung“ auf die Fischfauna zu berücksichtigen sind. Neben Fallbeispielen werden vor allem theoretische Überlegungen zusammengefasst, die durch entsprechende Untersuchungen noch zu belegen wären. In Abb. 1 ist die grundlegende Ausgangssituation für die Strahlwirkung modellhaft dargestellt. Ein gegebener Abschnitt A ist strukturell intakt. Ein zweiter Abschnitt B ist strukturell degradiert, trotzdem ist die Fischfauna aufgrund einer (positiven) Fernwirkung aus Abschnitt A besser als von der überformten Ausprägung her zu erwarten wäre.

Räumliche Aspekte

Die Fernwirkung strukturell intakter Abschnitte wird sich stark danach unterscheiden, wo Abschnitt A (intakt) im Verhältnis zu Abschnitt B (degradiert) liegt.

Die Fälle, die in Abb. 2 dargestellt sind, unterscheiden sich nicht nur hinsichtlich ihrer Lage zueinander, sondern auch bezüglich der Länge der intakten Abschnitte und der Länge der „zu beeinflussenden“ Wasserkörper (Tab. 1).

Tab. 1: Lage- und Raumbeziehung der Abschnitte A (intakt) und B (degradiert) aus Abb. 2.

	Länge intakter Abschnitt (A)	Räumlicher Zusammenhang zu degradierten Abschnitten	Wasserkörperlänge (beeinflusstes Gewässer)	Gesamtlänge beeinflusstes Gewässer
Fall 1	400 m	selbes Gewässer	ca. 12 km	120 km
Fall 2	1300 m	Zufluss, mündet an Stat. km 40	ca. 20 km	130 km
Fall 3	12 km	Vorfluter (degradierter Abschnitt mündet in Gewässer mit intaktem Abschnitt)	2,3 km	5km

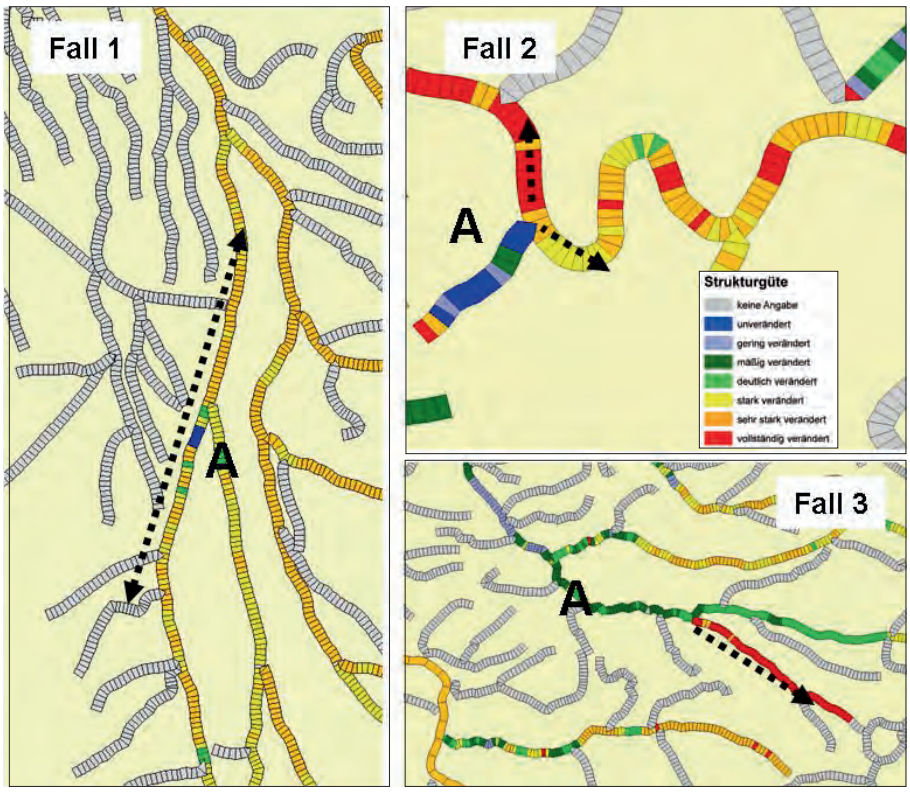


Abb. 2: Fiktive Beispiele für die Strahlwirkung unter verschiedenen räumlichen Voraussetzungen.

Wahrscheinlich nimmt die Strahlwirkung zu, wenn

- der intakte Abschnitt möglichst lang ist,
- der zu beeinflussende Wasserkörper möglichst kurz ist,
- der intakte Abschnitt in demselben Gewässer liegt wie der degradierte Abschnitt,
- der intakte Abschnitt oberhalb des degradierten Abschnittes liegt (Summe aus Drift und Wanderung).

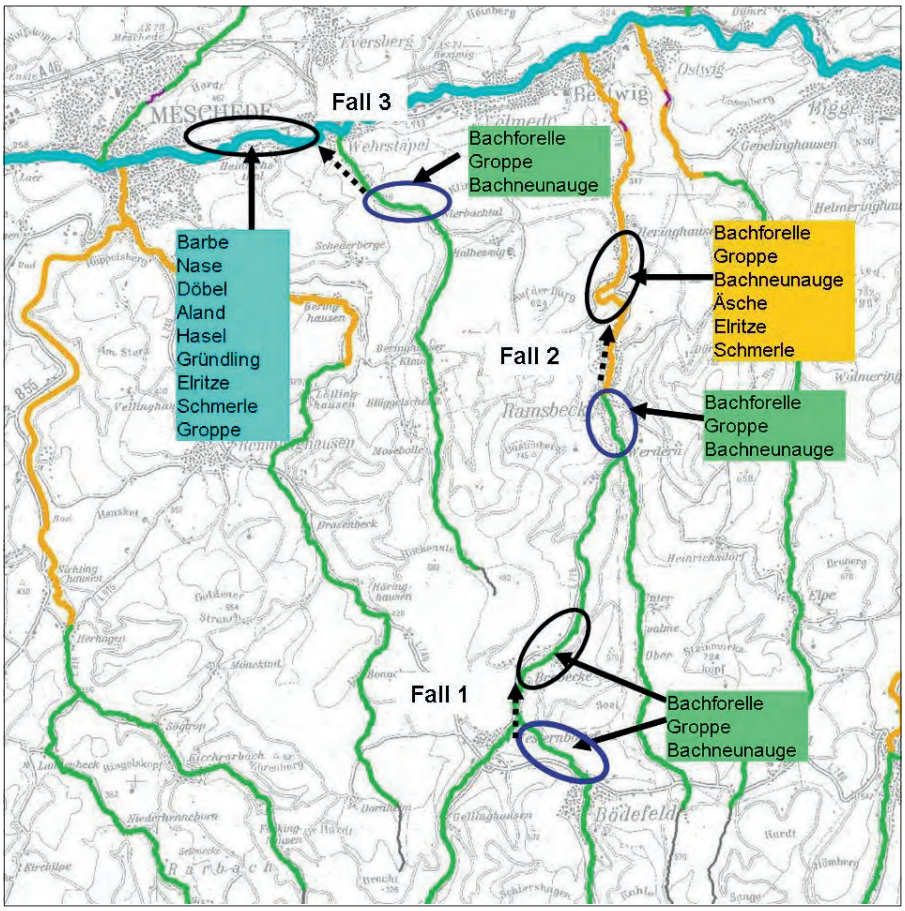


Abb. 3: Fallbeispiel für die „Strahlwirkung" zwischen verschiedenen Referenzzönosen.

Die für eine „Strahlwirkung" theoretisch schlechteste räumliche Konstellation wäre hier Fall 3 (Abb. 2), bei dem ein degradierter Zufluss oberhalb der intakten Gewässerstrecke einmündet. Die schlechteste Konstellation hinsichtlich der Streckenlängen stellt Fall 1 (Abb. 2) dar, in dem ein 400 m langer intakter Abschnitt in einem 12 km langen, schlecht strukturierten Wasserkörper liegt.

Aspekte der Referenzfischfauna

Als Grundlage für die Bewertung der Fischfauna in der WRRL dienen in NRW die 28 Fischgewässertypen (MUNLV NRW 2007), für die jeweils eine eigene Referenzfischfauna abgeleitet wurde. Für eine mögliche Strahlwirkung ist es von entscheidender Bedeutung, ob die Abschnitte A (intakt) und B (degradiert) in Fischgewässertypen liegen, die sich hinsichtlich der Fischgesellschaften sehr ähneln oder ob sie stark voneinander abweichende Referenzzönosen haben.

Aus dieser Annahme heraus ergibt sich für die Einstufung der Strahlwirkung die Frage:
Ist die Referenzfischfauna

- identisch (Fall 1 in Abb. 3),
- eine Teilmenge (Fall 2 in Abb. 3),
- weitgehend ungleich (Fall 3 in Abb. 3)?

Positive „Strahlwirkungen" lassen sich in diesem Modell am ehesten in Fall 1 erwarten und sind am unwahrscheinlichsten in Fall 3.

Aspekte zur Durchgängigkeit

Eine „Strahlwirkung" auf die Fischfauna kann sich nur entfalten, wenn die Strecke zwischen dem intakten und dem degradierten Gewässerabschnitt für Fische passierbar ist. Dabei ist zum einen die Aufwärtspassierbarkeit von Querbauwerken zu beachten, aber auch die Abwärtspassierbarkeit im Falle der Wasserkraftnutzung.

Dieser Aspekt erscheint zunächst banal, entfaltet aber vor dem Hintergrund der aktuellen Anzahl an Querbauwerken (insgesamt 12.627 in NRW, Stand 2002, MUNLV NRW 2005b) eine nicht zu vernachlässigende Wirkung (Abb. 4). So ist es entscheidend, ob der intakte Abschnitt ober- oder unterhalb des degradierten Gewässerabschnittes liegt und wie sich die Auf- bzw. Abwärtspassierbarkeit der dazwischen liegenden Strecke für die Fischfauna darstellt.

Um hinsichtlich der Fischfauna eine möglichst maximale „Strahlwirkung" auszunut-

zen, ist die Durchgängigkeit ein entscheidender Parameter.

Autökologische Aspekte

Ob und in welchem Umfang ein intakter Gewässerabschnitt eine „Strahlwirkung“ entfalten kann ist auch abhängig von den autökologischen Ansprüchen oder Eigenheiten der Fischarten, die dort vorkommen. Hier muss beachtet werden, wie sich die Fischarten hinsichtlich Raumanspruch und Mobilität, Habitatvielfalt, -vernetzung und -verfügbarkeit sowie Habitat- und Wasserqualität verhalten.

Zur Verdeutlichung kann hier die Einteilung von Flussfischarten aufgrund ihrer Lebenszyklusstrategie dienen (Abb. 5).

Rhithrale Flussbewohner sind strömungsliebende Flussarten, die zur Vermehrung eine Anbindung an rhithrale Gewässer benötigen. Als rheophil A bezeichnet man strömungsliebende Arten, deren gesamter Lebenszyklus im Fluss verläuft (z. B. Barbe), rheophil B sind strömungsliebende Arten, die einzelne Phasen ihres Lebenszyklus in strömungsberuhigten Nebengewässern verbringen (z. B. Rapfen).

Bei eurytopen Arten findet sich keine Spezialisierung, sie sind anpassungsfähig (z. B. Rotauge), stagnophile Fischarten verbringen ihren gesamten Lebenszyklus in stehenden, oft vegetationsreichen Auengewässern (Abb. 5).

Aus folgenden (theoretischen) Überlegungen lässt sich eine Prognose über die mögliche „Strahlwirkung“ dieser Gilden in umliegende, degradierte Gewässerabschnitte erstellen (Tab. 2):

- Arten, die regelmäßig zwischen Hauptfluss und angebundenen Habitaten wandern, „strahlen“ auch in dazwischen liegende degradierte Abschnitte (sofern die Art der Degradation die Wanderung nicht verhindert).
- Arten, die auf mehr oder weniger isolierte Auengewässer angewiesen sind, werden nur in Einzelfällen (z. B. Hochwasser) in degradierte Hauptflussabschnitte verdriftet.
- Je anspruchsloser eine Art, desto größer ihre „Strahlwirkung“.
- Die „Strahlwirkung“ einer Art steigt mit ihrer Mobilität.
- Je komplexer die Ansprüche der Arten an Vielfalt und Vernetzung von Einzelhabitaten sind (vor allem bezüglich der Reproduktion), desto unwahrscheinlicher wird eine „Strahlwirkung“ (vor allem hinsichtlich der Altersstruktur).

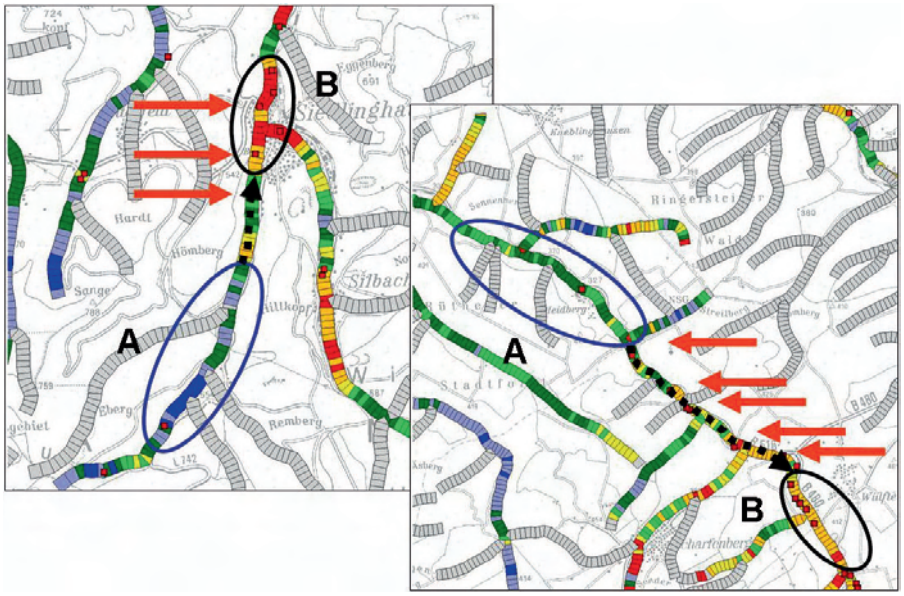


Abb. 4: Fallbeispiele für die Durchgängigkeit zwischen intakten (A) und degradierten (B) Abschnitten (rote Pfeile = für die Fischfauna nicht durchgängige Querbauwerke).

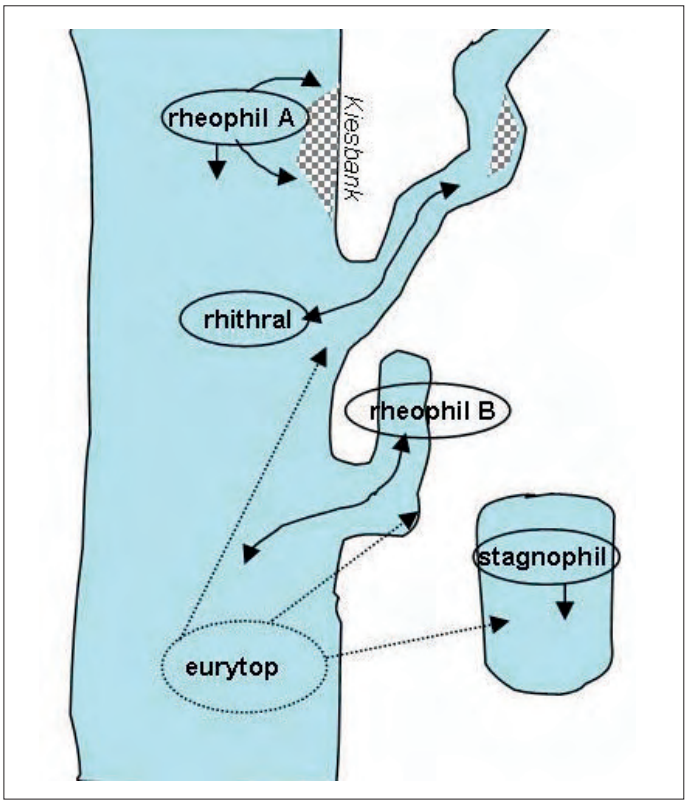


Abb. 5: Habitatgilden von Flussfischen (verändert nach SCHIEMER & WAIDBACHER 1992).

Tab. 2: Prognose über die mögliche „Strahlwirkung“ verschiedener Habitatgilden aus intakten in degradierte Flussabschnitte.

	Artenspektrum	Abundanz	Altersstruktur
rhithral	ja	evtl.	nein
rheophil A	ja	ja	evtl.
rheophil B	ja	evtl.	evtl.
eurytope	ja	ja	ja
stagnophil	evtl.	nein	nein

Fallbeispiele

Fallbeispiel 1: Ems-Auenprogramm

Das Auenprogramm an der Ems wird seit 1995 vom StUA Münster (heute BR Münster) umgesetzt. Die Erfolgskontrolle zur Fischfauna wurde von der LÖBF NRW (heute LANUV NRW) durchgeführt und ausgewertet (LÖBF 2006). Die Ems ist ein sandgeprägter Fluss im Tiefland, der in den Abschnitten des Auenprogramms zum „Oberen Brassentyp Tiefland" zählt (MUNLV NRW 2007). Die Referenzfischfauna umfasst insgesamt 32 Arten und wird dominiert von Rotauge, Hasel, Gründling, Ukelei, Steinbeißer, Barbe, Brasse, Döbel, Barsch und Güster.

An der Ems wurde mit Beginn des Programms zum einen die Uferunterhaltung eingestellt zum anderen erfolgten in den darauffolgenden Jahren aktive Rückbaumaßnahmen mit Altarmanbindungen und aktiven Uferentfesselungen. Die Maßnahmen verteilen sich über eine Gewässerstrecke von insgesamt ca. 21 km, wobei zwischen den Probestrecken P3 und P8 etwa 13 km liegen (Tab. 3).

Besonders interessant für das Thema „Strahlwirkung" ist die zeitlich-räumliche Ausbreitung verschiedener Arten (Tab. 3). Zum einen zeigt sich, dass der zu betrachtende Zeithorizont recht lang ist. Erst nach 11 Jahren sind die meisten Arten über die gesamte Strecke zu finden. Zum anderen wird deutlich, dass neben der Schaffung geeigneter Strukturen der Bau einer Fischaufstiegsanlage (FAA) 2001/2002 in Telgte für die Ausbreitung von Steinbeißer, Bachneunauge und Bitterling anscheinend wesentliche Impulse gegeben hat.

Fallbeispiel 2: Renaturierung Lippe-Klostermersch

An der Lippe wurden im 34 km langen Abschnitt zwischen Lippstadt und Welver-Hangfort in der Trägerschaft von StUA Lippstadt (heute BR Arnsberg), Lippeverband und Nordrhein-Westfalen-Stiftung Naturschutz, Heimat- und Kulturpflege seit 1995 in verschiedenen Abschnitten unterschiedliche Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt. Seit 1993 wird die Fischfauna von der Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU Soest) an festgelegten Strecken jährlich mit standardisierter Methode erfasst und zwar sowohl in naturnah umgestalteten Abschnitten als auch an im Ausbauzustand belassenen Kontrollstrecken (BUNZEL-DRÜKE et al. 2007).

Die Lippe hat im untersuchten Bereich ein Einzugsgebiet von ca. 1900 km² und ein Gefälle von 0,32 – 0,57 Promille. Der Mittelwasserabfluss (MQ) beträgt 24,3 m³/s, der Niedrigwasserabfluss (MNQ) 5,4 m³/s. Der Lippeabschnitt wird dem „Barbentyp Lippe" zugeordnet (MUNLV NRW 2007). Die Referenzfischfauna umfasst insgesamt 34 Arten und wird dominiert von Hasel, Rotauge, Gründling, Ukelei, Nase, Döbel und Barbe.

Verschiedene Aspekte zur Strahlwirkung, die sich aus den Langzeitmonitoringdaten ablesen lassen, werden von BUNZEL-DRÜKE et al. (2007) umfassend beschrieben. Im vorliegenden Fallbeispiel soll ein Einzelaspekt aufgegriffen werden, der zeigt, dass „Strahlwirkungseffekte" nicht generalisierbar sind. Als „Strahlquelle" kann hierbei die renaturierte Lippe in der „Klostermersch" gelten. Hier wurden 1997 auf einem 2 km langen Abschnitt Fluss und Aue komplett umgestaltet (BUNZEL-DRÜKE et al. 2007).

Beim Steinbeißer lässt sich bei der gleichzeitigen Betrachtung des räumlichen Verbreitungsmusters und des zeitlichen Bestandsverlaufs die Wiederausbreitung der Art in der mittleren Lippe nachvollziehen (Abb. 6).

Bei den ersten Kartierungen zum Auenprogramm wurden nur an zwei Stellen wenige Einzeltiere gefunden. Nach der Renaturierung der Klostermersch im Jahr 1997 entwickelte sich hier allmählich ein größerer Bestand, und schließlich tauchten auch an anderen Lippeabschnitten Steinbeißer auf, die wohl mehrheitlich aus der Klostermersch stammten.

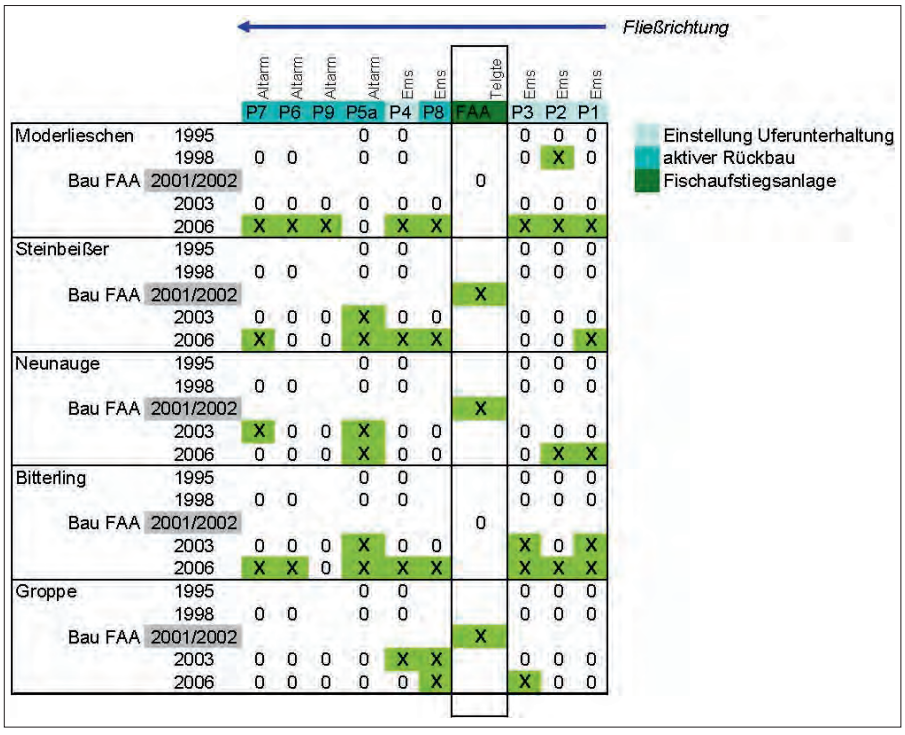
Anders ist die Entwicklung der Groppe zu interpretieren. Auch diese Art zeigt eine positive räumliche und zeitliche Entwicklung, allerdings ist diese offensichtlich unabhängig von dem naturnah umgestalteten Flussabschnitt (Abb. 7).

Das Beispiel zeigt sehr deutlich, dass naturnahe Abschnitte tatsächlich ökologisch wünschenswerte Fernwirkungen im Gewässer entfalten können, diese jedoch nicht alle Fischarten gleichermaßen umfassen.

Fallbeispiel 3: WRRL-Sondermessprogramm 2004

Im Jahr 2004 führte die Wasserwirtschaftsverwaltung von Nordrhein-Westfalen ein Sondermessprogramm durch, das sich mit dem biologischen Monitoring gemäß EG-WRRL befasste (SCHÜTZ et al. 2006). Das Sondermessprogramm hatte dabei unter anderem die Aufgabe, die neu entwickelten Bewertungsverfahren für die biologischen Qualitätskomponenten in der WRRL zu erproben. Die Qualitätskomponente „Fische" wurde durch die LÖBF, Abt. 5, Dezernat Gewässerökologie bearbeitet (heute BR Arnsberg, Dez. 51.4), wobei das fischbasierte Bewertungsverfahren Verfahren FiBS (DUßLING et al. 2004) und der

Tab. 3: Räumlich-zeitliche Ausbreitung verschiedener Fischarten im Emsabschnitt des Ems-Auenprogramms; P1 bis P8 = örtlich begrenzte Einzelmaßnahmen, FAA = Fischaufstiegsanlage (Bau in 2001/2002). X = Nachweis der Art, 0 = Befischung ohne Nachweis der Art.



		P7	P6	P9	P5a	P4	P8	FAA	P3	P2	P1
Moderlieschen	1995				0	0			0	0	0
	1998	0	0		0	0			0	X	0
Bau FAA	2001/2002							0			
	2003	0	0	0	0	0	0		0	0	0
	2006	X	X	X	0	X	X		X	X	X
Steinbeißer	1995				0	0			0	0	0
	1998	0	0		0	0			0	0	0
Bau FAA	2001/2002							X			
	2003	0	0	0	X	0	0		0	0	0
	2006	X	0	0	X	X	X		0	0	X
Neunauge	1995				0	0			0	0	0
	1998	0	0		0	0			0	0	0
Bau FAA	2001/2002							X			
	2003	X	0	0	X	0	0		0	0	0
	2006	0	0	0	X	0	0		0	X	X
Bitterling	1995				0	0			0	0	0
	1998	0	0		0	0			0	0	0
Bau FAA	2001/2002							0			
	2003	0	0	0	X	0	0		X	0	X
	2006	X	X	0	X	X	X		X	X	X
Groppe	1995				0	0			0	0	0
	1998	0	0		0	0			0	0	0
Bau FAA	2001/2002							X			
	2003	0	0	0	0	X	X		0	0	0
	2006	0	0	0	0	0	X		X	0	0

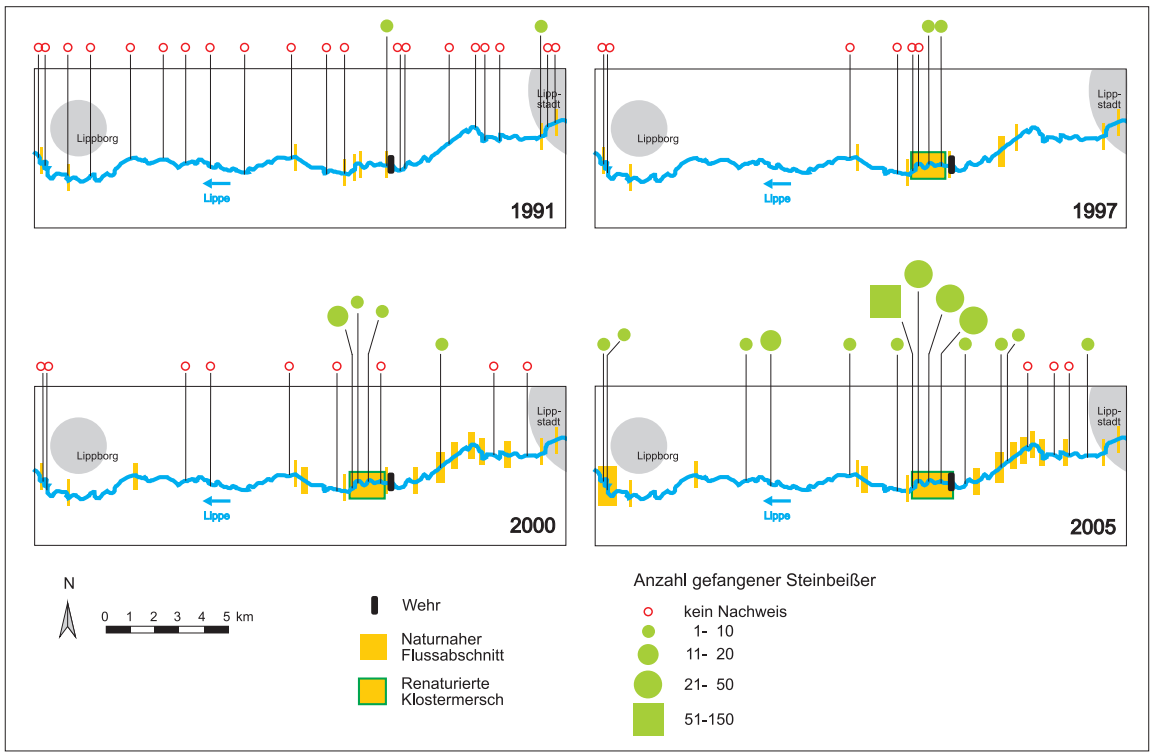


Abb. 6: Verbreitung und Bestandsentwicklung des Steinbeißers (Cobitis taenia) in der mittleren Lippe.

European Fish Index EFI (FAME Consortium 2004) mit den Daten aus dem Sondermessprogramm analysiert wurden.

Als Teil dieser Überprüfung wurde untersucht, ob die Indices mit Strukturgüteparametern der Probestrecken korrelieren. Aufgrund der Annahme, dass umliegende Gewässerabschnitte die Fischfauna auch am befischten Abschnitt beeinflussen (Fernwirkung), wurden nicht nur die Strukturgüteparameter der direkt befischten Gewässerstrecke, sondern darüber hinaus auch längere Gewässerabschnitte (1 oder 2 km je nach Gewässergröße) mit den Einzelmetrics und den Indices korreliert. Beziehungen konnten vor allem bei den Metrics des FiBS festgestellt werden, wobei diese für die längeren Streckenabschnitte sehr viel deutlicher waren, als nur für die befischten Strecken (Tab. 4). Dies macht sehr deutlich, dass die Fischfauna die Gewässerstruktur großer Gewässerabschnitte widerspiegelt. Diese Ergebnisse gelten jedoch in beide Richtungen. Das heißt, eine schlechte Struktur in der Befischungsstrecke wird durch gute Strukturen unter- oder oberhalb positiv beeinflusst. Degradierte, benachbarte Abschnitte wirken sich jedoch auch negativ auf gute Strukturen aus.

Zusammenfassung

Die Fischfauna ist nicht nur von lokalen Faktoren abhängig, sondern wird in erheb-

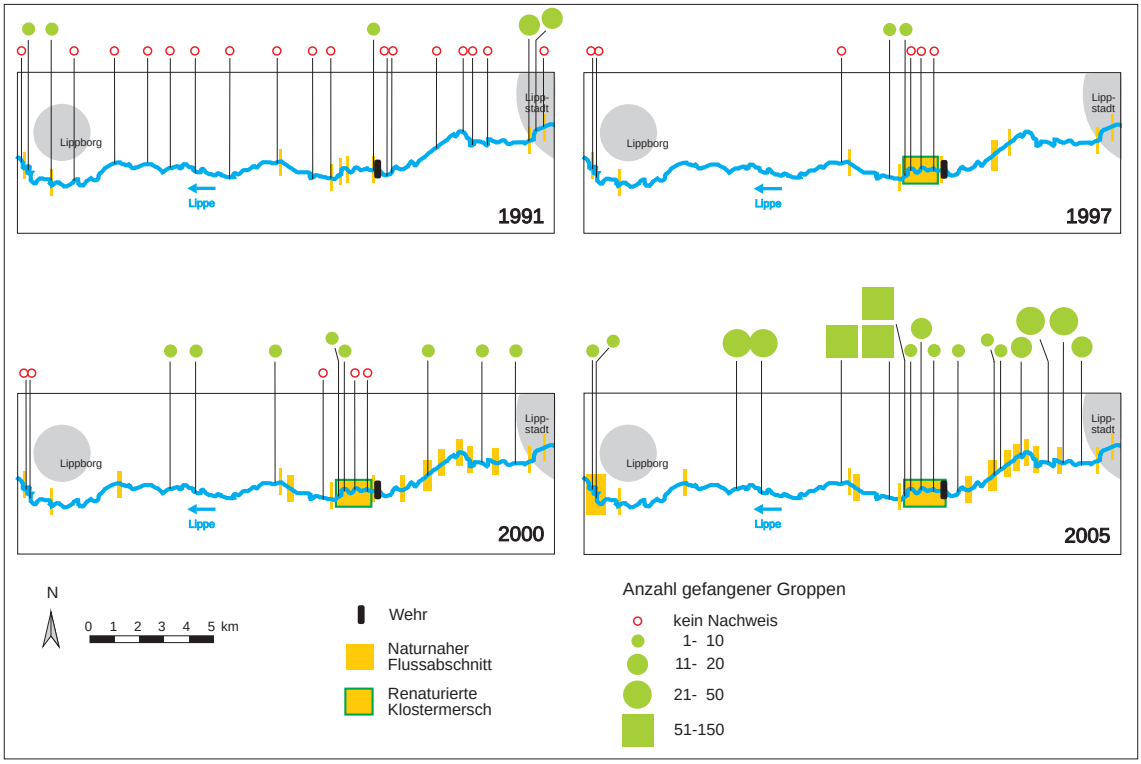


Abb. 7: Verbreitung und Bestandsentwicklung der Groppe (Cottus gobio) in der mittleren Lippe.

*Tab. 4: Korrelationen zwischen dem FiBS-Index und Strukturgüteparametern; Koeff = Spearman-Rank-Order Korrelations-Koeffizient, N = Anzahl Tests, * = Trends, ** und fett = signifikant; nur Korrelationen mit signifikanten Werten bzw. Trends aufgeführt (Bonferroni Korrektur wurde berücksichtigt).*

		FIBS
nur befischte Strecke		
Tiefenvarianz	Koeff N	0.29* 85
lange Strecke (1 bzw. 2km)		
Vegetation	Koeff N	-0.28* 86
Besondere Längsstrukturen	Koeff N	0.29* 86
Strömungs-diversität	Koeff N	**0.38**** 86
Tiefenvarianz	Koeff N	**0.41**** 86
Substratdiversität	Koeff N	0.34* 81
Breitenvarianz	Koeff N	**0.36**** 86

lichem Maße davon beeinflusst, wie sich das Gewässer im Gesamtverlauf darstellt. Diese Tatsache sollte in die Maßnahmenplanung zur WRRL einfließen. Die Abhängigkeiten sind jedoch komplex und können nicht auf eine positive Fernwirkung strukturell intakter Gewässerabschnitte reduziert werden. Aus den vorhergehenden modellhaften Überlegungen und Beispielen lassen sich folgende Planungsanforderungen ableiten:
Positive Effekte naturnaher Gewässerabschnitte auf die Fischfauna degradierter Abschnitte sind wahrscheinlich am größten wenn

- der intakte Abschnitt möglichst lang ist,
- der zu beeinflussende Wasserkörper möglichst kurz ist,
- der intakte Abschnitt in demselben Gewässer liegt wie der degradierte Abschnitt,
- der intakte Abschnitt oberhalb des degradierten Abschnittes liegt (Summe aus Drift und Wanderung),
- die Referenzfischfauna der beiden Abschnitte sich stark ähnelt oder identisch ist,
- die Durchgängigkeit zwischen den beiden Abschnitten gegeben ist,
- und die „erwünschten" Arten (im Sinne der WRRL v. a. wesentliche Arten der Referenzfischfauna) eher mobil und anspruchslos sind.

Allerdings ist es für eine Maßnahmenplanung, die sich eines „Trittsteinmodells" bedient unbedingt erforderlich, auch die „negativen Strahlwirkungen" strukturell stark degradierter Gewässerabschnitte in Betracht zu ziehen.

Literatur

BUNZEL-DRÜKE, M., SCHÜTZ, C. & ZIMBALL, O. (2007): Untersuchung zum Einfluss naturnah umgestalteter Abschnitte auf die Fischfauna ausgebauter Gewässer am Beispiel der Lippe. Auswertung im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. & Bezirksregierung Arnsberg, Dez. 51.4, Bad Sassendorf-Lohne & Kirchhundem-Albaum. 62 S.

DUßLING, U., BERG, R., KLINGER, H., WOLTER, C. (2004): Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. Handbuch Angewandte Limnologie **20**. Ergänzungslieferung 12-04. 84 S.

EG-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – ABI. EG. Nr. L 327 v. 22.12.2000, 81 S.

FAME Consortium (2004): Development, Evaluation & Implementation of a standardised fish-based assessment method for the ecological status of European rivers - a contribution to the Water Framework Directive (FAME): Manual for the application of the European Fish Index EFI. Version 1.1, January 2005. http://fame.boku.ac.at. 66 S.

LÖBF (2006): Effizienzkontrolle zur Entwicklung der Fischfauna in der Ems zwischen Einen und Westbevern III.- Werkvertrag der LÖBF, bearbeitet durch NZO-GmbH, unveröffentliches Gutachten, Bielefeld, 27 S. + Anhang.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW) (2005a): Wasserrahmenrichtlinie in NRW - Bestandsaufnahme. www.flussgebiete.nrw.de.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW) (Hg.) (2005b): Handbuch Querbauwerke. 212 S.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW) (2007): Erarbeitung zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna. Projektbericht.

NEITZKE, A., HOFFMAN, A., NOLTING, C. (2004): Was die Fische zum Ems-Auenkonzept sagen.- LÖBF Mitteilungen **3**. 18-23.

SCHIEMER, F., WAIDBACHER, H. (1992): Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. In: Petts G.E. (ed.): River Conservation and Management. John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore. 363-382.

SCHÜTZ, C., FUCHS, M., BUNZEL-DRÜKE, M., ZIMBALL, O. (2006): Sondermessprogramm 2004/2005: „Biologische Monitoringmethoden an Fließgewässern", Bericht Fische, Teil 1: Erprobung neuer Fischbewertungssysteme für die Anwendung in der WRRL. Untersuchung im Auftrag des MUNLV NRW. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Abt. Fischerei, Albaum. 137 S.

Anschrift der Verfasser/innen:

Dr. Cornelia Schütz
Bezirksregierung Arnsberg, Dez. 51
Fischerei und Gewässerökologie in NRW
Heinsberger Str. 53

57399 Kirchhundem-Albaum

E-Mail: cornelia.schuetz@bezreg-arnsberg.nrw.de

Dr. Andreas Neitzke
Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW
Leibnizstr. 10

45659 Recklinghausen

E-mail: andreas.neitzke@lanuv.nrw.de

Dr. Margret Bunzel-Drüke
Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU)
Teichstr. 19

59505 Bad Sassendorf-Lohne

E-Mail: abu@abu-naturschutz.de

Uwe Koenzen

Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern - Hinweise für gezielte Maßnahmen zur Kompensation von Strukturdefiziten unter Berücksichtigung der Strahlwirkung -

Der nachfolgende Text umfasst folgende eigenständige Teilaspekte zum Themenkreis Strahlwirkung:

- Erfolgskontrollen von gewässerstrukturverbesserenden Maßnahmen als Grundlage für die Ermittlung von Strahlwirkungseffekten
- Hinweise für die generelle Ausrichtung von strukturverbessernden Maßnahmen unter morphologischen Gesichtspunkten
- Hinweise für gezielte Maßnahmen zur Kompensation von Strukturdefiziten unter Berücksichtigung der Strahlwirkung
- Arbeitsthese für die mögliche Verteilung von Gewässerstrukturqualitäten zur Erreichung des guten Zustandes - Beispiel Fische
- Ausblick zur Verwendung bestehender Daten und zukünftiger Anwendungen

Der vorliegende Text ist somit keine einheitliche monothematische Veröffentlichung im engeren Sinne, sondern eine Zusammenstellung von Teilaspekten aus verschiedenen aktuellen Vorhaben aus der Frühphase des „Strahlwirkungsprojektes".

1 Erfolgskontrollen von gewässerstrukturverbessernden Maßnahmen als Grundlage für die Ermittlung von Strahlwirkungseffekten

1.1 Einleitung

Das nachfolgend vorgestellte Forschungs- und Entwicklungsvorhaben hat zum Ziel, den Erfolg der vom Land Nordrhein-Westfalen bislang geförderten Maßnahmen zur naturnahen Gewässer- und Auenentwicklung einzuschätzen. Zudem werden erste Ansätze für die Identifizierung effektiver Maßnahmen der strukturellen Gewässerentwicklung im Rahmen der Maßnahmenplanung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000) vorgestellt.

Im Bereich der fachlich-inhaltlichen Maßnahmenabwicklung für Einzelprojekte liegen heute gute Planungs- und Handlungsempfehlungen vor, während die Instrumente zur Erfolgskontrolle bisher nur geringfügig entwickelt sind und noch seltener zum Einsatz kommen. Daher wurden im Nachgang zu diesem F+E-Vorhaben Empfehlungen zur Durchführung der Erfolgskontrollen in einem Leitfaden zusammengefasst und veröffentlicht.

1.2 Definition, Methoden und Erfahrungen

Erfolgskontrolle wurde in diesem F+E-Vorhaben definiert als die Anwendung von Methoden und Verfahren die belastbar ermitteln, bis zu welchem Grad und in welchem Umfang die definierten Ziele eines Projekts zu einem bestimmten Zeitpunkt erreicht werden. Hierdurch wird zum einen die Notwendigkeit einer Ursachenrecherche bei Zielabweichung deutlich, um ggf. eine Modifikation der ursprünglichen Ziele vorzunehmen. Zum anderen zeigt die Erfolgskontrolle die erreichte Wirkung der Maßnahmen und weist das Entwicklungspotenzial auf (vgl.WEISS 1996).

Im Einzelnen umfasst die Erfolgskontrolle folgende Komponenten:

- Defizitanalyse (im Sinne einer Bedarfsanalyse),
- Zielkontrolle,
- Umsetzungskontrolle,
- Wirkungskontrolle,
- Einschätzung des Entwicklungspotenzials,
- Kostenwirksamkeit.

Maßstab für die Einschätzung der Ziel- und Gewässerzustände bildet das Leitbild bzw. der Referenzzustand, der „sehr gute Zustand" laut WRRL. Welche Gewässer- und Zielzustände in welchem Schritt der Erfolgskontrolle betrachtet werden, zeigt Abb. 1.

Die *Defizitanalyse* als Bedarfsermittlung gleicht den Zustand des Gewässers vor der Maßnahme (VZ) mit dem Leitbild (LB) ab. In der Differenz zum Leitbildzustand kann der Handlungsbedarf der Renaturierungsmaßnahme eingeschätzt werden. Je größer der Abstand zum Leitbild, desto größer der Handlungsbedarf.

Im Rahmen der *Zielkontrolle* wird u. a. geprüft, in wieweit sich die geplanten Maßnahmen dem Leitbild genähert haben. Dies dient der Einschätzung der allgemeinen Zielerreichung. Da das Leitbild nur in den seltensten Fällen dem Planungsziel entspricht, finden im weiteren Verlauf die Planungsziele ausführliche Berücksichtigung. Um den Veränderungen der Planungsziele im letzten Jahrzehnt Rechnung zu tragen, können Projekte nicht ausschließlich am Leitbild oder an aktuellen Zielvorstellungen gemessen werden. Dieses würde die Ausgangssituation der Planung bei Projektbeginn nicht angemessen berücksichtigen. Aus diesem Grund wird in dieser Untersuchung das damalige Planungsziel (PZ) mit dem aktuell anzusetzenden Planungsziel unter Berücksichtigung der-

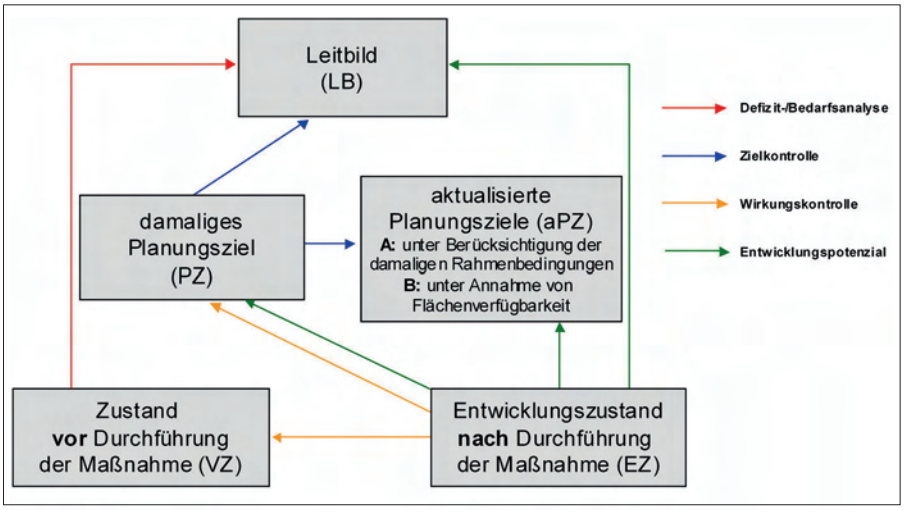


Abb. 1: Abgleich der verschiedenen Zustände bzw. Zielzustände für die Erfolgskontrolle.

Tab. 1: Qualitätskomponenten der Erfolgskontrollen.

Qualitätskomponenten	Komponente
Biologische Qualitätskomponenten	Makrophyten Makrozoobenthos Fischfauna
Hydromorphologische Qualitätskomponenten	Gewässerstrukturgüte Durchgängigkeit Hydromorphologie
Physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	Temperaturverhältnisse Sauerstoffgehalt Salzgehalt Versauerungszustand Nährstoffverhältnisse
sonstige Parameter (Ufer, Aue)	Vegetation Fauna

selben Rahmenbedingungen (aPZA) und dem Leitbild (LB) verglichen. Da eine häufig auftretende Restriktion die eingeschränkte Flächenverfügbarkeit ist, wird zudem das Verhältnis des (damaligen) Planungszieles (PZ) zu dem Gewässerzustand, der heute unter Annahme von Flächenverfügbarkeit geplant würde (aPZB), betrachtet.

Bei diesem Schritt wird geprüft, in welchen Fällen eine bessere Flächenverfügbarkeit die Planung und damit den ökologischen Zustand des Gewässers hätte verbessern können. Dieses Planungsziel findet nur Berücksichtigung, wenn keine harten Restriktionen, wie Siedlungs- und Verkehrswege, in Gewässernähe liegen.

Die *Umsetzungskontrolle*, d. h. die Prüfung, ob die geplanten Maßnahmen im Sinne der definierten Planungsziele umgesetzt wurden, ist in der Regel durch die Bauabnahme gewährleistet und wurde somit in dieser Untersuchung nicht im Detail behandelt.

Wirkungskontrollen (Monitoring) sind der zentrale Gegenstand bei der Erfolgskontrolle von Projekten, um den Grad der Zielerreichung und die Wirkungsrichtung der Maßnahmen festzustellen (WEISS 1996). Es wird ein Vorher-Nachher-Vergleich unternommen, in dem der Vorzustand (VZ) mit dem heutigen Gewässerzustand (EZ) verglichen wird, um den Grad der Veränderung zu ermitteln. Zudem wird der Abstand des Entwicklungszustands zum Planungsziel (PZ) ermittelt. Durch die anderen Zustandsabgleiche bzw. Kontrollen (z. B. damaliges Planungsziel zu aktuellem Planungsziel unter Annahme derselben Restriktionen in der Zielkontrolle) kann der Grund der Abweichung erfasst werden. Diese kann zum Beispiel durch einen kurzen Entwicklungszeitraum seit Umsetzung der Maßnahme entstehen. Zum anderen könnte der Zielzustand der Planung erreicht, jedoch das Planungsziel (zu) niedrig angesetzt worden sein.

Das *Entwicklungspotenzial* wird anhand des Abstands vom Entwicklungszustand nach Durchführung der Maßnahme (EZ) zum Leitbild (LB) ermittelt. Dieser kann wegen eines kurzen Entwicklungszeitraums seit Umsetzung der Maßnahme groß sein. Oder der Zielzustand der Planung ist erreicht, aber das Planungsziel ist niedrig angesetzt.

Für eine Beurteilung der *Kostenwirksamkeit* konnten bislang die Gesamtkosten der Projekte erfasst werden; für eine statistisch abgesicherte Zuordnung von Einzelmaßnahmen, zugehöriger Kosten und ökologischer Wirksamkeit waren die Projektdaten zumeist jedoch nicht ausreichend.

Zentraler Bestandteil einer Erfolgskontrolle ist ein definiertes Beurteilungsverfahren, mit dem die Gewässer- bzw. Zielzustände eingeschätzt werden können. Hierfür wurden soweit möglich Beur-teilungsverfahren angewendet, die bereits in der Praxis etabliert sind und für die ausreichende Daten vorliegen. Lagen diese nicht vor, so handelt es sich bei den Beurteilungen um Einschätzungen. Dies trifft in den meisten Fällen für die Einschätzungen des Status der biologischen Qualitätskomponenten der WRRL zu.

Tab. 1 zeigt die Komponenten, die im Rahmen des Vorhabens in Abhängigkeit der Datensituation berücksichtigt wurden.

Die Komponenten werden jeweils durch Kenngrößen beschrieben, die aus eingeführten Verfahren oder aus Leitbildbeschreibungen stammen. Die physikalisch-chemischen Komponenten wurden nach Vorgaben des Umweltbundesamtes (UBA) und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) oder aus den Leitbildbeschreibungen abgeleitet. Alle Komponenten wurden in Anlehnung an die Vor-

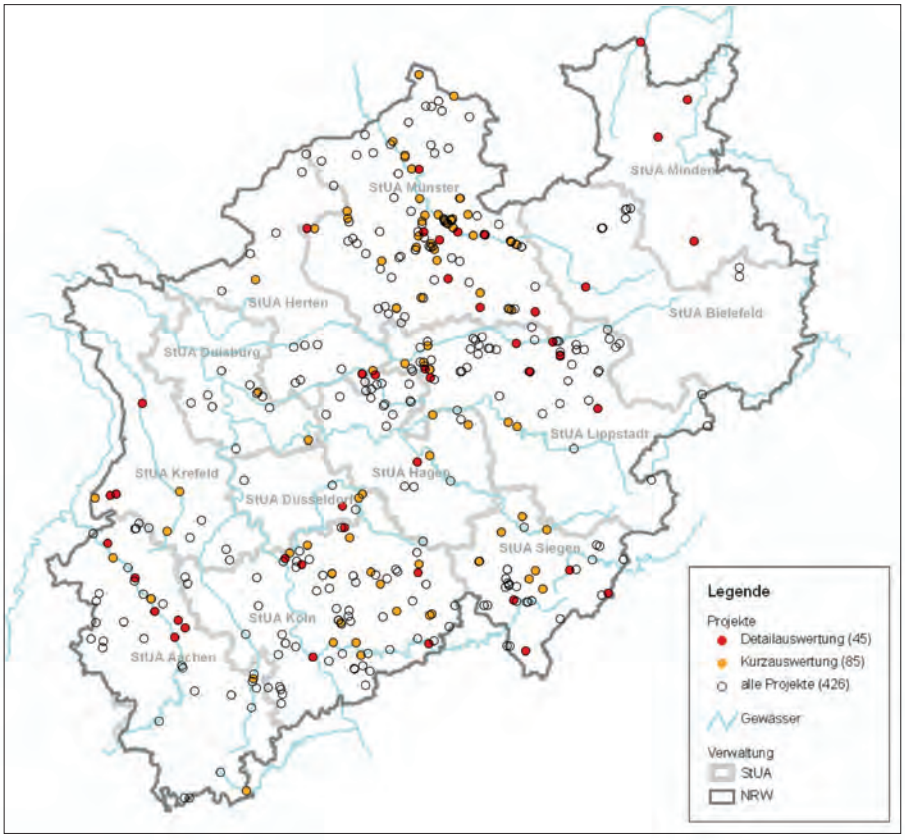


Abb. 2: Projektstandorte.

gaben der WRRL fünfstufig beurteilt bzw. eingeschätzt. Dabei entspricht „sehr gut“ dem Referenzzustand im Sinne der WRRL und somit dem Leitbild nach dem Verständnis der LAWA.

1.3 Auswahl, Datenerhebung und Datenverwaltung der geförderten Projekte

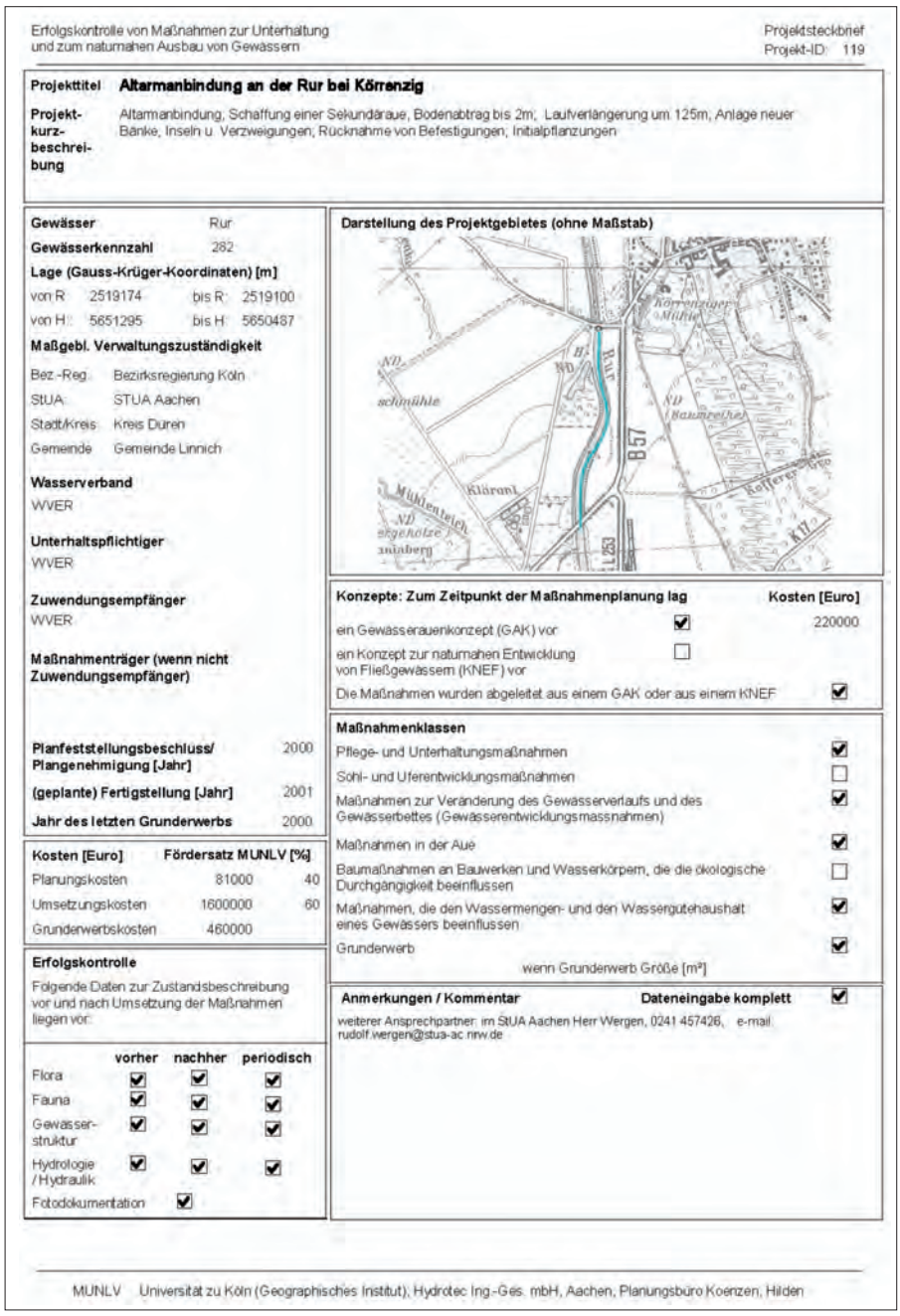
Die betrachteten Renaturierungsprojekte wurden entsprechend der verfügbaren Datenbasis in zwei verschiedenen Detaillierungsebenen ausgewertet (Abb. 2).

Bei der Kurzauswertung basiert die Projektbeurteilung auf der Auswertung vorhandener Fotodokumentationen sowie auf den landesweit vorliegenden Datenbeständen der Gewässerstrukturgütekartierung und des Querbauwerke-Informationssystems (QUIS).

Die Detailauswertung nutzt alle oben genannten Komponenten – sofern sie bei der Projektabwicklung untersucht wurden. Es wurden alle zur Verfügung stehenden Projektunterlagen, insbesondere durchgeführte Erfolgskontrollen, ausgewertet. Ergänzend wurde für diese Erfolgskontrolle bei einigen Projekten der aktuelle Entwicklungszustand der Parameter Gewässerstrukturgüte und Vegetation kartiert.

Ausgangsbasis der Untersuchung bildete eine Zusammenstellung und Beschreibung von 426 Gewässerentwicklungs- und -ausbauvorhaben, die in der Regel im Zeitraum von 1990 bis heute begonnen oder abgeschlossen wurden. Die Projekterfassung erfolgte nach einem einheitlichen Schema im Wesentlichen durch eine internetgestützte Befragung bei den Staatlichen Umweltämtern sowie ergänzende Erhebungen bei der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW (LÖBF), den Wasserverbänden und den Naturschutzverbänden. Für alle Projekte wurde ein einheitlicher Projektsteckbrief erstellt (Abb. 3). Alle Projektdaten und alle Daten und Texte der Projektbeurteilung wurden in einer im Rahmen dieses Vorhabens entwickelten fortschreibbaren Access-Datenbank eingegeben und gepflegt.

Die Ausbaustrecken wurden georeferenziert und für die Weiterverarbeitung im GIS (Geografisches Informationssystem) aufbereitet. Die Karte der Projektstandorte bildet eine wichtige Grundlage für das Berichtswesen und die Erfolgskontrolle. Die Dokumentation der Projekte erfolgt über die o. g. Berichte in unterschiedlichen Detaillierungsgraden.



Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur Unterhaltung und zum naturnahen Ausbau von Gewässern

Projektsteckbrief Projekt-ID: 119

Projekttitel **Altarmanbindung an der Rur bei Körrenzig**

Projekt-kurz-beschrei-bung Altarmanbindung, Schaffung einer Sekundäraue, Bodenabtrag bis 2m; Laufverlängerung um 125m, Anlage neuer Bänke, Inseln u. Verzweigungen; Rücknahme von Befestigungen; Initialpflanzungen

Gewässer	Rur
Gewässerkennzahl	282
Lage (Gauss-Krüger-Koordinaten) [m]	
von R: 2519174	bis R: 2519100
von H: 5651295	bis H: 5650487
Maßgebl. Verwaltungszuständigkeit	
Bez.-Reg.	Bezirksregierung Köln
StUA	STUA Aachen
Stadt/Kreis	Kreis Düren
Gemeinde	Gemeinde Linnich
Wasserverband	WVER
Unterhaltspflichtiger	WVER
Zuwendungsempfänger	WVER
Maßnahmenträger (wenn nicht Zuwendungsempfänger)	
Planfeststellungsbeschluss/ Plangenehmigung [Jahr]	2000
(geplante) Fertigstellung [Jahr]	2001
Jahr des letzten Grunderwerbs	2000

Darstellung des Projektgebietes (ohne Maßstab)

Konzepte: Zum Zeitpunkt der Maßnahmenplanung lag	**Kosten [Euro]**
ein Gewässerauenkonzept (GAK) vor	☑ 220000
ein Konzept zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern (KNEF) vor	☐
Die Maßnahmen wurden abgeleitet aus einem GAK oder aus einem KNEF	☑

Kosten [Euro]	**Fördersatz MUNLV [%]**	
Planungskosten	81000	40
Umsetzungskosten	1600000	60
Grunderwerbskosten	460000	

Maßnahmenklassen

Pflege- und Unterhaltungsmaßnahmen	☑
Sohl- und Uferentwicklungsmaßnahmen	☐
Maßnahmen zur Veränderung des Gewässerverlaufs und des Gewässerbettes (Gewässerentwicklungsmassnahmen)	☑
Maßnahmen in der Aue	☑
Baumaßnahmen an Bauwerken und Wasserkörpern, die die ökologische Durchgängigkeit beeinflussen	☐
Maßnahmen, die den Wassermengen- und den Wassergütehaushalt eines Gewässers beeinflussen	☑
Grunderwerb	☑

wenn Grunderwerb Größe [m²]

Erfolgskontrolle

Folgende Daten zur Zustandsbeschreibung vor und nach Umsetzung der Maßnahmen liegen vor:

	vorher	**nachher**	**periodisch**
Flora	☑	☑	☑
Fauna	☑	☑	☑
Gewässer-struktur	☑	☑	☑
Hydrologie / Hydraulik	☑	☑	☑
Fotodokumentation	☑		

Anmerkungen / Kommentar **Dateneingabe komplett** ☑

weiterer Ansprechpartner: im StUA Aachen Herr Wergen, 0241 457426, e-mail rudolf.wergen@stua-ac.nrw.de

MUNLV Universität zu Köln (Geographisches Institut), Hydrotec Ing.-Ges. mbH, Aachen, Planungsbüro Koenzen, Hilden

Abb. 3: Beispiel für die erste Seite des Projektsteckbriefes.

Für die zukünftige Auswertung und Prognose von „Strahlwirkungen“ liegen aus diesem Vorhaben somit umfassende Vorarbeiten und Grundlagendaten vor.

Die Dokumentation ist zudem für die Erarbeitung von Baseline-Szenarien nutzbar, da neben den Maßnahmenstandorten z. T. auch Prognosen zu Entwicklungsfähigkeiten und -potenzialen gemacht werden.

Da Gewässerausbauprojekte aus einer Vielzahl unterschiedlicher Maßnahmen bestehen können, wurde zunächst ein umfassender Katalog möglicher Gewässerentwicklungs- und -ausbaumaßnahmen erarbeitet, die je nach Projekt zu Maßnahmenpaketen kombiniert werden können. Um die Projektabfrage handhabbar zu gestalten, wurden diese Maßnahmen zu sieben Gruppen zusammengefasst (vgl. Abb. 3 „Maßnahmenklassen“).

Alle Projekte wurden auf Grundlage der Stammdaten und nach einheitlichen Kriterien ausgewertet. Die Ergebnisse hinsichtlich der Repräsentanz sowie der Auswertbarkeit lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die einheitliche Projekterfassung stellt eine bisher nicht vorhandene wertvolle, fortschreibbare Dokumentation aller geförderten Projekte im Land NRW dar.
- Die Verteilung der Projekte über die Regionen in NRW, die Flussgebietstypen und Verwaltungseinheiten ist weitgehend repräsentativ und daher für eine landesweite Erfolgskontrolle nutzbar.

- Kommunen und Wasserverbände treten mit Abstand am häufigsten als Maßnahmenträger auf.
- Die überwiegende Anzahl der Projekte enthält komplexe Maßnahmen, d. h. mehrere, übergreifende Maßnahmentypen. Schwerpunkt bilden die Projekte, in denen „Gewässerentwicklungsmaßnahmen“ durchgeführt wurden, die auf die Verbesserung der strukturellen Verhältnisse von Gewässersohle und -ufer abzielen sowie „Maßnahmen an Bauwerken“, die im Wesentlichen die Wiederherstellung der Gewässerdurchgängigkeit anstreben.
- Die Auswertung zeigt, dass etwa ein Drittel der Projekte (142 von 426 Projekten) aus einer „übergeordneten“ konzeptionellen Planung entwickelt wurde - in den letzten Jahren mit zunehmender Tendenz.
- Nur für einen geringen Anteil der Projekte wurde eine „Vorher-Nachher-Erhebung“ durchgeführt, die eine Grundlage für eine Beurteilung des Projekterfolgs bilden könnte. Periodische Erhebungen nach Umsetzung der Maßnahme wurden ebenfalls selten durchgeführt.

1.4 Ergebnisse der Beurteilung des Projekterfolgs

Die Kurz- und Detailauswertungen spiegeln die typen- und maßnahmenbezogene Verteilung der Maßnahmen im Land sehr gut wider.

Für die Ergebnisbeurteilung ist es bedeutsam und zu berücksichtigen, dass der überwiegende Teil der Projekte nicht im Sinne einer umfassenden Erfolgskontrolle untersucht und dokumentiert wurde und daher zumeist Einschätzungen vorgenommen werden mussten.

Die Ergebnisse des Projekterfolgs lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Die Projekte zeigen deutliche Verbesserungen gegenüber den Vorzuständen. Besonders ausgeprägt sind die Verbesserungen im Bereich Gewässerstruktur.

20 % der Abschnitte weisen heute einen „guten“ oder „sehr guten“ strukturellen Zustand auf. Der höhere Anteil von Maßnahmen mit Gewässerstrukturgüteklasse (GSGK) > 2 ist zumeist auf die lokalen räumlichen Restriktionen bzw. mangelnde Flächenverfügbarkeit zum Zeitpunkt der Maßnahmenumsetzung oder kurze Entwicklungszeiträume zurückzuführen.

Wie Abb. 4 zeigt, wird für 10 % aller Projekte eine erhebliche Verbesserung um drei Wertstufen ermittelt. Etwa 40 % haben den gewässerstrukturellen Zustand der jeweiligen Flüsse und Bäche um zwei Wertstufen verbessert. Bei etwa jeder dritten Maßnahme (30 %) beträgt die Aufwertung eine Klasse. 10 % der Projekte zeigen keine signifikanten Veränderungen. In der Mehrzahl der Projekte ergeben sich somit deutliche Verbesserungen der gewässerstrukturellen Verhältnisse, die wesentlich die Habitatbedingungen der biologischen Qualitätskomponenten prägen.

Im Hinblick auf die zum Planungszeitpunkt formulierten Ziele sind die Projekte zum überwiegenden Teil als erfolgreich zu bezeichnen. Mit Bezug auf die aktuellen Anforderungen, die aus der WRRL abgeleitet werden können, sind die Ergebnisse noch nicht abschließend interpretierbar.

Hinsichtlich der Durchgängigkeit zeichnet sich ab, dass Maßnahmen dann einen großen Projekterfolg vorweisen, wenn vergleichsweise radikale Veränderungen der Querbauwerke, wie Schleifung oder Umbau zu flach geneigten Rampen, durchgeführt wurden. Technische Fischauf- und -abstiegshilfen verfehlten deutlich häufiger die Projektziele (vgl. Abb. 5).

Der Erfolg der Durchgängigkeitsprojekte ist kumuliert betrachtet relativ gleichmäßig auf alle Veränderungsklassen verteilt. Beachtenswert ist, dass knapp 30 % aller Projekte nach dem Umbau eine leitbildkonforme Durchgängigkeit aufweisen. Hier wurden die Querbauwerke vollständig entfernt, so dass diese Abschnitte aktuell keinerlei Behinderung mehr für den Organismenaustausch darstellen. Etwa 20 % verbessern sich um 4 Klassen. Bei einem Sechstel (15 %) ergeben sich Aufwertungen um zwei Wertstufen, etwa 20 % aller Projekte verbessern sich um eine Klasse. Rund ein Sechstel (15 %) aller Maßnahmen brachte keine signifikante Verbesserung für die Passierbarkeit (zumeist technische Fischauf- und -abstiegsanlagen und steile Rampen).

Die Beurteilung der Wirksamkeit der Maßnahmen in Bezug auf die Entwicklung der Gewässerflora und -fauna ist grundsätzlich mit dem vorgestellten detaillierten Beurteilungssystem möglich.

Dieses Beurteilungsverfahren erfordert allerdings einen umfangreicheren Datenbestand, der bei den Projekten meist nur in Teilen vorlag. Vorhaben, deren Entwicklung sowohl hinsichtlich der hydrolo-gisch-hydraulischen Verhältnisse, der Struktur, Fauna- und Vegetationsentwicklung sowie der physikalisch-chemischen Verhältnisse kontinuierlich dokumentiert sind, lassen sich an einer Hand abzählen. Diese wenigen Untersuchungen sowie weitere Einzeluntersuchungen zeigen jedoch deutliche Zusammenhänge zwischen weitreichend optimierten strukturellen Verhältnissen und einer verbesserten Ausprägung der Fisch- und Makrozoobenthoszönosen. Auch die Makrophyten sprechen deutlich auf gewässerstrukturelle Verbesserungen an.

Abb. 6 zeigt, dass sich der Zustand der gewässerbegleitenden und Auevegetation allgemein in geringerem Umfang verbessert hat. Keiner der untersuchten Gewässer-abschnitte weist aktuell eine leitbildkonforme Vegetation auf, knapp 30 % der umgestalteten Abschnitte sind hingegen auch im letzten dokumentierten Entwicklungszustand unverändert zum Vorzustand. Bei etwas mehr als der Hälfte aller Maßnahmen (56 %) hat sich die Ufer- und Umlandvegetation um eine Wertstufe verbessert. Ein Sechstel (15 %) der Projekte führte zu einer Aufwertung um zwei Klassen.

Nur drei der insgesamt 100 betrachteten Projekte verbesserten den Gewässerzustand um drei Klassen, bei einem kam es dagegen zu einer geringfügigen Verschlechterung. Dies macht deutlich, dass der Großteil der Maßnahmen auf das Gewässerbett selbst und die Ufer fokussiert, und die Entwicklung der Auen nur vereinzelt in die Vorhaben integriert wurde.

2 Hinweise für die generelle Ausrichtung strukturverbessernder Maßnahmen aus dem vorgestellten Projekt zur Erfolgskontrolle

Zwar liegt z. Z. noch keine hinreichend belastbare Datenbasis vor, die eine statistisch fundierte Ermittlung der Effektivität von Einzelmaßnahmen zulässt.

Dennoch war es möglich, auf der Basis der Auswertungen erste Einschätzungen hinsichtlich der Wirksamkeit der Maßnahmen zu treffen.

Projekte mit weit reichendem Erfolg umfassen häufig die folgenden Maßnahmen bzw. Maßnahmenkomplexe:

- Schleifung von Querbauwerken und Anlage von gewässertypkonformen Sohlbauwerken sowie Umgehungsgerinnen führen zur weit reichenden bis vollständigen Wiederherstellung der Auf- und Abwärtspassierbarkeit ehemaliger Wanderhindernisse.

- Rückbaumaßnahmen von Ufer- und Sohlsicherungen bieten die Basis für eine gewässertypkonforme Entwicklung der Gewässer, die jedoch entsprechende Entwicklungszeiten voraussetzt.
- Einbringen von Totholz und vereinzelt auch mineralischen Materialien führt zu wirksamen Initiierungen von morphodynamischen Prozessen.
- Als elementare Voraussetzung für die eigendynamische oder bauliche Entwicklung der Gewässer hat sich die Bereitstellung ausreichender Entwicklungsräume, d. h. Flächen für eine typkonforme Laufentwicklung, bestätigt. Maßnahmen mit ausreichender Flächenverfügbarkeit weisen in den allermeisten Fällen einen weit reichenden Projekterfolg auf.
- Zur Reaktivierung von Primärauen, d. h. der Wiederherstellung der potenziell natürlichen Auen, sind zumeist deutliche Anhebungen der Gewässersohle notwendig.
- In räumlich beengten und hochwasserkritischen Planungsräumen lässt die Entwicklung oder die Anlage von Sekundärauen, d. h. tiefer gelegenen, zumeist schmaleren Auen eine typkonforme Gewässerentwicklung zu.
- Maßnahmen mit Einbindung der Auen schaffen wirksame hydraulische Entlastungen für die Gewässersohle und damit die Rahmenbedingungen für eine gute Besiedelbarkeit. Zudem bieten hochwassergeprägte Auen funktionsfähige Reproduktionsräume sowie Rückzugsräume für Fische während driftauslösender Abflussereignisse.

Projekte mit geringem Erfolg umfassen dagegen häufig die folgenden Maßnahmen bzw. Maßnahmenkomplexe:

- Umbau von Querbauwerken und Anlage von Umgehungsgerinnen sowie technischen Fischauf- und -abstiegsanlagen, die auf Grund ihrer Dimensionierung und Gestaltung für schwimmschwache sowie große Arten nicht passierbar sind. Derartige Bauwerke können erhebliche selektive Wirkungen auf die migrierende Fischfauna erzeugen.
- Gewässerneutrassierungen und Umgestaltungen mit Ufer- und Sohlsicherungen wirken auf den ersten Blick naturnäher, bieten jedoch keine Basis für eine gewässertypkonforme Entwicklung der Gewässer. Derartige Sicherungen sollten auf Zwangspunkte begrenzt werden.
- Die Beibehaltung hoher Profilleistungsfähigkeiten führt zu hydraulischen Überlastungen der Gewässersohle und schlechter Besiedelbarkeit.

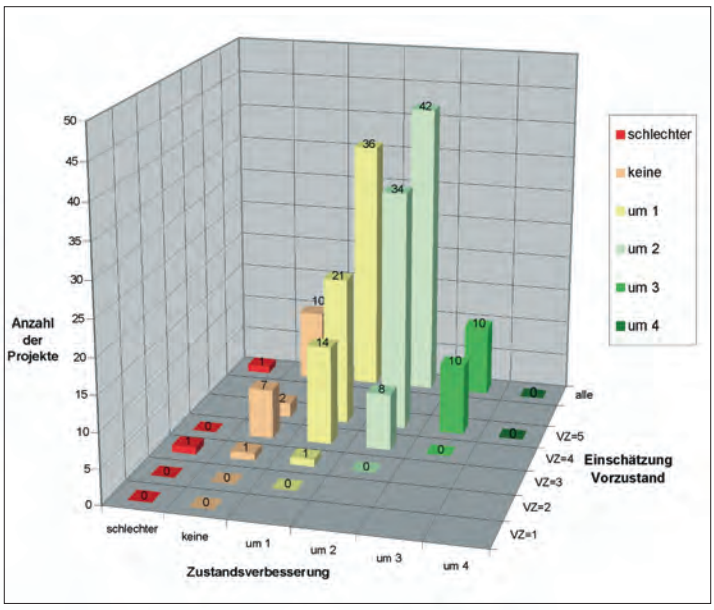


Abb. 4: Wirkungskontrolle für den Parameter Gewässerstruktur (n = 99).

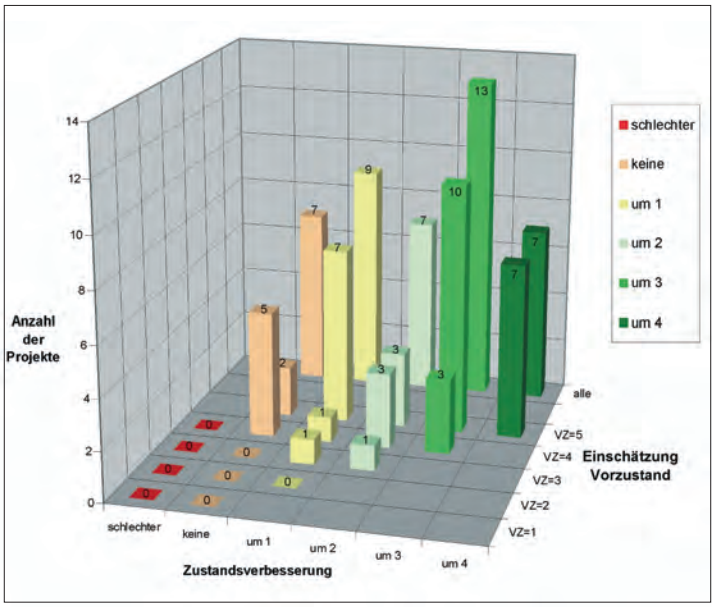


Abb. 5: Wirkungskontrolle für den Parameter Ökologische Durchgängigkeit (n = 43).

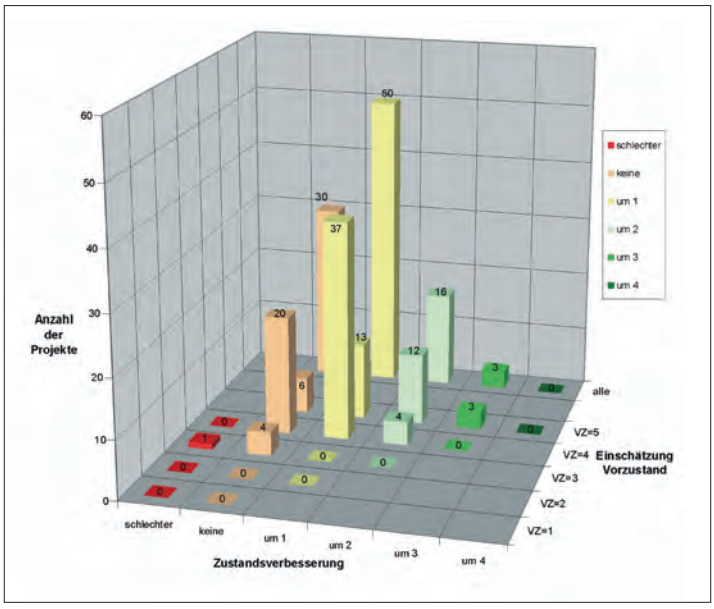


Abb. 6: Wirkungskontrolle für den Parameter Vegetation (n = 100).

- Das Fehlen ausreichender Entwicklungsräume verhindert langfristig eine typkonforme Laufentwicklung. Dennoch sind Maßnahmen ohne Entwicklungsräume, jedoch mit einer gezielten Optimierung der Sohlstrukturen nicht grundsätzlich zu negieren, da sie wichtige Verbundfunktionen der Gewässer, z. B. in urbanen Räumen, wiederherstellen können.
- Maßnahmen, die Gewässer und Aue entkoppelt belassen, besitzen kaum nachhaltiges Entwicklungspotenzial für den Gewässer-/Auekomplex.
- Maßnahmen mit Einbindung der Auen schaffen hydraulische Entlastungen für die Gewässersohlen und damit die Rahmenbedingungen für eine gute Besiedelbarkeit. Zudem bieten hochwassergeprägte Auen funktionsfähige Reproduktionsräume sowie Rückzugsräume für Fische während driftauslösender Abflussereignisse.
- Das direkte Einbeziehen von typologischen Aspekten in die Planung, die Ausrichtung der Entwicklungsziele am Leitbild und den lokalen Restriktionen schlägt sich zudem in positiven Entwickcklungen und entsprechenden Potenzialen der untersuchten Planungsräume nieder.

Tab. 2: Zusammenfassung der Maßnahmen und ihrer Auswirkung

Maßnahme (zahlreiche Maßnahmen bedingen eine Verfügbarkeit von Flächen für die gewässertypkonforme Entwicklung) / Wirkung	Direkt Hydromorph. : mineral. Sediment	Direkt Hydromorph. : org. Substrat	Indirekt BioQK
D1 Maßnahmen zur Verbesserung der longitudinalen Durchgängigkeit			
D1.1 Rückbau eines Querbauwerkes, einer Verrohrung	+		+
D1.2 Umbau eines Querbauwerkes, einer Verrohrung			+
D1.3 Anlage eines Umgehungsgerinnes			+
D1.4 Bau einer Fischaufstiegsanlage			+
D1.5 Bau einer Fischschutz-/abstiegsanlage			+
D1.6 Rückstau minimieren	+		+
G1 Maßnahmen zur Sohl-/Ufer- und Laufentwicklung			
G1.1 Belassen und Schützen fortgeschrittener Sohl-/Uferstrukturierung	+	+	+
G1.2 Fördern der beginnenden Sohl-/Uferstrukturierung	+	+	+
G1.3 Initiierung von Sohl-/Uferstrukturierung und Laufentwicklung			
G1.3.1 Sohl- und Uferverbau entfernen	+	+	+
G1.3.2 Maßnahmen zum Totholzdargebot		+	+
G1.4 Anlage von Sohl-/Uferstrukturen und Gerinneverläufen			
G1.4.1 Neutrassierung des Gerinnes			+
G.1.4.2 Aufweitung des Gerinnes			+
G1.4.3 Anlage von Initialgerinnen	+		+
G1.5 Maßnahmen zum Geschiebehaushalt			
G1.5.1 Erschließung von Geschiebequellen durch laterale Erosion (siehe G1.3)	+	+	+
G1.5.2 Geschiebemanagement für Stauhaltungen	+		
G2 Maßnahmen zur Gehölzentwicklung			
G2.1 Anlegen/Ergänzen eines Gehölzsaumes		+	+
G2.2 Sukzessive Entwicklung eines Gehölzsaumes		+	+
G2.3 Entfernen standortuntypischer Gehölze			
G3 Maßnahmen zur Auenentwicklung			
G3.1 Reaktivierung der Primäraue		+	+
G3.2 Eigendynamische Entwicklung einer Sekundäraue	+	+	+
G3.3 Anlage einer Sekundäraue		+	+
G3.4 Entwicklung und Erhalt von Altstrukturen, Altwassern in der Aue			+
G3.5 Anlage eines Uferstreifens		+	+
G3.6 Extensivierung der Auennutzung		+	+
G3.7 Auen von Bebauung und Infrastrukturmaßnahmen freihalten			
A1 Abflussregulierung			
A1.1 Typkonforme Dynamisierung des Abflusses	+		+
A1.2 Dämpfung von anthropogenen Abflussspitzen (Schnittstelle Punktquellen)			+
A1.3 Sicherstellung des Mindestwasserabflusses			+

3 Maßnahmenauswirkungen – lokal oder mit „Strahlwirkung“?

3.1 Wirkungsanalysen von hydromorphologischen Maßnahmen

Zunächst erfolgt hinsichtlich der Differenzierung der Maßnahmenauswirkungen eine klare Trennung in

- Maßnahmen mit „Strahlwirkungen“ über die biologischen Qualitätskomponenten (Erhöhung des Wiederbesiedlungspotenzials, Drift etc.)
- Maßnahmen mit „Strahlwirkungen“ über hydromorphologische unterstützende Qualitätskomponenten (Sedimenttransport, Substratverbesserung).

Erstere sind nicht Gegenstand der folgenden Ausführungen, da sie in eigenen Teilveröffentlichungen behandelt werden. Nachfolgend wird der Frage nachgegangen, inwieweit nach der Realisierung hydromorphologischer Maßnahmen direkte Auswirkungen auf abiotische Faktoren in Bereichen außerhalb des eigentlichen Maßnahmenraums festzustellen sind.

Folgende Maßnahmengruppen werden im Folgenden weiter betrachtet:

D1 Maßnahmen zur Verbesserung der longitudinalen *Durchgängigkeit*

G Maßnahmen zur Verbesserung der *Gewässerstruktur*

G1 Maßnahmen zur *Sohl-/Ufer- und Laufentwicklung*

G2 Maßnahmen zur *Gehölzentwicklung*

G3 Maßnahmen zur *Auenentwicklung*

A1 Maßnahmen zur *Abflussregulierung.*

In Tab. 2 ist zusammenfassend dargestellt, in welcher Form sich die betrachteten Einzelmaßnahmen auswirken. Es werden die folgenden Wirkungsformen unterschieden und jeweils den Maßnahmen zugeordnet:

- Direkte hydromorphologische Wirkungen:
  - Mobilisierung von mineralischen Sedimenten, deren Verlagerung und Dynamik
  - Eintrag und Entwicklung von organischen Substraten (Laub/ Totholz), deren Verlagerung und Dynamik.
- Indirekte Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten:
  - Migration und/oder Ausstrahlen über Drift aus verbesserten lokalen Habitatbedingungen.

3.2 Resümee – direkte hydromorphologische Strahlwirkung von Maßnahmen

- Insbesondere Maßnahmen mit hohem Potenzial zur Sedimentdynamisierung entwickeln direkte positive hydromorphologische „Strahlwirkungen“ auf die laufabwärtsgelegenen Gewässerstrukturen und Habitate.
- Maßnahmen mit hohem Potenzial zur Erhöhung des Anteils an natürlichen organischen Substraten, insbesondere Totholz, entwickeln positive Auswirkungen auf die laufabwärtsgelegenen Gewässerstrukturen, Habitate und Nahrungsgrundlagen.
- Maßnahmen, die Eutrophierungseffekte vermindern, hier insbesondere die Beschattung, wirken positiv auf die physikochemische Situation der laufabwärts gelegenen Laufabschnitte.
- Nahezu alle Maßnahmen wirken indirekt über die Verbesserung der lokalen Habitatbedingungen und damit über die noch zu quantifizierenden „biologischen Strahlwirkungen“.

4 Arbeitsthese für die mögliche Verteilung von Gewässerstrukturqualitäten zur Erreichung des guten Zustandes am Beispiel der Fische

Im Rahmen eines Pilotprojektes des Landes NRW im Einzugsgebiet der Stever - einem Lippe-Zufluss mit etwa 1000 km² Einzugsgebiet - wurde die nachfolgend vorgestellte Arbeitsthese zur Herleitung der hydromorphologischen Maßnahmen entwickelt.

Diese Arbeitsthese beschreibt den Anteil der Gewässerstrukturgüteklassen, der für die jeweilige Wasserkörpergruppe unter Berücksichtigung der Ist-, Nutzungs- und HMWB (heavily modified water bodies)-Situation erreicht werden soll. Hierfür wird ein grundsätzliches Zielpostulat zur angestrebten Verteilung formuliert (Abb. 7).

Es wird postuliert, dass nicht auf der gesamten Fließstrecke eine einheitliche Qualität der Gewässerstruktur gegeben sein muss. Das Postulat arbeitet damit grundsätzlich unter Berücksichtigung von Strahlwirkungs- und Trittsteineffekten.

Nach Auswertungen realisierter Maßnahmen im Rahmen von landesweiten Erfolgskontrollen ist davon auszugehen, dass die alleinige Anforderung, 70 % der Fließstrecken müssten GSGK besser als 5 aufweisen, nicht für eine Zielerreichung ausreichend ist.

In Abb. 7 wird daher ein differenzierterer Vorschlag dargestellt, bei dem nach jetzigem Kenntnisstand einer Maßnahmenumsetzung davon auszugehen ist, dass die Gewässerstruktur für die Zielerreichung des Betrachtungsraumes nicht limitierend wirkt.

Der Anteil der Gewässerabschnitte mit GSGK 5 kann dabei bis zu 30 % betragen. Für diese Abschnitte gelten jedoch Mindestanforderungen, die sicherstellen, dass die Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems nicht in Frage gestellt wird. Diese sind die Sicherstellung der Durchgängigkeit und eine Durchführung des gewässertyporientierten Sohlsubstrates.

Um im weiteren Verlauf den Maßnahmenumfang für die strukturelle Entwicklung abschätzen zu können, werden an die Zielzustandsklassen entsprechende Ausdehnungen der Entwicklungskorridore geknüpft (siehe Abb. 7). An dieser Stelle wird auch deutlich, dass gegenüber den in KNEF (Konzepten zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern) dargestellten Entwicklungskorridoren deutlich geringere Flächen angesetzt werden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass KNEF eine durchgängige weitreichende Verbesserung der Gewässerstrukturen zum Ziel haben, die Maßnahmen im Rahmen eines WRRL-Maßnahmenprojektes jedoch die Erreichung der Ziele mit effizientem, letztlich geringst möglichem Mitteleinsatz zum Gegenstand haben.

Auf dieser Grundlage ist es auch möglich, den Maßnahmenbedarf für größere Planungseinheiten abzuschätzen, ohne die Ziele und Maßnahmen im Detail verorten zu müssen. Allerdings ist bei einer weiteren Planung darauf zu achten, dass eine funktionale Verteilung der Zielzustands-

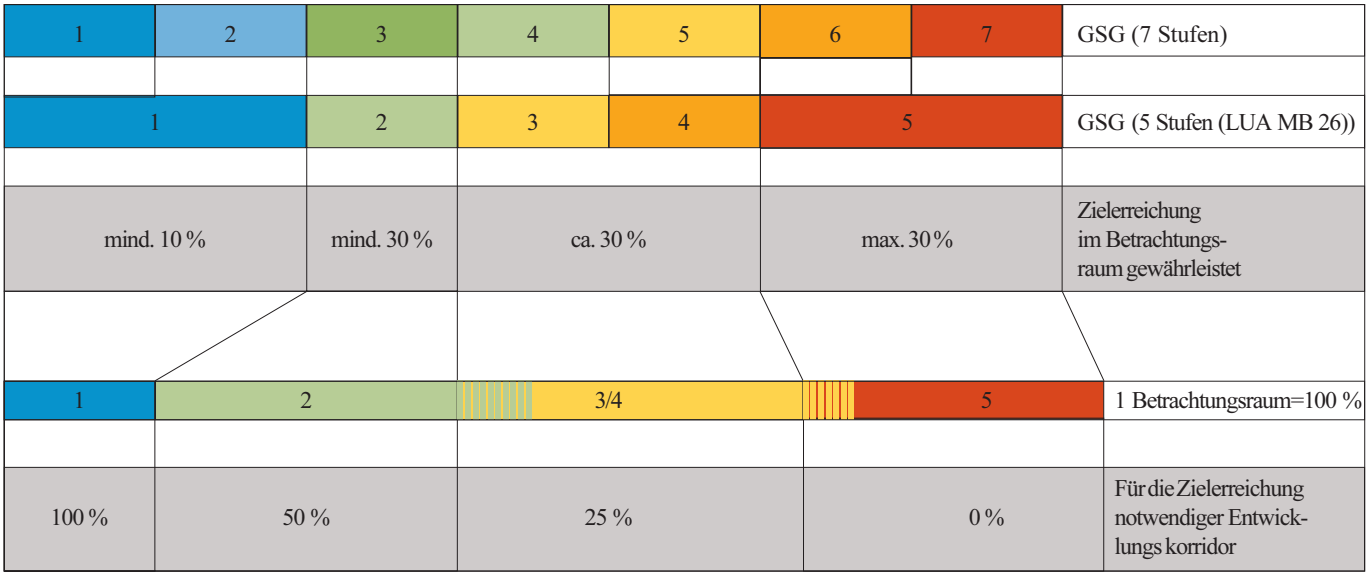


Abb. 7: Zielgrößen der Gewässerstruktur und notwendiger Entwicklungskorridor (GSG=Gewässerstrukturgüte).

klassen gewährleistet bleibt. Liegen z. B. die 10 % mit sehr guter Gewässerstruktur ausschließlich in den Oberläufen/Quellregionen, fehlen entsprechende „Trittsteine“ und Rückzugsräume in den Mittel- und Unterläufen des entsprechenden Betrachtungsraums.

Nach jetzigen Einschätzungen und Kenntnissen würden derartige Klassenverteilungen eine zielkonforme Entwicklung gewässertypischer Zönosen erlauben. Allerdings fehlen bisher wissenschaftliche Untersuchungen zur Mindestlänge bzw. Mindestqualität strukturell (sehr) gut ausgestatteter Fließstrecken zur Etablierung und langfristigen Sicherstellung einer typkonformen Biozönose weitestgehend. Die bislang bestehenden Untersuchungen stützen die Annahmen in der vorliegenden Form (WAGNER & ARLE 2007 und SCHATTMANN 2007, in diesem Heft). Die Klassifizierung der Zielzustände fußt auf einer vorläufigen Einschätzung der Anforderungen der Biozönosen und ist zukünftig durch entsprechende Auswertungen des Monitorings oder gezielter Erfolgskontrollen zu untersetzen und ggf. zu modifizieren.

5 Ausblick

Um zukünftig eine breitere und belastbarere Basis für die Einschätzung von „Strahlwirkungen“, Trittsteineffekten und damit letztlich die Maßnahmenplanung zu erhalten, sind folgende Aspekte zu beachten und Ansätze denkbar:

Erfolgskontrollen von Maßnahmen sollen nach standardisierten Verfahren durchgeführt werden, um vergleichbare Ergebnisse zu erhalten. Dies kann durch die Anwendung des Leitfadens, der sowohl Art als auch den Umfang der Erfolgskontrollen maßnahmenspezifisch definiert, gewährleistet werden.

Das Erfolgskontrollprojekt bietet mit seinen „gealterten“ und dokumentierten Maßnahmen eine geeignete Basis für die Validierung der erarbeiteten Thesen zur Strahlwirkung gewässerstruktureller Maßnahmen bzw. Gewässerzustände.

Eine ergänzende Auswertung bestehender Probestellen mit gutem Zustand hinsichtlich potenzieller „Strahlquellen“ unter Berücksichtigung der Einzugsgebietssituation kann das Verständnis von „Strahlwirkungs“-Effekten verbessern.

Hierzu könnte zukünftig ein bestehender Ansatz zur Fortführung der Erfolgskontrollen genutzt werden und um ein entsprechendes Design zur Erfassung der Stahlwirkungen und der Dokumentation und Erfassung der Trittsteine ergänzt werden.

Literatur

Bezirksregierung Münster (2007): Bericht zum Maßnahmenprogramm Stever – Phase II - Anwendung der Handlungsanleitung zur Ermittlung von kosteneffizientesten Maßnahmen.- Unveröff. Entwurf.

Europäische Gemeinschaft (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22. Dezember 2000.

Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung ISI (2001): Kosten-Wirksamkeitsanalyse für Gewässerstrukturmaßnahmen in Hessen. - Endbericht. Karlsruhe.

FRIEDRICH, G. & LACOMBE, J. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. - Stuttgart, Jena.

GENKINGER, R. (2000): Erfolgskontrolle von sachgebietsübergreifenden Förderprogrammen am Beispiel des Ökologieprogramms im Emscher-Lippe-Raum. – LÖBF-Jahresbericht 2000, Recklinghausen 2001, 36-53.

Landesamt für Wasserwirtschaft (2003): Wirksame und kostengünstige Maßnahmen zur Gewässerentwicklung. - Aktion Blau. Gewässerentwicklungsplan in Rheinland-Pfalz, Mainz.

MUNLV (2005): Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur Unterhaltung und zum naturnahen Ausbau von Gewässern. – Forschungsbericht mit Anlagen (Projektdokumentation), Düsseldorf, unveröffentlicht.

SCHATTMANN, A. (2007): Einschätzungen zu den Anforderungen an Strahlquellen. In diesem Heft.

SMUKALLA, R. & FRIEDRICH, G. (1994): Ökologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern. - UBA Forschungsbericht 102 04 238; Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen; LUA Materialien Nr. 7.

WAGNER, F. & ARLE, J. (2007): Zusammenhang zwischen ökologischem Zustand und der Gewässerstruktur Hinweise auf eine mögliche Strahlwirkung. - In diesem Heft.

WEISS, J. (1996): Landesweite Effizienzkontrolle in Naturschutz und Landschaftspflege. - LÖBF-Mitteilungen, 2:11-34.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Uwe Koenzen
Planungsbüro Koenzen
Wasser und Landschaft
Benrather Str. 47

40721 Hilden

E-Mail: uwe.koenzen@planungsbuero-koenzen.de

Hannes Schimmer

Die Fließgewässerlandschaften Nordrhein-Westfalens - Besonderheiten im Tiefland

Der folgende Beitrag beschäftigt sich mit geomorphologischen und faunistischen Besonderheiten der Fließgewässer des nordrhein-westfälischen Tieflandes vor dem Hintergrund möglicher Auswirkungen für die „Strahlwirkung" hinsichtlich morphologisch-hydrodynamischer Defizite.

Gewässertypen und Fließgewässerlandschaften

Das nordwestdeutsche Tiefland wird von den Fließgewässerlandschaften der Sandgebiete, Lössregionen, Verwitterungsgebiete und Niederungsgebiete (Auen) geprägt. Insgesamt sind im nordrhein-westfälischen Tiefland ca. 7.200 km Gewässerstrecke *größer 10 km²* zu finden. Vorherrschende Fließgewässertypen sind die Niederungsgewässer (Typ 19) mit 45,3 % und die sandgeprägten Bäche und Flüsse (LAWA Typen 14 und 15) mit 28,7 % Anteil an der Gesamtlänge (Tab. 1).

Tab. 1: Gewässertypen und ihre Anteile im nordrhein-westfälischen Tiefland.

Typ	Name	Länge [km]	Verteilung [%]
11	Organisch geprägte Bäche	112	1,6
12	Organisch geprägte Flüsse	157	2,2
14	Sandgeprägte Tieflandbäche	**899**	**12,5**
15	Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	**947**	**13,2**
16	Kiesgeprägte Tieflandbäche	589	8,2
17	Kiesgeprägte Tieflandflüsse	236	3,3
18	Löss-/Lehmgeprägte Tieflandbäche	718	10,0
19	Fließgewässer der Niederungen	**3.261**	**45,3**
20	Ströme des Tieflandes	282	3,9
	Summe	7.201	100,0

Relevante Ökofaktoren und Defizite

Nicht erst seit der Bestandsaufnahme zur EG Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sind die vorherrschenden Defizite der Tieflandgewässer bekannt. Zu nennen sind:

- stark geschädigte Morphologie,
- diffuse Nährstoffbelastung,
- hydraulische Belastung vor allem durch Gewässerausbau und Einleitungen,
- stoffliche Belastung aus Punktquellen.

Diese Defizite stehen vielfach in enger Wechselwirkung mit der Landschaft und der Landnutzung. Tab. 2 gibt einen Überblick über einige, für die Lebensgemeinschaft wirksame Faktoren und ihre Ausprägung unter natürlichen und den heutigen, anthropogen veränderten Bedingungen im Bereich der Münsterländischen Bucht, Nordrhein-Westfalen.

Die Betrachtung dieser Ökofaktoren zeigt, dass viele der Defizite der Tieflandbäche direkt mit dem Relief der Landschaft und der Nutzung des Landschaftsraums in Verbindung stehen.

Tab. 2: Ökologisch wirksame Lebensraumfaktoren und ihre Ausprägungen.

	Für die Gewässerlebensgemeinschaft wirksamer Faktor	
Natürliche Bedingungen		Anthropogen veränderte Bedingungen
Relative Niederschlagsarmut (750 mm/a) / stark schwankende Wasserführung	**Abfluss / Wassermengen**	Siedlungswasserwirtschaft sorgt für hydraulischen Stress, Niedrigwasserabflüsse werden durch die Landentwässerung erhöht, gleichzeitig aber auch häufigeres Trockenfallen
Gewässertypisch geringe Temperaturamplitude / natürliche Nährstoffgehalte	**Temperaturregime / Chemismus**	Vergrößerte Temperaturamplitude (fehlende Beschattung, Einleitungen)/ Nährstoffeinträge führen zur Eutrophierung
Niedrige Reliefenergie; starke Mäanderbildung	**Laufentwicklung**	Begradigung und Gewässerverlegung findet im vorherrschenden Substrat (Sand) kaum reliefbedingte Grenzen
Großräumiger intensiver Übergangsbereich zwischen	**Auenanbindung**	Durch Eintiefung und intensive Nutzung verlorengegangene Auen Wasser und Land
Vorherrschend Sand und Totholz sowie andere org. Substrate	**Substratverhältnisse**	Organische Substrate werden im Zuge der Gewässerunterhaltung beseitigt; teilw. Geschiebearmut durch Sandfänge
Altarme und Stillgewässer in der Aue, Kolke, Nebengerinne	**Refugien für Flora und Fauna**	Melioration, Besiedlung und die Anlage von Verkehrswegen haben zu weitgehender Inanspruchnahme der Aue geführt

Der Lebensraum Tieflandbach und seine Fauna

Aus den im vorherigen Kapitel aufgeführten Ökofaktoren resultieren Habitate für eine angepasste Fauna, die zumindest teilweise oder in einzelnen Abschnitten ihres Lebenszyklus spezielle Lebensraumansprüche stellt. Es handelt sich vor allem um merolimnische Insekten, die ihr Larvenstadium im Gewässer durchleben. Einige Beispiele sind in der folgenden Aufzählung angeführt:

- *Semiaquatische Insekten:*
  Atherix (Zweiflügler): überhängende Äste,
  Ephemera (grabende Eintagsfliege): Feinsubstrate am Gewässergrund
  Spezialisierte Stein- und Köcherfliegenarten: Totholz,
  Sialis (Zweiflügler): Flachufer und Feinsubstrat,
  Taeniopterix (Steinfliege): Moospolster.
- *Aquatische Wirbellose:*
  Gammariden (Flohkrebse): strömungsberuhigte Bereiche und Detritus,
  Muscheln (z. B. *Unio*) / Egel: stärkere Strömung ohne Sandtreiben.
- *Fische:*
  Moderlieschen/Schlammpeitzger: pflanzenreiche Auengewässer,
  Neunaugen/Bachforellen: sauerstoffreiches Interstitial,
  Koppe: Hartsubstrat mit Lückensystem,
  Hecht: temporär überschwemmte Pflanzenbestände,
  Wandernde (ana-, kata- und potamodrome) Fischarten: Durchgängigkeit (Bedeutung aber auch für andere z. B. Margaritifera (Großmuschel).

Werden die Ansprüche an den Lebensraum nicht oder teilweise nicht (Durchgängigkeit) erfüllt, fehlen einzelne Arten oder Artengruppen oder sind nicht in einer dem Gewässertyp entsprechenden Ausprägung vertreten.

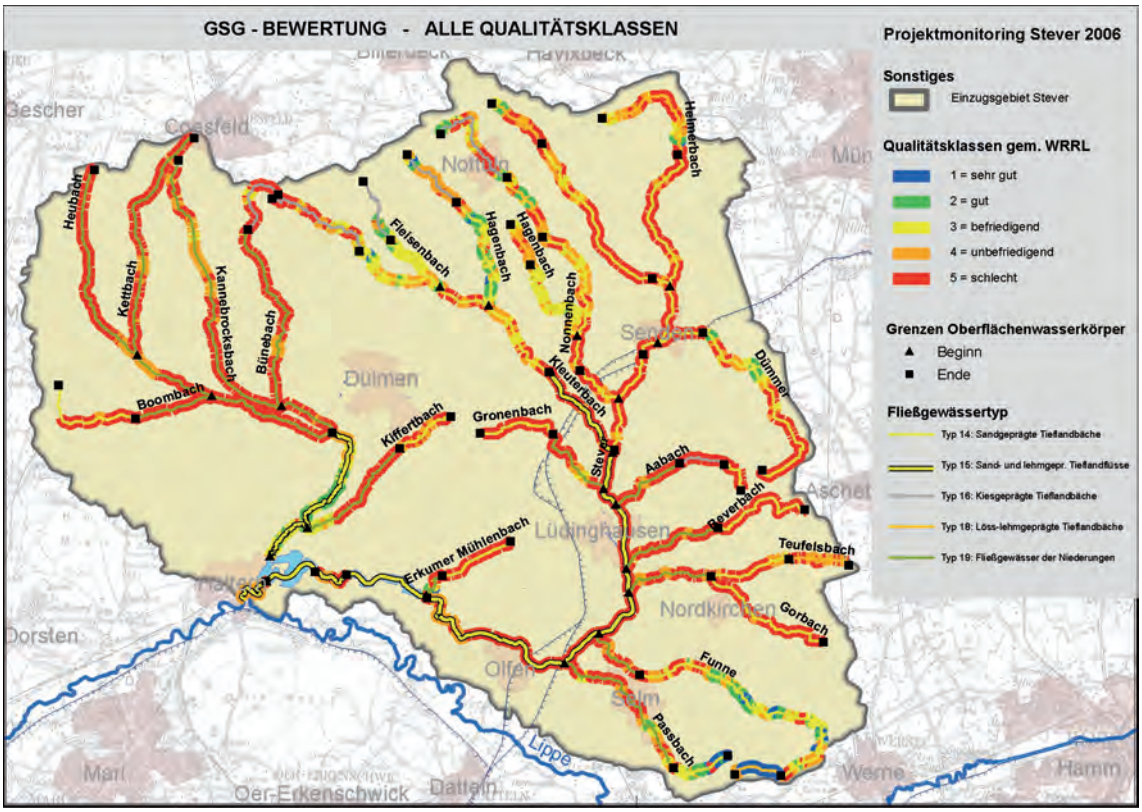
Strahlwirkung und Hydromorphologie- erste Ergebnisse aus dem WRRL-Monitoring

Im Einzugsgebiet der Stever wurde schon 2005 im Rahmen eines Pilotvorhabens ein WRRL-konformes Monitoring durchgeführt. Das Pilotvorhaben diente zum einen der Erprobung und Weiterentwicklung der Monitoringverfahren, zum anderen sollte das Vorhaben die einzugsgebietsbezogene Zusammenarbeit von staatlichen Umweltämtern und Dritten, in diesem Fall der sondergesetzlichen Wasserverbände, praktisch erproben. Aus den ersten Ergebnissen dieses Vorhabens wird im Folgenden aus dem Themenbereich Makrozoobenthos berichtet.

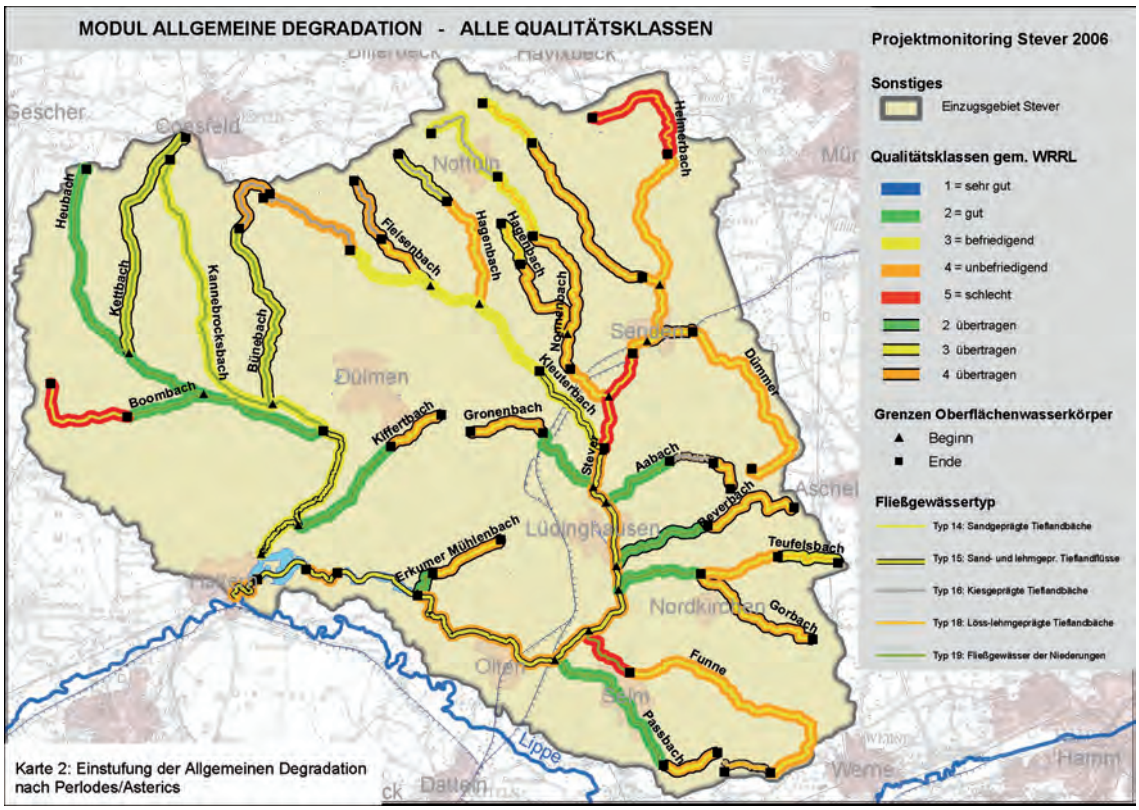
Karte 1 zeigt die Gewässerstrukturgütekartierung und die Fließgewässertypen des Pilotgebietes an der Stever. Die ursprünglich siebenstufige Gewässerstrukturgütekartierung ist hier schon auf die Fünfstufigkeit der WRRL umgesetzt. Bis auf wenige „gute" Gewässerabschnitte, die überwiegend in den Oberläufen anzutreffen sind, überwiegen mit 94 % die Qualitätsklassen „befriedigend" (3) bis „schlecht" (5). Mehr als die Hälfte (64 %) der betrachteten Fließgewässerstrecken ist in die schlechteste Gewässerstrukturgüteklasse (5) eingestuft. Karte 2 zeigt die Einstufung der allgemeinen Degradation auf der Basis der Makrozoobenthosbesiedlung nach Asterics.

Die allgemeine Degradation gem. Asterics, erhoben nach Perlodes, zeigt dagegen gerade in den Unterläufen der Nebengewässer die Qualitätsklasse 2 („gut") an. Bei näherer Betrachtung der Daten (Vergleich Fließgewässertypen mit der Degradation) zeigt sich, dass die „guten" Abschnitte ausschließlich im Niederungsgewässer (Typ 19) zu finden sind.

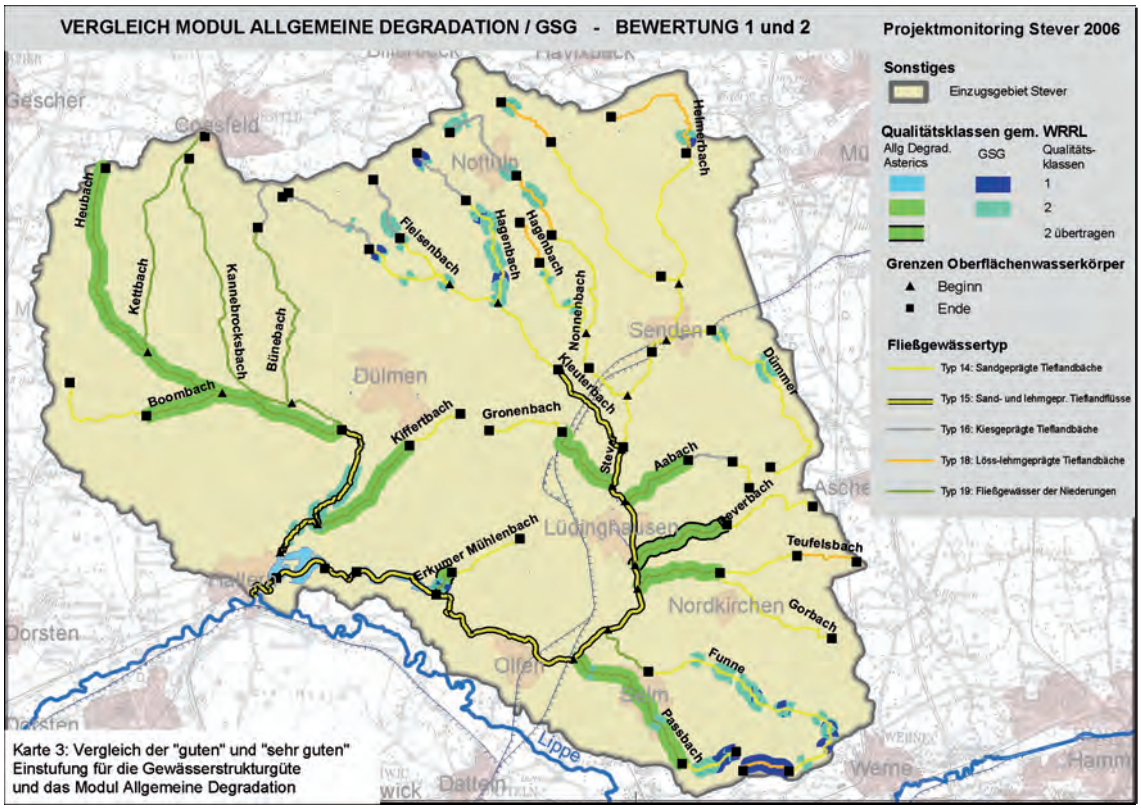
Karte 3 zeigt den Vergleich der „guten" und „sehr guten" Einstufung für Gewässerstrukturgüte und allgemeine Degradation. Man stellt fest, dass die Abschnitte mit guter Gewässerstruktur und der guten Bewertung hinsichtlich der allgemeinen Degradation abgesehen von sehr wenigen Ausnahmen nicht deckungsgleich sind!



Karte 1: Überblick über die Gewässerstrukturgüteeinstufung im Einzugsgebiet der Stever.



Karte 2: Einstufung der Allgemeinen Degradation nach PERLODES/ Asterics.



Karte 3: Vergleich der „guten" und „sehr guten" Einstufung für die Strukturgüte und das Modul „Allgemeine Degradation".

Dieser „Widerspruch" zwischen den Gewässerstrukturgüteergebnissen und der allgemeinen Degradation ist zumindest teilweise mit Expertenwissen erklärbar. Eigentlich hätte man erwartet, dass in den Gewässerabschnitten mit „guter" Gewässerstruktur auch die entsprechende typgerechte Besiedlung anzutreffen ist, die zu einer positiven Bewertung geführt hätte. Ein Grund für die unterschiedliche Bewertung ist sicherlich die weniger „scharfe" Bewertung der Niederungsbäche. Das Bewertungsverfahren ist hier noch nicht abschließend entwickelt, d. h. es wurde kein typspezifischer Faunenindex erstellt. Die grundsätzlich bessere Bewertung des Heubachs (östliches Einzugsgebiet der Stever) würde aber auch nach einer Überarbeitung des Systems voraussichtlich bestehen bleiben. Andere, schlechter bewertete Gewässer in demselben Einzugsgebiet (Beispiel Kannebrocksbach) zeigen, dass das System differenzierte Beurteilungen leistet. Als Ursache für den anhand der Makrozoobenthos-Bewertung ermittelten besseren Zustand des Heubachs kann die extensivere Grünlandnutzung der

Heubachniederung in Verbindung mit dem bestehenden Schutzstatus als FFH-Gebiet und NSG angesehen werden.

Im weiteren Verlauf findet nicht nur eine Veränderung des Gewässertyps vom Niederungsgewässer zum Sandfluss (Typ 19 → Typ 15) statt, sondern es tritt auch eine Intensivierung der Umlandnutzung ein. Zwar wird die Gewässerstrukturgüte hier deutlich besser bewertet, vor allem siedlungswasserwirtschaftliche Eingriffe (Stadtgebiet von Dülmen) führen aber zu hydraulischen Belastungen (z. B. überhöhte Fließgeschwindigkeiten), die den typgemäßen hydrologischen Charakter deutlich verändern. Eine schlechte Bewertung der allgemeinen Degradation gem. Asterics ist die Folge (vgl. Karten 2 und 3).

Eine weitere Erklärungsmöglichkeit für die Diskrepanz bei der Bewertung der Niederungsgewässer könnte sein, dass in diesem Fall das der Gewässerstrukturgüte zugrunde liegende Leitbild zu „streng" ist, und damit die Gewässer zu schlecht bewertet werden.

Eine Strahlwirkung ist aus diesen Daten nicht abzuleiten.

Neben der Reaktion der Organismen auf sich verändernde Bedingungen in den Gewässerabschnitten ist die Migrationsleistung der einzelnen Organismen eine weitere „Unbekannte", die es aufzuklären gilt, um Aussagen zu einer möglichen Strahlwirkung abzuleiten. Die Migrationsleistung ist von Bedeutung, wenn es darum geht, die Abstände so genannter Refugiallebensräume voneinander festzulegen. Leider gibt es zu den Wanderleistungen des Makrozoobenthos nur wenige und zum Teil auch widersprüchliche Angaben. Unter anderem liegt dies in methodischen Schwierigkeiten begründet. Hinweise können hier möglicherweise Neozoen geben, vorausgesetzt, sie sind von ihren Lebensraumansprüchen und ihrer Lebensweise annähernd mit einheimischen Arten vergleichbar. Ein solches Beispiel ist der getigerte Flohkrebs (*Gammarus tigrinus*) der aus dem Brackwasser kommend zunehmend in die Oberläufe der Flüsse einwandert (Karte 4).

Dieses Beispiel gibt einen Hinweis auf den Zusammenhang von Wanderleistung und morphologischem Gewässerzustand. Für den etwa 5,3 km langen, morphologisch stark veränderten Abschnitt zwischen den Probestellen E 10 und E 11 hat die Art ca. drei Jahre gebraucht. Im zumindest partiell deutlich besseren Gewässerabschnitt zwischen E 11 und E 15 kam die Art wesentlich schneller voran und hat jährlich ca. 6 km zurückgelegt. Wanderleistung und Morphologie beeinflussen sich also gegenseitig .

Fazit und offene Fragen

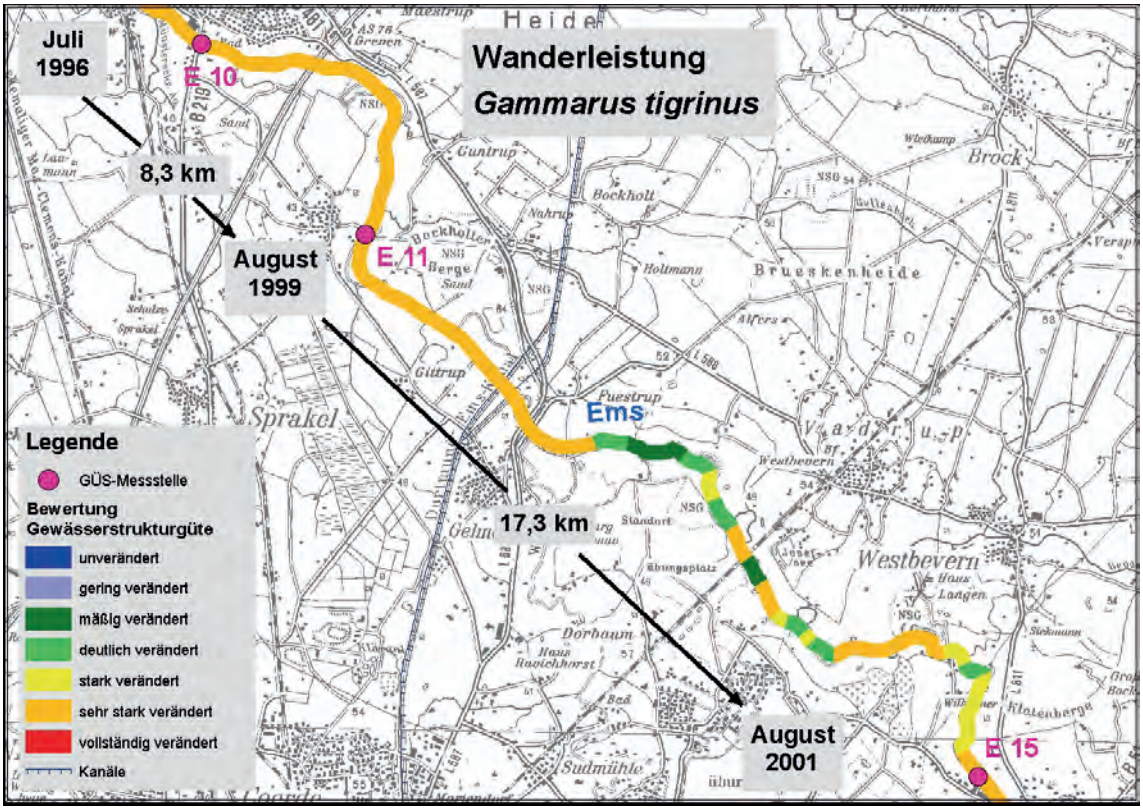
- Die Datengrundlage für die Migrationsleistung aquatischer Evertebraten ist sehr lückenhaft und schwer zu erheben. Wahrscheinlich ist die Migrationsleistung aber sekundär, wenn die Lebensraumansprüche (z. B. Laichhabitate, Durchgängigkeit) der gewässertypkonformen Fauna befriedigt werden. Ein Beispiel kann die schnelle Wiederbesiedlung nach Schadensereignissen sein.
- Die Überlebensfähigkeit der Tiere in ungünstigen Gewässerabschnitten ist unklar; diese Abschnitte müssen aber zumindest für durchwandernde Organismen „überlebbar" sein. Hier sind insbesondere die Fragen nach Fressfeinden, unnatürlichen Strömungs- und besiedlungsfeindlichen Substratverhältnisse zu nennen und (möglichst) auch zu klären.
- Beim Zusammenhang Gewässerstrukturgüte und allgemeine Degradation gemäß PERLODES/ASTERICS bestehen im Flachland noch Verständnislücken und Diskussionsbedarf.

Anschrift des Verfassers

Dr. Hannes Schimmer
Bezirksregierung Münster
Dezernat 53 Umweltüberwachung
Biologische Untersuchungen, Bio. Monitoring WRRL
Dienstgebäude Nevinghoff 22

48147 Münster

E-Mail: hannes.schimmer@stua-ms.nrw.de



Karte 4: Wanderleistung von Gammarus tigrinus.

Martin Halle

Verfahrensbasierte Ermittlung erforderlicher Breiten für Gewässerentwicklungskorridore zur Zielerreichung gemäß WRRL unter Berücksichtigung von „Strahlwirkungen“

Einleitung

Die hydromorphologische Qualität von Fließgewässern wird maßgeblich vom jeweils verfügbaren Raumangebot bestimmt.

Je mehr Raum einem Fließgewässer zur Verfügung steht, desto naturnäher können sich sein Windungsgrad, von diesem abhängige Habitatverhältnisse und folglich auch die biologischen Qualitätskomponenten entwickeln.

Für die Maßnahmenplanung gemäß EG Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) spielt daher der mit dem jeweiligen Raumangebot abzugleichende Mindestraumbedarf von Fließgewässern zur Erreichung der Umweltziele eine grundlegende Rolle.

Um den Mindestraumbedarf von Fließgewässern zu quantifizieren, ist zu bestimmen,

- welche potenziell natürlichen Breiten die Entwicklungskorridore der verschiedenen Gewässertypen auszeichnen (entsprechend den Verhältnissen des „sehr guten ökologischen Zustands“),
- in welchem Umfang die Breite eines potenziell natürlichen/leitbildgemäßen Entwicklungskorridors der betrachteten Gewässerabschnitte reduzierbar ist, um dennoch den „guten ökologischen Zustand“ mit hinreichender Sicherheit zu erreichen und
- wo dessen räumliche Untergrenze wahrscheinlich unterschritten wird.

Sowohl das Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)-Strategie-Papier „Leitlinien zur Gewässerentwicklung“ vom 30.05.2006 (LAWA 2006) als auch der aktuelle Entwurf zur sog. Nordrhein-Westfälischen „Blauen Richtlinie“ vom 15.12.2006 (MUNLV 2006) sehen bereits nicht mehr Gewässerrandstreifen mit Gehölzentwicklung entlang der Gewässerufer, sondern gewässertypspezifische Korridore für die eigendynamische Gewässerentwicklung vor.

Verfahren zur Ermittlung der erforderlichen Breiten für Fließgewässer-Entwicklungskorridore

Zur konkreten Quantifizierung des benötigten Flächenbedarfs von Fließgewässern für die Erreichung der ökologischen Umweltziele gemäß WRRL wurde vom *umweltbüro essen* ein gewässertypspezi-fisches Punkte-Verfahren entwickelt. Das Verfahren wurde bereits exemplarisch im Rahmen eines Auftrags zur Herleitung des „guten ökologischen Potenzials“ für zwei verschiedene, ländlich geprägte Fließgewässer in Schleswig-Holstein angewendet (2006). Es basiert auf fluvial-morphologischen Abschätzungen der Erreichbarkeit unterschiedlicher Habitatqualitäten für die rele-

Tab. 1: Punktwertspannen in Abhängigkeit von unterschiedlichen prozentualen Korridorbreiten (bezogen auf die potenziell natürlichen Verhältnisse) und den dadurch bedingten relativen Gewässerbettbreiten, Windungsgraden und Wahrscheinlichkeiten der Zielerreichung. Dabei wurde die Punktzuordnung so vorgenommen, dass der mit zunehmender Korridorbreite abnehmende ökologische Zugewinn berücksichtigt wird.
(GÖZ = Guter ökologischer Zustand gemäß WRRL).

relative Gewässerbreite	Windungsgrad (Sinuosität)	rel. Korridorbreite bez. auf die max. typgem. Korridorbreite [%]	Wahrscheinlichkeit für GÖZ o. besser (Typ 14)	Punkte (Typ 14)
pot. nat.	mäandrierend (> 1,5 - 2,0)	> 50 - 100	sehr wahrscheinlich	> 5 - 6
pot. nat.	gewunden (> 1,25 - 1,5)	> 38 - 50		> 4,5 - 5
		> 30 - 38	wahrscheinlich	> 4 - 4,5
pot. nat.	schwach gewunden (> 1,06 - 1,25)	> 24 - 30		> 3,5 - 4
		> 20 - 24	unsicher	> 3 - 3,5
pot. nat.	gestreckt (> 1,01 - 1,06)	> 15 - 20	wenig wahrscheinlich	> 2 - 3
pot. nat.	begradigt (1,0 - 1,01)	> 10 - 15	unwahrscheinlich	> 1 - 2
eingeengt		> 3,3 - 10		> 0 - 1
stark eingeengt		3,3		0

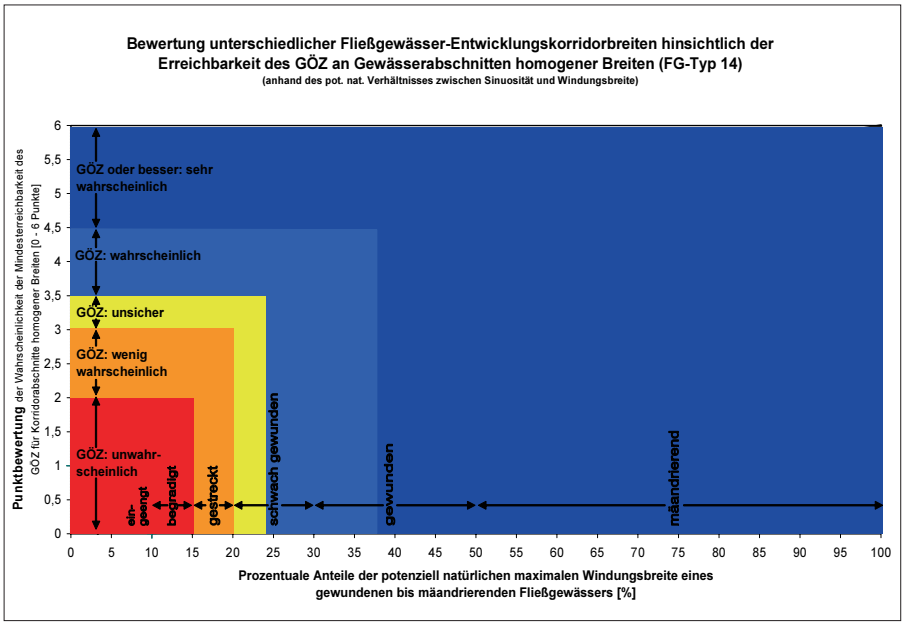


Abb. 1: Stufenlose Punktbewertung unterschiedlicher prozentualer Korridorbreiten hinsichtlich der flächenabhängigen Erreichungswahrscheinlichkeit eines „guten ökologischen Zustands“ (GÖZ) beim Fließgewässertyp 14.

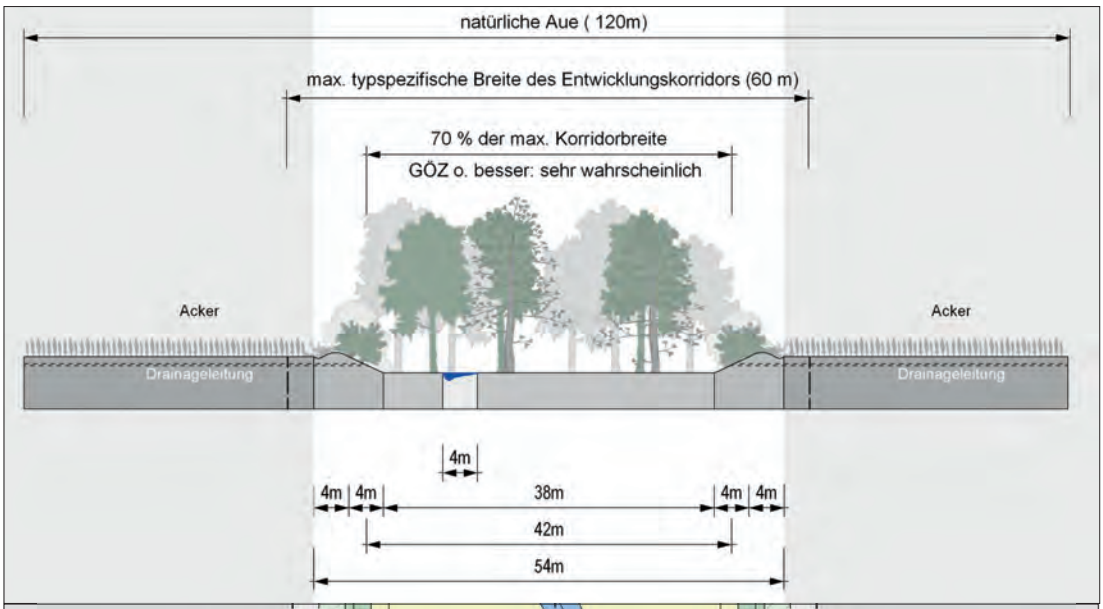


Abb. 2: Querschnittsdarstellung bei 70 % der maximalen potenziell natürlichen Korridorbreite (5,5 Punkte = Zielerreichung sehr wahrscheinlich bzw. sehr guter ökologischer Zustand möglich).

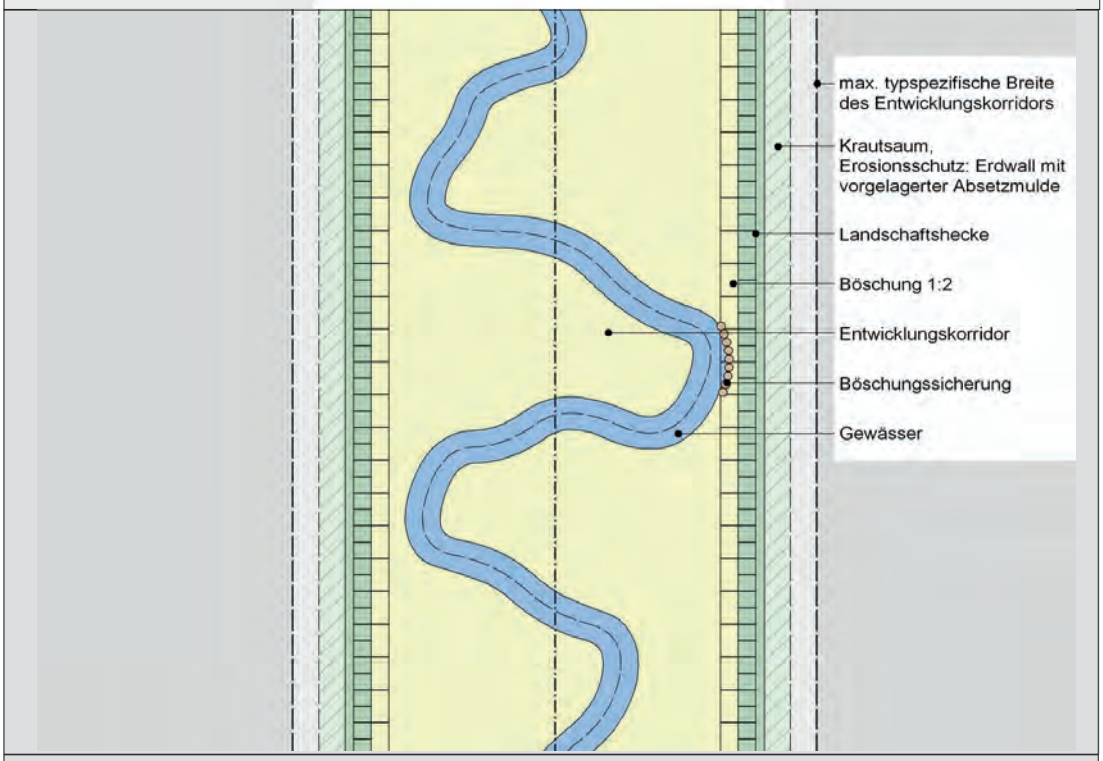


Abb. 3: Aufsichtsdarstellung bei 70 % der maximalen potenziell natürlichen Korridorbreite (5,5 Punkte = Zielerreichung sehr wahrscheinlich bzw. sehr guter ökologischer Zustand möglich); Windungsgrad 1,7 = mäandrierend.

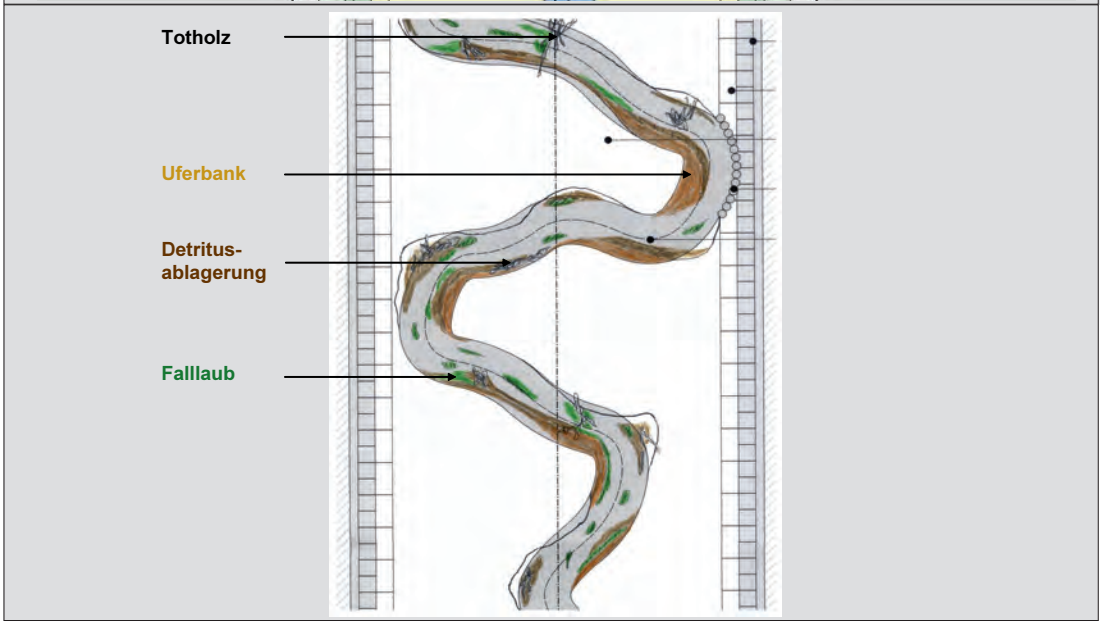


Abb. 4: Aufsichtsdarstellung mit Habitaten bei 70 % der maximalen potenziell natürlichen Korridorbreite (5,5 Punkte = Zielerreichung sehr wahrscheinlich bzw. sehr guter ökologischer Zustand möglich); Windungsgrad 1,7 = mäandrierend.

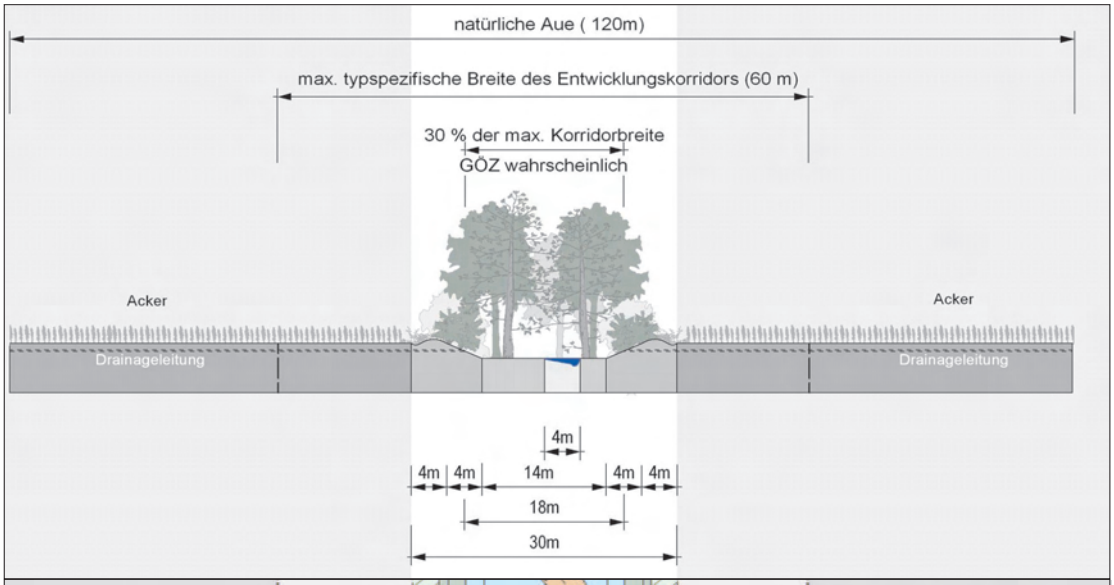


Abb. 5: Querschnittsdarstellung bei 30 % der maximalen potenziell natürlichen Korridorbreite (4,0 Punkte = Zielerreichung, d. h. guter ökologischer Zustand wahrscheinlich).

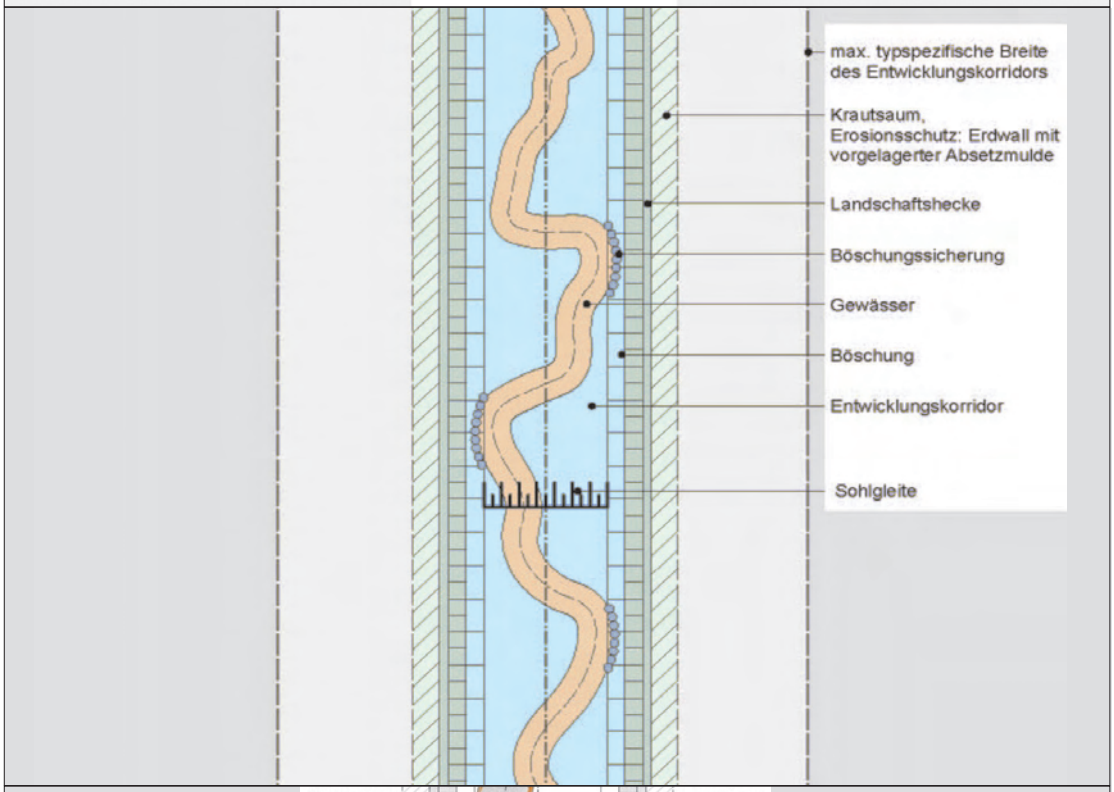


Abb. 6: Aufsichtsdarstellung bei 30 % der maximalen potenziell natürlichen Korridorbreite (4,0 Punkte = Zielerreichung d. h. guter ökologischer Zustand wahrscheinlich); Windungsgrad 1,25 = gewunden bis schwach mäandrierend.

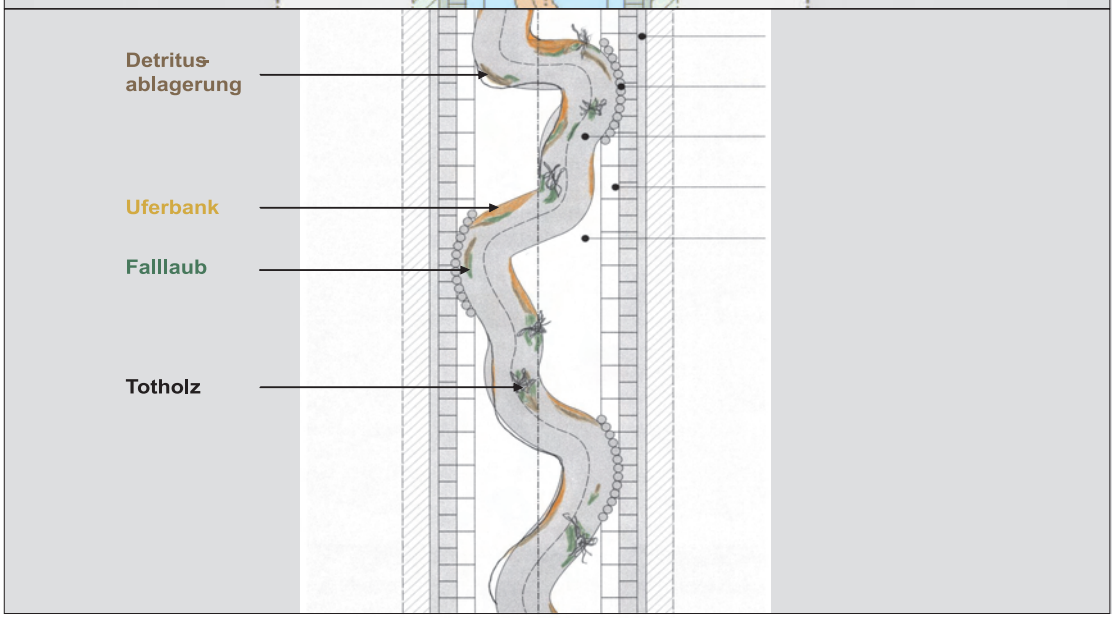


Abb. 7: Aufsichtsdarstellung mit Habitaten bei 30 % der maximalen potenziell natürlichen Korridorbreite (4,0 Punkte = Zielerreichung d. h. guter ökologischer Zustand wahrscheinlich); Windungsgrad 1,25 = gewunden bis schwach mäandrierend.

Tab. 2: Mittelwertbildung der je Teilabschnitt erreichten Punktzahl.

Abschnitt	Talbodenlänge [m]	Korridorfläche [m²]	Punkte	Punkte x Länge
I	379	3.412	4,0	1.516,6
II	177	2.070	4,0	707,8
III	958	5.387	1,5	1.436,5
IV	3.187	57.366	4,0	12.747,9
V	899	10.115	1,5	1.348,6
VI	363	11.431	4,0	1.451,6
VII	4.006	144.213	4,0	16.023,6
WK	**9.969**	**233.994**	**3,5**	**35.232,8**

Mittlere Punktzahl des Wasserkörpers =
Summe (Punkte x Länge)/Gesamt-Talbodenlänge

vanten biologischen Qualitätskomponenten bei verschiedenen Breiten von Fließgewässer-Entwicklungskorridoren (Tab. 1). In Tab. 1 werden den unterschiedlichen prozentualen Breiten der typgemäßen Entwicklungskorridore (bezogen auf die maximale naturnahe Windungsbreite) Wahrscheinlichkeiten der Zielerreichung zwischen „unwahrscheinlich“ und „sehr wahrscheinlich“ zugeordnet und eine entsprechende Bepunktung zwischen 0 (Zielerreichung unwahrscheinlich) und 6 (Zielerreichung sehr wahrscheinlich) vorgenommen. Das Punktesystem dient der besseren Operationalisierung des Verfahrens.

Die Punktzuordnung kann auch stufenlos für die jeweiligen prozentualen Korridorbreiten an Hand der in Abb. 1 dargestellten Grafik vorgenommen werden.

Das Punktsystem ermöglicht über die rechnerische Mittelwertbildung von unterschiedlich breit herstellbaren Entwicklungskorridoren eines Wasserkörpers auch eine Abschätzung der flächenabhängigen Zielerreichungswahrscheinlichkeit für den „ökologischen Zustand“ eines ganzen Wasserkörpers. Dazu sind lediglich die für jeden Teilabschnitt erreichbaren Punktzahlen zu bestimmen und entsprechend ihrem Streckenanteil zu mitteln. Ebenso lässt sich nach Festlegung einer Zielpunktzahl der daraus resultierende Gesamtflächenbedarf ermitteln und mit der als sozio-ökonomisch vertretbar eingestuften Flächenverfügbarkeit abgleichen.

Der Kurvenverlauf (Abb. 1) zeigt, dass der ökologische Zugewinn einer Korridorverbreiterung im unteren Breitenbereich am größten eingestuft wird. Dies entspricht der Erfahrung, dass sich bei begradigten Fließgewässern bereits durch relativ geringe Flächenbereitstellungen vergleichsweise große ökologische Verbesserungseffekte erzielen lassen. Mit zunehmender Breite der für die Laufentwicklung bereit gestellten Flächen nimmt der effektive ökologische Zugewinn pro Breitenzuwachs jedoch deutlich ab. Eine Breitenzunahme im mittleren bis oberen Breitenbereich der Grafik führt daher nur zu einer vergleichsweise geringen Erhöhung der Zielerreichungswahrscheinlichkeit.

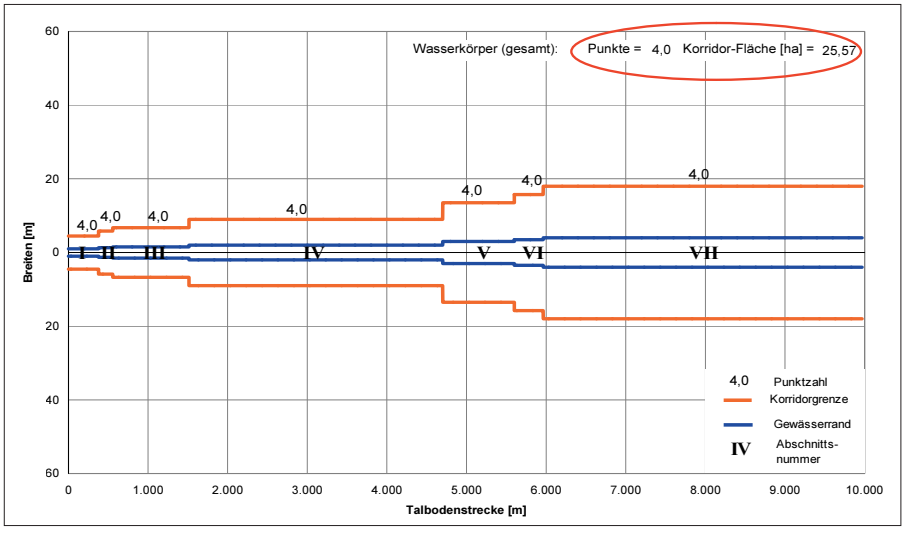


Abb. 8: Szenario 1 - Breiten der Gewässer- und Entwicklungskorridorabschnitte bei durchgängiger „Zielerreichung wahrscheinlich“ mit einer Punktzahl von 4,0.

Die exemplarischen Querschnitts- und Aufsichtsdarstellungen (Abb. 2 bis 7) eines sandgeprägten Tieflandbaches (Typ 14) zeigen unterschiedliche Entwicklungskorridorbreiten und deren Konsequenzen für die Laufentwicklung sowie die davon abhängigen Habitatstrukturen eines Beispielabschnitts.

Die Wahrscheinlichkeit der Zielerreichung kann nach dem beschriebenen Punktverfahren nicht nur für homogene Einzelabschnitte, sondern auch für ganze Wasserkörper mit unterschiedlichen Teilabschnitten bestimmt werden. Dazu ist eine streckenanteilige Mittelwertbildung der je Teilabschnitt erreichten Punktzahl vorzunehmen (Tab. 2).

Die Abbildungen 8 bis 12 zeigen Beispiele für unterschiedliche abschnittsweise Zielerreichungsgrade und die daraus folgenden Gesamt-Korridorflächenbilanzen. Darin sind verschiedene Szenarien unterschiedlicher Korridorbreiten für einen aus sieben Teilabschnitten bestehenden, fast 10 km langen Wasserkörper (Typ 14) dargestellt.

In Szenario 1 (Abb. 8) liegen keine raumwirksamen Restriktionen vor, so dass alle Teilabschnitte die für die Zielerreichung erforderliche Korridorbreite erreichen können, die einem Punktwert von 4 („Zielerreichung wahrscheinlich bzw. sehr guter ökologischer Zustand möglich“) entspricht. Aus der im Längsverlauf zunehmenden potenziell natürlichen Gewässerbreite resultiert auch eine Zunahme der absoluten Korridorbreite vom obersten bis zum untersten Gewässerabschnitt, ohne dass es dadurch zu einer anderen Bepunktung kommt. Der Flächenbedarf für den Entwicklungskorridor des gesamten Wasserkörpers beträgt in diesem Szenario 25,6 ha.

Das Szenario 2 (Abb. 9) unterscheidet sich vom Szenario 1 durch eine restriktionsbedingte Begrenzung der Korridorbreite auf den obersten 3 km. Hier kann jeweils nur eine Korridorbreite erreicht werden, die einer Punktzahl von 1,5 („Zielerreichung unwahrscheinlich“) entspricht. Die Gesamt-

punktzahl dieses Szenarios liegt bei 3,2 („Zielerreichung unsicher“).

Um die restriktionsbedingten Unterbreiten der obersten 3 km im Hinblick auf die anzustrebende Gesamtpunktzahl des Wasserkörpers von 4 („Zielerreichung wahrscheinlich“) auszugleichen, bedarf es einer in Abb. 10 (Szenario 3) dargestellten Erhöhung der Punktzahl der verbleibenden knapp 7 km auf 5,1 („Zielerreichung oder besser“ sehr wahrscheinlich). Der Flächenverbrauch dieses Kompensationsszenarios liegt mit 38,4 ha um 50 % über dem Flächenbedarf des Szenarios 1 (ohne Restriktionen und daher mit durchgängiger Punktzahl 4). Ursächlich für den großen kompensatorischen Flächenbedarf ist der im Längsverlauf zunehmende Raumanspruch des größeren Gewässers.

Deutlich geringer fällt der Kompensationsflächenbedarf dagegen aus, wenn auf den untersten 3 km des Wasserkörpers eine räumlich wirksame Restriktion dazu führt, dass dort nur eine Punktzahl von 1,5 erreicht wird (Szenario 4 in Abb. 11). Gegenüber dem Szenario 1 liegt der kompensatorische Mehrbedarf an zusätzlicher Korridorfläche hier nur bei 15 %.

Bei der Anwendung des Verfahrens ist zu beachten, dass es sich allein um ein Verfahren zur Bestimmung des Flächenbedarfs für Korridore zur eigendynamischen Fließgewässerentwicklung handelt. Sofern andere als die berücksichtigten hydromorphologischen Faktoren die Zielerreichung begrenzen sollten, sind die verfahrensspezifischen Zielerreichungswahrscheinlichkeiten zu verifizieren.

Außerdem hängt die bioökologische Qualität eines Fließgewässerabschnitts (d. h. der ökologische Zustand oder das ökologische Potenzial) nicht allein von den örtlichen Habitatverhältnissen, sondern auch maßgeblich vom lokalen und regionalen Besiedlungspotenzial sowie in besonderer Weise von den konkreten Besiedlungsverhältnissen unmittelbar angrenzender Gewässerabschnitte ab. Das gesamte regionale Artenpotenzial bestimmt letztlich die biologischen Besiedlungsmöglichkeiten neu renaturierter Gewässerabschnitte. Die Besiedlungsverhältnisse unmittelbar angrenzender Gewässerabschnitte prägen hier vor allem die ersten synökologischen Entwicklungsstadien einer sich neu etablierenden Biozönose. Darüber hinaus können besonders naturnahe oder naturferne Gewässerabschnitte auch eine dauerhafte positive oder negative Strahlwirkung auf benachbarte Abschnitte zur Folge haben. Hier führen regelmäßig zuwandernde oder -driftende Individuen leitbildgemäßer Arten zu einem schnelleren Ausgleich natürlich auftretender oder anthropogen störungsbedingter Populationsverluste in hydromorphologisch mäßig ausgestatteten Fließgewässerabschnitten. Im umgekehrten Fall können aus einem stark degradierten benachbarten Gewässerabschnitt auch zuwandernde oder -driftende nicht leitbildgemäße Arten zu einer Verdrängung leitbildgemäßer Arten führen und auf diese Weise die Naturnähe der Biozönose negativ beeinflussen.

Die Gesamtmaßnahmenplanung für einen Wasserkörper bzw. eine Flussgebietseinheit muss daher unterschiedliche räumliche Skalen hinsichtlich der oben beschriebenen gegenseitigen biologischen Beeinflussungen verschiedenartiger Gewässerabschnitte berücksichtigen. Nur so kann letztlich die Zielerreichbarkeit mit hinreichender Sicherheit prognostiziert und die notwendige Kosteneffizienz der Maßnahmen gewährleistet werden.

Das *umweltbüro essen* hat auch für eine derartige Berücksichtigung so genannter „Strahlwirkungen“ bereits konkrete Vorschläge zur Anwendung des vorgestellten Punktverfahrens entwickelt (DRL, i. B.). Dazu werden je nach Qualität der Strahlquell- und Strahlwirkungsabschnitte definierte Punktauf- und abwertungen für einzelne Teilabschnitte eines Wasserkörpers vorgenommen, die den Gesamtflächenbedarf eines Wasserkörpers zur Zielerreichung beeinflussen.

Um die Effekte der „Strahlwirkungen“ für das vorgestellte Punktwertverfahren operationalisieren zu können, wurde folgende Begriffsdefinition zugrunde gelegt:

Strahlwirkung
Signifikante ausschließlich biologische Beeinflussung der biozönotischen Besiedlungsverhältnisse eines Fließgewässerabschnitts (Strahlwirkungsabschnitt) durch einen benachbarten Gewässerabschnitt (Strahlquellabschnitt).

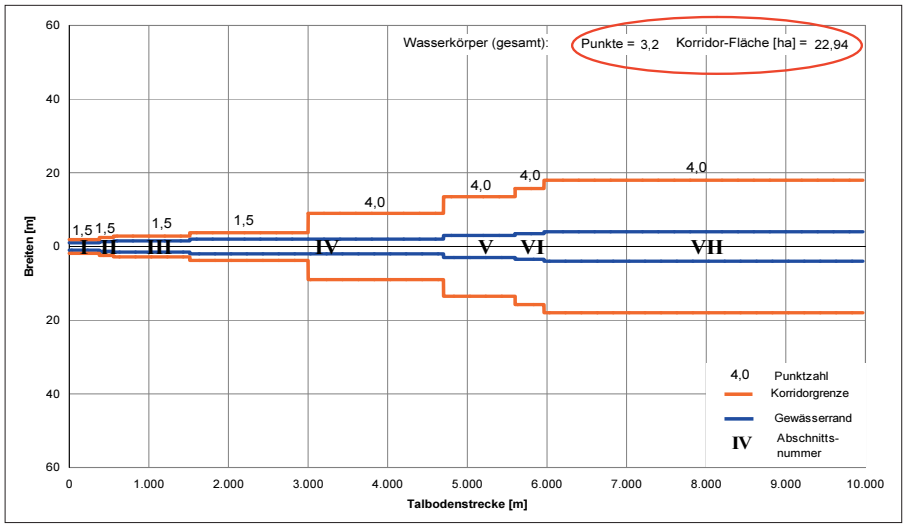


Abb. 9: Szenario 2 – Restriktionsbedingte Einschränkungen der Korridorbreiten auf den obersten 3 km führen zur „Zielerreichung unsicher“ bei einer Gesamtpunktzahl von 3,2.

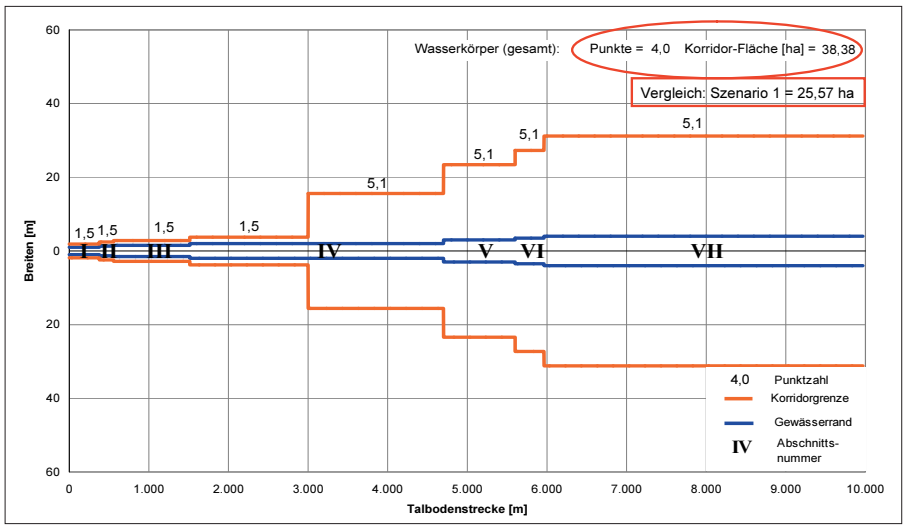


Abb. 10: Szenario 3 – Kompensation der restriktionsbedingten Einschränkungen der Korridorbreiten auf den obersten 3 km erhöht den Flächenbedarf gegenüber Szenario 1 um 50 %.

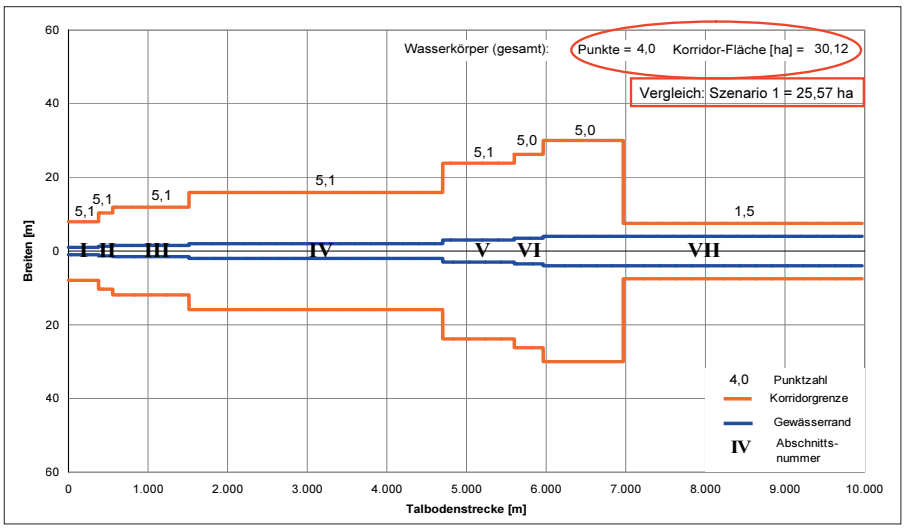


Abb. 11: Szenario 4 – Kompensation der restriktionsbedingten Einschränkungen der Korridorbreiten auf den untersten 3 km erhöht den Flächenbedarf gegenüber Szenario 1 nur um 15 %.

(A) Ökologisch positive Strahlwirkung

Ein für die Naturnähe der Besiedlungsverhältnisse positiver Strahlwirkungseffekt ist gegeben, wenn die biologischen Einflüsse eines naturnahen bis sehr naturnahen Strahlquellabschnitts zu einer naturnäheren Biozönose eines hydromorphologisch mäßig defizitären Strahlwirkungsabschnitts führen. Der Effekt ist dann zu erwarten, wenn zwar die Mindest-Habitatvoraussetzungen innerhalb des Strahlwirkungsabschnitts zu dessen leitbildgemäßer Besiedlung (Aufenthalt und Reproduktion) gegeben sind, vorhandene Defizite jedoch eine verminderte Störungs-Elastizität (durch geringere Reproduktionsraten und höhere Populationsverluste) zur Folge haben, die durch Organismeneinträge aus einem benachbarten Strahlquellabschnitt kompensiert bzw. teilkompensiert werden. Voraussetzung dafür sind regelmäßige Organismeneinträge in hinreichendem Umfang , die in der Lage sind, kurzfristig zum Ausgleich störungsbedingter Populationsverluste beizutragen.

(B) Fehlende ökologisch positive Strahlwirkung

Das Fehlen regelmäßiger Organismeneinträge leitbildgemäßer Arten (z. B. durch Driftfallen wie Stauregelungen) kann aus den oben genannten Gründen selbst zu einer Verschlechterung der Besiedlungsverhältnisse führen. Bei Stauregelungen treten in der Regel auch ökologisch negative Strahlwirkungen (s. u.) auf.

(C) Ökologisch negative Strahlwirkung

Ein für die Naturnähe der Besiedlungsverhältnisse negativer Strahlwirkungseffekt ist gegeben, wenn die biologischen Einflüsse eines stark degradierten Strahlquellabschnitts die Biozönose eines hydromorphologisch mäßig defizitären Strahlwirkungsabschnitts weiter verschlechtern. Für den Effekt sind nicht leitbildgemäße Arten (Störungszeiger) verantwortlich, die aus dem Strahlquellabschnitt stammen und die für sie notwendigen Mindest-Habitatvoraussetzungen (für Aufenthalt und Reproduktion) innerhalb des Strahlwirkungsabschnitts vorfinden. Voraussetzung dafür sind regelmäßige Einträge in hinreichendem Umfang dieser nicht leitbildgemäßen Organismen in den Strahlquellabschnitt.

Keine Strahlwirkungen im Sinne der obigen Definition sind dagegen:

1. Einträge von Organismen leitbildgemäßer Arten, die im Strahlwirkungsabschnitt keine hinreichenden Besiedlungsvoraussetzungen vorfinden und daher als reine „Durchgangsorganismen“ zu bezeichnen sind (z. B. vorbeidriftende Organismen); sie haben weder einen positiven noch einen negativen Einfluss auf die Naturnähe der Biozönose des Strahlwirkungsabschnitts (d. h. kein Strahlwirkungseffekt).
2. Habitatverhältnisse eines Fließgewässerabschnitts, die durch abiotische Einflüsse von benachbarten Gewässerabschnitten beeinflusst werden (z. B. Geschiebemangel oder Aufwärmung). Dieser abiotische Einfluss ist keine Strahlwirkung im Sinne der obigen Definition.
3. Einträge von Einzelindividuen einer Art aus einem Gewässerabschnitt in einen anderen, sofern diese zwar als initiale Besiedler einen neu strukturierten (z. B. renaturierten) Gewässerabschnitt besiedeln können, wiederholt auftretende natürliche und/oder anthropogene Störungen des Wirkungsabschnitts jedoch nicht nennenswert kompensieren.

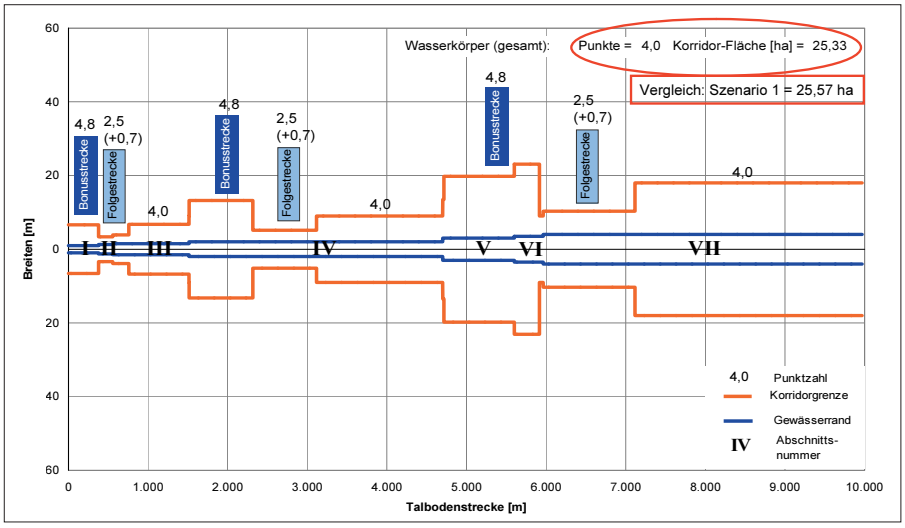


Abb. 12: Szenario 5 – Ökologisch optimierte und flächenreduzierte Alternativvariante zum Szenario 1 unter Berücksichtigung der „Strahlwirkung".

Die Verfahrensentwicklung zur Berücksichtigung von Strahlwirkungen wurde bislang nur für das Makrozoobenthos vorgenommen. Dabei werden nur die stromabwärtigen Organismenausträge bzw. -einträge von oberhalb in unterhalb gelegene Abschnitte betrachtet, da Aufwärtswanderungen im allgemeinen von deutlich geringerem quantitativen Ausmaß (geringere Populationsanteile und kürzere Strecken) sind, so dass sie nur seltener Störungen auf überwiegend relativ kurzen Strecken (Ausnahmen sind Kompensationsflüge) kompensieren können.

Die Verfahrensberücksichtigung der Strahlwirkung des Makrozoobenthos in Fließgewässern des Tieflands basiert auf folgenden Festsetzungen:

(a) Der Strahlwirkungsabschnitt ist maximal so lang wie der Strahlquellabschnitt, nie jedoch länger als das 200-fache der potenziell natürlichen Gewässerbreite des Strahlquellabschnitts.
(b) Der Strahlquellabschnitt hat eine Mindestlänge des 100-fachen seiner potenziell natürlichen Gewässerbreite.
(c) Die Strahlwirkung wird mittels Bonus- oder Maluspunkten für den Strahlwirkungsabschnitt in Rechnung gebracht, z. B. könnte ein Folgeabschnitt, der aufgrund seiner Korridorbreite nur 2,5 eigene Punkte erreicht, durch einen oberhalb gelegenen Bonusabschnitt auf 3,5 Punkte aufgewertet werden.
(d) Die Intensität der Auf- oder Abwertung des Folgeabschnitts ist von der Qualität (Punktzahl) des Strahlquellabschnitts abhängig.
(e) Mindestpunktzahl eines Bonusabschnitts = 4,5 führt zu einer Aufwertung des Folgeabschnitts um 0,5 Punkte.
(f) Maximalpunktzahl eines Bonusabschnitts = 6,0 führt zu einer Aufwertung des Folgeabschnitts um 1,5 Punkte.
(g) Maximalpunktzahl eines Malusabschnitts = 1,5 führt zu einer Abwertung des Folgeabschnitts um 0,5 Punkte.
(h) Minimalpunktzahl eines Malusabschnitts = 0,0 führt zu einer Abwertung des Folgeabschnitts um 1,5 Punkte.
(i) Die Ausgangspunktzahl des Strahlwirkungsabschnitts (Folgeabschnitt) muss zwischen $\geq 2{,}5$ und $\leq 3{,}5$ Punkte liegen, um auf- oder abgewertet zu werden.
(j) Durch Bonuspunkte kann ein Strahlwirkungsabschnitt maximal auf 4,0 Punkte aufgewertet werden.
(k) Durch Maluspunkte (Punktabzüge) kann ein Strahlwirkungsabschnitt maximal auf 2,0 Punkte abgewertet werden.

Auf Grundlage der aufgeführten Regeln lässt sich alternativ zum Ausgangsszenario 1 (Abb. 8) ein ökologisch optimiertes und zudem noch leicht flächenreduziertes Szenario 5 (Abb. 12) entwickeln, das hintereinander liegende Teilabschnitte mit hoher, mäßiger und hinreichender Zielerreichungswahrscheinlichkeit bzw. Korridorbreite aufweist.

Der ökologische Vorteil dieses Szenarios gegenüber dem Ausgangsszenario 1 liegt in der größeren Vielfalt der Teilabschnitte, die auch besonders anspruchsvollen Arten die hinreichenden Lebensraumbedingungen in den naturnah breiten Korridorabschnitten bieten.

Unter Berücksichtigung der Strahlwirkung lässt sich das vorgestellte Verfahren aber vor allem bei Wasserkörpern mit eingeschränkter Flächenverfügbarkeit einsetzen, um eine flächenoptimierte Planung zur Zielerreichung vorzunehmen.

Zusammenfassung

(a) Grundlage des Punktverfahrens ist die Abhängigkeit des Flächenbedarfs der Fließgewässer von ihrer naturnahen Laufentwicklung.
(b) Darauf aufbauend wurde ein 6-Punktsystem zur Zielerreichungsabschätzung gem. WRRL auf Basis des Raumangebots und der damit erreichbaren Habitatqualität entwickelt.
(c) Das Punktsystem ist stufenlos anwendbar und berücksichtigt das Prinzip des abnehmenden ökologischen Zugewinns bei zunehmender Korridorbreite.
(d) Mit dem Punktsystem lässt sich die Gesamtwahrscheinlichkeit der Zielerreichung eines aus unterschiedlichen Teilabschnitten bestehenden Wasserkörpers ermitteln.
(e) Für die Verfahrensberücksichtigung von „Strahlwirkungseinflüssen“ wurden diese zunächst in einer Definition konkretisiert und Festlegungen hinsichtlich der Mindest- und Maximallängen von Quell- und Wirkungsabschnitten sowie der Auf- und Abwertungsmöglichkeiten vorgenommen.
(f) Die Berücksichtigung der „Strahlwirkung“ bei der Ermittlung des Flächenbedarfs mittels des Punktsystems bietet folgende Möglichkeiten:
    (1) bei homogenen Rahmenbedingungen im Längsverlauf eines Wasserkörpers lassen sich „sehr gute“, „mäßige“ und „gute“ Habitatabschnitte alternierend planen = ökol. Optimum bei minimiertem Flächenverbrauch
    (2) bei heterogenen Rahmenbedingungen (z. B. landwirtschaftliche Flächen und Bauland oder harte und weiche Raumnutzungsrestriktionen) lassen sich kosten- und restriktionsoptimierte Varianten unter Berücksichtigung der Kompensationswirkung der „Strahlwirkung“ ermitteln.

Literatur

Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) – Unterausschuss „Strategiepapier Gewässerentwicklung“ (2006): Leitlinien zur Gewässerentwicklung – Ziele und Strategien.

EG-WRRL (Europäische Wasserrahmenrichtlinie) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik.

Deutscher Rat für Landespflege (DRL) (in Bearbeitung): Potenziale der Fließgewässer zur Kompensation von Strukturdefiziten - „Strahlwirkung“, Forschungs- und Entwicklungsvorhaben gefördert vom Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2006): Entwurf der „Blauen Richtlinie“ - Richtlinie für Ausbau und Unterhaltung der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen, Stand 15.12.2006.

umweltbüro essen (2006): Validierung der Gefährdungsabschätzung Biologie nach WRRL 2005 im Auftrag des Landesverbandes der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holsteins. Unveröffentlichtes Gutachten.

Anschrift des Autors:

Martin Halle
umweltbüro essen
Rellinghauser Straße 334F

45136 Essen

E-mail: martin.halle@umweltbuero-essen.de

Margret Bunzel-Drüke, Cornelia Schütz & Olaf Zimball

Untersuchung zum Einfluss naturnah umgestalteter Flussabschnitte auf die Fischfauna ausgebauter Gewässer am Beispiel der Lippe

1 Einleitung

Befestigte, naturfern ausgebaute Flüsse bieten nur einem Teil der gewässertypischen Organismen geeignete Lebensräume. Durch Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung lässt sich jedoch eine Strukturvielfalt wiederherstellen, die schnell auch von anspruchsvollen Arten besiedelt wird. Solche Maßnahmen sind aber nicht überall möglich. Daher liegt die Frage nahe, ob abschnittsweise Umgestaltungen nur jeweils für die bearbeitete Strecke oder auch für im Ausbauzustand belassene Strecken in der Umgebung Bedeutung haben, ob naturnahe Strecken sozusagen in die Nachbarschaft „ausstrahlen". Können abschnittsweise Maßnahmen den Zustand eines Wasserkörpers insgesamt verbessern?

Einer der Flüsse mit günstigen Voraussetzungen für eine solche Untersuchung, ist die mittlere Lippe. Auf einer anfangs komplett ausgebauten Strecke von 34 km Länge wurden seit 1995 sukzessive in verschiedenen Abschnitten unterschiedliche wasserbauliche Maßnahmen zur Wiederherstellung naturnaher Strukturen durchgeführt. Seit 1993 wird die Fischfauna an festgelegten Strecken jährlich mit standardisierter Methode erfasst.

Das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW gab eine Auswertung dieser Langzeitdaten in Auftrag (BUNZEL-DRÜKE et al. 2007). Ziel der Studie ist es herauszufinden, ob die Wirkung von Optimierungsmaßnahmen über die umgestalteten Strecken hinausgeht und ob streckenweise Umgestaltungen die Funktionsfähigkeit eines Gewässers für die verschiedenen Fisch- und Rundmaularten verbessern oder wiederherstellen können. Die vorliegende Publikation präsentiert einige der Ergebnisse.

2 Material und Methode

2.1 Charakterisierung der Lippe und der Optimierungsmaßnahmen

Das Untersuchungsgebiet liegt an der mittleren Lippe (Abb. 1) zwischen Lippstadt und westlich von Lippborg. Bei Eickelborn, im Bereich der renaturierten „Klostermersch", hat der Fluss nach 60 km Lauflänge ein Einzugsgebiet von ca. 1900 km² und ein Gefälle von 0,32 – 0,57 Promille. Der Mittelwasserabfluss beträgt 24,3 m³/s, der mittlere Niedrigwasserabfluss 5,4 m³/s (STUA LIPPSTADT 2002). Die Lippe selbst und die meisten ihrer südlichen Zuflüsse entspringen aus Karstquellen. Die Folge davon sind zum einen eine relativ gleichmäßige Wasserführung im Jahreslauf, zum anderen eine recht geringe saisonale Schwankung der Wassertemperatur. Die Lippe hat im Untersuchungsabschnitt die Wassergüteklasse II und war auch in der Vergangenheit nie stark verschmutzt (BUITKAMP 2000).

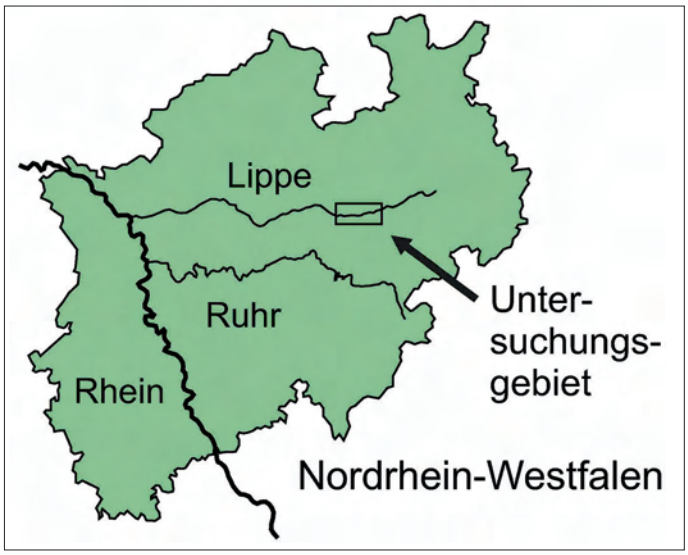


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes.

Die vorläufige Referenz-Fischfauna der epipotamalen Lippe umfasst 35 Arten bzw. Formen (MUNLV NRW 2007). 26 dieser Arten kommen noch regelmäßig vor, außerdem treten mehrere nicht einheimische Arten auf.

Die Lippe ist überwiegend ausgebaut, 1 bis 4 m tief und vom Böschungsfuß bis zur Mittelwasserlinie mit Schüttsteinen befestigt; durch Sohlerosion hat sie sich bis zu 2 m eingetieft. Die Sohle besteht aus Mergelgestein, z. T. von Sand oder Mergelschotter überlagert. Flachwasserbereiche fehlen weitgehend, Fischunterstände sind selten. Wasserpflanzen siedeln fast nur als Saum entlang der Ufer.

Die letzten naturnahen Abschnitte im Untersuchungsgebiet wurden 1977 befestigt. Mit dem vom Land Nordrhein-Westfalen 1990 ins Leben gerufenen Auenprogramm begannen Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung. Dabei lassen sich an der Lippe zwei Typen unterscheiden (Abb. 2). Im Rahmen der Unterhaltung gibt es so genannte „Entfesselungen", bei denen die Steinschüttung am Ufer bis zu mehrere 100 m lang aufgenommen und auf die Sohle gegeben wird und die Ufer mit Flachwasserzonen, Inseln und Steilwänden versehen werden. Umfassende Renaturierungen von Fluss und Aue bestehen in einer Verbreiterung der Lippe, einer Anhebung ihrer Sohle sowie in der Wiederherstellung der Verbindung zwischen Fluss und Aue, so dass ein Teil des Abflusses schon bei kleineren Hochwassern wieder durch die Aue strömt. Die Maßnahmen fanden in der Trägerschaft von Staatlichem Umweltamt Lippstadt (jetzt Bezirksregierung Arnsberg), Lippeverband und Nordrhein-Westfalen-Stiftung Naturschutz, Heimat- und Kulturpflege statt (s. u. a. DETERING 2000, 2003, DETERING et al. 1999, STUA Lippstadt 2002, ABU 1997–2006, Lippeverband & LÖBF NRW 2005).

Als erste umfassende Renaturierung wurde im Sommer 1997 in der „Klostermersch" (Abb. 3) ein rund 2 km langer Abschnitt

von Fluss und Aue umgestaltet. Die Lippe wurde von 18 auf 45 m verbreitert und ist nun wesentlich flacher als zuvor. Mittlerweile sind große Bestände submerser Vegetation vorhanden.

2.2 Probestrecken und Befischungsmethode

Zur Erfolgskontrolle der Maßnahmen beauftragten das Staatliche Umweltamt Lippstadt und der Lippeverband in zwei unterschiedlichen Abschnitten ein langfristiges Monitoring der Fischfauna (ABU 1997-2006, Lippeverband & LÖBF NRW 2005). Dazu werden festgelegte, jeweils ca. 150 m lange Probestrecken mit standardisierter Methode elektrisch befischt, und zwar sowohl naturnah umgestaltete Abschnitte als auch im Ausbauzustand belassene Kontrollstrecken.

Die Befischungen wurden jeweils von Ende August bis Mitte September tagsüber mit einem Gleichstromgerät vom Typ „DEKA 7000“ und Kescheranode vom Boot aus durchgeführt. An den meisten Strecken wurden die Flussmitte und beide Ufer jeweils einmal in Fließrichtung und entgegen der Fließrichtung befischt. In den breiten, renaturierten Lippeabschnitten erfolgten auf der Flussmitte jeweils zwei Befischungsdurchgänge. Da „Entfesselungsstrecken“ fast ausnahms-

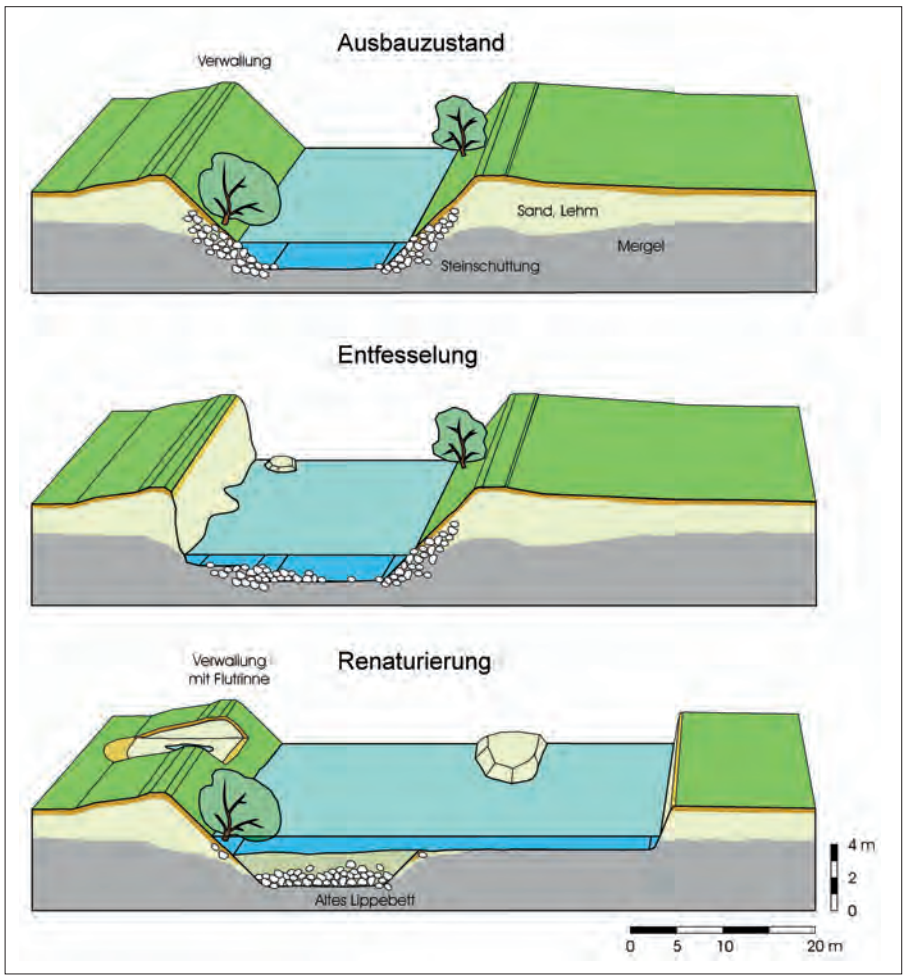


Abb. 2: Schematische Darstellung von Ausbauzustand, Uferentfesselung und Renaturierung an der Lippe.

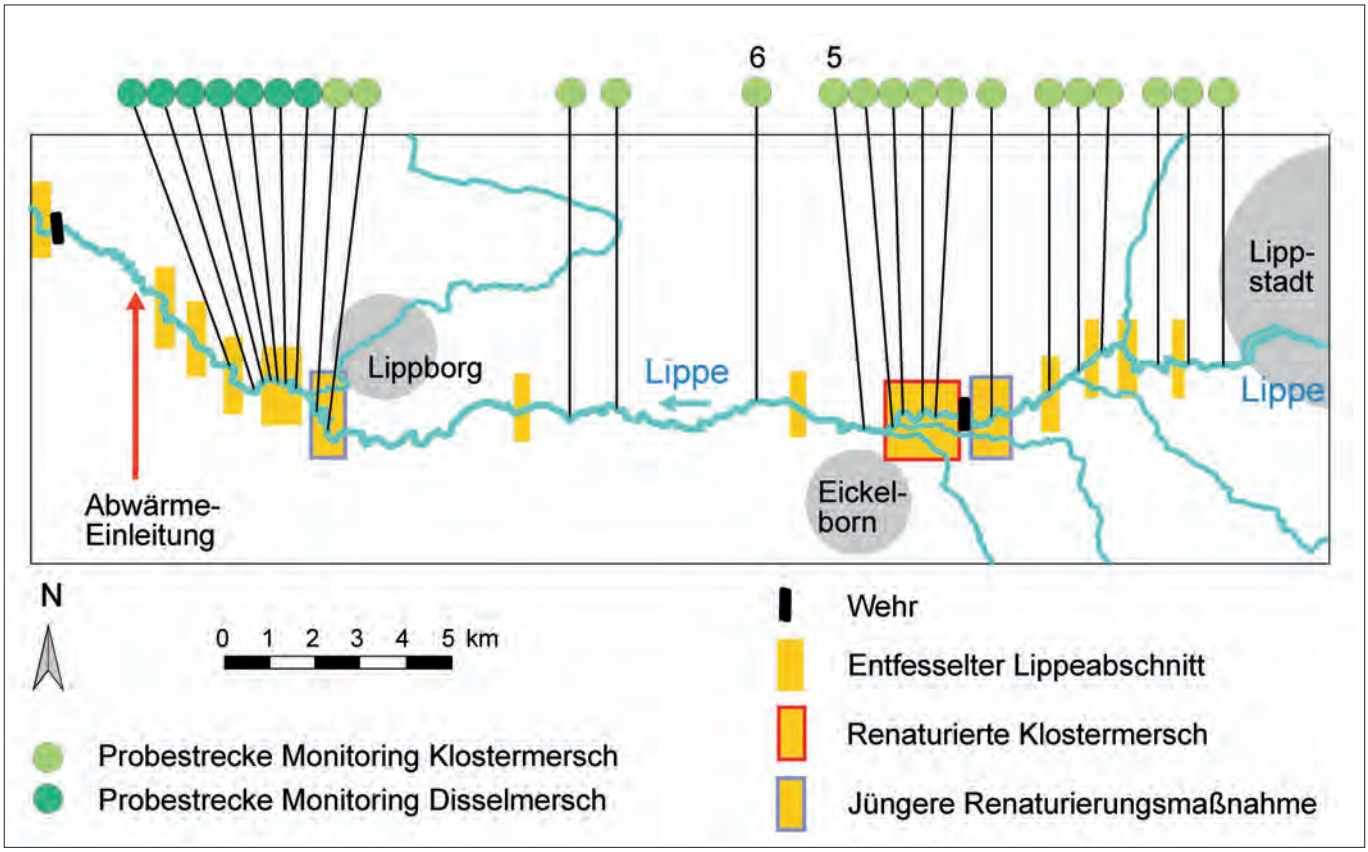


Abb. 3: Untersuchungsgebiet mit Lage der Elektrofischerei-Probestrecken (mit Kennzeichnung der im Text genannten Probestrecken L 5 und L 6), der naturnahen Flussabschnitte und der im Text genannten Orte (Stand 2006).

los nur ein Ufer betreffen, mussten hier die linke und die rechte Hälfte einer Probestrecke getrennt betrachtet werden.

Insgesamt wurden in den 14 Untersuchungsjahren rund 85.000 Fische gefangen und auf den Millimeter bzw. Zentimeter genau vermessen (Totallänge).

Als Index für die Fisch-Abundanz wird ein CPUE-Wert (catch per unit of effort) verwendet (RICKER 1975, FAO 1998), nämlich die Anzahl der Individuen pro 100 m Flusslauf nach zwei Elektrofischerei-Durchgängen (bzw. pro 100 m Uferstrecke bei der Betrachtung von Probestrecken-Hälften).

2.3 Untersuchte Umweltvariablen

Viele Variablen können Einfluss auf die Fischfauna nehmen. Für die vorliegende Auswertung wurden zum einen solche ausgewählt, die mit einer „Strahlwirkung" im weiteren Sinne in Verbindung stehen können und zum anderen solche, die wichtig erscheinen und gleichzeitig auch zu erfassen waren.

Anthropogene Beeinträchtigungen: Die Entfernung zum nächsten Wehr flussabwärts ist ein Maß dafür, wie stark eine Probestrecke dem Staueinfluss unterliegt. Der Einfluss der Abwärme-Einleitung des Kraftwerkes Westfalen auf die Fischfauna, der sich auch flussaufwärts auswirkt, wurde im Jahr 2000 belegt (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004).

Entfernungen zu Sonderlebensräumen: Angeschlossene Stillgewässer können als Laichplätze, aber auch als Winterlager für verschiedene Fischarten eine Schlüsselrolle für die Verbreitung einnehmen (z. B. FREYHOF 1997), und größere Zuflüsse können eine Quelle von einwandernden Fischen sein.

Bei der *Entfernung zu naturnahen Strecken* wurde unterschieden in

- Entfernung zur renaturierten Klostermersch,
- Entfernung zur nächsten Entfesselung,
- Entfernung zum nächsten naturnahen Abschnitt (zwei Varianten, und zwar die Entfernung flussauf- oder flussabwärts und die Entfernung nur flussaufwärts).

Menge naturnaher Strecken: Als Variablen wurden die Menge naturnaher Abschnitte (Uferlänge) im gesamten Untersuchungsgebiet und in zwei verschiedenen Radien ober- und unterhalb der betrachteten Probestrecke eingesetzt.

Abflussereignisse wirken sich auf den Reproduktionserfolg vieler Arten aus. So können bei niedrigen Wasserständen Flachwasserzonen trocken fallen, während Hochwasser vor allem in ausgebauten Abschnitten ohne Refugien Jungfische fortspülen können. Ausgewählt wurden jeweils zwei verschiedene Werte für den *monatlichen Abfluss*, und zwar das durchschnittliche und das maximale Tagesmittel von April bis August.

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die ausgewählten Umweltvariablen. Sie sind je nach Art der Auswertung unterschiedlich einsetzbar.

2.4 Statistische Verfahren

Beim Vergleich der Abundanzen fand der U-Test von *Wilcoxon, Mann & Whitney* (SACHS 1978, DYTHAM 1999) Verwendung. Dieser verteilungsunabhängige Test ist nicht so scharf, setzt aber keine Normalverteilung der Grundgesamtheit voraus.

Als quantitatives Ähnlichkeitsmaß wurde der *Bray-Curtis*-Index (LEYER & WESCHE 2007) verwendet, um Fischfaunen verschiedener Probestrecken miteinander zu vergleichen. Korrelationen wurden mit dem verteilungsunabhängigen *Spearman*-Rangverfahren durchgeführt.

Mit der *Kanonischen Korrespondenzanalyse* werden die Fischdaten der Probestellen mit den dazu gehörenden Umweltdaten in Beziehung gesetzt. Das Verfahren betrachtet dabei gleichzeitig alle Arten und alle Umweltvariablen (multivariater Ansatz) und berechnet, inwieweit sich die Varianz der Fischfauna - also die Unterschiede in Zusammensetzung und Abundanz der Fischarten - anhand der

Tab. 1: Eignung der untersuchten Umweltvariablen für die Analyse von Bestandsverläufen oder Verbreitungsmustern.

Umweltvariable	**Jahresreihe: viele Jahre an einer Probestrecke (Bestandsverlauf)**	**jährliche Auswertung: viele Probestrecken in einem Jahr (Verbreitungsmuster)**
Entfernung zum nächsten Wehr flussabwärts	nein	ja
Entfernung zur Abwärme-Einleitung	nein	ja
Entfernung zum nächsten angeschlossenen Altarm	nein	ja
Entfernung zum nächsten größeren Zufluss	nein	ja
Entfernung zur renaturierten Klostermersch	nein	ja
Entfernung zur nächsten Entfesselung	(ja)	ja
Entfernung zum nächsten naturnahen Abschnitt (oberhalb)	(ja)	ja
Menge naturnaher Abschnitte im Untersuchungsgebiet	ja	nein
Menge naturnaher Uferstrecken im 1- und 2-km-Radius (oberh.)	(ja)	ja
durchschnittl. / max. Tagesmittel des Abflusses April bis August	ja	nein

vorgegebenen Umweltvariablen erklären lässt. Als Ergebnis wird ein Prozentwert errechnet. Die Werte lassen sich auf statistische Signifikanz prüfen. In der vorliegenden Untersuchung wurde im Computerprogramm „Canoco" als Rechenmodell eine Redundanzanalyse gewählt (lineares Modell, *species turnover*-Werte < 2). Zur Analyse der einzelnen Umweltvariablen wurde die „forward selection" verwendet. Zur Signifikanzprü-fung wurde das Monte-Carlo Permutationsverfahren herangezogen (999 Permutationen) und die Signifikanzschwelle bei 0,01 gelegt. Die Bonferroni-Korrektur für multiple, parallele Berechnungen wurde berücksichtigt.

3 Ergebnisse

3.1 Vergleich zwischen renaturierten, entfesselten und ausgebauten Flussabschnitten

Zwischen der Fischfauna der umfassend renaturierten und der ausgebauten Lippe bestehen signifikante Unterschiede, die sich in höheren Abundanzen (bzw. CPUE-Werten) der meisten Arten in renaturierten Strecken sowie im Auftreten und in der Reproduktion anspruchsvoller Arten äußern (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2000, 2002, 2004, SCHÜTZ et al. 2006). Der Vergleich zwischen der Fischfauna entfesselter und ausgebauter Lippeabschnitte zeigt ebenfalls, dass die Dichte der meisten Fische, darunter auch bedrohte Arten, in entfesselten Abschnitten größer ist als in ausgebauten (Lippeverband & LÖBF NRW 2005).

Ein Vergleich zwischen umfassenden Renaturierungen und Uferentfesselungen wurde in der vorliegenden Untersuchung erstmals durchgeführt. In vier Untersuchungsjahren, in denen das Ufermonitoring des Lippeverbandes in der Dissel-mersch stattfand (Lippeverband & LÖBF NRW 2005) wurden genügend entfesselte Probestrecken für einen Vergleich befischt. In einer jahrweisen Auswertung wurden die Abundanzen der einzelnen Arten in Lippeabschnitten verschiedener Ausbauzustände miteinander verglichen (Tab. 2).

10 Arten sind in mindestens einem Untersuchungsjahr in entfesselten Strecken signifikant häufiger als in ausgebauten. Beim Vergleich renaturiert - ausgebaut besitzen 12 Arten in den renaturierten Strecken höhere Abundanzen als in ausgebauten. Der Aal kommt in beiden Vergleichen oft in Ausbaustrecken signifikant häufiger vor als in umgestalteten Strecken.

Barbe, Döbel, Gründling, Hasel und Ukelei sind zumindest in einigen Untersuchungsjahren in entfesselten Strecken signifikant häufiger als in der renaturierten Klostermersch. Fünf andere Arten erreichen dagegen in der Klostermersch zeitweise signifikant höhere Dichten als in den Entfesselungsstrecken: Aal, Hecht, Kaulbarsch, Steinbeißer und Zander. Bei drei weiteren Arten, nämlich Flussbarsch, Karpfen und Quappe, liegen in allen vier Jahren die CPUE-Werte in renaturierten Abschnitten höher als diejenigen in Entfesselungsstrecken, ohne dass diese Unterschiede jedoch signifikant sind.

3.2 Einflüsse von Umweltvariablen auf die Fischfauna ausgebauter Lippestrecken

Die Fischfauna ausgebauter Flussabschnitte kann außer durch die „Strahlwirkung" benachbarter naturnaher Strecken auch durch weitere Umweltvariablen beeinflusst werden. Welche der gemessenen Variablen – entweder für einzelne Arten oder für die gesamte Fischfauna – eine Rolle spielen, lässt sich mit verschiedenen Analysemethoden untersuchen.

3.2.1 Analyse auf Artniveau: Verbreitungsmuster

Bei den Probestrecken, für die Jahresreihen vorliegen, kann für jede Art der Bestandsverlauf mit den in 2.3 beschriebenen Umweltvariablen korreliert werden. In den Jahren, in denen eine genügende Zahl von Probestrecken befischt wurde, lässt sich das Verbreitungsmuster der Arten analysieren. Nachfolgend wird die zweite Aus-

Tab. 2: Signifikante Unterschiede der Abundanz (CPUE-Werte) von Arten in entfesselten und ausgebauten, in renaturierten und ausgebauten sowie in entfesselten und renaturierten Probestrecken mit Angabe des Signifikanz-Niveaus.

Art		entfesselt - ausgebaut				renaturiert - ausgebaut				renaturiert - entfesselt			
		Jahre				Jahre				Jahre			
		2000	2001	2003	2004	2000	2001	2003	2004	2000	2001	2003	2004
Aal	*Anguilla anguilla*	0,01		0,05	0,01	0,05							0,05
Äsche	*Thymallus thymallus*				0,01		0,05		0,05				
Bachforelle	*Salmo trutta*												
Bachneunauge	*Lampetra planeri*		0,05	0,05		0,01	0,05	0,05	0,05				
Barbe	*Barbus barbus*	0,05	0,001		0,01				0,05	0,05	0,01		
Döbel	*Leuciscus cephalus*	0,05	0,01	0,05	0,001							0,05	
Dreist. Stichling	*Gasterosteus aculeatus*												
Flussbarsch	*Perca fluviatilis*												
Groppe	*Cottus gobio*												
Gründling	*Gobio gobio*	0,01	0,001	0,001	0,001	0,05	0,05		0,01		0,05	0,001	
Hasel	*Leuciscus leuciscus*	0,05	0,001	0,001	0,01		0,01	0,01	0,001			0,05	
Hecht	*Esox lucius*						0,001				0,01		
Kaulbarsch	*Gymnocephalus cernuus*						0,001				0,05		
Nase	*Chondrostoma nasus*		0,05	0,05					0,01				
Quappe	*Lota lota*												
Rotauge	*Rutilus rutilus*					0,05							
Schmerle	*Barbatula barbatula*	0,001	0,01	0,05		0,001	0,001						
Steinbeißer	*Cobitis taenia*						0,001	0,01	0,001		0,05	0,05	0,05
Ukelei	*Alburnus alburnus*		0,01	0,05	0,01						0,01	0,01	0,01
Zander	*Sander lucioperca*											0,05	
Zwergstichling	*Pungitius pungitius*		0,05				0,01						

Abundanz in ausgebauten Strecken höher

Abundanz in entfesselten Strecken höher

Abundanz in renaturierten Strecken höher

Tab. 3: Verbreitungsmuster: Signifikante Korrelationen zwischen den CPUE-Werten einer Art und
a) der Entfernung zum nächsten Wehr flussabwärts
b) der Entfernung zur Abwärme-Einleitung
c) der Entfernung zur renaturierten Klostermersch
d) der Menge naturnaher Strecken in einem Radius von 1 km.

a) Entfernung zum Wehr

Art	Untersuchungsjahr							
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Aal								
Äsche	0,67	0,69	-		0,56		0,51	
Bachforelle					-			
Bachneunauge	0,76							
Barbe	0,78	0,52			0,69	0,58	0,67	-0,48
Döbel	0,69							-0,58
Dreistachliger Stichling		0,47						0,59
Flussbarsch	-0,59				0,78			0,69
Groppe					0,51	0,64	0,72	
Gründling								
Hasel								
Hecht	-0,54						-0,50	0,82
Kaulbarsch	0,52			0,63	0,51		0,60	
Nase				-				
Quappe		0,73	0,75	-	0,65		0,71	
Rotauge					0,67			
Schmerle	0,69	0,48						
Steinbeißer	-	-			0,57			-0,52
Ukelei		-0,58		-				
Zander				-		-		-
Zwergstichling					0,50			0,56

b) Entfernung zur Abwärme-Einleitung

Art	Untersuchungsjahr							
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Aal								
Äsche								
Bachforelle					-	0,59		
Bachneunauge								
Barbe							-0,82	-0,48
Döbel		-0,49			-0,59	-0,75	-0,49	-0,58
Dreistachliger Stichling						0,72	0,64	0,59
Flussbarsch				0,84			0,58	0,69
Groppe		0,53						
Gründling			0,58					
Hasel								
Hecht		-0,49	-0,45	0,70	0,55			0,82
Kaulbarsch								
Nase				-				
Quappe				-			-0,48	
Rotauge								
Schmerle			0,67					
Steinbeißer	-	-			0,57		-0,50	-0,52
Ukelei		-0,49		-	-0,73	-0,83		
Zander				-		-		-
Zwergstichling							0,65	0,56

c) Entfernung zur renat. Klostermersch

Art	Untersuchungsjahr							
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Aal			0,52	0,84				
Äsche	-0,64	-0,65	-		-0,56		-0,51	-0,55
Bachforelle					-			
Bachneunauge								
Barbe								
Döbel					0,51	0,62		
Dreistachliger Stichling		-0,53		-0,58		-0,49		
Flussbarsch								
Groppe			-0,47		-0,59	-0,52		
Gründling		-0,45	-0,57					
Hasel								
Hecht		0,49	0,61					
Kaulbarsch			-0,69				-0,48	
Nase				-	-0,49	-		
Quappe		-0,65	-0,66	-	-0,62	-0,67		-0,54
Rotauge								
Schmerle	-0,57		-0,82	-0,70				
Steinbeißer	-	-		-0,57				-0,48
Ukelei		0,66	0,48	-	0,69	0,77		
Zander				-		-		-
Zwergstichling			-0,50					

d) Menge naturnaher Strecken

Art	Untersuchungsjahr							
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Aal								-0,55
Äsche	0,55		-					
Bachforelle	-0,54				-			
Bachneunauge								
Barbe							-0,64	
Döbel		0,47						
Dreistachliger Stichling	-0,60			0,58				
Flussbarsch								
Groppe		-0,47						
Gründling						-0,55		
Hasel					0,61			
Hecht								
Kaulbarsch		0,43						
Nase				-		-		
Quappe				-				
Rotauge								
Schmerle		-0,56				-0,61		
Steinbeißer	-	-						
Ukelei		0,43		-	0,57			
Zander				-		-		-
Zwergstichling				0,59				

	p < 0,05
	p < 0,01
	p < 0,001
-	kein Nachweis der Art

wertung dargestellt. Es soll untersucht werden, ob das Verbreitungsmuster von Arten an ausgebauten Lippeabschnitten, also das Vorkommen und die Abundanz an den verschiedenen Probestrecken, durch „Strahlwirkung“ aus naturnahen Abschnitten oder auch von anderen der bearbeiteten Umweltvariablen beeinflusst wird. Insgesamt kommen 12 der Umweltvariablen (bzw. ihrer Varianten) für die Analyse in Frage.

In acht Untersuchungsjahren wurden genügend Probestrecken bearbeitet, um das Verbreitungsmuster der einzelnen Arten zu analysieren, nämlich jeweils 14 bis 21 Stichproben (jeweils linke bzw. rechte Hälfte der Lippe). Für die 12 Umweltvariablen wurde die *Spearman'sche* Rangkorrelation der Umweltvariablen untereinander und mit den CPUE-Werten der Fischarten berechnet (Tab. 3). Es zeigte sich, dass neun Umweltvariablen sehr stark untereinander korreliert sind. Von diesen wird im Folgenden nur die „Menge naturnaher Strecken im 1-km-Radius“ verwendet. Damit verbleiben noch drei weitere Umweltvariablen: „Entfernung zum Wehr“, „Entfernung zur Abwärme-Einleitung“ und „Entfernung zur renaturierten Klostermersch“.

Tabelle 3 enthält die signifikanten Korrelationskoeffizienten der CPUE-Werte der Arten und der jeweiligen Umweltvariable.

Damit zufällige Korrelationen nicht ins Gewicht fallen, werden analog zur *Bonferroni*-Korrektur nur die Arten weiter betrachtet, deren Abundanz in mindestens vier der acht Untersuchungsjahre mit einer der vier Umweltvariablen signifikant korreliert ist oder bei denen in drei Jahren ein hohes Signifikanz-Niveau erreicht wird.

Bei der *Entfernung zum Wehr* zeigen Äsche, Barbe, Groppe, Kaulbarsch und Quappe negative Korrelationen: Je näher sich die Probestrecke am Wehr befindet – also je mehr sie im Rückstaubereich liegt – desto niedriger ist die Abundanz der Art. Bei den rheophilen Arten Äsche, Barbe und Groppe passt dieses Ergebnis gut mit der ökologischen Einordnung überein. Quappen halten sich als adulte Fische gern in angeströmten Unterständen auf; lediglich beim Kaulbarsch entspricht der Befund nicht den Erwartungen.

Die Bestände von zwei Arten weisen eine negative Korrelation mit der *Entfernung von der Abwärme-Einleitung* auf: Döbel und Ukelei. Ihre Abundanz ist in der Nähe der Abwärme-Einleitung höher. Döbel und Ukelei werden durch die Kühlwassereinleitung stark gefördert (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004).

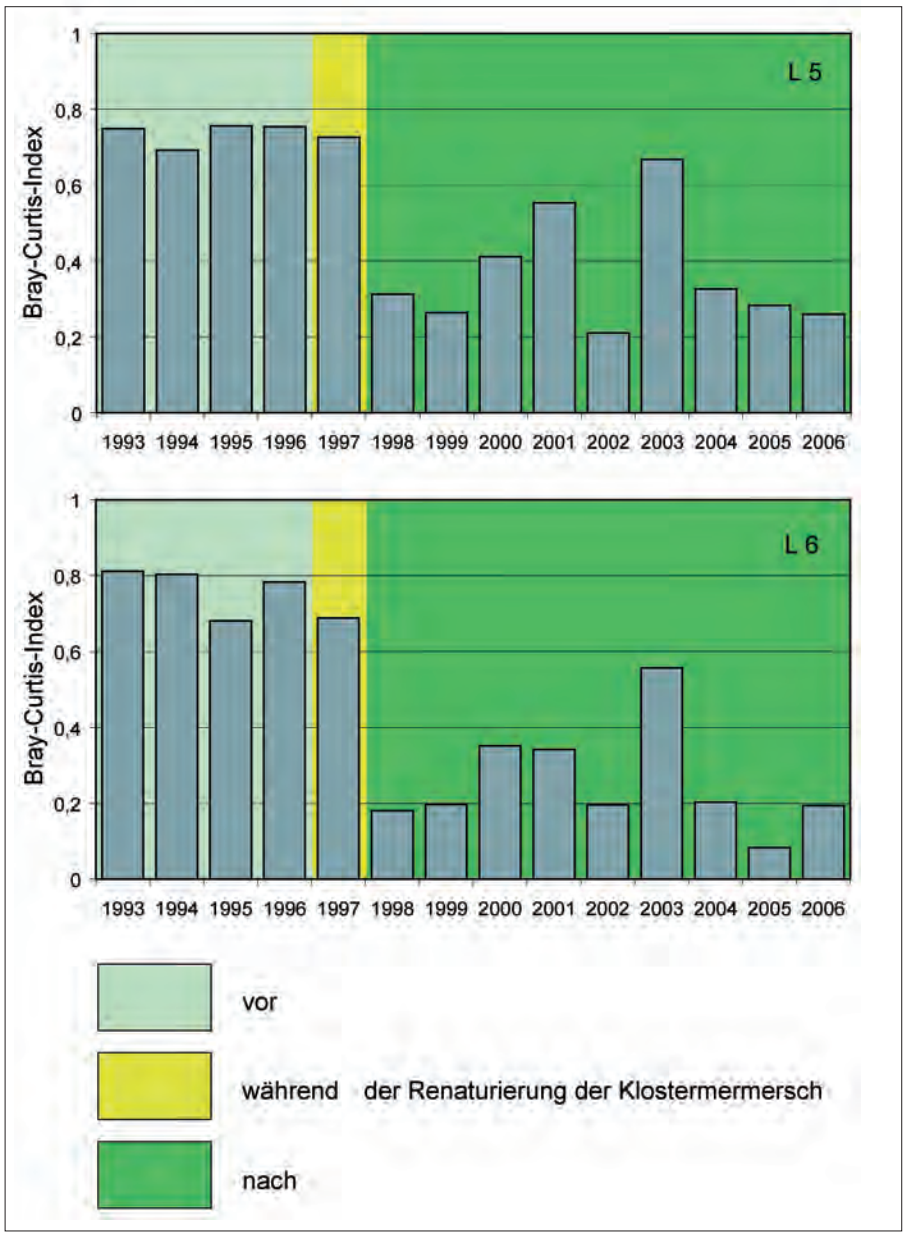


Abb. 4: Ähnlichkeit der Fischfauna der Klostermersch mit zwei flussabwärts gelegenen ausgebauten Kontrollstrecken (L 5 und L 6; 0,5 bzw. 3,5 km von der Klostermersch entfernt).

Die *Entfernung von der Klostermersch* zeigt Auswirkungen auf vier Arten. Äsche, Quappe und Schmerle besitzen in der Nähe der Klostermersch höhere Abundanzen als in größerer Entfernung. Beim Ukelei ist die Beziehung umgekehrt: Hier werden hohe Dichten in größerer Entfernung von dem renaturierten Abschnitt erreicht.

Die *Menge naturnaher Uferstrecken* in der Umgebung der Probestrecke (und gleichzeitig die Entfernung zum nächsten naturnahen Abschnitt) liefert bei keiner der untersuchten Arten eindeutige Beziehungen. Außer möglicherweise bei der Schmerle enthält Tabelle 3 d wohl nur Zufalls-Korrelationen.

3.2.2 Analyse der gesamten Fischfauna

3.2.2.1 Die Fischfauna ausgebauter Strecken vor und nach der Renaturierung der Klostermersch

Eine einfache Möglichkeit, den Einfluss der Fischfauna naturnaher Strecken auf ausgebaute Strecken zu erfassen ist, ausgebaute Probestrecken vor und nach der Schaffung naturnaher Abschnitte in der Umgebung zu untersuchen. Die Probestrecken L 5 und L 6 wurden vier Jahre vor bis 10 Jahre nach der Renaturierung der flussaufwärts gelegenen Klostermersch untersucht. Mit einem multivariaten Verfahren wird die gesamte Fischfauna von mehreren Probestrecken miteinander verglichen. Der *Bray-Curtis*-Index misst den Grad der Unterschiedlichkeit von Organismengemeinschaften an verschiedenen Orten. 1,0 bedeutet völlige Übereinstim-

mung, 0,0 völlige Verschiedenheit. In Abbildung 4 werden in jedem Jahr die CPUE-Werte der Fischfauna der Probe-strecken L 5 und L 6 mit den mittleren CPUE-Werten der Fischfauna der Kloster-mersch in demselben Jahr verglichen.

Vor der Renaturierung der Klostermersch (1993–1996) sowie im Jahr der Umgestaltung (1997) ist die Fischfauna von L 5 derjenigen der Klostermersch mit *Bray-Curtis*-Werten über 0,7 sehr ähnlich. Danach sinkt der *Bray-Curtis*-Wert erheblich. Besonders klein ist er im abflussreichen Jahr 2002, besonders hoch im trockenen Jahr 2003. Dieses Ergebnis dokumentiert allerdings noch keine Strahlwirkung, sondern erst der Vergleich mit Probestrecke L 6 kann diesen Aspekt beleuchten.

Die Entfernung von Probestrecke L 6 zur Klostermersch beträgt knapp 3,5 km, die Probestrecke liegt also rund 3 km weiter entfernt als L 5. Trotz der größeren Entfernung ist die Fischfauna von Probestrecke L 6 derjenigen der Klostermersch vor der Renaturierung genauso ähnlich wie die der näher gelegenen Probestrecke L 5. Die ausgebauten Strecken innerhalb und außerhalb der Klostermersch unterscheiden sich vor der Renaturierung also kaum voneinander. Nach der Renaturierung der Klostermersch ändert sich aber das Bild. Der Verlauf des *Bray-Curtis*-Index bei der weiter entfernten Probestrecke L 6 ist ganz ähnlich wie der von L 5, aber die Ähnlichkeit zur Klostermersch ist insgesamt deutlich geringer. Dieses Ergebnis lässt sich mit der „Strahlwirkung" erklären, die 500 m von der Klostermersch entfernt (L 5) größer ist als 3,5 km entfernt (L 6).

3.2.2.2 Kanonische Korrespondenzanalyse

Es wurden zwei Datensätze verglichen:

- Datensatz 1 = nur ausgebaute Probestrecken (103 Befischungen),
- Datensatz 2 = naturnahe (renaturierte und entfesselte) Probestrecken (62 Befischungen).

Da Umweltvariablen, die zu stark miteinander korrelieren, nicht gemeinsam in der Redundanzanalyse berücksichtigt werden dürfen, wurde von mehreren miteinander korrelierenden Variablen jeweils die aussagekräftigste stellvertretend für alle ausgewählt. Die Analyse der ausgewählten Umweltvariablen und die anschließende Signifikanzprüfung ist in Tabelle 4 zusammengefasst

Es ergeben sich bezüglich der „Strahlwirkung" folgende Ergebnisse:

- Umweltvariablen, die auf Strahlwirkungen hindeuten, haben wahrscheinlich signifikanten Einfluss auf die Zusammensetzung und Abundanz der Fischfauna. Dies gilt sowohl für „positive" (grün) als auch für „negative" oder „unerwünschte" (rot) Effekte.
- Die Fischfauna der ausgebauten Probestrecken ist in größerem Maße von „Strahlwirkungsvariablen" abhängig (insgesamt 26,9 %) als die Fischfauna der entfesselten und renaturierten Probestellen (insgesamt 18,4 %).
- Die untersuchten „Strahlwirkungs-Umweltvariablen" erklären an den ausgebauten Probestrecken jedoch nicht mehr als etwa ein Viertel der fischfaunistischen Varianz. Für die Zusammensetzung und Abundanz der Fischarten insgesamt sind also überwiegend andere Faktoren verantwortlich.

Tab. 4: Erklärungskraft der analysierten Umweltvariablen hinsichtlich der Varianz der Fischfauna in den untersuchten Probestrecken (%-Wert = durch diesen Parameter erklärte Varianz der Fischfauna).
Es werden in dieser Tabelle nur die signifikanten Beziehungen dargestellt.(Monte Carlo Permutationstest, 999 Permutationen, $p < 0{,}01$, Bonferroni-Korrektur wurde berücksichtigt.)
** Bei den renaturierten und entfesselten Probestrecken sind diese beiden Variablen negativ miteinander korreliert, d. h. 10,9 % der Zusammensetzung der Fischfauna an diesen Stellen erklärt sich gleichermaßen aus der Nähe zur Klostermersch und der Entfernung zur Wärmeeinleitung.*

Umweltvariable	**Fischfauna ausgebauter Probestrecken**	**Fischfauna renaturierter und entfesselter Probestrecken**
Menge naturnaher Strecken im Untersuchungsgebiet	15.1 %	7,5 %
maximales Tagesmittel des Abflusses im August	7,1 %	7,3 %
Entfernung zur Abwärme-Einleitung	4,4 %	10,9 % *
Entfernung zur renaturierten Klostermersch	4,3 %	
Entfernung zum nächsten größeren Zufluss	3,1 %	kein Einfluss
Gesamtanteil erklärter Varianz	**34,0 %**	**25,7** %

4 Diskussion und Fazit

4.1 Vergleich zwischen renaturierten, entfesselten und ausgebauten Flussabschnitten

Uferentfesselungen und umfassende Renaturierungen bewirkten in der Lippe eine signifikante Abundanzzunahme bei insgesamt 14 von 21 untersuchten Arten. Als einzige Art war der Aal, der gern Steinschüttungen als Unterstand nutzt, in ausgebauten Strecken signifikant häufiger als in renaturierten oder entfesselten Strecken.

Die Fischbestände entfesselter und umfassend renaturierter Flussabschnitte der Lippe unterscheiden sich voneinander:

- Arten, die von *Entfesselungen* offenbar besonders stark profitieren, sind Barbe, Döbel, Gründling, Hasel und Ukelei. Beim Ukelei und wohl auch beim Döbel dürfte dieses Ergebnis jedoch von der „Strahlwirkung" der flussabwärts gelegenen Abwärmeeinleitung stark beeinflusst sein. Die meisten entfesselten Strecken liegen nämlich näher an der Kühlwassereinleitung als die renaturierte Klostermersch.
- Aal, Hecht, Kaulbarsch, Steinbeißer, Zander und möglicherweise auch Flussbarsch, Karpfen und Quappe erreichen in der *renaturierten Klostermersch* höhere Dichten als in Entfesselungsstrecken. Die Gründe dafür sind bei einigen der genannten Arten offensichtlich. So ist bei der Quappe die Vernetzung von Fluss und Aue wesentlich, die den Zugang zu Laichplätzen und geeignete Larvalhabitate bereitstellt (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004 a, b).

4.2 „Strahlwirkungseffekte" und andere Einflüsse bei einzelnen Fischarten

Bei der Analyse von Verbreitungsmustern in acht Untersuchungsjahren konnte für mehrere Arten nachgewiesen werden, dass ihre Abundanzen durch Strukturelemente

oder Parameter anderer Flussabschnitte beeinflusst wurden.

- Die Entfernung zum nächsten flussabwärts gelegenen *Wehr*, also das Ausmaß, zu der eine Probestrecke im Rückstaubereich liegt, hat einen Einfluss zumindest auf fünf der untersuchten Fischarten.
- Ein weiteres Beispiel für „unerwünschte Strahlwirkung" liefert die *Abwärme-Einleitung* des Kraftwerks Westfalen. Döbel und Ukelei weisen in der Nähe der Einleitung signifikant höhere Abundanzen auf als weiter entfernt. Im Unterschied zur Stauhaltung, wo die Probestrecken selbst im Rückstaubereich liegen, befindet sich keine der untersuchten Probestrecken in einem Lippeabschnitt, dessen Wasser durch die Kühlwassereinleitung erwärmt wird. Die am weitesten flussabwärts gelegene Probestrecke liegt rund 3,5 km oberhalb der Einleitungsstelle. Dennoch treten signifikante Einflüsse auf die Fischfauna auf.
- Signifikante Korrelationen der Abundanz mit der *Entfernung von der Klostermersch* belegen bei drei Arten eine „positive Strahlwirkung". Quappen pflanzen sich in der Klostermersch erfolgreich fort, von hier aus besiedeln Jungfische die Umgebung (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004 b). Auch bei der Schmerle ist ein „Austrag" von Fischen aus der Klostermersch in nahe gelegene Ausbaustrecken wahrscheinlich, während bei der Äsche auch Besatzmaßnahmen eine Rolle spielen können. Der Ukelei erreicht höhere Dichten, je weiter die Probestrecke von der Klostermersch entfernt liegt, weil dies gleichzeitig eine größere Nähe zur Abwärme-Einleitung bedeutet (s.o.).
- Bei den weiteren, untereinander stark korrelierten Umweltvariablen treten keine eindeutigen Korrelationen mit den Abundanzen von Arten auf. Die *Menge naturnaher Uferstrecken* in der Umgebung scheint keinen Einfluss auf die Verbreitungsmuster der Arten zu haben. Da Korrelationen mit der Entfernung von der Klostermersch bestehen, solche mit naturnahen Strecken allgemein aber nicht, liegt der Schluss nahe, dass die „Strahlwirkung" die von den verschiedenartigen naturnahen Strecken ausgeht, nicht gleich ist.

Zusammenfassend betrachtet ist eine Beeinflussung der Fischarten ausgebauter Flussstrecken durch naturnah gestaltete Strecken mit den Langzeitdaten von der Lippe nachweisbar. Darüber hinaus lässt sich aber auch ein „unerwünschter" Einfluss durch anthropogene Eingriffe (Wehre, thermische Belastung) feststellen. Phänomene aus beiden Gruppen treten insgesamt bei 13 der 21 untersuchten Arten auf (in der vorliegenden Publikation ist nur eine Auswahl der Ergebnisse enthalten, vgl. Gesamtstudie BUNZEL-DRÜKE et al. 2007).

4.3 „Strahlwirkungseffekte" auf die gesamte Fischzönose ausgebauter Strecken

Die Ergebnisse der *Kanonischen* Korrespondenzanalyse geben Hinweise darauf, wie stark Strahlwirkungseffekte eine Fischzönose beeinflussen können. Dabei ist interessant, dass die Fischfauna ausgebauter Strecken stärker von der Fernwirkung anderer Strukturen abhängt als die Fischfauna renaturierter und entfesselter Strecken, also mehr „am Tropf hängt" (Tab. 4).

Aber auch die signifikanten „Strahlwirkungsparameter" unterscheiden sich in der Stärke ihres Einflusses zwischen ausgebauten und naturnäheren Strecken. Der Parameter „Menge naturnaher Strecken" ist etwa doppelt so wichtig für ausgebaute Probestellen wie für naturnähere Probestellen, was nahe legt, dass der Profit, den ausgebaute Strecken aus den naturnahen Strecken ziehen, mit höherer Trittsteindichte ansteigt. Zudem ist die Entfernung zum nächsten größeren Zufluss für ausgebaute Probestellen von Bedeutung, für die Fischfauna in entfesselten und renaturierten Probestellen jedoch nicht. Auch daran zeigt sich, dass ausgebaute Strecken immer wieder neu von anderen Quellen aus „infiziert" werden. Die Fischfauna in naturnahen Flussabschnitten ist darauf nicht angewiesen.

Auch die „unerwünschte Strahlwirkung" wird in ihrem signifikanten Einfluss auf die Fischfauna aller untersuchten Probestellen deutlich.

Die Erklärungskraft der Umweltvariablen gibt einen Eindruck, wie stark Strahlwirkungseffekte sein können. An den ausgebauten Probestrecken wird etwa ein Viertel der fischfaunistischen Varianz durch „Strahlwirkungsparameter" erklärt. Reduziert man die Betrachtung auf die „erwünschte" Strahlwirkung (zieht man also die Effekte der Wärmeeinleitung ab) bleiben nur etwa 22 % übrig. Anders herum ausgedrückt bedeutet dies, dass die Zusammensetzung und Abundanz der Fischfauna zu etwa 80 % von anderen Einflussgrößen abhängt, allen voran wohl die Struktur der betrachteten Probestrecken selbst.

4.4 Randbedingungen für „Strahlwirkungseffekte"

Die Daten von der Lippe geben erste Hinweise darauf, wie eine „Strahlquelle" der Fischfauna beschaffen sein muss und auch darauf, in welchen Entfernungen Strahlwirkungen vorkommen.

Die rund 2 km lange, samt ihrer Aue umfassend renaturierte Klostermersch „produziert" so viele Fische, dass bei einigen - auch bedrohten - Arten ein Austrag oder Abwandern von Individuen festzustellen ist. In der Umgebung kürzerer Entfesselungsstrecken, die teilweise auch eine sehr hohe Abundanz von Fischen aufweisen, trat dagegen keine signifikante Strahlwirkung auf. Eine „Strahlquelle" muss also eine gewisse Mindestgröße haben. Für einige Arten sind weitere Eigenschaften erforderlich, z. B. bei der Quappe die Verzahnung von Fluss und Aue, die bei reinen Uferentfesselungen selten möglich ist.

Fische als mobile Arten können größere Entfernungen zurücklegen, so dass eine Strahlwirkung theoretisch sehr weit reichen kann. In der Lippe war ein über mehrere Kilometer stattfindendes, flussaufwärts gerichtetes „Ausstrahlen" der sehr großen Döbel- und Ukeleibestände in einem thermisch belasteten Flussabschnitt nachzuweisen. Dieses (allerdings unerwünschte) Phänomen ist ein weiterer Beleg für die Bedeutung hoher Bestandsdichten und großer absoluter Zahlen am Ort einer „Strahlquelle".

Viele kleine Einzelmaßnahmen, z. B. Ufer-Entfesselungen, sind relativ schnell und kostengünstig zu realisieren und führen zu Bestandsvergrößerungen bei vielen Fischarten. Solche Maßnahmen können aber längere, umfassend renaturierte Flussabschnitte mit Auenanbindung nicht ersetzen, denn die aufwendigeren Maßnahmen erzielen stärkere Effekte auf die Fischfauna eines Gesamt-Wasserkörpers. Wanderungshindernisse beenden die Strahlwirkung abrupt. An der Lippe war flussaufwärts des (heute niedergelegten) Wehrs Benninghausen, das nur bei Hochwasser durchgängig war, kein Einfluss der unmittelbar unterhalb gelegenen renaturierten Klostermersch feststellbar.

5 Zusammenfassung

Die Auswertung von Langzeituntersuchungen zur Fischfauna in ausgebauten, entfesselten und renaturierten Abschnitten der Lippe erbrachten folgende Ergebnisse:

Die Fischfauna naturnah gestalteter Abschnitte zeichnet sich gegenüber derjenigen von Ausbaustrecken durch höhere Abundanzen sowie durch vermehrtes Auftreten und Reproduktion von anspruchsvollen Arten aus.

Eine Beeinflussung der Fischbestände ausgebauter Abschnitte ist sowohl durch die Fischfauna naturnaher Strecken als auch durch anthropogene Eingriffe in der Umgebung nachweisbar. Etwa ein Viertel der fischfaunistischen Varianz an Ausbaustrecken ließ sich durch „Strahlwirkungsparameter" erklären; 22 % betrafen „erwünschte Strahlwirkung" durch naturnah umgestaltete Abschnitte.

Eine „Strahlquelle" muss hohe Bestandsdichten und große absolute Individuenzahlen aufweisen; aus diesem Grund ist der Effekt umfassend renaturierter Auenabschnitte besonders groß.

Danksagung

Für die Erteilung des Auftrags bedanken wir uns beim Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW. Die Auftraggeber der langjährigen Monitoring-Untersuchungen an der Lippe gestatteten die Auswertung der für ihre Projekte erhobenen Daten; dafür bedanken wir uns beim Staatlichen Umweltamt Lippstadt (jetzt Bezirksregierung Arnsberg), beim Lippeverband und beim Kreis Soest.

Danken möchten wir auch der Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg, der Fischereigenossenschaft Obere Lippe und den Fischereibehörden der Kreise Soest und Paderborn für die jahrelange gute Zusammenarbeit. Der Lippeverband stellte freundlicherweise Unterlagen über Zeitpunkt und genaue Lage seiner Optimierungsmaßnahmen zur Verfügung. Unser Dank gilt auch den Kolleginnen und Kollegen der ABU / Biologische Station Soest, die bei der Feldarbeit halfen.

Literatur

ABU (Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V.) (1997–2006): Jahresberichte über Betreuung und Monitoring in der Klostermersch im Auftrag des Kreises Soest und des Staatlichen Umweltamtes Lippstadt. – ABU e.V., Bad Sassendorf-Lohne.

BUITKAMP, U. (2000): Die Lippe im Rückblick der Güteüberwachung. – In: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen & Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hg.): Gewässergütebericht 2000 – 30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen, 163–176, LUA NRW, Essen.

BUNZEL-DRÜKE, M. & SCHARF, M. (2000): Ökologisches Monitoring in der Klostermersch am Beispiel der Fischfauna. – Angewandte Landschaftsökologie **37**, 163–175.

BUNZEL-DRÜKE, M. & SCHARF, M. (2002): Zur Veränderung der Fischfauna der Lippeaue nach einer umfassenden Renaturierung. – Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes e.V. **78**, 95-117.

BUNZEL-DRÜKE, M. & SCHARF, M. (2004): Wärmeeinleitung in die Lippe: Auswirkungen auf die Fischfauna. – LÖBF-Mitteilungen 3/04, 44-51.

BUNZEL-DRÜKE, M.; SCHARF, M. & ZIMBALL, O. (2004 a): Die Quappe in Nordrhein-Westfalen – Bestandssituation und Schutz eines vom Aussterben bedrohten Auenfisches. – LÖBF-Mitteilungen 3/04, 12-17.

BUNZEL-DRÜKE, M.; SCHARF, M. & ZIMBALL, O. (2004 b): Zur Biologie der Quappe – Ein Literaturüberblick und Feldstudien aus der Lippeaue. – Naturschutz und Landschaftsplanung **36**, 334-340.

BUNZEL-DRÜKE, M.; SCHÜTZ, C. & ZIMBALL, O. (2007): Untersuchung zum Einfluss naturnah umgestalteter Abschnitte auf die Fischfauna ausgebauter Gewässer am Beispiel der Lippe. Auswertung im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. & Bezirksregierung Arnsberg, Dez. 51.4, Bad Sassendorf-Lohne & Kirchhundem-Albaum. 62 S.

DETERING, U. (2000): Das Gewässerauenprogramm NRW am Beispiel der oberen Lippe. - Angewandte Landschaftsökologie **37**, 153–162.

DETERING, U. (2003): Maßnahmen des StUA Lippstadt zur Umsetzung des Lippeauenprogramms. – In: Natur- und Umweltschutzakademie des Landes Nordrhein-Westfalen (Hg.): Lippe: Entwicklung, Visionen – Flusskonferenz Lippe. – NUA-Seminarbericht **9**, 59-65.

DETERING, U.; LEISMANN, M. & VOLLMER, A. (1999): Die Umsetzung des Gewässerauenprogramms Nordrhein-Westfalen am Beispiel des Oberlaufs der Lippe. - Wasser und Abfall 1999 (6), 48–52.

DYTHAM, C. (1999): Choosing and Using Statistics: A Biologist's Guide. – Blackwell Science, Oxford, 218 pp.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations)(1998): Guidelines for the routine collection of capture fishery data. – FAO Fish. Tech. Pap. 382, 113 pp.

FREYHOF, J. (1997): Age-related longitudinal distribution of nase, Chondrostoma nasus in the river Sieg, Germany. – Folia zoological **46** (Suppl. 1), 89-96.

LEYER, I. & WESCHE, K. (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. – Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 221 S.

Lippeverband & LÖBF NRW (Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen) (2005): Monitoring „Uferentfesselung der Lippe in der „Disselmersch" – Bericht zu den Untersuchungsjahren 2000 bis 2004. – Unveröffentlichtes Gutachten, zusammengestellt von der ABU, Essen & Recklinghausen.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW) (Hg.) (2007): Erarbeitung von Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna. - Unveröffentlichter Projektbericht, Bearbeiter NZO GmbH und Institut für angewandte Ökologie unter fachlicher Leitung der Bezirksregierung Arnsberg, Dez. 51.4.

RICKER, W. E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. – Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada **191**, 2-6.

SACHS, L. (1978): Angewandte Statistik: Statistische Methoden und ihre Anwendungen. 5. Auflage. - Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 553 S.

SCHÜTZ, C.; FUCHS, M.; BUNZEL-DRÜKE, M. & ZIMBALL, O. (2006): Sondermessprogramm 2004/2005: „Biologische Monitoringmethoden an Fließgewässern" – Bericht Fische, Teil 1: Erprobung neuer Fischbewertungssysteme für die Anwendung in der WRRL. – Untersuchung im Auftrag des MUNLV NRW. – Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Abt. Fischerei, Albaum, 137 S.

STUA (Staatliches Umweltamt Lippstadt) (Hg.) (2002): Die Klostermersch – Ein Fluss erobert seine Aue zurück. - Broschüre, bearbeitet durch die Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz (ABU) im Kreis Soest e.V.; Lippstadt, 21 S.

Anschrift der Verfasser/innen:

Dr. Margret Bunzel-Drüke &
Olaf Zimball
Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU)
Teichstr. 19

59505 Bad Sassendorf-Lohne

E-Mail: abu@abu-naturschutz.de

Dr. Cornelia Schütz
Bezirksregierung Arnsberg, Dezernat 51, Umweltverwaltung
Fischerei und Gewässerökologie in NRW
Heinsberger Str. 53

57399 Kirchhundem-Albaum

E-Mail: cornelia.schuetz@bezreg-arnsberg.nrw.de

Armin Lorenz

Wiederbesiedlung und potenzielle Strahlwirkung am Beispiel des Makrozoobenthos

Einleitung

Die Fließgewässer des norddeutschen Tieflandes unterliegen seit mehreren Jahrhunderten starken anthropogenen Veränderungen. Aus Gründen des Hochwasserschutzes, zur Schiffbarmachung aber auch um gewässernahe Flächen besser bewirtschaften zu können, wurde der Großteil begradigt und das Gewässerprofil ist im Vergleich zum Leitbild (LUA NRW 1999, LUA NRW 2001) stark vertieft. Darüber hinaus hat die Erhöhung der Fließgeschwindigkeit aufgrund der Begradigung sowohl die Substratvielfalt vermindert als auch Strömungs- und Tiefenverhältnisse vereinheitlicht.

Heutzutage ist der Uferbewuchs häufig intensiv gepflegt oder wird ganz unterbunden und die Eintiefung hat zumeist zur Trennung der Gewässer von ihrer Aue geführt. Morphologisch naturnahe Abschnitte finden sich nur sehr selten und betreffen hauptsächlich kleine Oberläufe oder grenznahe Gewässerabschnitte. Die Besiedlung durch Makroinvertebraten spiegelt besonders in den naturnahen Oberläufen die Morphologie wider und weist in diesen Abschnitten große Unterschiede zu der Besiedlung in ausgebauten Abschnitten auf. Die Auswirkungen auf die Fauna („Strahlwirkung“) der naturnäheren Oberläufe auf degradierte Unterläufe sowie die Besiedlung morphologisch naturnaher Mittelläufe zwischen degradierten Ober- und Unterläufen sind noch weitgehend unerforscht.

Um den guten ökologischen Zustand gemäß Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen, sind in den letzten Jahren verstärkt Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt worden. Die Renaturierungsmaßnahmen in Form von Re-Mäandrierungen, Uferentfesselungen, Auenanbindungen oder Sohlanhebungen versuchen, die natürlichen Funktionen der Gewässer wieder zu erwecken. Häufig betreffen sie Oberläufe oder auf kurzen Abschnitten auch größere Gewässer. Nach erfolgter Maßnahme stellt sich dann die Frage, ob die morphologisch leitbildnahen Strukturen von der Makroinvertebratenfauna angenommen werden und somit auch auf den gesamten Wasserkörper Auswirkungen haben. Daher ergeben sich zwei Fragestellungen:

- Welche Auswirkungen haben naturnahe Oberläufe auf die Makrozoobenthos-Gemeinschaft degradierter Abschnitte?
- Welche Auswirkungen haben Renaturierungsmaßnahmen auf die Makrozoobenthos-Gemeinschaft?

Antworten lassen sich in zwei Teilstudien finden. Durch eine Datenbankanalyse von Makrozoobenthos-Proben des gleichen Gewässers, verschnitten mit der Gewässerstrukturgüte der einzelnen Abschnitte – einer längszonalen Untersuchung - kann der ersten Frage nachgegangen werden. Für die Analyse der Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen eignen sich vergleichende Untersuchungen von jeweils einem renaturierten und einem degradierten Abschnitt des gleichen Gewässers.

1 Teilstudie – längszonale Untersuchungen

1.1 Fragestellung

In der ersten Teilstudie wurden vorhandene Makrozoobenthos-Daten einzelner Gewässer (Tab. 1) des norddeutschen Tieflandes einer längszonalen vergleichenden Untersuchung unterzogen.

Es wurden jeweils das Modul „Allgemeine Degradation“ des deutschen Bewertungssystems PERLODES (MEIER et al. 2006) mit den Taxalisten der Probestellen berechnet sowie die Jaccard-Ähnlichkeit[1] der einzelnen Proben zu der jeweils unterhalb gelegenen Stelle. Hierbei wurde folgenden Detailfragen nachgegangen:

- Wirkt sich eine schlechte Gewässerstrukturgüte des Oberlaufes auf das Makrozoobenthos einer unterhalb gelegenen Stelle negativ aus?
- Wirkt sich eine gute Gewässerstrukturgüte des Oberlaufes auf das Makrozoobenthos einer unterhalb gelegenen Stelle positiv aus?
- Wirkt sich eine lokale gute Gewässerstrukturgüte in einem degradierten Einzugsgebiet positiv auf das Makrozoobenthos aus?

Tab. 1: Charakterisierung der Beispielgewässer. (D) Einzugsgebiet in BRD.

	Schwalm	Stepenitz	Dinkel
Bundesland	NRW	BB	NRW
Einzugsgebiet [km2]	280 (D)	1290	186 (D)
Fließgewässertypen	14 und 12	14 und 15	14 und 15
Flussgebiet	Maas	Elbe	Ijssel
Probestellen	4	4	5

1.2 Ergebnisse

Das Beispielgewässer Schwalm ist durch einen morphologisch degradierten Oberlauf gekennzeichnet, was sich in der Bewertung durch das Modul „Allgemeine Degradation“ des deutschen Bewertungssystems PERLODES (MEIER et al. 2006) widerspiegelt (Tab. 2). In den morphologisch naturnahen bzw. renaturierten Ab-

1 Das Ähnlichkeitsmaß nach Jaccard (BORTZ 1990): Für jede Merkmalausprägung eines Standortparameters wird zu allen Arten die Jaccard-Ähnlichkeit berechnet und absteigend sortiert. Durch die vorgeschaltete Sortierung nach der Jaccard-Ähnlichkeit wird gewährleistet, daß die jeweils getesteten Arten und Standortmerkmale eine möglichst ähnliche Stetigkeit besitzen. Dies zielt auf die Arten ab, die zwar zu einer Standortausprägung eine signifikante Abhängigkeit besitzen, jedoch im Vergleich zur Standortausprägung sehr selten vorkommen und damit nur eine geringe praktische Relevanz besitzen. Bei ebenfalls sehr seltenen Standortausprägungen spielt diese Einschränkung keine Rolle, da dann auch nur sehr seltene Arten relevant sind (ähnliche Stetigkeit).

Tab. 2: Charakterisierung der Probestellen und Ergebnisse der Makrozoobenthosbeprobungen der Schwalm.

	Wegberg	Brüggen	Dilborn	Grenze
EZG [km2]	50	240	243	280
Strukturgüte	5	6	3	3
Allgemeine Degradation	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig
Ähnlichkeit zur nächsten Stelle	8,8 %	65,7 %	30,6 %	

Tab. 3: Charakterisierung der Probestellen und Ergebnisse der Makrozoobenthosbeprobungen der Stepenitz.

	Telschow	Porep	Lockstätt	Perleberg
EZG [km2]	110	182	260	750
Strukturgüte	1	1	3	4
Allgemeine Degradation	sehr gut	sehr gut	gut	gut
Ähnlichkeit zur nächsten Stelle	50,6 %	41,6 %	33,6 %	

Tab. 4: Charakterisierung der Probestellen und Ergebnisse der Makrozoobenthosbeprobungen der Dinkel.

	Legden	Heek	Epe	Gronau	Losser/NL
EZG [km2]	76	103	164	185	ca. 210
Strukturgüte	6	6	6	7	3
Allgemeine Degradation	unbefriedigend	unbefriedigend	schlecht	unbefriedigend	mäßig
Ähnlichkeit zur nächsten Stelle	54,5 %	55,2 %	44,5 %	32,7 %	

Tab. 5: Verteilung der Gewässerstrukturgüte auf die gesamten Flusslängen. (Daten der Schwalm aus MUNLV NRW (2006); der Stepenitz aus LUA BB (2001); der Dinkel aus Universität Duisburg-Essen (2000)).

	1	2	3	4	5	6	7	Ø
Schwalm	0	5,5	16,4	9,6	24	30,0	14,5	5,0
Stepenitz	22,7	40,0	9,3	14,7	13,3	0	0	2,6
Dinkel	0	0,1	1,6	8,9	34,3	53,0	2,0	5,4

schnitten des Unterlaufes zeigt sich keine Verbesserung bei Anwendung des Bewertungssystems (siehe auch LORENZ et al. 2007). Die Ähnlichkeit zwischen der degradierten Probestelle „Brüggen“ und der kurz unterhalb gelegenen renaturierten Probestelle „Dilborn“ ist mit 65,7 % im Vergleich zu den unterhalb bzw. oberhalb gelegenen Stellen sehr hoch.

Die Stepenitz in Brandenburg zeichnet sich durch einen morphologisch naturnahen Oberlauf und einen degradierten Unterlauf aus (Tab. 3). Die „sehr gute“ faunistische Bewertung anhand des Makrozoobenthos in den oberen Abschnitten fällt in den morphologisch degradierten Abschnitten nur geringfügig ab. Auch die Ähnlichkeit zwischen den Probestellen bleibt trotz weiter Abstände hoch.

Die Dinkel hat in Deutschland ein stark anthropogen überprägtes Profil, was zu einer „unbefriedigenden“ und teilweise „schlechten“ Bewertung durch das Makrozoobenthos führt (Tab. 4). Erst in den Niederlanden kommt es zu morphologisch naturnahen Strukturen, die von der Fauna positiv angenommen werden, wodurch auch die Ähnlichkeit zu der grenznahen deutschen Stelle geringer ist als diese untereinander.

Bei Betrachtung der Prozentanteile der Gewässerstrukturgüteklassen über die gesamten Fließlängen der drei Beispielgewässer fällt auf, dass die Stepenitz im Durchschnitt sehr viel mehr naturnahe oder nur geringfügig beeinträchtigte Abschnitte aufweist als die Schwalm oder die noch stärker degradierte Dinkel (Tab. 5).

1.3 Zusammenfassung

Die längszonalen Auswertungen zeigen, dass es Indizien für Auswirkungen des Oberlaufes auf unterhalb gelegene Abschnitte gibt. Bei dem Beispielgewässer Stepenitz kann von einer „positiven“ Strahlwirkung des Oberlaufes ausgegangen werden. Bei der Schwalm hingegen zeigen die Untersuchungen Indizien für eine „negative“ Strahlwirkung des degradierten Oberlaufes auf naturnahe Unterlaufabschnitte. Dennoch kann eine gute lokale Morphologie (Dinkel in den Niederlanden) trotz eines degradierten Oberlaufs (resp. „negative“ Strahlwirkung) positive Auswirkungen auf das Makrozoobenthos haben. Im Bezug auf die gesamte Fließlänge eines Gewässers gibt es somit Indizien für Gewässer mit einem „positiven“ und Gewässer mit einem „negativen Strahlwirkungs-Potenzial“.

2 Teilstudie - Untersuchung von Renaturierungsstrecken

2.1 Fragestellung

An zwei Beispielgewässern (Abb. 1, Tab. 6) wurde jeweils ein renaturierter (re-mäandrierter) Abschnitt und ein oberhalb oder unterhalb gelegener begradigter, stark degradierter Abschnitt untersucht (siehe auch LORENZ et al. 2007). Die vorhandenen Substrate wurden anteilig mit Hilfe des Aqem-Shovel-Samplers (www.AQEM.de, 25 x 25 cm, 500 µm Maschenweite) beprobt. Die Einzelproben wurden vollständig aussortiert, auf das bestmögliche Niveau (hauptsächlich Artniveau) bestimmt und zu einer Gesamtliste des jeweiligen Abschnitts zusammengeführt.

Folgende Detailfragen sollten durch die Untersuchung beantwortet werden:

- Unterscheiden sich degradierte und renaturierte Fließgewässerabschnitte faunistisch?
- Wie wirkt sich eine Renaturierungsmaßnahme auf die Bewertung aus?

Abb. 1: Renaturierte Probestelle der Schwalm in den Dilborner Benden (Quelle: TIM-online, Landesvermessungsamt NRW).

2.2 Ergebnisse

In den re-mäandrierten Abschnitten der beiden Gewässer sind Taxazahl, Gattungszahl und Familienanzahl jeweils höher als in den begradigten Abschnitten (Abb. 2 A/B). Des Weiteren existieren in den re-mäandrierten Abschnitten eine höhere Anzahl Taxa, die nur dort und nicht auch in den begradigten Abschnitten vorkamen („Exklusivtaxa" in Tab. 7). Diese Taxa setzten sich hauptsächlich aus Coleoptera, Trichoptera und Mollusca zusammen.

Die Ergebnisse des deutschen Bewertungssystems PERLODES (MEIER et al. 2006) für die vier Probestellen sind uneinheitlich (Tab. 7). Die vor kurzer Zeit renaturierte Stelle am Gartroper Mühlenbach zeigt in der ökologischen Zustandsklasse eine niedrigere Bewertung („Verschlechterung") als die begradigte Stelle. An der Schwalm, bei der die Renaturierungsmaßnahme zeitlich länger zurückliegt, ergibt die Bewertung gleiche Zustandsklassen für den renaturierten und den begradigten Abschnitt. Die Ähnlichkeit zwischen den beiden Proben ist mit 68,4 % sehr hoch und um ca. 20 % höher als an der jüngeren Renaturierungsstrecke des Gartroper Mühlenbaches und ihrem Vergleichsabschnitt. Die Anzahl Exklusivtaxa ist bei beiden renaturierten Abschnitten deutlich höher als an den degradierten.

2.3 Zusammenfassung

An den renaturierten Abschnitten steigen absolute Anzahlen (Familien, Gattungen, Taxa) deutlich an, dennoch bleibt die Ähnlichkeit zu den umgebenden degradierten Abschnitten relativ hoch. Es siedeln sich neue Arten an, die hauptsächlich zu den Ordnungen Käfer (Coleoptera), Köcherfliegen (Trichoptera) und Weichtiere (Mollusca) gehören. Die Renaturierungsmaßnahmen haben somit eine Veränderung

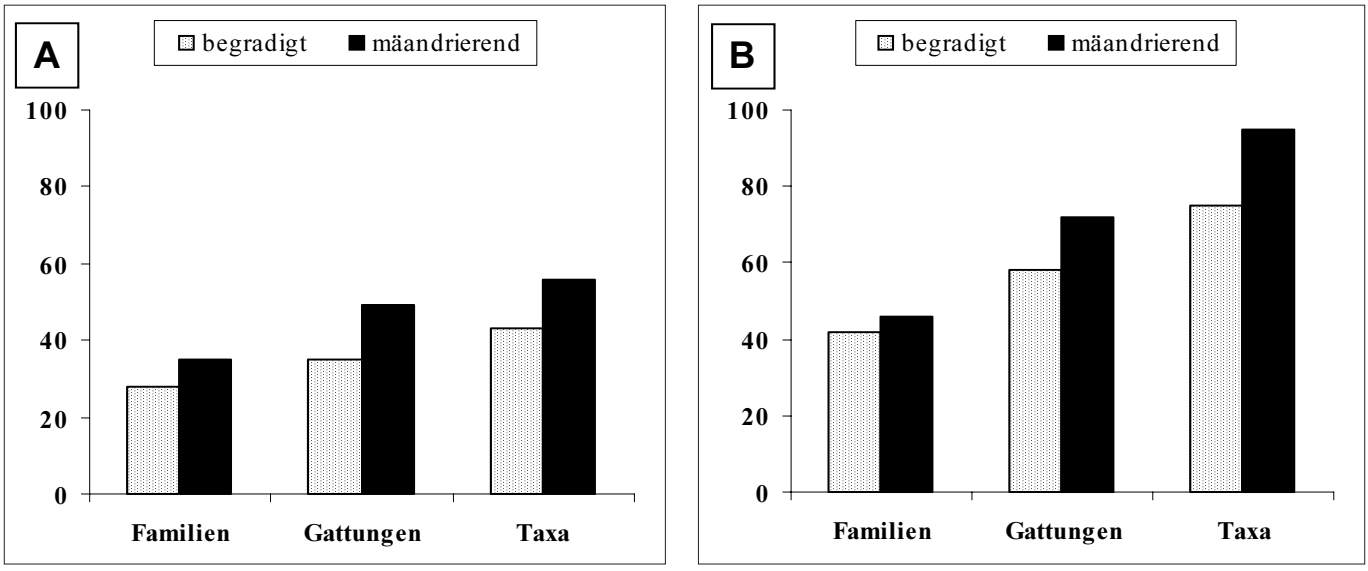


Abb. 2: Anzahl Familien, Gattungen und Taxa an den Probestellen des Gartroper Mühlenbaches (A) und der Schwalm (B).

Tab. 6: Charakterisierung der Probestellen.

Gewässer	Typ	EZG [km2]	Jahr der Renaturierung
Gartroper Mühlenbach	14 (Tiefland-Sandbach)	ca. 30	2003/2004
Schwalm	12 (organischer Tieflandfluss)	ca. 243	1995

Tab. 7: Ergebnisse der Strukturgüte, des Moduls „Allgemeine Degradation" des deutschen Bewertungssystems, Anzahl der exklusiv vorkommenden Taxa und Ähnlichkeit der Stellen zueinander.

	Gartroper Mühlenbach		Schwalm	
	begradigt	renaturiert	begradigt	renaturiert
Strukturgüte	6	3	6	3
Allgemeine Degradation	mäßig	schlecht	mäßig	mäßig
Exklusivtaxa	18	31	7	27
Ähnlichkeit der beiden Stellen	47,7 %		68,4 %	

der Makroinvertebraten-Fauna bewirkt. Diese positive Reaktion des Makrozoobenthos hat aber noch nicht zu einer positiven Reaktion des Bewertungssystems geführt. Im Falle des Gartroper Mühlenbach erfolgte sogar eine Verschlechterung der Zustandsklasse. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Maßnahme erst zwei Jahre zurücklag, die Wiederbesiedlung noch nicht abgeschlossen war und sich besonders Arten angesiedelt haben, die warme schwach strömende Bereiche bevorzugen. In diesem frühen Sukzessionstadium der Maßnahme war das Bachbett stark aufgeweitet worden und noch keine holzige Vegetation aufgewachsen.

Bei der Schwalm, bei der die Renaturierungsmaßnahme bereits 10 Jahre zurückliegt zeigt sich, dass der Erfolg einer Maßnahme im Besonderen vom Wiederbesiedlungspotenzial bzw. Neubesiedlungspotenzial der oberhalb und unterhalb der Renaturierungsmaßnahme liegenden Abschnitte abhängig ist. Da der Oberlauf nur wenig naturnahe Abschnitte aufweist, zeigen sich hier Indizien für eine negative Strahlwirkung. Des Weiteren kann die Ansiedlung neuer anspruchsvoller Arten lange dauern. Grund dafür ist das Ausbreitungspotenzial vieler Arten welches relativ gering ist, so dass für einen kurzfristigen Erfolg einer Maßnahme über Wiederansiedlungs- oder Neuansiedlungsmaßnahmen nachgedacht werden sollte.

Schlussfolgerung

Die Makrozoobenthosfauna von Fließgewässern unterliegt vielen Einflüssen. Einerseits hat die lokale Hydromorphologie erhebliche Auswirkungen auf die Fauna, andererseits ist eine gute lokale Hydromorphologie nicht gleichbedeutend mit einer guten Fauna, da auch das Einzugsgebiet beträchtliche Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Fauna hat. Des Weiteren kann eine gute Bewertung durch die Fauna durch eine positive Strahlwirkung hervorgerufen werden und ist somit nicht gleichbedeutend mit einer lokalen guten Hydromorphologie. Aber es können Gewässer identifiziert werden, bei denen lokale morphologische Optimierungen schneller zu Wasserkörper übergreifenden, messbaren Verbesserungen führen können.

Voraussetzungen für eine „positive" Strahlwirkung sind in diesem Fall eine relativ große Naturnähe des Einzugsgebietes und der Strukturgüte. Bezogen auf das Makrozoobenthos müssen „Potenziale" nicht nur im Einzugsgebiet vorhanden sein sondern auch vor allem im gleichen Gewässertyp, da die Verbreitungsfähigkeit der Organismen relativ gering ist und viele Arten an bestimmte längszonale Gewässerabschnitte gebunden sind. Somit ist zu bedenken, dass morphologischen Veränderungen nicht selbstverständlich und nicht unbedingt innerhalb kürzester Zeit faunistische Veränderungen nach sich ziehen. Eine (Wieder-)Besiedlung durch neue Arten kann viele Jahre dauern und wenn eine Art aus einem Fluss verschwunden ist reichen Renaturierungsmaßnahmen alleine für eine Wiederbesiedlung manchmal nicht aus.

Literatur:

BORTZ, J. (1990): Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik. - Springer-Verlag. Berlin.

LORENZ, A. & S. JÄHNIG (2007): Beispiele von Makrozoobenthosgemeinschaften im Vergleich von renaturierten und degradierten Tieland-Sandgewässern.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) 2006 Dresden (im Druck).

LUA BB (Landesumweltamt Brandenburg) (2001): Gewässerstrukturgütekartierung Brandenburg Teil 1 - 3 (1999 – 2001) Endbericht.- Landesumweltamt Brandenburg, Berlin.

LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (ed.) (1999): Leitbilder für die kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen - Flusstypen.- LUA Merkbl. 17. Essen.

LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (ed.) (2001): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen - Flusstypen.- LUA Merkbl. 34. Essen.

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. http://www.fliessgewaesserbewertung.de [Stand Mai 2006].

MUNLV NRW (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (ed.) (2006): Ergebnisbericht Niers, Schwalm und nördliche sonstige Maaszuflüsse. Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Bestandsaufnahme. www.schwalm.nrw.de

Universität Duisburg-Essen (2000): Gewässerstrukturgütekartierung Kreis Borken, 1999 – 2000, unveröffentlicht.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Armin Lorenz
Fachbereich Biologie & Geographie,
Abteilung Angewandte Zoologie/
Hydrobiologie,
Universität Duisburg-Essen

45117 Essen

E-mail: armin.lorenz@uni-due.de

Klaus van de Weyer

Aquatische Makrophyten in Fließgewässern des Tieflandes – Mögliche Maßnahmen zur Initiierung der Strahlwirkung

1 Einleitung

Makrophyten umfassen alle makroskopisch wahrnehmbaren höheren und niederen Pflanzen, die im Wasser wachsen. Die Untersuchung von Makrophyten in Fließgewässern erfolgt je nach Fragestellung zumeist an einzelnen Probestellen, die mehrere Kilometer auseinander liegen (LUA NRW 2001, 2003, SCHAUMBURG et al. 2006). Die Ausnahme bilden Untersuchungen von Fließgewässern im gesamten Verlauf (KOHLER 1978, LUA NRW 2003). Aus diesem Grund sind aktuell keine genaueren Aussagen über „Potenziale der Fließgewässer zur Kompensation von Strukturdefiziten - Strahlwirkung" (GRÜNEBAUM 2007) möglich. Mit dem vorliegenden Beitrag sollen die folgenden Fragestellungen behandelt werden:

- Ist „Strahlwirkung" in Fließgewässern des Tieflandes in Bezug auf aquatische Makrophyten grundsätzlich möglich?
- Welche Maßnahmen sind ggf. zur Initiierung der Strahlwirkung in Fließgewässern des Tieflandes aus Sicht der aquatischen Makrophyten möglich?

Die Ausführungen beschränken sich hierbei auf aquatische Makrophyten. Hierunter werden alle makroskopisch wahrnehmbaren höheren und niederen Pflanzen verstanden, die bei Mittelwasser Wasserformen ausbilden (flutend bzw. submers). Von der Gruppe der Algen finden nachfolgend nur die Armleuchteralgen Berücksichtigung, die anderen Algengruppen werden dem Phytobenthos zugerechnet (SCHAUMBURG et al. 2006).

2 Grundlagen

Makrophyten haben in Gewässern vielfältige Funktionen. Sie haben biozönotische, physikalische und chemische Wirkungen (s. Tab. 1, vgl. JORGA et al. 1982, KOPECKY 1965). Außerdem kommen Makrophyten landschaftsästhetische Funktionen zu.

Die Verbreitung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern hängt von verschiedenen Faktoren ab (s. Tab. 2), neben der Trophie ist auch der Kalkgehalt, die Salinität und die Temperatur von Bedeutung (LUA NRW 2001, 2003, SCHAUMBURG et al. 2006). Aquatische Makrophyten reagieren im Unterschied zu Diatomeen langsam, das übrige Phytobenthos nimmt hierbei eine intermediäre Stellung ein.

Tab. 1: Funktionen von Makrophyten in Gewässern.

Biozönotische Wirkungen	Physikalische Wirkungen	Chemische Wirkungen (mit Epiphyten)
Lebensraum und Nahrung für andere Wasserorganismen (z. B. Makrozoobenthos, Fische, Algen)	Beitrag zur Stabilisierung der Sohle	Abbau organischer Stoffe
Erhöhung der Habitatdiversität	Einfluss auf die Strömungsdiversität in Fließgewässern	Aufnahme von Nährstoffen
	Sicherung der Uferböschung an Fließgewässern	Aufnahme von Schwermetallen
	Uferbefestigung an Seen (Schutz vor Wellenschlag)	Ausscheidung und Aufnahme von Sauerstoff
		Ausscheidung organischer und anorganischer Stoffe

Ein wichtiger Faktor für die Verbreitung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern ist auch die Struktur. So ist z. B. die Fließgeschwindigkeit ein wesentlicher Faktor für die Verbreitung in Fließgewässern. Im Leitbild sind Fließgewässer mit sehr hoher Fließgeschwindigkeit und sehr hoher Geschiebeführung von Natur aus frei von aquatischen Makrophyten, wie etwa Fließgewässer der Alpen oder das zentrale Hauptgerinne des Rheins (KOENZEN 2006, LUA NRW 2005). Bei hoher Fließgeschwindigkeit dominieren auf lagestabilen Hartsubstraten Moose und Rotalgen. Nimmt die Fließgeschwindigkeit weiter ab, treten submerse höhere Makrophyten mit zerteilten Unterwasserblättern auf (Myriophylliden-Typ) (LUA NRW 2001, 2003). Diese Arten bilden auch die charakteristischen Vegetationstypen rhitraler Fließgewässer im Tiefland. Potamale Fließgewässer sind hingegen im Leitbild im Wesentlichen durch arten- und wuchsformenreiche Schwimmblattgesellschaften gekennzeichnet (*Sparganium emersum*-Gesellschaft) (LUA NRW 2001, 2003). In diesen Gewässern spiegeln Makrophyten strukturelle Veränderungen wider. So ist z. B. beim Ausbau potamaler Fließgewässer und erhöhter Fließgeschwindigkeit infolge der „Rhitralisierung" ein Wechsel von Schwimmblattgesellschaften zu rhitralen Vegetationstypen zu beobachten, wie etwa

Tab. 2: Faktoren, die die Verbreitung von aquatischen Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern maßgeblich bestimmen (VAN DE WEYER, GUTOWSKI, HOFFMANN, unveröffentlicht).

	Makrophyten	Diatomeen	übriges Phytobenthos
Saprobie	Nein	Ja	Ja
Trophie	Ja	Ja	Ja
Kalkgehalt	Ja	Ja	Ja
pH-Wert	(Ja)	Ja	?
Salinität	Ja	Ja	Ja
Temperatur	Ja	(Ja)	(Ja)
Struktur	Ja	(Ja)	(Ja)
Reaktionszeit	langsam	schnell	langsam/schnell

das Vorkommen von Myriophylliden-Typen in der Ems und der Lippe in Nordrhein-Westfalen. Aber auch die ausbaubedingte Verringerung der Strömungsdiversität und Tiefenvarianz wirkt sich auf die Makrophyten in potamalen Fließgewässern durch eine Verringerung der Wuchsformen aus (LUA NRW 2001, 2003).

Neben der ausbaubedingten Degradation reagieren Makrophyten auch auf intensive Unterhaltung, die ebenfalls zu einer Verringerung der Wuchsformen führen kann. Hiervon profitieren in der Regel schnellwüchsige Arten wie *Sparganium emersum*. Zu beachten bleibt, dass in vielen dieser Gewässer zusätzlich eine trophische Belastung vorhanden ist (LUA NRW 2001).

Neben den Umweltfaktoren, die die Verbreitung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern bestimmen, sind auch populationsbiologische Faktoren wie Reproduktion und Verbreitung im Hinblick auf eine mögliche Strahlwirkung von Bedeutung. Aquatische Makrophyten vermehren sich in Fließgewässern fast ausschließlich vegetativ (KAUTSKY 1988, VAN DE WEYER 1997). Die vegetative Vermehrung erfolgt über Ausläufer (Rhizome bzw. Stolonen), Winterknospen (Turionen) bzw. Sprossteile (Fragmente). Arten, die alle diese Reproduktionsstrategien aufweisen, sind optimal an die Bedingungen in Fließgewässern angepasst. Dies ist auch einer der Gründe, der z. B. die starke Ausbreitung von Nuttall's Wasserpest (*Elodea nuttallii*) in Deutschland erklärt.

Neben der Reproduktion sind die verschiedenen Ausbreitungswege von aquatischen Makrophyten für die vorliegende Fragestellung von Bedeutung (Abb. 1). Der bedeutendste Faktor ist die Hydrochorie, die mit der Fließrichtung erfolgt. Eine wichtige Rolle kommt hierbei auch Zuflüssen, Altarmen und Altwassern zu. Zoochorie über Fische erfolgt in geringem Ausmaß mit und gegen die Fließrichtung. Durch Zoochorie über Vögel und Anemochorie kann zusätzlich ein Austausch mit anderen Fließgewässersystemen erfolgen. Dies trifft im besonderen Maße auch für die Hemerochorie zu.

3 Aquatische Makrophyten und Maßnahmen zur Initiierung der Strahlwirkung in Fließgewässern

Die in Kap. 2 dargestellten Ausführungen zeigen, dass aufgrund der Reproduktions- und Ausbreitungsmechanismen von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern Strahlwirkungen (GRÜNEBAUM 2007) grundsätzlich möglich sind.

Da Makrophyten in starkem Maße von der Nährstoffversorgung abhängig sind, bieten sich Maßnahmen zur Initiierung der Strahlwirkung vor allem in Fließgewässern an, die keine trophische Belastung, aber strukturelle Beeinträchtigungen aufweisen.

Bei starker hydraulischer Belastung empfiehlt sich die Anlage von Bereichen, die vor zu starker Strömung bzw. Wellenschlag schützen. Entsprechende Maßnahmen werden bereits vielfach an Bundeswasserstraßen ausgeführt. In Deutschland liegen Untersuchungen zur Besiedlung mit Makrophyten nur in Ausnahmefällen vor. Aus den Niederlanden gibt es hierzu eine umfassende Untersuchung von BOEDELTJE (2005). Mitunter können auch Zwischenbereiche von Buhnenfeldern diese Funktion erfüllen, insbesondere, wenn sie bei Mittel- und Niedrigwasser nicht direkt mit dem Hauptgerinne verbunden sind. Entsprechende Beispiele finden sich z. B. am Mittel- und Niederrhein. Noch effizienter ist die Anlage von Nebengerinnen, denen für die Wiederbesiedlung des Hauptgerinnes nach Störungen eine große Rolle zukommt.

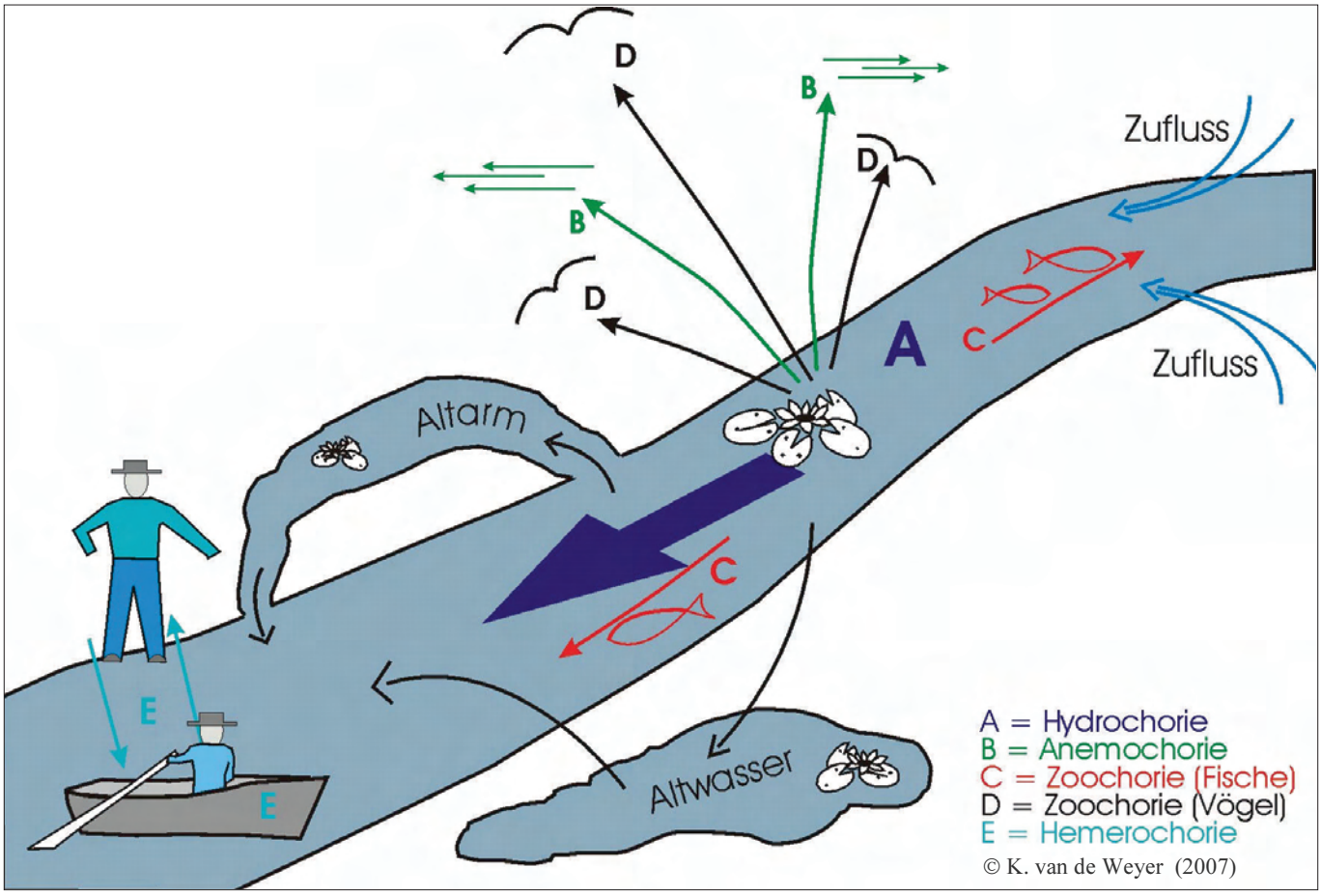


Abb. 1: Ausbreitungswege von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern.

Abb. 2: Mögliche „Strahlquellen" für aquatische Makrophyten in Fließgewässern: Bei Mittelwasser geschützter Bereich zwischen Buhnenfeldern im Mittelrhein (links) und Nebengerinne der Ems (rechts).

Eine weitere Maßnahme zur Initiierung der Strahlwirkung ist die leitbildorientierte Renaturierung strukturell beeinträchtigter Fließgewässer. Ein gutes Beispiel bietet die Klostermersch an der Lippe (DETERING 2007). Dem Leitbild entspricht hier eine lebens- und wuchsformenreiche *Sparganium emersum*-Gesellschaft mit Groß-Laichkräutern. Durch den vormaligen Ausbau wurde die Fließgeschwindigkeit künstlich erhöht und die Strömungsdiversität sowie Tiefenvarianz deutlich verringert. Als Folge nahm die Zahl der Wuchsformen stark ab und der nicht leitbildkonforme Myriophylliden-Typ des Tieflandes stellte sich ein. Nach der Renaturierung nahmen sowohl die Strömungsdiversität als auch die Tiefenvarianz wieder zu. Dies war mit einer eindeutigen Zunahme der Wuchsformen der Makrophyten verbunden. Im renaturierten Bereich konnte sich eine Vielzahl von Makrophyten entwickeln, die sich potenziell wiederum in andere Abschnitte ausbreiten können.

Neben Maßnahmen, die den Ausbau betreffen, können auch durch eine Reduktion der Gewässerunterhaltung (DVWK 1992, RAUERS et al. 2004) Bereiche entstehen, in denen sich arten- und wuchsformenreiche Ausbildungen von Makrophyten entwickeln, die sich aus diesen „Strahlquellen" potenziell in andere Abschnitte ausbreiten können.

Unterbleibt nach der Durchführung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte bzw. -struktur eine Besiedlung mit aquatischen Makrophyten, ist als weiterer Schritt eine gezielte Wiederbesiedlung sinnvoll. Für Seen liegt eine entsprechende Handlungsanweisung von HILT et al. (2006) vor. In Fließgewässern konzentrieren sich entsprechende Maßnahmen vorwiegend auf Tiere (für NRW: KALKUHL et al. 2001), für aquatische Makrophyten gab es bereits 1982 Empfehlungen zur gezielten Wiederansiedlung von JORGA et al. (1982). Bei entsprechenden Projekten sollten die „Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen von 1980" (SUKOPP & TRAUTMANN 1981) berücksichtigt werden (siehe Kasten).

Für die gezielte Wiederansiedlung sollten Arten verwendet werden, die dem Leitbild des jeweiligen Gewässertyps entsprechen (LUA NRW 2001, 2003). In rhitralen Abschnitten kommen Wasserhahnenfuß-Arten (*Ranunculus fluitans, R. penicillatus* s.l. und *R. peltatus*) in Frage, in potamalen Abschnitten submerse Großlaichkräuter (*Potamogeton alpinus, P. perfoliatus, P. lucens, P. praelongus*). Bei der Auswahl sollten auch immer historische Daten (s. o.) ausgewertet werden. Die Verbreitungs-Atlanten der Länder (z. B. HAEUPLER et al. 2003 für NRW, Übersicht bei HORN et al. 2006) liefern eine wertvolle Hilfe zur historischen Verbreitung dieser Arten. Von der Ansiedlung expansiver Arten wie Nuttall's Wasserpest (*Elodea nuttallii*) wird abgeraten (vgl. HILT et al. 2006).

Windsheimer Leitlinien zur Ausbringung heimischer Wildpflanzen von 1980

- Die Art wird innerhalb ihres (jetzigen oder historischen) Verbreitungsgebietes ausgebracht.
- Das Saat- oder Pflanzgut stammt aus einem nahegelegenen Vorkommen der gleichen Art, ohne dass dieses geschädigt wird.
- Der Ausbringungsort entspricht den Standortansprüchen der Art.
- Jede Ausbringung wird wissenschaftlich betreut und dokumentiert.
- Die notwendige Pflege des neuen Wuchsortes ist gesichert.

aus: SUKOPP & TRAUTMANN (1981).

Alle vorgestellten Maßnahmen haben zum Ziel „arten- und wuchsformenreiche Makrophyten-Inseln" in strukturell degradierten Fließgewässern zu schaffen. Von diesen Inseln („Strahlursprung" nach GRÜNEBAUM 2007) können sich aquatische Makrophyten potenziell in andere Bereiche ausbreiten. Es wird empfohlen, diese Überlegungen durch ein entsprechendes Untersuchungsprogramm zumin-dest auf längeren Abschnitten von Fließgewässern zu überprüfen. Von der Förderung der aquatischen Makrophyten würde zudem die gesamte Fließgewässer-Biozönose profitieren, da von ihnen verschiedene biozönotische, physikalische und chemische Wirkungen ausgehen (siehe auch Kap. 1).

Danksagung

Für zahlreiche Diskussionen zum Thema Strahlwirkung gilt mein Dank den Teilnehmerinnen und Teilnehmern der beiden ersten Workshops, insbesondere Herrn Prof. Dr. G. Friedrich (Krefeld).

Literatur

BOEDELTJE, G. (2005): The role of dispersal, propagule banks and abiotic conditions in the establishment of aquatic vegetation. Diss. Universiteit Nijmegen. http://webdoc.ubn.ru.nl/mono/b/boedeltje_g/roleofdip.pdf.

DETERING, U. (2007): Renaturierungsprojekte an der Lippe - Ergebnisse und Einschätzungen aus den Erfolgskontrollen, in diesem Band.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (1992): Auswirkungen der maschinellen Gewässerunterhaltung auf aquatische Lebensgemeinschaften. DVWK Schriften 99: 108 S.

GRÜNEBAUM, T. (2007): Potenziale der Fließgewässer zur Kompensation von Strukturdefiziten („Strahlwirkung"). „Umsetzung der WRRL in Europa und NRW – Ausblick und Bewirtschaftungsziele", Tagung des MUNLV NRW und der Landesverbände NRW der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) und dem Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) am 23. und 24. Januar 2007 im Wissenschaftszentrum Bonn.

HAEUPLER, H., JAGEL, A., SCHUMACHER, W. (2003): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen: 616 S., Hg.: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.

HILT, S., GROSS, E. M., HUPFER, M., MORSCHEID, H., MÄHLMANN, J., MELZER, A., SANDROCK, S., SCHARF, E.-M., SCHNEIDER, S., WEYER, K. VAN DE (2006): Restoration of a submerged vegetation in eutrophied shallow lakes – A guideline and state of the art in Germany. - Limnologica 36: 155-171.

HORN, K., GARVE, E., KORSCH, H., RAABE, U., SCHNITTLER, M. (2006): Florenwerke und Verbreitungsatlanten Deutschlands aus dem Zeitraum 1945 bis 2005. - Kochia 1: 105-134.

JORGA, W., LUDWIG, K., WEISE, G. (1982): Möglichkeiten eines gezielten Einsatzes von Wasserpflanzen zur Verbesserung der Wassergüte unter dem Aspekt des ingenieurbiologischen Wasserbaus. - Limnologica 14: 167-181.

KALKUHL, R., CONRAD, B., GEIGER-ROSWORA, D., WASNER, U., WOLFF-STRAUB, R. (2001): Artenschutz in Nordrhein-Westfalen. - LÖBF-Mittlg. 1/01: 16-33.

KAUTSKY, L. (1988): Life strategies of aquatic soft bottom macrophytes. - Oikos 53: 126-135.

KOENZEN, U. (2006): Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder. - Angewandte Landschaftsökologie 65: 327 S.

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

KOPECKY, K. (1965): Einfluß der Ufer- und Wassermakrophyten-Vegetation auf die Morphologie des Flußbettes einiger tschecheslowakischer Flüsse. - Arch. Hydrobiol. 61: 137-160.

LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. - LUA NRW, Merkblätter 30: 106 S., Essen, Bearbeitung: WEYER, K. VAN DE.

LUA NRW (2003): Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. - LUA NRW, Merkblätter 39: 60 S., www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/merk39/merk39start.htm, Bearbeitung: WEYER, K. VAN DE.

LUA NRW (2005): Biozönotische Leitbilder und das höchste ökologische Potenzial für Rhein und Weser in Nordrhein-Westfalen. - LUA NRW, Merkblätter 49: 122 S. www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/merk49/merk49start.htm, Bearbeitung: HERING, D., POTT-GIESSER, T., EHLERT, T., FRENZ, C., FRIEDRICH, G., HALLE, M., LORENZ, A., SCHARBERT, A. & WEYER, K. VAN DE.

RAUERS, H., WEYER, K. VAN DE, PARDEY, A. (2004): Gräben in NRW – Empfehlungen zur Unterhaltung aus naturschutzfachlicher Sicht. - LÖBF-Mittlg. 4/2004: 40-46.

SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos, Stand Januar 2006.

SUKOPP, H., TRAUTMANN, W. (1981): Ausbringung von Wildpflanzen. - Natur und Landschaft 56: 368-369.

WEYER, K. VAN DE (1997): Untersuchungen zur Biologie und Ökologie von *Potamogeton polygonifolius* POURR. im Niederrheinischen Tiefland. - Dissertationes Botanicae 278: 178 S.

Anschrift des Autors:

Dr. Klaus van de Weyer
lanaplan
Lobbericher Str. 5

D-41334 Nettetal

E-Mail: klaus.vdweyer@lanaplan.de

Ulrich Detering

Renaturierungsprojekte an der Lippe - Ergebnisse und Einschätzungen aus der Erfolgskontrolle

Die Lippe ist ein rechtsseitiger Nebenfluss des Rheins mit einem oberirdischen Einzugsgebiet von 4881 km². Sie entspringt am Rand des Teutoburger Waldes und mündet nach etwa 220 km Fließstrecke bei Wesel in den Rhein. Auf diesem Wege fließt sie durch ökologisch hochwertige Gebiete, wie etwa am südlichen Rand der Senne durch landwirtschaftlich genutzte Regionen mit einem teilweise hohem Grünlandanteil, vorbei am Nordrand des Ruhrgebietes. Mit Ausnahme eines etwa 13 km langen Abschnittes am Oberlauf ist die Lippe überwiegend ein Sand geprägter Fluss des Tieflandes. Bis Hamm hat sie eine gute Wasserqualität (überwiegend Güteklasse II).

Abb. 1: Die Lippe oberhalb von Lippstadt: die massiven Uferbefestigungen aus der Zeit von 1955 bis 1975 bestimmen in vielen Abschnitten auch heute noch die Form (Foto:Archiv Bezirksregierung Arnsberg).

Die Bezirksregierung Arnsberg ist Träger der Gewässerunterhaltung an der Lippe zwischen Schloss Neuhaus (Paderborn/ NRW) und Lippetal-Lippborg (NRW) auf einer Länge von 63 km. Dieser Abschnitt ist Gegenstand der folgenden Ausführungen. Unterhalb dieses Abschnitts bis zur Mündung in den Rhein obliegt die Unterhaltung dem Lippeverband, oberhalb bis zur Quelle, am Gewässer 2. Ordnung, dem Wasserverband Obere Lippe. Seit 1990 wurden von der Bezirksregierung Arnsberg, bzw. von der Vorgängerbehörde, dem Staatlichen Umweltamt Lippstadt, im Rahmen des nordrhein-westfälischen Gewässerauenprogramms Maßnahmen geplant und umgesetzt, um die Lippe mit ihrer Aue wieder in einen naturnahen Zustand zu versetzen. Ziel war es, einen Ausgangszustand zu schaffen, aus dem heraus der Fluss eigendynamisch wieder den Landschaftsraum gestalten kann. Deshalb wurde auf eine vom Menschen unbeeinflusste Gerinnemorphologie besonderer Wert gelegt. Hierfür war es erfor-derlich, sich mit dem Geschiebehaushalt des Systems der Lippe zu beschäftigen.

Für die umgesetzten Maßnahmen wurde eine systematische Erfolgskontrolle durchgeführt. Die Ergebnisse belegen, dass ökologische Verbesserungen nicht nur innerhalb der umgestalteten Strecken nachzuweisen waren, sondern auch in Referenzabschnitten außerhalb.

Planungskonzept

Für die Lippe liegt ein umfassendes Planungskonzept vor. Dieses wurde in umfangreichen Gesprächen mit den verschiedenen Benutzergruppen, vor allem mit der Landwirtschaft, abgestimmt. Im Ergebnis bleiben für die Lippe drei Kategorien:

Kategorie 1: Die Lippe kann sich zu einem Naturfluss entwickeln. Fluss und Auen werden durch die Verlagerungsdynamik und die Dynamik wechselnder Wasserstände geprägt. Eine auf Ertrag ausgerichtete Nutzung der Auen findet nicht statt.

Kategorie 2: Die Lippe entwickelt sich naturnah, jedoch wird eine dem Standort angepasste Nutzung (Grünland) in der Aue weiterhin möglich bleiben.

Kategorie 3: Die landwirtschaftliche Nutzung steht im Vordergrund, der Status quo wird gesichert. Die Überflutungshäufigkeit wird nicht verändert. Der bestehende Entwässerungskomfort wird beibehalten. Die

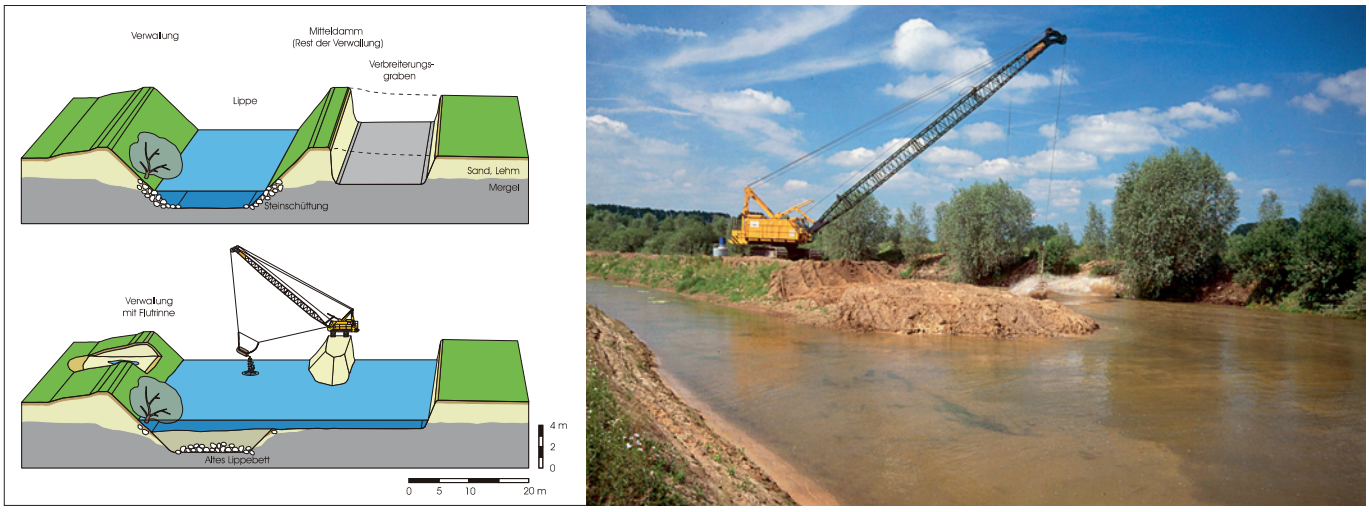


Abb. 2: Entfesselung, Verbreiterung und Aufhöhung der Sohle: Umbau der Lippe in der Klostermersch in 1997 (Foto:Archiv Bezirksregierung Arnsberg).

Lippe kann sich lediglich in einem Uferstreifen entwickeln und ökologisch verbessern.

Nach umfangreichen Flächenankäufen konnten in mehreren Abschnitten Maßnahmen durchgeführt werden, die eine Entwicklung gemäß der Kategorie 1 einleiten sollten. In den Jahren 1996 und 1997 wurde beispielsweise die Lippe im Bereich der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen umgestaltet. Ausgangspunkt war eine tief eingeschnittene, beidseitig mit Steinschüttungen gesicherte Lippe (Abb. 1), die die Aue erst mit einem Hochwasser in einem dreijährigen Wiederkehrintervall überflutete. Aufgrund der massiven Befestigungen konnte sich der typische Formenschatz nicht entwickeln. Eine Breiten- und Krümmungserosion war nicht möglich. Stattdessen hat sich die Lippe immer tiefer in den Untergrund eingeschnitten, in dieser Region bis zu 3 m in den letzten 100 Jahren. Die Lippe ist hier vom Gewässertyp her ein Sand geprägter Tieflandfluss. Damit wäre sie im unbeeinflussten Zustand nur gering in die Landschaft eingetieft und hätte deutlich breitere Profile.

Abb. 3: Die Lippe in der Klostermersch entwickelt sich zu einem naturnahen Fluss (Foto: M. Bunzel-Drüke).

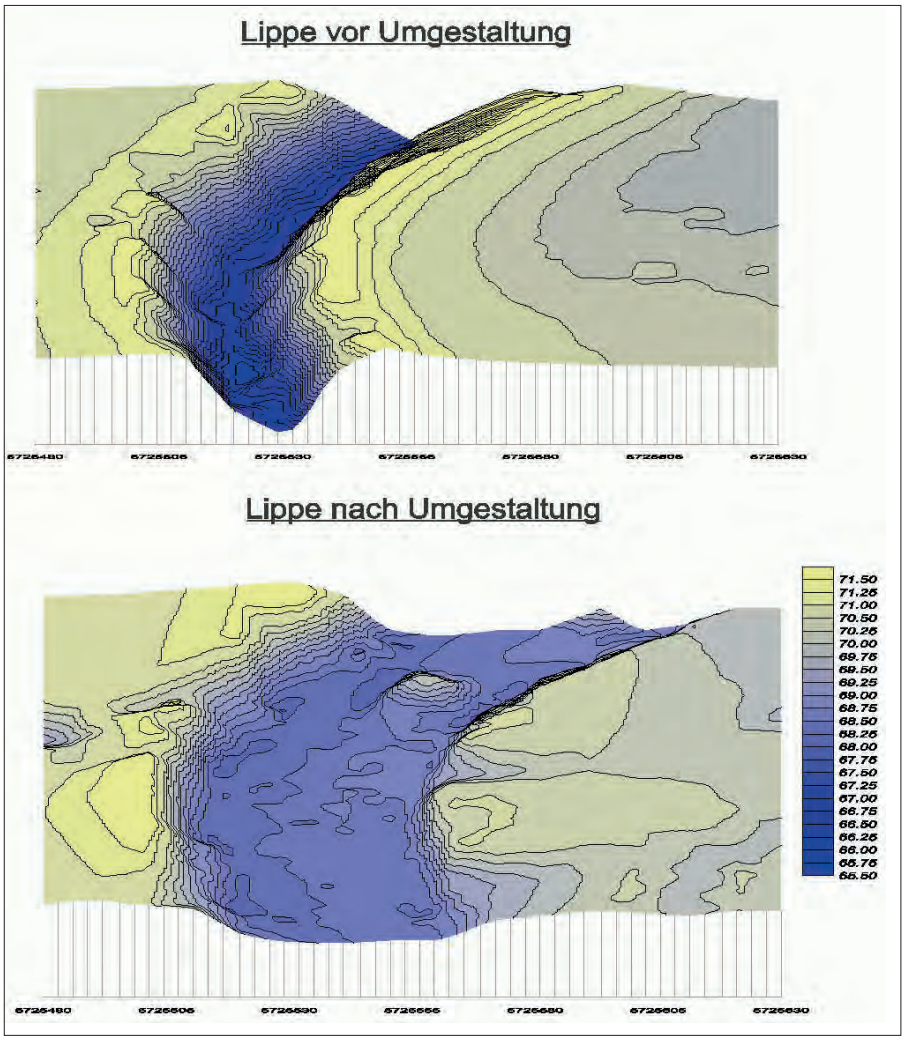


Abb. 4: Vergleich der Lippeprofile vor und nach der Umgestaltung.

Im Zuge von Baumaßnahmen wurden die seitlichen Steinschüttungen entnommen. Die schmalen Profile wurden deutlich verbreitert. Die Sohle der Lippe wurde um 2 m mit sandigem Material aufgefüllt (Abb. 2). Dies war notwendig, um die Startvoraussetzungen für eine eigendynamische Entwicklung der Lippe zu schaffen. Wären lediglich die Steinschüttungen entnommen worden, hätte die Lippe auf diesem tiefen Niveau ihre Profilausbildung begonnen. Damit wäre die rückgewinnbare Primäraue noch seltener überflutet worden.

Die hydraulische Leistungsfähigkeit wurde durch die Maßnahmen von circa 110 m³ pro Sekunde auf rund 60 m³ pro Sekunde verringert.

Nach einer Erfolgskontrolle über einen Zeitraum von mittlerweile 10 Jahren kann festgehalten werden, dass nach und nach wieder der typische Formenschatz eines naturnahen Flusses entsteht (Abb. 3 und 4). Jährliche Überflutungen über einen längeren Zeitraum sorgen für typische Standortverhältnisse in der Aue. Besonders schnell haben die Fische auf die veränderten Bedingungen reagiert. Näheres hierzu ist dem Beitrag BUNZEL-DRÜKE (in diesem Heft) zu entnehmen. Bemerkenswert ist u. a., dass Vergleichsabschnitte knapp unterhalb der Klostermersch auch durch weiter entfernt liegende Flussabschnitte ergänzt worden sind, da sie scheinbar von der positiven Entwicklung des Fischbestands in der Klostermersch beeinflusst wurden. Ob dies darin begründet ist, dass der Aktionsradius der Fische bis in den unterhalb liegenden Abschnitt reicht, oder ob durch den wieder aktivierten Geschiebehaushalt Feststoffe aus der Klostermersch in den unteren Bereich transportiert wurden und zur Strukturanreicherung führten, kann nicht eindeutig beantwortet werden.

Eine ähnliche Maßnahme wurde in den Jahren 1997 bis 2001 im Bereich Anepoth

bei Lippetal-Lippborg durchgeführt (Abb. 5).

Lippeseeumflut bei Paderborn-Sande

Ein Projekt am Oberlauf wirkte sich in besonders hohem Maße auf die Lippe aus. Sie floss bei Paderborn-Sande in einen künstlich geschaffenen Abgrabungssee, den Sander-Lippesee. Nach etwa 1,5 km westlich schloss sich der weitere Verlauf der Lippe unterhalb eines Auslaufbauwerks (Abb. 6) wieder an. Die Untersuchungen im Rahmen des nordrhein-westfälischen Gewässerauenprogramms zeigten, dass damit eine erhebliche Verschlechterung der Bedingungen für die Lippe entstanden war:

- die Längsdurchgängigkeit der Lippe für strömungsliebende Arten war massiv unterbrochen;
- der Transport von Kiesen und Sanden aus dem Ober- in den Unterlauf fand nicht mehr statt;
- die Wasserqualität verschlechterte sich deutlich gegenüber dem Oberlauf.

Gleichzeitig stellte diese Situation eine Belastung des Lippesees dar. Die Nährstofffracht der Lippe war eine der Ursachen für die starke Produktion von Plankton. Die Sichttiefen in diesem auch als Freizeitgewässer genutzten See waren regelmäßig kleiner als 1 Meter.

Nach einer umfangreichen Planungs- und Genehmigungsphase wurde im Süduferbereich des Lippesees eine etwa 60 m breite Ersatzaue geschaffen. Die Lippe fließt nun seit dem März 2005 durch diese Aue um den See herum (Abb. 7).

Nach zweijährigem Betrieb der Lippeseeumflut kann festgestellt werden, dass bisher alle angestrebten Ziele erreicht wurden. Obwohl sich die Lippe im Bereich der Umflut aufgrund der intensiven Nutzungsansprüche nur begrenzt in Richtung eines leitbildkonformen Zustands entwickeln kann, stellt dieser Abschnitt aufgrund seiner Strukturvielfalt und der Verlagerungsdynamik die entscheidende Kinderstube für die Fische dar (Abb. 8 und 9). Der Umstand, dass dieser „reparierte“ Flussabschnitt mit seiner Ersatzaue als so hochwertig eingestuft werden muss, zeigt auch, welche Defizite die anderen Lippeabschnitte in der Region aufweisen.

Die positiven Auswirkungen der Lippeseeumflut am Fischbestand sind sowohl im Ober- als auch im Unterlauf nachzuwei-

Abb. 5: Die Lippeaue im Bereich Anepoth bei Lippetal-Lippborg nach der Umgestaltung (Foto: NZO).

Abb. 6: Auslaufbauwerk des Lippesees (Foto: Archiv Bezirksregierung Arnsberg).

Abb. 7: Der Lippesee mit der vom See abgetrennten Lippe: Reparatur eines Umweltschadens (Foto: NZO).

sen. Die Durchgängigkeit für Organismen ist wieder hergestellt. Wegen der unterschiedlichen Ausgangspositionen - der Oberlauf wies auch vor der Umsetzungsmaßnahme zumindest eine naturnahe Sohlstruktur auf - waren die Auswirkungen unterhalb deutlich stärker. Erst jetzt etablierte sich dort der für dieses Gewässer typische Fischbestand. Zusätzlich haben sich auf einer Länge von mehreren Kilometern deutliche Veränderungen der Sohlstruktur ergeben. Unterhalb des Lippesees ist die Ausbausohle um mehr als einen halben Meter mit dem typischen, kiesigen Substrat aufgefüllt. In den weiter entfernt liegenden Abschnitten tauchen in unterschiedlichem Umfang wieder Sandbänke auf (Abb. 10). Die Wasserqualität sowohl im See als auch in der Lippe hat sich massiv verbessert. Selbst in mehr als 60 km entfernten Gütemessstellen ist die größere Sichttiefe in der Lippe nachweisbar (Abb. 11).

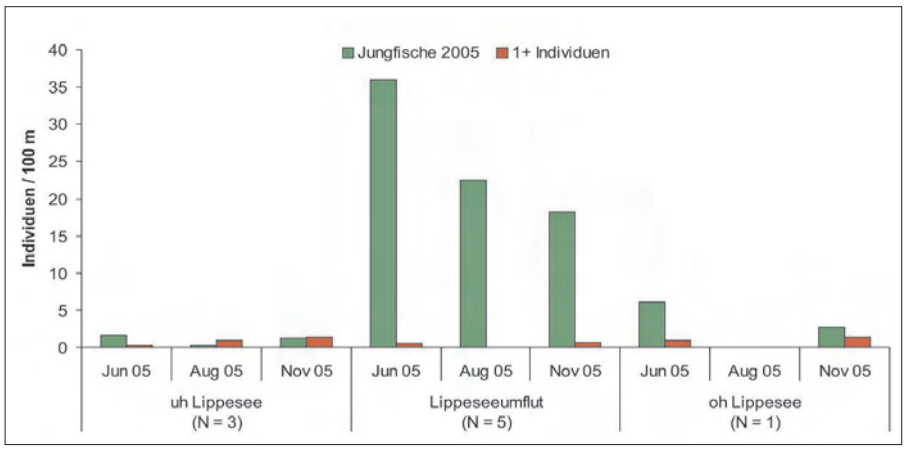


Abb. 8: Ergebnisse erster Erhebungen von Äschen: deutliche Zunahme der Jungfische. (uh = unterhalb, oh = oberhalb).

Abb. 9: Die Lippeseeumflut im Sommer 2006 (Foto: NZO).

Hellinghauser Mersch

Derzeit wird die Lippe auf einem 8,5 km langen Abschnitt in der Hellinghauser Mersch bei Lippstadt-Hellinghausen entfesselt und zurückgebaut. Eine früher vorhandene Wehranlage am unteren Ende des Gebietes ist komplett entfallen. Die Uferbefestigungen sind in weiten Abschnitten schon entfernt worden. In der Aue sind weite Teile eines früher vorhandenen Systems von Hochflutrinnen wieder aktiviert, so dass tiefer gelegene Bereiche der Aue schon bei Abflüssen weit unterhalb von Hochwasserereig-nissen geflutet werden (Abb. 12). Damit ist eine engere Vernetzung zwischen Fluss und Aue gegeben. Dieser Umstand wird zu häufig noch vernachlässigt. Eine enge Vernetzung zwischen Fluss und Aue ist für viele Fischarten von entscheidender Bedeutung. Die Arbeiten sollen im Jahr 2010 abgeschlossen werden.

Uferentfesselung im Rahmen der Gewässerunterhaltung

Neben diesen umfangreichen Maßnahmen zur Wiedergewinnung der Primäraue werden im Rahmen der Gewässerunterhaltung, wo immer möglich, die Ufer entfesselt. Die Steinschüttungen werden entfernt, damit die Ufer von der Kraft des fließenden Wassers geformt werden können. Die so aufgenommenen Feststoffe gleichen den Energiehaushalt des Flusses aus und werden an strömungsberuhigten Abschnitten abgelagert. So verbessert sich auch dort die strukturelle Vielfalt.

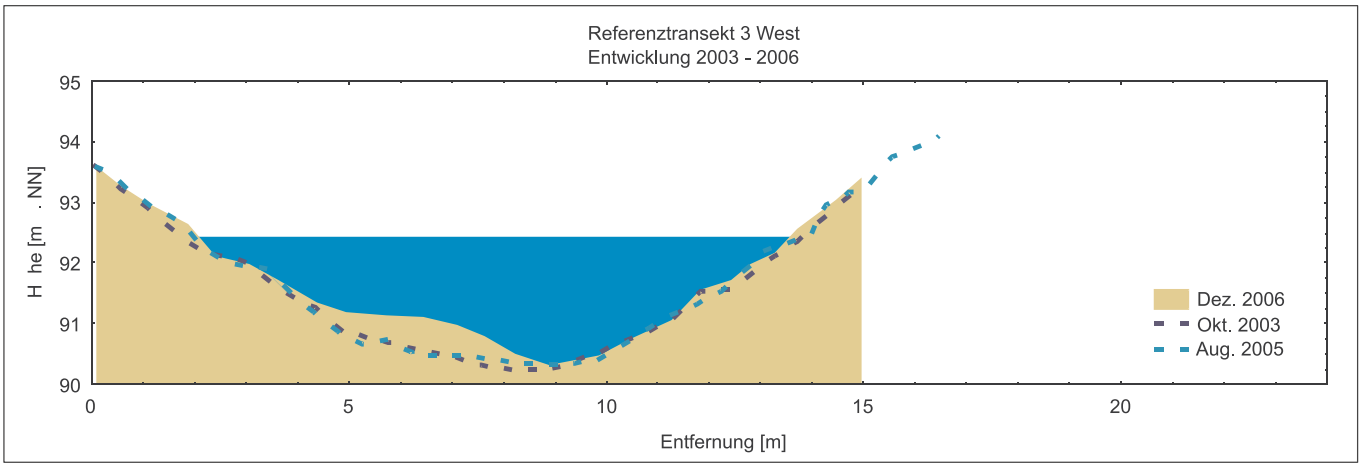


Abb. 10: Erhöhung der Flusssohle unterhalb der Lippeseeumflut um mehr als einen halben Meter.

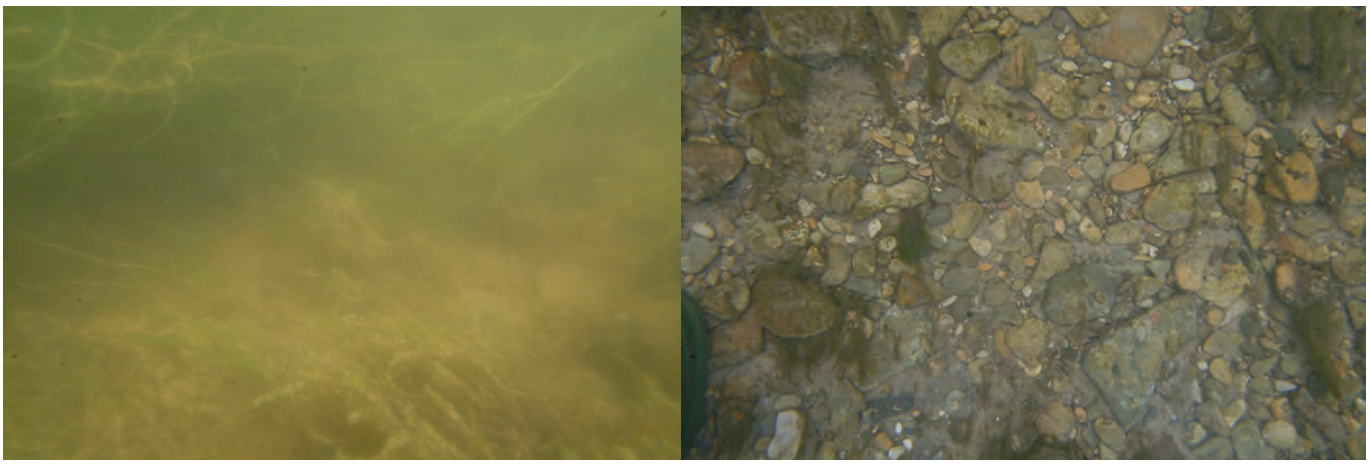


Abb. 11: Unterwasseraufnahmen aus der Lippe unterhalb des Sees, Sommer 2004 (links), Sommer 2005 (rechts) (Fotos: NZO).

Fazit

Die Maßnahmen des Lippeauenprogramms haben das Ziel, eigendynamische Prozesse zu fördern. In der Anfangsphase waren umfangreiche Baumaßnahmen notwendig, um einen Startzustand für diese eigendynamische Entwicklung zu schaffen. Besonders in den massiv tiefenerodierten Abschnitten waren umfangreiche Erdbewegungen notwendig, um Fluss und Aue wieder miteinander zu vernetzen. Mittlerweile ist der Geschiebehaushalt des Flusses zumindest teilweise wieder aktiviert. Der Fluss transportiert Kiese und Sande auch in solche Abschnitte, die baulich nicht verändert worden sind (Abb. 13). Dort erhöht sich die Strukturvielfalt und bietet damit eine der wesentlichen Voraussetzungen für die Besiedlung des gesamten Flusses. Ob diese Wirkungen unter dem Begriff Strahlwirkung passend beschrieben sind, sei dahingestellt. Zumindest wird am Beispiel der oberen Lippe deutlich, dass man einen Fluss in ganzer Länge und mit seinen Auen als ein vernetztes System sehen muss. Die Einleitung solcher Entwicklungsprozesse birgt auch Risiken in sich. So kann die Aktivierung eigendynamischer Prozesse durchaus zu Konflikten mit den nicht veränderbaren Nutzungen führen. Hier ist es die Aufgabe der Gewässerunterhaltung, diese Prozesse zu beobachten, zu erfassen und zu dokumentieren, um frühzeitig handeln zu können möglichst bevor ein Konflikt überhaupt spürbar wird.

Abb. 12: Hellinghäuser Mersch: Mündung der Gieseler in die Lippe (Foto:Archiv Bezirksregierung Arnsberg).

Abb. 13: Messköpfe des Fächerecholot: kostengünstige Möglichkeit zur Aufnahme der Lippeprofile (Foto:Archiv Bezirksregierung Arnsberg).

Anschrift des Verfassers:

Ulrich Detering
Bezirksregierung Arnsberg
Außenstelle Lippstadt
Lipperoder Straße 8

59555 Lippstadt

E-Mail: ulrich.detering@bezreg-arnsberg.nrw.de

Thomas Lucker

Wirkungen von Revitalisierungsmaßnahmen am Beispiel des Ise-Projektes

1 Einleitung

Fließgewässer gelten als die Lebensadern der Landschaft. Vergleicht man sie mit den blutführenden Adern des menschlichen Organismus, kann man diesem System lediglich die Diagnose „verkalkt, verkrustet und isoliert" attestieren. Die Wasserqualität ist in den letzten 30 Jahren zwar kontinuierlich durch den Ausbau der Kläranlagen und Begrenzungen der Direkteinleitungen verbessert worden, die Lebensraumqualitäten, wie naturnahe Gewässerstrukturen und standorttypischer Bewuchs, befinden sich jedoch größtenteils in einem ökologisch degradierten Zustand. Der Patient „Fließgewässersystem" kann noch lange nicht gesund geschrieben werden.

DRACHENFELS & MEY (1988) schätzten vor fast 20 Jahren, dass sich 98 % der Fließgewässer in Niedersachsen in einem nicht schutzwürdigen Zustand befinden (vgl. RASPER et al. 1991). Auch wenn SELLHEIM (2006) bilanziert, dass die naturnahe Gewässergestaltung ein fester Bestandteil von wasserwirtschaftlichen Planungen und Programmen geworden ist: angesichts der Ausweisung von ca. 80 % aller Fließgewässer in Niedersachsen als „stark verändert" bzw. „künstlich" nach Bewertung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), scheint immer noch ein immenses Umsetzungsdefizit vorzuliegen.

Womit sind die geringen Fortschritte in der Gewässerentwicklung zu erklären? Der geschilderte Zustand unserer Fließgewässer ist nicht auf ein Versehen zurück zu führen, sondern als eine sehr bewusste, politisch legitimierte und durch die Anforderungen einer modernen Landwirtschaft sowie einer zunehmenden Urbanisierung begründeten Entwicklung zu sehen. Die Ursachen für die ökologischen Defizite der Fließgewässer liegen nicht in den Abstürzen oder Gewässerverbauungen an sich, sondern in den gesellschaftlichen Nutzungsansprüchen, -formen und Werthaltungen. Sollen substanzielle Veränderungen in der Gewässerökologie erreicht werden, gilt es, diese Traditionen und Einstellungen aufzugreifen und neue Landnutzungsmodelle zu entwickeln, die eine nachhaltige Entwicklung der natürlichen, der sozialen und der ökonomischen Grundlagen gleichermaßen erlauben. Im Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (E+E) „Revitalisierung in der Ise-Niederung" (BORGGRÄFE & KÖLSCH 1997) wurden Ansätze dazu erprobt und im Rahmen einer wissenschaftlichen Begleitung evaluiert (u. a. BORGGRÄFE 2004, LUCKER 2006).

Nach den Vorgaben der WRRL sollen alle Fließgewässer in der Europäischen Union bis 2015 einen typabhängig definierten „guten ökologischen Zustand" aufweisen. Aufgrund der festgestellten ökologischen Defizite sind umfangreiche Maßnahmen nötig, um dieses Ziel zu erreichen. Gefragt sind effiziente und kostengünstige Maßnahmenkombinationen, mit denen durch ein Minimum an Eingriffen ein Maximum an positiven ökologischen Wirkungen erzielt werden kann (vgl. UBA 2004). Der vom Deutschen Rat für Landespflege (DRL) in die Diskussion über effiziente Wege bei der Umsetzung der WRRL eingebrachte Begriff der „Strahlwirkung" wird auf die Vorgehensweise, die Maßnahmenumsetzung und die Wirkungen der Maßnahmen des Ise-Projektes anhand von ausgewählten Beispielen bezogen. Zu beachten ist jedoch, dass sich der Begriff „Strahlwirkung" und die damit verbundenen Wirkungen noch in einem Prozess der definitorischen Klärung befinden und die wissenschaftlichen Untersuchungen im Ise-Projekt nicht mit dem Focus auf die „Strahlwirkung" geplant und umgesetzt worden sind. Die Schwierigkeiten für eine umfassende Definition der „Strahlwirkung" werden am Beispiel der unterschiedlichen Facetten des Ise-Projektes diskutiert.

2 Untersuchungsgebiet und Entwicklungsgeschichte

Die Ise ist mit 42 km Länge ein eher kleines Fließgewässer des norddeutschen Tieflands. Sie gehört zum Gewässertyp 14 „Sandgeprägter Tieflandbach" und liegt in Ost-Niedersachsen (Weser-Aller-Einzugsgebiet) in der Südheide. Die Ise weist ein Gefälle von durchschnittlich 0,5 ‰ auf und besitzt ein Einzugsgebiet von 420 km². Sie ist nach rein technischen Maßgaben zur schadlosen Abführung von Sommerhochwassern und damit für die Verbesserung der landwirtschaftlichen Nutzungsverhältnisse v. a. in den Nachkriegsjahren bis Mitte der 1970er Jahre (Bau des Elbe-Seitenkanals) trapezförmig ausgebaut worden. Vor Initiierung des E+E-Vorhabens waren die Ufer der Ise quasi baumlos und das Fließgewässer wies nur in sehr geringem Maße naturnahe Strukturen auf. Die aquatische Lebensgemeinschaft war verarmt, und rheotypische Makrozoen waren auf Reliktvorkommen beschränkt (STÖCKMANN 1992). Die Ise und ihr intensiv genutztes Einzugsgebiet stehen damit beispielhaft für viele Flüsse und Auen in Agrargebieten, deren natürliche Verflechtungen aufgehoben, naturräumliche Prozesse unterbunden und ökosystemaren Funktionen heute weitgehend anthropogen überformt sind (LUCKER et al. 1998).

3 Ziele

Das E+E-Vorhaben „Revitalisierung in der Ise-Niederung" (1990 – 2000) hat zum Ziel, übertragbare Methoden und Strategien für die Umsetzung von weitreichenden Naturschutzmaßnahmen in der genutzten Agrarlandschaft, außerhalb von Schutzgebieten, zu entwickeln und zu erproben.

Die in der Niederung lebenden Menschen, ihre sozialen, ökonomischen und kulturellen Ansprüche und Werthaltungen sind für den Zustand der Kulturlandschaft verantwortlich. Es ist deshalb wichtig, neben den Erhebungen zum Zustand von Flora und Fauna, auch die Bedürfnisse der örtlichen Bevölkerung in Landschafts- und Naturschutzplanungsprozesse einzubeziehen (LUZ 1994, OPPERMANN & LUZ 1996, DVWK 1996). Um die notwendige Akzeptanz für Naturschutzmaßnahmen in der Ise-Niederung zu erlangen, wurden kooperative und diskursive Handlungsstrategien erprobt und vier Projekt-Prämissen erarbeitet:

1. kein Naturschutzgebiet in der Ise-Niederung zu etablieren, sondern die umweltschonende Nutzung zu gewährleisten,
2. keinen historischen Zustand zu rekonstruieren, sondern eine ökologisch orientierte Weiterentwicklung einzuleiten,
3. keine technische Umgestaltung des Gewässers vorzunehmen, sondern die Initiierung und Steuerung von Eigendynamik zu fördern und

4. keine administrativen Maßnahmen anzuordnen, sondern auf freiwillige Teilnahme und Weiterentwicklung durch die Betroffenen zu setzen (BORGGRÄFE & KÖLSCH 1997).

Naturschutzfachliche Ziele des Ise-Projektes sind die Initiierung einer eigendynamischen Entwicklung und die Förderung der defizitären, naturraumtypischen Eigenschaften Retention für Wasser und Stoffe, Dynamik in Raum und Zeit sowie Vielfalt spezieller Habitattypen und naturraumtypischer Lebensgemeinschaften.

Angestrebt wurde weiterhin eine großflächige Biotopvernetzung der isolierten Fischottervorkommen angrenzender Gebiete (Dumme-Niederung, Sachsen-Anhaltinischer und Niedersächsischer Drömling im Osten, Lutter-, Lachte- und Örtze-Niederung im Westen) (PRAUSER et al. 1990).

4 Maßnahmen

Die in der agrarisch genutzten Kulturlandschaft seit 1990 umgesetzten Naturschutzmaßnahmen umfassten den Ankauf von ca. 500 ha landwirtschaftlicher Flächen und Umwandlung von ca. 290 ha Acker in extensiv genutztes Grünland, Etablierung von Uferrandstreifen (zusammen mit Flächen öffentlicher Träger auf 46,2 % der Länge der Ise), Uferbepflanzungen (einseitig, ca. 22 km), starke Reduzierung und Modifikation der Gewässerunterhaltung, Umbau eines Wehres zu einer fischpassierbaren Sohlgleite, Heckenpflanzungen in der Niederung, naturnahe Anbindung von Nebengewässern und umfangreiche Informations- und Kommunikationsarbeit (BORGGRÄFE et al. 1999).

Vor Beginn des Projektes war es üblich, die Wasser- und die Ufervegetation zweimal pro Jahr komplett zu entfernen. Der Ausbauzustand wurde immer wieder hergestellt. Viele Lebens- und Reproduktionsräume wurden dadurch geschädigt bzw. vernichtet. Aufgrund der Kooperation des Ise-Projektes mit dem Unterhaltungsverband wird der Oberlauf heute nur noch

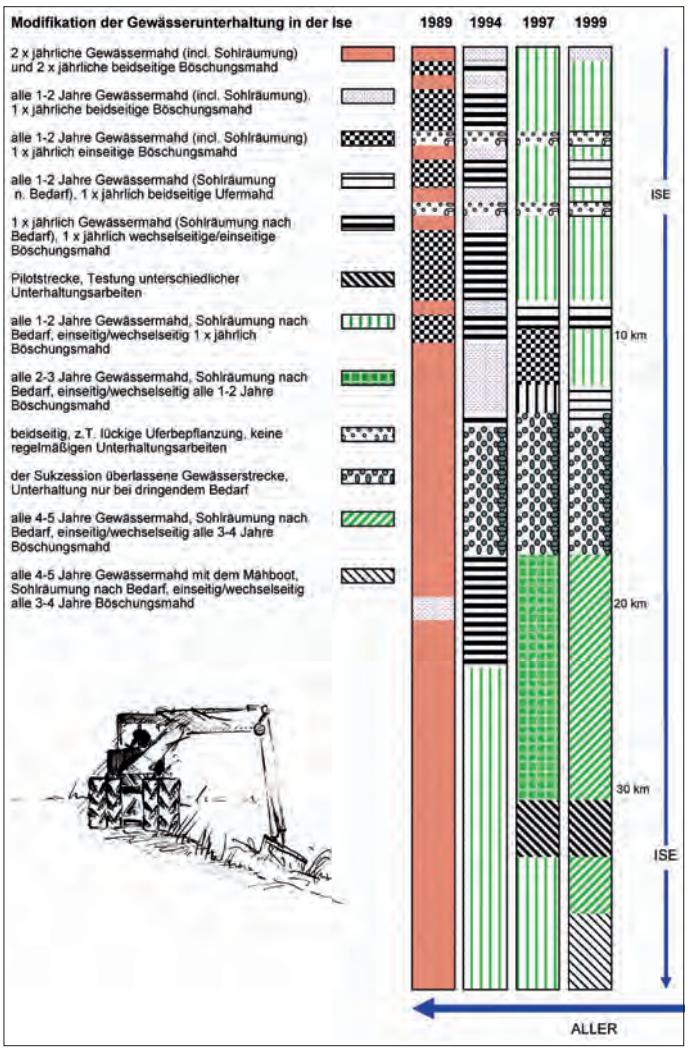


Abb. 1: Reduzierung und Modifikation der Gewässerunterhaltung in der Ise 1989 bis 1999.

einmal pro Jahr gemäht. Der Mittellauf und große Abschnitte des Unterlaufs wurden seit 15 Jahren nicht mehr regelmäßig, sondern nur noch punktuell unterhalten. Ein kleiner Teil des Unterlaufs unterliegt noch immer einem wiederkehrenden Mähbooteinsatz (Abb. 1). Die prophylaktische Gewässerunterhaltung wurde zugunsten einer stärkeren Kontrolltätigkeit zur Abschätzung des tatsächlichen Unterhaltungsbedarfs reduziert (BORGGRÄFE & LUCKER 1999).

5 Ergebnisse

An den Ufern und im Gewässer entwickelten sich nach der Reduzierung der Gewässerunterhaltung neue Teillebensräume, die schnell von einer Vielzahl von Organismen besiedelt wurden. Dominierten in den ungenutzten Randstreifen auf ehemaligen Ackerstandorten zunächst die Brennesseln *(Urtica dioica)* so ist an vielen Stellen eine zunehmende Einwanderung des Rohrglanzgrases *(Phalaris arundinacea)* zu beobachten (Abb. 2).

Diese Entwicklung der „unordentlichen" Randstreifen wird von der Bevölkerung genau umgekehrt wahrgenommen. Zur Erreichung erwünschter Naturschutzziele aber auch für eine Förderung der Akzeptanz von Sukzessionsflächen sind lange Zeiträume anzusetzen.

Abb. 2: Veränderung der Strukturen und Lebensräume im Mittellauf der Ise an der Probestelle 61 (1987, 1996, 2005) (Fotos: AFZ).

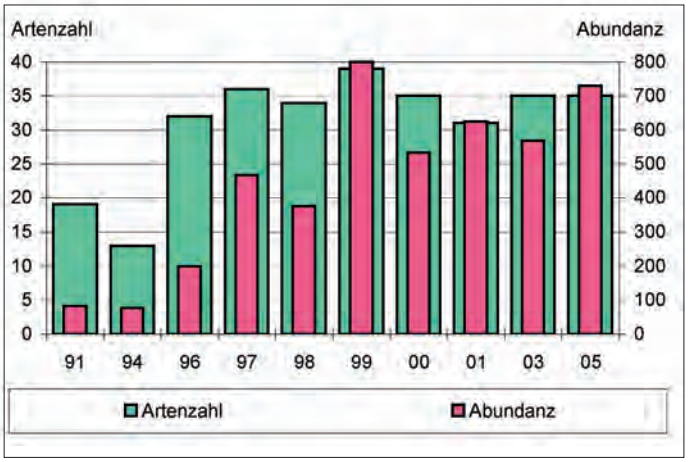


Abb. 3: Entwicklung des Makrozoobenthos an der Probestelle 61 (Mittellauf) – Artenzahlen und Abundanzen 1991 bis 2005.

5.1 Makrozoobenthos

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos der Ise zeigen, dass die Zunahme der Artenvielfalt und der Abundanzen durch Modifikation der Gewässerunterhaltung und Einrichtung von ungenutzten Randstreifen schon 1-2 Jahre nach Abschluss der Naturschutzmaßnahmen auftreten (LUCKER 2006). So entwickelte sich der Artenbestand an einer Probestelle im Mittellauf von 19 (1991) auf 35 Arten (2005). Die Individuenhäufigkeit ist von 81 Tieren (1991) auf 729 Tiere (2005) angestiegen (Abb. 3). Die langfristig angelegten Untersuchungen der nachfolgenden Jahre belegen eine weitergehende Entwicklung der Invertebratengemeinschaft und zeigen die Schwankungsamplituden der untersuchten Parameter. Die größten Schwankungen sowohl der Artenzahl als auch der Individuenhäufigkeit treten in den immer noch durch regelmäßig wiederkehrende Unterhaltungsmaßnahmen gestörten Bereichen und in den durch eintönige Strukturen (Bewuchs, Substrate, Strömung) gekennzeichneten Abschnitten im Oberlauf auf.

5.2 Libellen

Libellen stellen hohe Ansprüche an ihren Lebensraum, da sowohl die in der Regel im Gewässer befindlichen Eiablageplätze und Larvalhabitate als auch die terrestrischen Lebensräume eine arttypische Ausstattung an Strukturen aufweisen müssen. Die Grüne Keiljungfer *(Ophiogomphus cecilia)* entwickelt sich über zwei bis vier Jahre als Larve auf und in der Gewässersohle, deren Substrat sandig-kiesig sein muss. Für eine erfolgreiche Reproduktion und damit auch eine potenzielle Ausbreitung müssen sich die Substrat- aber auch die Wasserverhältnisse über einen langen Zeitraum in einem für diese Art akzeptablen Zustand befinden. Zu Beginn der Untersuchungen konnte die Grüne Keiljungfer nur im Unterlauf an zwei Probestellen nachgewiesen werden. Im Jahr 2006 ist sie bis in den Mittellauf an insgesamt 4 Probestellen präsent (Abb. 4). Exuvienfunde (Exuvie = nach der Häutung zurückgebliebene Hülle) belegen, dass sie ihr Verbreitungsgebiet 2007 noch weiter in Richtung Oberlauf ausdehnen konnte.

Eine ähnliche Entwicklung ist für die Zweigestreifte Quelljungfer *(Cordulegaster boltonii)* zu konstatieren. Sie trat 1991 nur an 3 Stationen auf, während sie 15 Jahre später an 7 Probestellen in der Ise und in drei Nebenbächen der Ise nachgewiesen werden konnte (Abb. 5). Die Zweigestreifte Quelljungfer weist eine drei- bis fünfjährige Larvalentwicklung auf.

Für die Grüne Keiljungfer ist eine Ausbreitung entlang der Ise anzunehmen, da der Hauptlauf das typische Biotop dieser Art darstellt. Die Zweigestreifte Quelljungfer besiedelt Wiesen- und Waldbäche, die sehr schmal sein können. Die Ise stellt im Mittel- und Unterlauf nicht das artspezifische Biotop dar. Es ist anzunehmen, dass die entlang der Ise gefundenen Exemplare aus Nebenbächen (Emmer Bach, Sauerbach) stammten, die nicht regelmäßig untersucht wurden. Trotzdem weisen Exuvienfunde an der Ise darauf hin, dass sich diese Art auch hier eingeschränkt reproduzieren kann. Ein ähnliches Bild der Ausbreitung weist die Blauflügelige Prachtlibelle *(Calopteryx virgo)* auf. Im Jahr 1991 war sie an einer Station an der Ise vertreten, während sie 2006 an acht Probe-stellen nachgewiesen werden konnte.

5.3 Fischotter

Im Nahbereich der Ise (120 Untersuchungspunkte), von der Dumme-Niederung bis zum Drömling und der Örtze bei Celle, wurden ab 1998 regelmäßig im Frühjahr

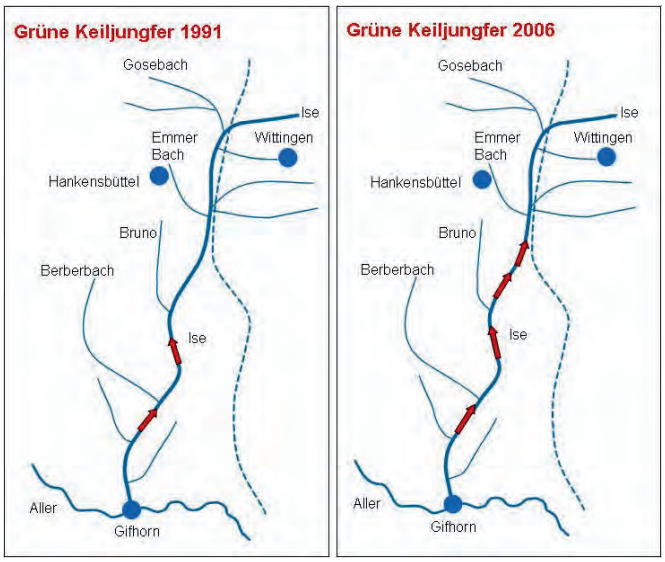


Abb. 4: Ausbreitung ausgewählter Fließgewässerlibellen: Entwicklung der Vorkommen der Grünen Keiljungfer (Ophiogomphus cecilia) in der Ise, 1991 bis 2006.

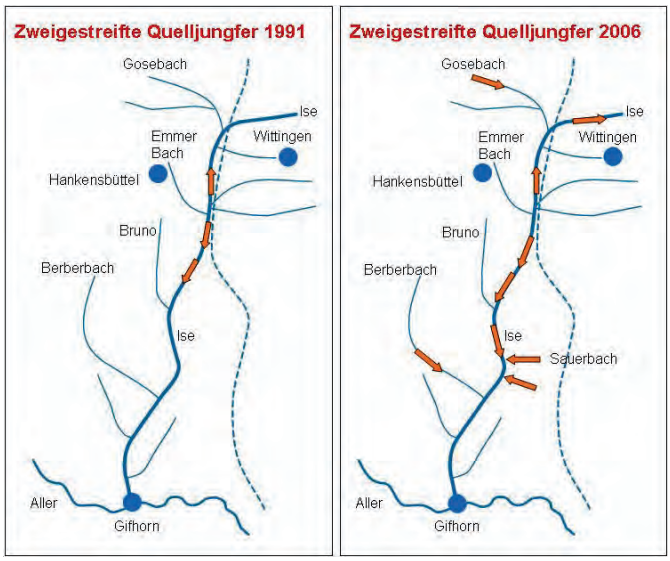


Abb. 5: Ausbreitung ausgewählter Fließgewässerlibellen: Entwicklung der Vorkommen der Zweigestreiften Quelljungfer (Cordulegaster boltonii) in der Ise, 1991 bis 2006.

und im Herbst Untersuchungen zum Vorkommen des Fischotters vorgenommen. Bis zum Frühjahr 2003 konnten an den 120 Stationen Nachweise (Kot, Trittsiegel) nur an weniger als 5 Stationen pro Untersuchung erbracht werden. Erfreulicherweise stiegen diese in den Folgejahren an, so dass in der Herbstuntersuchung 2005 Nachweise für die Anwesenheit des Fischotters an 21 Stationen erbracht werden konnten (Abb. 6).

Der Fischotter ist eine Säugetierart mit einem großen Aktionsradius. Da Fischotter sehr scheu und nachtaktiv sind, können sie in der Regel nicht über Sichtbeobachtungen nachgewiesen werden. Die Populationsgröße wird über genetische Analysen des Kots abgeschätzt.

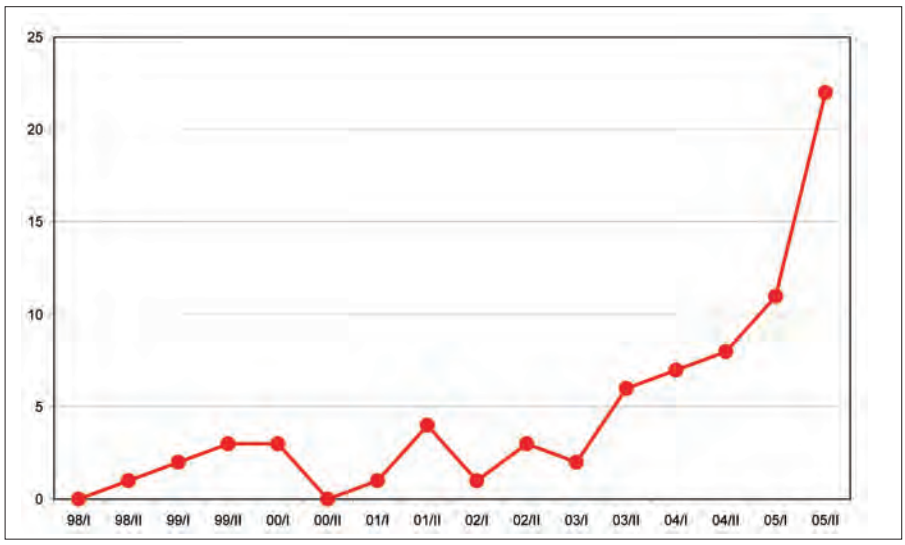


Abb. 6: Entwicklung der Fischotternachweise im Nahbereich der Ise an 120 Untersuchungsstellen (I = Frühjahr, II = Herbst) (KRÜGER 2005).

6 Strahlwirkung

Ein erster Vorschlag für eine Definition des Begriffs „Strahlwirkung“ wurde auf dem 2. Workshop des DRL in Münster präsentiert und diskutiert. Die „Strahlwirkung“ wird bislang vor allem naturwissenschaftlich und aus der Sicht der Wasserwirtschaft begründet. Die Erfahrungen des Ise-Projekts weisen darauf hin, dass darüber hinaus eine sozio-ökonomische Dimension (z. B. bezüglich der Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen) existiert, die Berücksichtigung finden sollte. Wird diesem umfassenderen Ansatz gefolgt, so können im Rahmen des Ise-Projektes „Strahlwirkungen“ im ökologischen und gesellschaftlichen Bereich identifiziert werden, die jedoch schwierig zu quantifizieren und operationalisieren sind.

Im Ise-Projekt wurden zu Beginn, neben der Erfassung der Arten und Lebensräume, auch sozio-ökonomische Daten der landwirtschaftlichen Betriebe in der Niederung und zur Akzeptanz der Landwirte gegenüber Naturschutzmaßnahmen erhoben (REUTHER et al. 1993). Die umfangreiche Öffentlichkeitsarbeit aber auch Einzelgespräche und Runde Tische mit Landwirten haben dazu beigetragen, die anfängliche Ablehnung des Naturschutzprojekts aufzulösen.

Die starke Reduktion und Modifikation der Gewässerunterhaltung an der Ise war möglich, weil sich Einstellungen und Sichtweisen geändert haben. Ein wichtiger Beitrag dazu war sicherlich die vertrauensvolle Kooperation mit dem Unterhaltungsverband (BORGGRÄFE 2006). Kernelemente dieser Kooperation waren die gegenseitige Information und Ausweisung von Unterhaltungsteststrecken, in denen die modifizierte Unterhaltung im kleinen Rahmen ausprobiert, beobachtet und gemeinsam bewertet wurde. Hatte sich das Vorgehen bewährt, so wurde die neue Form der Unterhaltung auf eine größere Strecke ausgedehnt (BORGGRÄFE & LUCKER 1999). Die positiven Effekte eines prinzipiell rückholbaren Versuchs „strahlten“ somit auf das gesamte Gewässer aus. Beide Seiten hatten deutliche Lerneffekte und eine Übernahme der Erfahrungen auf andere Gewässer kann angenommen werden. Dies ist nicht nur für die Entwicklung naturnaher Lebensräume und ihrer Lebensgemeinschaften ein Gewinn, es lassen sich mit reduzierter und modifizierter Unterhaltungstechnik auch Finanzmittel einsparen (vgl. BOSTELMANN et al. 1999). Bei zukünftigen dialogorientierten Planungen und Umsetzungen von Naturschutz- und Gewässerentwicklungsmaßnahmen (siehe auch Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und WRRL Art. 14) in der Kulturlandschaft sollten ökonomische, sozio-kulturelle und naturschutzorientierte Aktivitäten zu einem kohärenten Gesamtkonzept vereint werden (KÖLSCH et al. 2000).

Fließgewässer sind offene Ökosysteme mit einer räumlich-funktionellen Vernetzung in lateraler und longitudinaler Richtung. Auch wenn die Abflussrichtung der Fließgewässer von der Geologie und Topografie bestimmt wird, breiten sich Organismen grundsätzlich selbständig und mit Hilfe von Vektoren in alle Himmelsrichtungen aus. Der organismischen Drift wird bei der Ausbreitung des aquatischen Makrozoobenthos die höchste Bedeutung beigemessen.

Viele Arten der Gewässerbiozönose der Ise reagierten mit Ausbreitung und Abundanzzunahmen auf die Naturschutzmaßnahmen (Entwicklung neuer Strukturen im und am Gewässer). Dabei kam es zu Ausbreitungen und Abundanzzunahmen von spärlich vertretenen Arten im gesamten Gewässer. Aber auch Einwanderungen aus den Nebenbächen sind anzunehmen (z. B. *Calopteryx virgo, Cordelugaster boltonii*). Eine Beschreibung der „Strahlwirkung“, die in erster Näherung mit der Ausbreitungsgeschwindigkeit und -richtung von wertgebenden Organismenbeständen in Fließgewässerabschnitte, die eine schlechtere Strukturgüte aufweisen als die „Strahlquelle“, verglichen werden kann, sollte nur gewässertyp- und organismenspezifisch erfolgen. Dabei sind die hydrologisch-morphologischen Verhältnisse des Fließgewässers und die autökologischen Ansprüche der wertbestimmenden Arten inklusive ihrer Reproduktionszyklen (Eiablage, Larval- und Imaginalhabitate) zu berücksichtigen.

Beispielsweise wurden für bestimmte Großlibellenarten tägliche Flugdistanzen von bis zu 10 km festgestellt (STERNBERG & BUCHWALD 1999). Darüber hinaus kann zwischen unterschiedlichen Libellenvorkommen derselben Art ein ständiger Organismenaustausch bestehen und für den Fortbestand der Population, die sich über verschiedene Gewässer erstrecken kann, von großer Wichtigkeit sein. STERNBERG (1995) beschreibt dies Phänomen als Metapopulationskonzept. STETTMER fand bei Markierungsversuchen mit der Blauflügeligen Prachtlibelle *(Calopteryx virgo)* und der Gebänderten Prachtlibelle *(Calopteryx splendens)* heraus, dass 80 % der markierten Tiere bis zu 300 m und 20 % der Tiere 300 – 500 m pro Tag flogen. Ein Exemplar von *Calopteryx virgo* legte sogar eine Distanz von 4.000 m zwischen zwei Untersuchungsgebieten zurück (STETTMER 1995). Hieran wird deutlich, dass für die

Charakterisierung der „positiven Strahlwirkung“ auch die erfolgreiche Reproduktion der „eingestrahlten“ Organismen gegenüber einer permanenten Nachlieferung aus der „Strahlquelle“ abgegrenzt werden sollte.

Auch für den Fischotter ist eine Abschätzung der „Strahlwirkung“ schwierig, da die Reviere von Fischottern eine Größe von rund 25 km² betragen und sie in einer Nacht bis zu 20 km laufen können. Die in der Ise-Niederung nachgewiesenen Fischotter waren nicht im Einzugsgebiet vorhanden, sondern sind aus anderen Räumen zugewandert. Eine Westausbreitung findet in Niedersachen mit einer Geschwindigkeit von über 5 km pro Jahr statt (KRÜGER 2006). Auch wenn sich die bislang vorgelegten Definitionsentwürfe an den wertgebenden Artengemeinschaften der WRRL ausrichten, sollte überlegt werden, ob die „Strahlwirkung“ auch für andere Organismen eine Bedeutung besitzt. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass klimatische Effekte Wirkungen auf die Ausbreitungsgeschwindigkeit und -richtung entfalten können. Im Wesentlichen sind die bisherigen Forschungen, und damit auch die wissenschaftlichen Untersuchungen im Ise-Projekt, ohne den Focus auf die „Strahlwirkung“ ausgeführt worden. Rückschlüsse können deshalb nur indirekt gezogen werden.

Für die Beschreibung und Definition der „Strahlwirkung“ zeichnet sich deshalb zukünftig ein hoher Forschungsbedarf bezüglich der räumlich-zeitlichen Verteilung und Dynamik von Arten sowie die Vernetzung von Lebensraumstrukturen und Biotopen ab. Die Forschungsarbeiten zu Biotopverbundkomplexen, Trittsteinbiotopen, Drift und Gegenstromwanderung sowie zu Natura 2000 (kohärentes Schutzgebietssystem) sollten genutzt werden, um zu prüfen, ob mit der „Strahlwirkung“ tatsächlich ein neuartiger Prozess beschrieben werden kann.

Danksagung

Das Erprobungs- und Entwicklungs-Vorhaben „Revitalisierung in der Ise-Niederung“ wurde finanziert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, das Niedersächsische Umweltministerium, den Landkreis Gifhorn, die Zoologische Gesellschaft Frankfurt e. V., die Niedersächsische Umweltstiftung und durch die Aktion Fischotterschutz e. V. (AFZ). Allen Förderern und Spendern sei herzlichst gedankt.

Literatur

BORGGRÄFE, K. (2004): Perspektiven der Grünlandrestitution bei extensiver landwirtschaftlicher Nutzung - Zeitliche und ökonomische Komponenten. – Schr.-R. für Landschaftspflege u. Naturschutz. H. 78, S. 519-526.

BORGGRÄFE, K. (2006): Erfolgskontrolle zur Reduzierung der Gewässerunterhaltung – Erfahrungen mit der Umsetzung im Rahmen des Ise-Projektes. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen Nr. 2: 127-136.

BORGGRÄFE, K. & KÖLSCH, O. (1997): Naturschutz in der Kulturlandschaft - Revitalisierung in der Ise-Niederung. - Angewandte Landschaftsökologie H. 12: 122 S.

BORGGRÄFE, K. & LUCKER, T. (1999): Ergebnisse und Erfahrungen mit reduzierter Gewässerunterhaltung an der Ise. In: DVWK - Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein, Bereich Offenburg (Hg.). - DVWK-Materialien Gewässer Bd. 2: IV/1-IV/33.

BORGGRÄFE, K., KÖLSCH, O & LUCKER, T. (1999): Kommunikationsarbeit im Naturschutz. - Naturschutz und Landschaftsplanung H. 4: 122-127.

BOSTELMANN, R., FUCHS, U., HOFFMANN, M. & NADOLNY, I. (1999): Ökologische Aspekte bei der maschinellen Gewässerunterhaltung. - DVWK Materialien 4: 285 S.

DRACHENFELS, O. V. & MEY, H. (1988): Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 8 (4): 57-69.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.)(1996): Fluß und Landschaft - Ökologische Entwicklungskonzepte. - DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 240/96: 285 S.

KÖLSCH, O. et al. (2000): Revitalisierung von Flußlandschaften – Biotische, dynamische und kommunikative Aspekte. – Angewandte Landschaftsökologie H. 37: 301–303.

KRÜGER, H.-H. (2005): Erfassung der Fischotterverbreitung in der Ise-Niederung. – Unveröffentlichtes Manuskript, (Hankensbüttel): 12 S.

KRÜGER, H.-H. (2006): Fischotter *(Lutra lutra)* – Der heimliche Rückkehrer. NVN/BSH Ökoportrait 42. - Naturschutzverband Niedersachsen, Biologische Schutzgemeinschaft Hunte Weser-Ems und Aktion Fischotterschutz e. V. (Hg.), Wardenburg: 1-8.

LUCKER, T. (2006): Das Makrozoobenthos der Ise als Indikator für den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht: 239-243.

LUCKER, T., BORGGRÄFE, K. & KÖLSCH, O. (1998): Revitalisierung in der Ise-Niederung - Sichtbare Fortschritte der ökologischen Entwicklung einer Flußlandschaft. - Angewandte Landschaftsökologie H. 23: 73-97.

LUZ, F. (1994): Zur Akzeptanz landschaftsplanerischer Projekte. Determinanten lokaler Akzeptanz und Umsetzbarkeit von landschaftsplanerischen Projekten zur Extensivierung, Biotopvernetzung und anderen Maßnahmen des Natur- und Umweltschutzes. - Europäische Hochschulschriften Reihe 42 (11): 317 S.

OPPERMANN, B. & LUZ, F. (1996): Planung hört nicht mit dem Planen auf. - In: KONOLD, W. (Hg.): Naturlandschaft - Kulturlandschaft. - Landsberg (Ecomed Verlagsgesellschaft): 273-287.

PRAUSER, N., DREIER, B., DREPPER, J., FENDRICH, U., SANDER, R. & WESSELER, E. (1990): Revitalisierung in der Ise-Niederung, Teil A: Grundlagenerhebung zu ökologischen und ökonomischen Aspekten. - Habitat 4: 175 S.

RASPER, M., SELLHEIM, P. & STEINHARDT, B. (1991): Das Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem - Grundlagen für ein Schutzprogramm. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 25 (2): 458 S.

REUTHER, C., BORGGRÄFE, K., KÖLSCH, O., POSECK, M., POSSELT, T. & STÖCKMANN, A. (1993): Revitalisierung in der Ise-Niederung - Ein E+E-Vorhaben. - Natur und Landschaft **68** (H. 7/8): 359-386.

SELLHEIM, P. (2006): Fließgewässerrenaturierung und Erfolgskontrollen in Zeiten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL). - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **26** (2): 76- 86.

STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (1999): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 468 S.

STERNBERG, K. (1995): Populationsökologische Untersuchungen an einer Metapopulation der Hochmoor-Mosaikjungfer (*Aeshna subarctica elisabethae* Djakonov, 1922) (Odonata. Aeshnidae) im Schwarzwald. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 4: 53-60.

STETTMER, C. (1995): Ausbreitungsverhalten und Habitatansprüche von Fließgewässer-Libellen. – Naturschutz und Landschaftsplanung **27** (H. 2): 52-60.

STÖCKMANN, A. (1992): Limnologische Untersuchungen an der Ise, einem ausgebauten Heidefluß im Landkreis Gifhorn, Niedersachsen. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1991: 391-395.

UBA (Umweltbundesamt) (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie – Handbuch. Texte 02/04: 250 S.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Biol. Thomas Lucker
Aktion Fischotterschutz e. V.
Sudendorfallee 1

29386 Hankensbüttel

E-Mail: t.lucker@otterzentrum.de

Jochen Lacombe

Die Fließgewässerlandschaften Nordrhein-Westfalens – Besonderheiten der Mittelgebirge

1 Fließgewässerlandschaften und Fließgewässertypen der Mittelgebirge Nordrhein-Westfalens

Schon das Höhenrelief Nordrhein-Westfalens zeigt die Zweigliederung in Tiefland und Mittelgebirge, wobei beide zu etwa gleichen Flächenanteilen vertreten sind. Dieser Grobgliederung folgt die Einteilung in Fließgewässerlandschaften (Abb. 1). Dabei sind dem Mittelgebirge sechs Landschaftstypen zugeordnet (Abb. 2). Den größten Flächenanteil hat das silikatische Grundgebirge, gefolgt vom schwach karbonatischen Deckgebirge und den verkarsteten Kalkgebieten. Die übrigen Landschaftstypen spielen flächenmäßig eine untergeordnete Rolle.

Die Fließgewässertypologie sowohl nach LAWA als auch nach dem nordrhein-westfälischen Ansatz baut auf der Typologie der Fließgewässerlandschaften auf. Die LAWA-Typologie (Abb. 3) führt für die Mittelgebirge Nordrhein-Westfalens sieben Fließgewässertypen auf. Der nordrhein-westfälische Ansatz differenziert insbesondere in den Oberläufen der Gewässer feiner. Dies ist in der Abb. 4 am Beispiel des silikatischen Grundgebirges dargestellt. Während die LAWA-Typologie hier nur einen Gewässertyp aufführt (Grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche), unterscheidet die nordrhein-westfälische Typologie drei Typen: den Kerbtalbach, den Kleinen Talauebach und den Großen Talauebach.

Die LAWA-Typologie wurde für eine bundesweit einheitliche Bewertung insbesondere der Makrozoobenthosbiozönosen mit Hilfe des Bewertungssystems PERLODES/ ASTERICS entwickelt. Für diesen Zweck war eine weitergehende Differenzierung verzichtbar. Für die Betrachtung spezieller biologischer Fragestellungen muss teilweise jedoch feiner differenziert werden, weshalb im Folgenden mit der nordrhein-westfälischen Typologie gearbeitet wird.

2 Besonderheiten der Mittelgebirge

Die Ausbreitung von Gewässerorganismen und das Wiederbesiedlungspotenzial hängen stark von den Wanderungsmög-

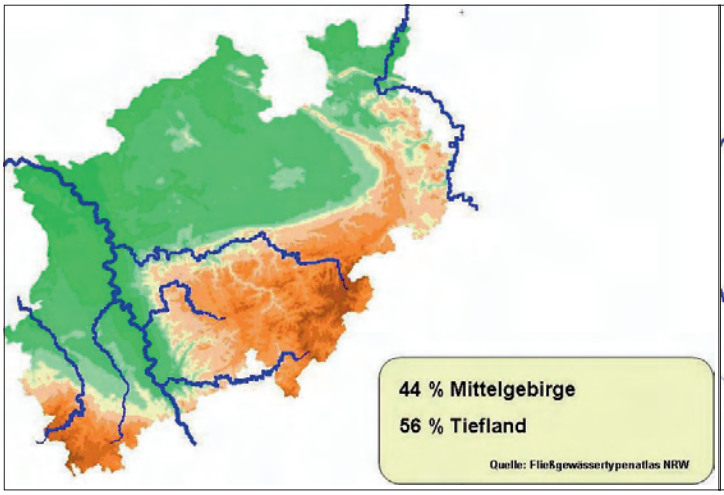


Abb. 1: Höhenrelief Nordrhein-Westfalens. Quelle: Fließgewässertypenatlas NRW.

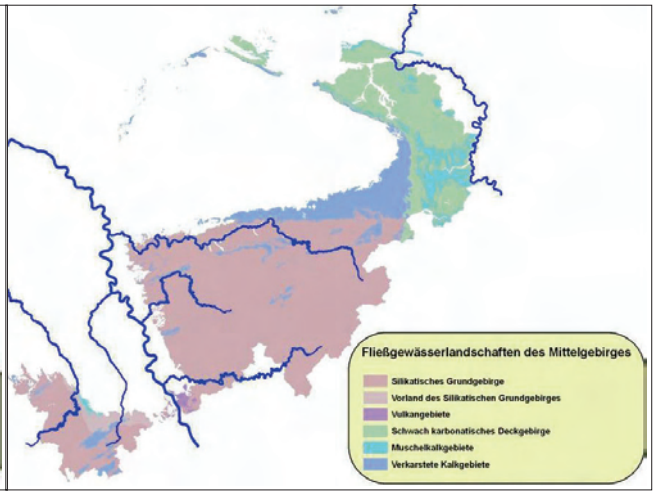


Abb. 2: Fließgewässerlandschaften Nordrhein-Westfalens (nur Mittelgebirge). Quelle: Fließgewässertypenatlas NRW.

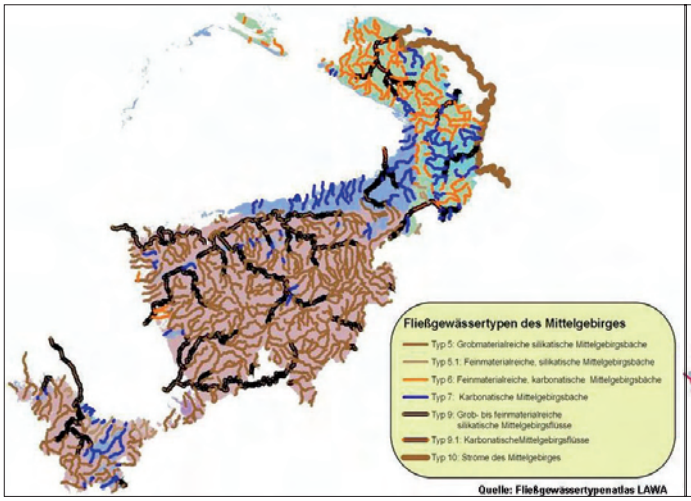


Abb. 3: Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens nach LAWA (nur Mittelgebirge). Quelle: Fließgewässertypenatlas LAWA.

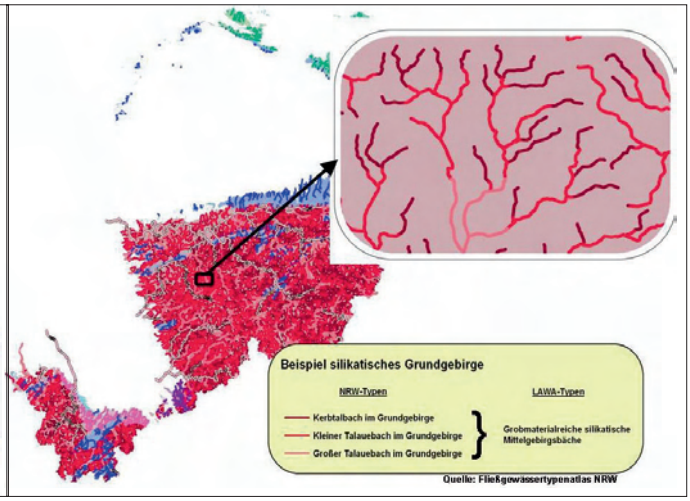


Abb. 4: Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens nach NRW-Typologie (nur Mittelgebirge). Quelle: Fließgewässertypenatlas NRW.

lichkeiten innerhalb des Gewässersystems ab. Von der Besonderheit einer Wanderung außerhalb des Gewässers (z. B. Kompensationsflug flugfähiger Insektenstadien) abgesehen, sind viele Gewässerorganismen und deren Entwicklungsstadien auf den Gewässerschlauch als Wanderkorridor angewiesen. Zu unterscheiden ist die Wanderung in Fließrichtung (Abwärtsmigration) und die Wanderung entgegen der Fließrichtung (Aufwärtsmigration).

Im Hinblick auf die Migrationsmöglichkeiten für Gewässerorganismen zeichnen sich die Mittelgebirge insbesondere durch ihre hohe Reliefenergie und ihren Niederschlagsreichtum aus (Abb. 5). Beide Faktoren bedingen auf der einen Seite ein vergleichsweise dichtes Gewässernetz mit vielen Seitengewässern, d. h. eine relativ hohe Dichte an Gewässerabschnitten gleichen Fließgewässertyps, von denen aus eventuelle Wiederbesiedlungen stattfinden können. Auf der anderen Seite weisen viele Gewässerstrecken ein höheres Gefälle und eine hohe Gewässerdynamik mit rasch an- und abschwellenden Hochwassern und zeitweise starken Erosionskräften mit entsprechend starker Geschiebeumlagerung auf. Darüber hinaus führten der Wasserreichtum und das vorhandene Gefälle früh zur Nutzung der Wasserkraft durch den Menschen, so dass gebietsweise eine große Anzahl anthropogener Wanderhindernisse in Form von Querbauwerken zu finden ist. Was die Aufwärts- bzw. Abwärtsmigration bedeutet, zeigen die Abbildungen 6 und 7.

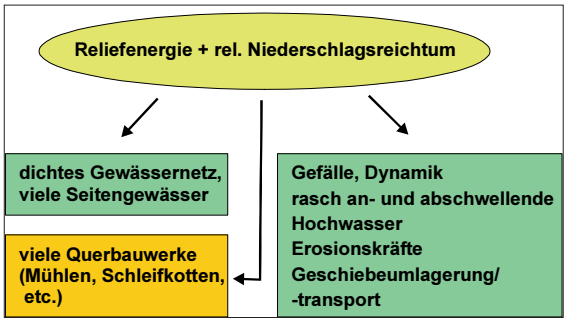


Abb. 5: Ausgewählte Ökofaktoren, die im Mittelgebirge Migration und Wiederbesiedlung beeinflussen können. Nähere Erläuterungen im Text.

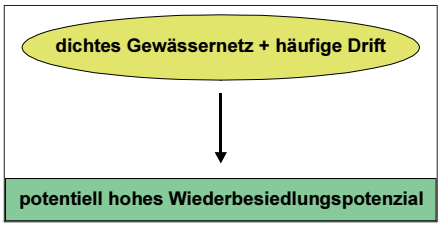


Abb. 6: Grundlegende Einschätzung für die Abwärtsmigration. Nähere Erläuterungen im Text.

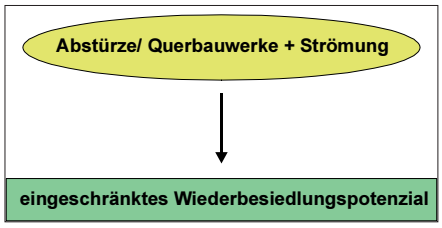


Abb. 7: Grundlegende Einschätzung für die Aufwärtsmigration. Nähere Erläuterungen im Text.

3 Die Bedeutung der Längszonierung

Für die weitere Betrachtung erscheint es sinnvoll, das River Continuum Concept (VANNOTE et al. 1980) in seinen wesent-

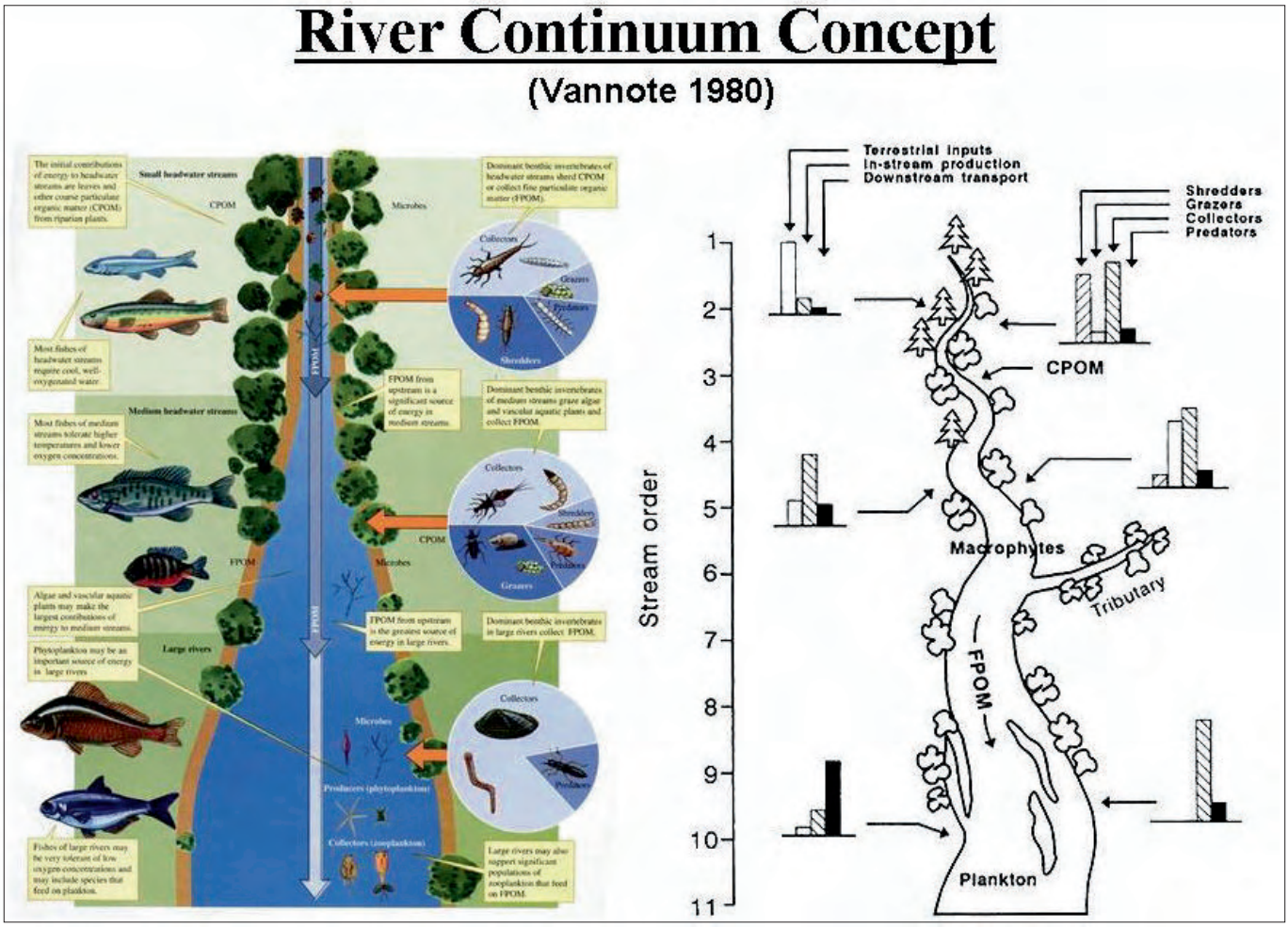


Abb. 8: Das River Continuum Concept nach VANNOTE (1980).

lichen Aussagen in Erinnerung zu rufen (Abb. 8). Vereinfacht gesagt beschreibt das River Continuum Concept die Bildung von Gradienten im Fließverlauf eines Fließgewässers. Diese Gradienten können sich auf abiotische Faktoren beziehen, z. B. die Wassertemperatur oder strukturmorphologische Verhältnisse. Vor allem beschreibt das River Continuum Concept aber die typische Abfolge unterschiedlicher Abhängigkeit von autochthonen und allochthonen Nährstoffen und die hierdurch bedingte Verteilung der Ernährungstypen innerhalb der Biozönosen. Die Zusammensetzung der Biozönosen wird an jeder Stelle im Längsverlauf eines Fließgewässers maßgeblich durch die jeweils vorherrschende Kombination der gradientenbildenden Faktoren bestimmt.

Bezieht man Ufer- und Umfeldstrukturen mit ein (z. B. Ufergehölze, Auenstrukturen), die eben-falls typische unterschiedliche Ausprägungen entlang eines Fließgewässers zeigen, so lässt sich eine Längszonierung für das gesamte Ökosystem eines Fließgewässers beschreiben.

Dabei haben die einzelnen Tier- und Pflanzenarten im Zuge der Besetzung ökologischer Nischen individuelle Ansprüche und Anpassungen an die verschiedenen Ökofaktoren entwickelt, die es ihnen ermöglichen, entsprechend ihrer ökologischen Amplitude unterschiedlich große Abschnitte innerhalb des Längskontinu-ums zu besiedeln. Dies sei in Abb. 9 beispielhaft an zwei Tiergruppen des Makrozoobenthos gezeigt.

Bei den Strudelwürmern besiedelt z. B. die Art *Polycelis felina* den silikatischen Mittelgebirgsbach von der Quelle bis in die Kerbtalbäche hinein, während der Höhlenkrebs *Niphargus spec.* ausschließlich im Quellbereich zu finden ist. Er wird in den nachfolgenden Bachabschnitten vom Bachflohkrebs *Gammarus fossarum* abgelöst. Dieser besiedelt eine relativ ausgedehnte Längszone innerhalb der Fließgewässer, die sich bis in den Bereich des schottergeprägten Flusses erstreckt. Die Strudelwürmer zeigen dagegen typischerweise eine andere Abfolge der Arten. In Abhängigkeit von der Position innerhalb der Längszonierung eines Fließgewässers kann der Bachflohkrebs *Gammarus fossarum* daher mit bis zu drei verschiedenen Strudelwurmtaxa vergesellschaftet sein.

Hieraus kann der Schluss gezogen werden, dass Betrachtungen über die Möglichkeiten einer Wiederbesiedlung bzw. einer möglichen Strahlwirkung auf Artniveau und unter Berücksichtigung der Längszonierung der Fließgewässer angestellt werden müssen. Dies sei an einigen Beispielen theoretisch erläutert.

Die Abb. 10 zeigt einen Ausschnitt aus dem Gewässersystem der Wupper. Dargestellt sind die Fließgewässertypen nach der NRW-Typologie. Die eingekreisten Abschnitte seien Bereiche, auf die eine Strahlwirkung einwirken soll bzw. die nach einer erheblichen Störung wiederbesiedelt werden sollen. Im Beispiel 1 befindet sich der betroffene Abschnitt im oberen Bereich eines Großen Talauebaches, daher müsste eine Wiederbesiedlung durch Abwärtsmigration bzw. Drift aus einem Kleinen Talauebach erfolgen. Dies wird einigen Tierarten möglich sein (z. B. dem Bachflohkrebs), anderen aber aufgrund ihrer spezifischen Ansprüche an den Lebensraum nicht. Die Wahrscheinlichkeit, dass sich hierdurch eine vollständige und gewässertypische Biozönose einstellt, wird daher als eingeschränkt betrachtet. Dagegen ist eine Aufwärtsmigration innerhalb desselben Gewässertyps möglich, sofern sie nicht durch Wanderhindernisse erschwert wird.

Im zweiten Beispiel (Abb. 10) sei ein kurzer Abschnitt eines kleinen Seitengewässers betroffen, der als Kleiner Talauebach nach oben und unten hin durch andere Gewässertypen begrenzt wird. Hier müsste die Besiedlung entweder abwärts aus dem Kerbtalbach oder aufwärts aus dem Großen Talauebach erfolgen. Aus den bereits oben genannten Gründen müssen diese Möglichkeiten als eingeschränkt angesehen werden.

Im letzten Fallbeispiel mündet ein Kleiner Talauebach in den Mittelgebirgsfluss Wupper (Abb. 10). Dabei wird in der Abfolge der Fließgewässerabschnitte sozusagen der Große Talauebach ausgelassen. An der Mündungsstelle ergibt sich somit eine sprunghafte Veränderung der ökologischen Faktoren im Gegensatz zu den fließenden Übergängen bei normalerweise benachbarten Fließgewässertypen. Wie in den vorigen Beispielen wird die Besiedlung durch Drift oder Abwärtsmigration aus dem Kerbtalbach eingeschränkt möglich sein. Bei der Wiederbesiedlung durch Aufwärtsmigration müssten Organismen des Mittelgebirgsflusses dagegen direkt in den Kleinen Talauebach aufsteigen. Dies erscheint besonders erschwert, so dass eine Wiederbesiedlung aus dem Bereich des Mittelgebirgsflusses als eher unwahrscheinlich eingestuft werden muss.

4 Offene Fragen

Bei diesen weitgehend theoretischen Beispielen ergeben sich zwangsläufig eine Reihe von Fragen:

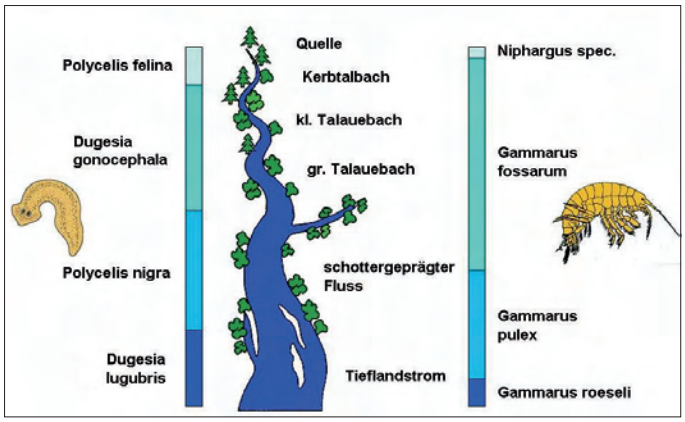


Abb. 9: Biozönotische Längszonierung am Beispiel der Strudelwürmer (links) und der Flohkrebse (rechts).

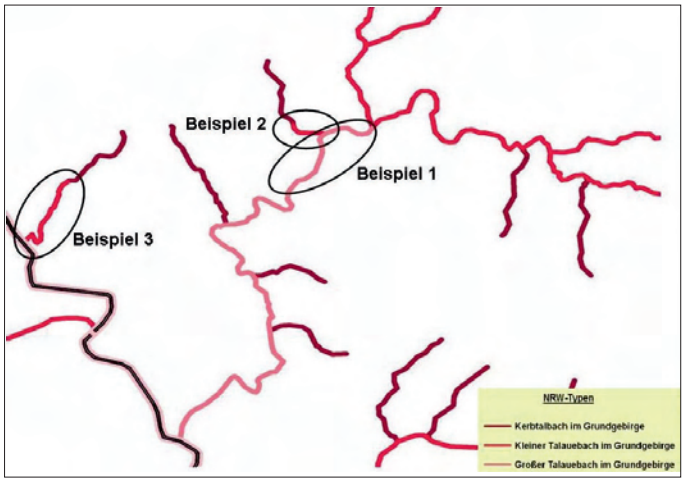


Abb. 10: Fallbeispiele für die Einschätzung des Wiederbesiedlungspotenzials in Abhängigkeit vom Gewässertyp. Erläuterungen im Text.

- Welche artspezifischen Migrationsverhaltensweisen sind relevant?
- Welche Distanzen können überwunden werden?
- Wie groß ist die Überlebensfähigkeit der Organismen in ungünstigen Gewässerabschnitten bzw. welche Strecken / Zeiträume können beim Durchwandern ungünstiger Abschnitte überwunden werden?
- Welche Mindestarealgrößen sind für stabile Populationen notwendig?
- Welche Rolle spielt bei der Wiederbesiedlung die interspezifische Konkurrenz zwischen bereits am Standort befindlichen Populationen und einwandernden Organismen?
- Gibt es eine Strahlwirkung in Bezug auf abiotische Biofaktoren (Nährstoffe, Schwebstoffe, Morphologie)?

5 Fallbeispiel Düssel

Am Beispiel der Düssel bei Düsseldorf soll demonstriert werden, dass sich Hinweise auf eine Strahlwirkung – hier bezüglich Gewässertypen und Gewässerstruktur – im Einzelfall finden lassen. Die Düssel fließt im betrachteten Abschnitt in zweierlei Hinsicht durch einen Übergangsbereich (Abb. 11, 12): Zum einen ist der Abschnitt charakterisiert durch den Wechsel vom ländlichen, vergleichsweise naturnahen Bereich zum städtischen Bereich mit zunehmend dichter Bebauung (Stadt Düsseldorf), was sich deutlich in der Strukturgüte zeigt (Abb. 13). Zum anderen ist es der Übergangsbereich vom silikatischen Mittelgebirge (mit lokal begrenzten Kalkvorkommen) über die Löss- und Sandterrassen zum Niederungsbereich der Rheinaue. In diesem Übergangsbereich liegen vier Messstellen des Testmonitorings 2005, an denen u. a. Makrozoobenthosuntersuchungen nach PERLODES durchgeführt worden sind. In der Abb. 13 sind sie mit den Ziffern I bis IV bezeichnet.

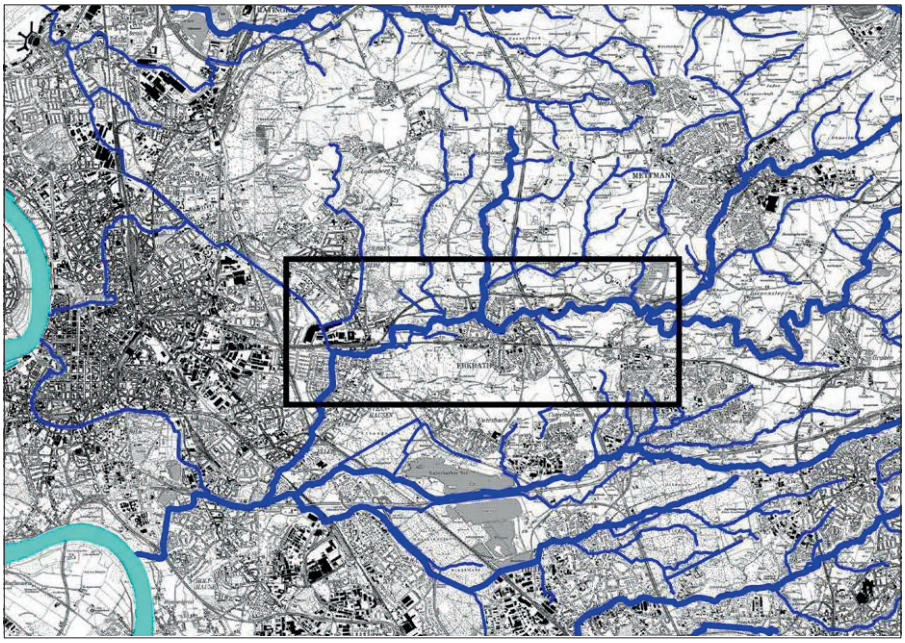


Abb. 11: Beispiel Düssel: Überblick. Der eingerahmte Ausschnitt kennzeichnet den Betrachtungsraum.

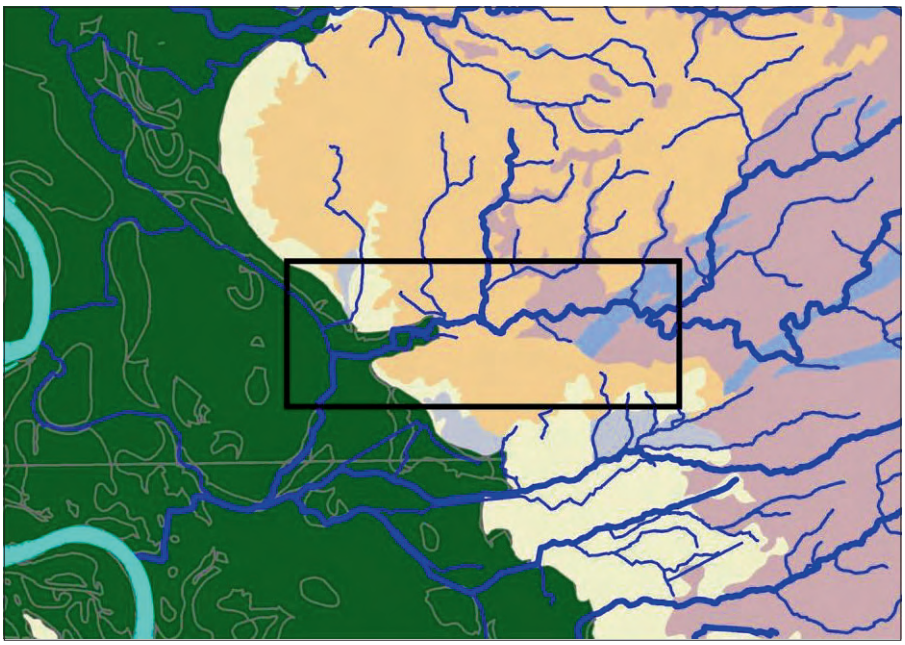


Abb. 12: Beispiel Düssel: Gewässerlandschaften im Untersuchungsgebiet.

Besonders die Messstellen I und IV sollen miteinander verglichen werden, da sie laut Gewässertypenkarte eindeutig einem Gewässertyp zugeordnet werden können: Messstelle I ist dem Typ des Großen Talauebachs im Grundgebirge zuzuordnen (nach LAWA: silikatischer Mittelgebirgsbach). Die Querung einer Kalkinsel bedingt dabei nicht – wie in der NRW-Typologie vermutet – einen Typwechsel des Gewässers. Diese Messstelle weist eine mittlere Strukturgüte auf, bachaufwärts befinden sich in kurzem Abstand naturnahe Bereiche. Messstelle IV ist dagegen lt. Gewässertypenkarte ein Niederungsfließgewässer. Diese Messstelle liegt im dicht bebauten Siedlungsbereich der Stadt Düsseldorf und weist Strukturgüteklassen von 6 bis 7 (sehr stark bis vollständig verändert) in Folge des massiven Ufer- und Sohlverbaus auf.

Bei der Bewertung der Makrozoobenthoserhebungen mit Hilfe der Software ASTERICS fiel auf, dass bei Verwendung der vorgegebenen Gewässertypen aus dem Gewässertypenatlas das Bewertungsergebnis für die beiden Messstellen III und IV im Vergleich zu den Messstellen I und II unplausibel war: Durch den Typenwechsel zwischen I/II und III/IV hätten die beiden Messstellen im Bereich der schlechten Strukturgüte bezüglich der allgemeinen Degradation mit „gut" bewertet werden müssen, während die Messstelle I im vergleichsweise naturnahen Abschnitt nur mit „mäßig" zu bewerten gewesen wäre (Tab. 1, die unplausible Bewertung ist grau unterlegt).

Unter der Annahme, dass der Mittelgebirgscharakter der Düssel möglicherweise weiter in den Niederungsbereich hinein strahlt als im Gewässertypenatlas dargestellt, wurde die Bewertung für die Messstellen III und IV als „silikatische Mittelgebirgsbäche" wiederholt. Das hierbei gewonnene Ergebnis „unbefriedigend" für die allgemeine Degradation ist plausibel und lässt sich gut mit der Strukturgüte korrelieren (Tab. 1, unten).

Die Begründung für diese Abweichung von der vorgegebenen Gewässertypologie lässt sich beim Vergleich der Taxalisten finden: Obwohl die Ähnlichkeit der Besiedlung unter den vier Messstellen insgesamt eher gering ist (nur 6 Taxa = 9 % treten an allen vier Messstellen auf; dagegen sind 36 Taxa = 56 % jeweils nur an einer Messstelle zu finden), so ist zwischen den Messstellen I und IV eine relativ große Ähnlichkeit festzustellen: 19 Taxa = 28 % der Gesamttaxazahl traten in diesen beiden Messstellen auf. Besonders hervorzuheben sind dabei 6 Taxa, die im „Niederungsbach" der Messstelle I gefunden wurden und charakteristische Taxa der Mittelgebirgsgewässer sind (z. B. der Wasserkäfer *Limnius volckmari*, der Bachflohkrebs *Gammarus fossarum* und die Köcherfliege *Hydropsyche siltalai*). Diese Verschleppung des Mittelgebirgscharakters basiert neben der Verdriftung und Einwanderung von Makrozoobenthosorganismen auf einem Geschiebetransport in den Abschnitt des massiven Sohlverbaus hinein, so dass den eingewanderten Taxa entsprechende Substrate zur Besiedlung zur Verfügung stehen.

Bei diesem Beispiel kann somit das Ausstrahlen von Fließgewässereigenschaften (hier: Strukturgüte und Gewässertyp) in nachfolgende Gewässerabschnitte angenommen werden. Inwieweit dieser Effekt als eine Möglichkeit zur Kompensation von Strukturdefiziten angesehen werden kann, müssen weitere Untersuchungen zeigen.

Zusammenfassung:

Die naturräumliche Gliederung der Mittelgebirge Nordrhein-Westfalens wird insbesondere im Hinblick auf die Fließgewässerlandschaften und die Fließgewässertypen nach LAWA und nach der nordrhein-westfälischen Typologie vorgestellt. Mit dem Schwerpunkt auf das Makrozoobenthos werden Faktoren, die sich auf die Ausbreitung und das Wiederbesiedlungspotenzial auswirken, diskutiert. Als besonders bedeutsam wird die Abhängigkeit der Biozönosen von der Längszonierung der Fließgewässer herausgestellt. Aus der – weitgehend theoretischen Betrachtung – ergeben sich eine Reihe offener Fragen. Abschließend wird an einem konkreten Fall die Strahlwirkung eines Mittelgebirgsgewässers in den Tieflandbereich am Beispiel der Makrozoobenthosbiozönose gezeigt.

Tab. 1: Beispiel Düssel: Bewertungsergebnisse nach ASTERICS & PERLODES für die Messstellen III und IV berechnet für zwei verschiedene Gewässertypen. Erläuterungen im Text.

Messstelle	Fließgewässertyp	Allgemeine Degradation	- German Fauna Index type 5	- [%] hyporhithral (scored taxa = 100%)	Rheoindex (Banning, with abundance classes)	- EPT [%] (abundance classes)
I	Typ 05 : Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	mäßig	mäßig	schlecht	mäßig	mäßig
II	Typ 05 : Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	schlecht	schlecht	schlecht	unbefriedigend	unbefriedigend
			German Fauna Index type 19	EPT [%] (abundance classes)	Trichoptera	
III	Typ 19 : Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	gut	mäßig	sehr gut	gut	
IV	Typ 19 : Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	gut	mäßig	sehr gut	mäßig	
III	Typ 05 : Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	unbefriedigend	unbefriedigend	schlecht	mäßig	unbefriedigend
IV	Typ 05 : Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	unbefriedigend	unbefriedigend	schlecht	gut	unbefriedigend

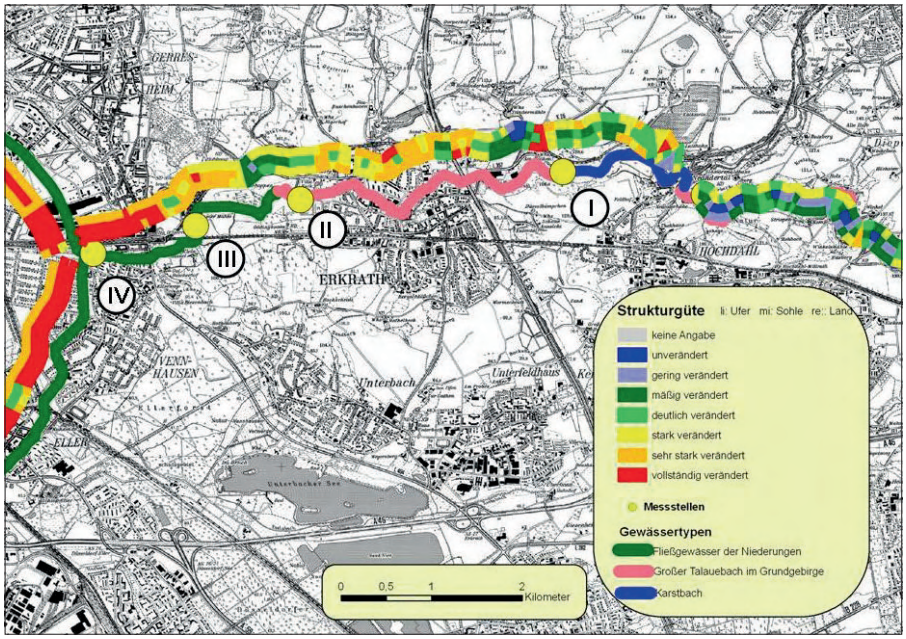


Abb. 13: Beispiel Düssel: Gewässertypen nach NRW, Strukturgüte und Makrozoobenthosmessstellen im Betrachtungsraum.

Literatur:

BRIEM, E. (Hg. ATV-DVWK): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. Arbeitsbericht. Hennef 2003.

LAWA (Auftraggeber): Bundesweite Typologie der Fließgewässer, Stand Februar 2004.

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hg.): Fließgewässertypenatlas Nordrhein-Westfalens. - LUA-Merkblatt Nr. 36. Essen 2002.

VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J .R. & CUSHING, C.E. (1980): The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-177.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Biol. Jochen Lacombe
Bezirksregierung Düsseldorf (ehem. Staatliches Umweltamt Düsseldorf)
Dezernat 53.1.02 (D)
Außenstelle Schanzenstraße 90

40549 Düsseldorf

E-Mail: Jochen.Lacombe@bezreg-duesseldorf.nrw.de

Andreas Schattmann

Einschätzungen zu den Anforderungen an Strahlquellen – Fließgewässer des Mittelgebirges (Typ 5)

1 Ausgangsdaten und Untersuchungsanlass

Daten, die im Rahmen eines Werkvertrages für das Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (in Mainz 1995/1996) erhoben wurden, bilden die Grundlage für die hier durchgeführte Auswertung im Hinblick auf eine mögliche Strahlwirkung in Fließgewässern und die Beschaffenheit von Strahlquellen.

Hintergrund der Untersuchung war die Verifizierung der Bewertungsmethode der Strukturgütekartierung anhand eines biologischen Parameters, in diesem Falle des Makrozoobenthos. Es wurden statistische Zusammenhänge zwischen der Strukturgütebewertung und der Besiedlung betrachtet. Die Ergebnisse wurden zusammengefasst in der Diplomarbeit von SCHATTMANN (1996), im DGL-Tagungsbericht 1997 (SCHATTMANN 1998) sowie als Beitrag „Gewässerstruktur-Untersuchungen zur Analyse und zur Bewertung der ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern." (Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz 1999).

Die Daten werden im Hinblick auf eine mögliche Strahlwirkung ausgewertet, d. h. der positiven Beeinflussung der Besiedlung eines strukturell beeinträchtigten Gewässerabschnitts durch oberhalb gelegene, strukturell hochwertige Abschnitte sowie Einflüsse aus dem Einzugsgebiet. Sie sind hierfür geeignet, da zum einen die Erhebungsmethode des Makrozoobenthos vergleichbar ist und zum anderen an den untersuchten Bächen mehrere Abschnitte beprobt wurden, unter denen sich meist im Oberlauf gelegene strukturell hochwertige sowie bachabwärts strukturell beeinträchtigte Strecken befinden. Es wird versucht, Angaben zur Ausprägung von Strahlquellen sowie deren Längenausdehnung und der Reichweite der Strahlwirkung abzuleiten.

2 Lage des Untersuchungsraumes

Die untersuchten 7 Fließgewässer liegen in der Ahreifel in Rheinland-Pfalz im Grenzgebiet zu Nordrhein-Westfalen und sind alle dem Typ 5, den grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbächen zuzuordnen (Abb. 1).

Sie sind im Leitbild- bzw. Referenzzustand durch folgende Charakteristika gekennzeichnet:

- niedriger saprobieller Grundzustand (Grenze K2/3: 2,0) aufgrund von Beschattung, Rauigkeit der Sohle (Eintrag von Sauerstoff),
- grobe Sohlsubstrate (Steine, Schotter),
- vielfältiges, vorherrschend turbulentes, schnelles Fließverhalten,
- ausgedehnte Schotter- und Kiesbänke, gut ausgebildetes Interstitial,
- EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) bis zu 70 % der vorkommenden Individuen,
- sehr artenreiche Biozönose aufgrund hoher Habitatvielfalt.

Die Bäche sind hinsichtlich der Talform teilweise als Mäandertal-, z. T. als Auetalgewässer anzusprechen (Abb. 2 und Abb. 3).

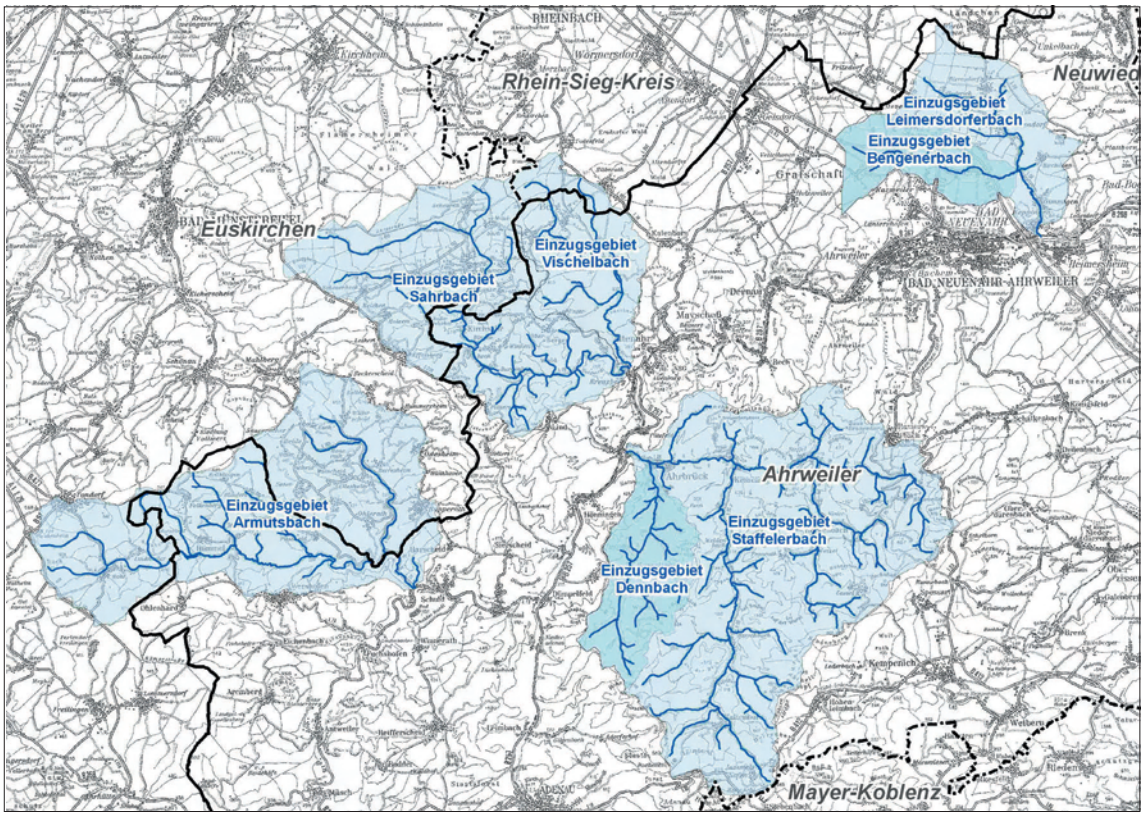


Abb. 1: Übersicht Lage der Einzugsgebiete.

Abb. 2: Staffeler Bach in Talmitte (Autetalgewässer).

Abb. 3: Sahrbach am Talrand (Mäandertalgewässer).

3 Strukturgüte und Makrozoobenthos

Die Untersuchungen für das Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz hatten zum Ziel, Zusammenhänge zwischen der Ausprägung der Strukturgüte und der Zusammensetzung der Biozönosen des Makrozoobenthos zu zeigen. Dabei wurden Korrelationen zwischen der Gesamtstrukturgüte bzw. den einzelnen 6 Hauptparametern (z. B. Laufentwicklung, Sohlenstruktur) und der Taxazahl sowie der Zahl der Rote Liste Arten und substratspezifischer Arten berechnet. Es zeigten sich insgesamt enge Korrelationen zwischen der Strukturgüte, hier vor allem die Gesamtbewertung und die Hauptparameter Sohlenstruktur (s. Abb. 4) sowie Längsprofil und der Gesamttaxazahl.

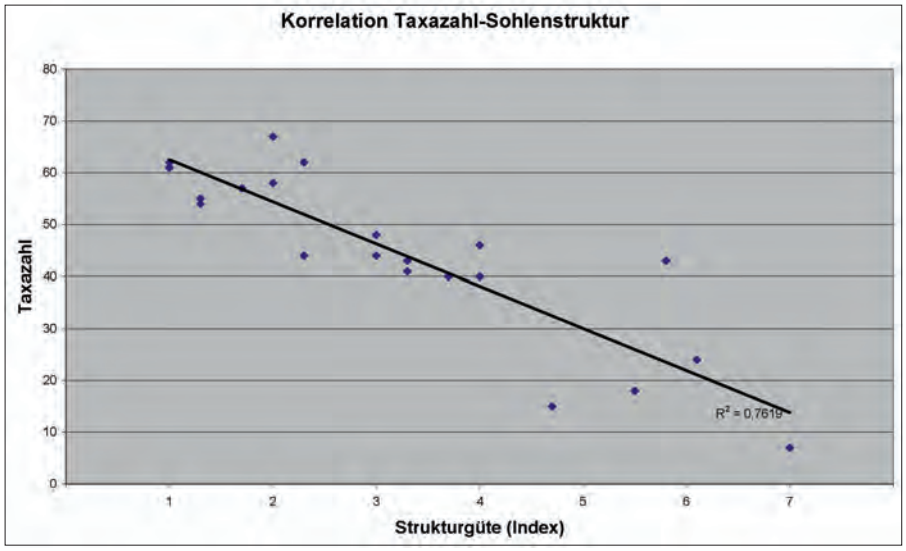


Abb. 4: Korrelation Taxazahl – Sohlenstruktur (Korrelationskoeffizient rxy=-0,88, Bestimmtheitsmaß R^2=0,76, n=21).

Die Ergebnisse der Untersuchungen über die Zusammenhänge zwischen Strukturgüte und Makrozoobenthos können wie folgt zusammengefasst werden:

- Bei Abwesenheit organischer/stofflicher Belastung (Gewässergüteklassen I, I-II) ist eine tendenzielle Zunahme der Taxazahl des Makrozoobenthos mit zunehmender Strukturgüte (= abnehmende Strukturgüteklasse) festzustellen,
- der Ausbau in den betrachteten Abschnitten führt zu einem Rückgang von lenitischen (stehenden) Lebensräumen und deren typische Arten sowie zur Nivellierung der Strömungsverhältnisse („Rhithralcharakter“ bleibt bestehen),
- die beeinträchtigten Abschnitte sind geprägt durch einen Verlust von Stillen, Erlenwurzeln, Unterständen, Ufergehölzen in Folge des Sohl- und Uferverbaus und der angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzung,
- es ist eine Verringerung der Zahl und Qualität der Sohlenstrukturen sowie der Substratdifferenzierung durch den Ausbau/Sohlverbau festzustellen,
- Querbauwerke und Rückstau sind an den untersuchten Bächen nur vereinzelt vorhanden,
- der gute morphologische Gesamtzustand der Bäche im Untersuchungsgebiet der Ahreifel überlagert lokale morphologische Beeinträchtigungen (< 100m Länge),
- harter Sohlverbau führt jedoch durch fehlende/eingeschränkte Zufluchtsmöglichkeiten ins Interstitial zu deutlich verringerten Taxazahlen,
- durch die Strukturgütebewertung werden auch wichtige, die Benthosbesiedlung bestimmende strukturelle Parameter (Strömung, Substrat, Uferbewuchs) erfasst und bewertet,
- von den Ergebnissen der Strukturgütekartierung kann nicht auf die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Biozönose geschlossen werden,
- durch die Strukturgütekartierung können für das Makrozoobenthos potenziell hochwertige Bachabschnitte festgestellt werden.

4 Hinweise auf eine mögliche Strahlwirkung

4.1 Datengrundlage

Die Daten der o. g. Untersuchung wurden ausgewertet, um Aussagen zu einer möglichen Strahlwirkung treffen zu können. Dazu wurde zunächst das Makrozoobenthos der Probestellen mit ASTERICS/PERLODES (2006) (Modul „allgemeine Degradation“) bewertet. Insgesamt wurden 26 Probestellen an 7 Gewässern des Typs 5 untersucht. Die morphologische Ausprägung der betrachteten Gewässerabschnitte verteilt sich auf alle 7 Strukturgüteklassen.

Es liegen zwischen 2 und 6 Probestellen pro Gewässer vor, wobei mindestens eine Stelle durch eine hohe Strukturgüte (Klassen 1-4 = potenzielle Strahlquelle) und eine

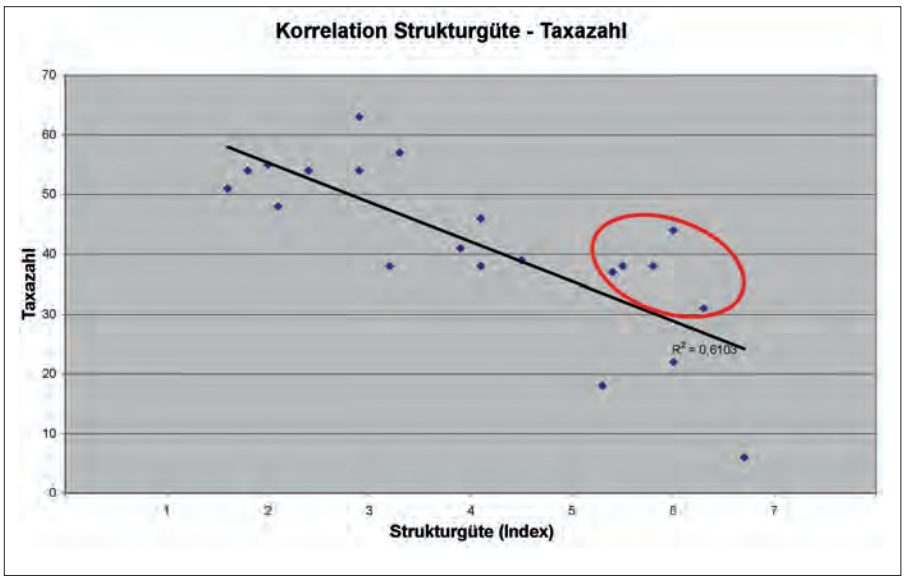


Abb. 5: Korrelation Strukturgüte –Taxazahl und „Ausreißer" (Korrelationskoeffizient rxy=-0,81, Bestimmtheitsmaß R^2=0,61, n=21).

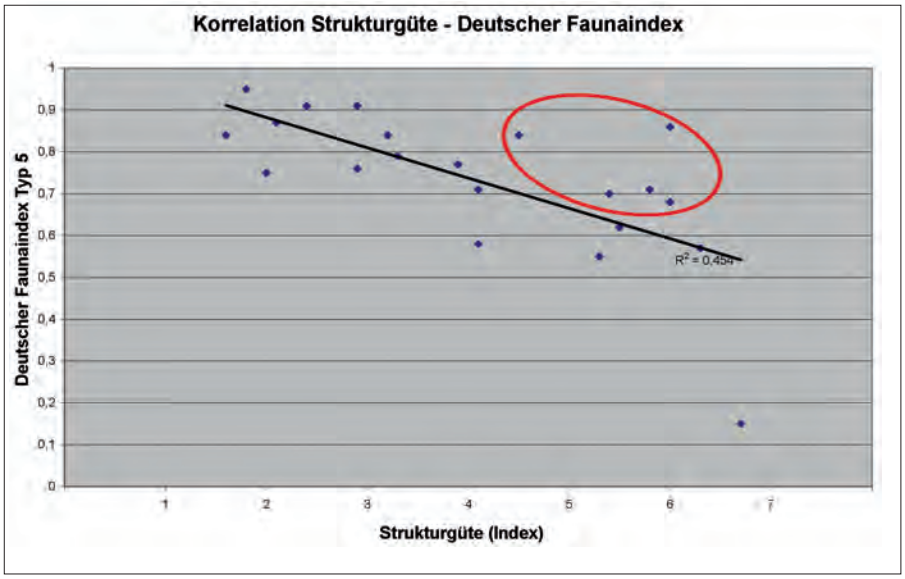


Abb. 6: Korrelation Strukturgüte –Deutscher Faunaindex und „Ausreißer" (das Bestimmtheitsmaß von R^2=0,45 erklärt nur in 45 % der Fälle die Ausprägung des deutschen Faunenindexes).

Tab. 1: Bengener Bach als Beispiel für ein intensiv genutztes Einzugsgebiet.

Bengener Bach	**BB 21**	**BB 19 „Strahlquelle"**	**BB 13**
EZG (km²)		11	
Strukturgüte (gesamt)	4	7	7
Strukturgüte (Sohle)	3	7	7
Modul „allgemeine Degradation"	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend
Taxazahl	12	6	5
Entfernung		0,5 km	1,1 km

durch eine niedrige Strukturgüte (Klassen 5-7 = potenzieller Strahlweg) gekennzeichnet ist. Die Gewässergüte liegt für die Einzugsgebiete der mittleren Ahr bei I und I-II, für die Einzugsgebiete der unteren Ahr bei II (Strukturgüte-Index (SI) neu zw. 1,42 und 1,98).

Betrachtet man die in den Ergebnisdiagrammen (Abb. 5 und Abb. 6) oberhalb der Gerade liegenden Punkte im Bereich der schlechteren Strukturgüteklassen (5 bis 7), dann geben diese aufgrund ihrer positiven Abweichung (hinsichtlich Taxazahl bzw. auch Gesamtindex „allgemeine Degradation" sowie deren Einzelmetrics, z. B. Ausprägung des Dt. Faunaindex) einen Hinweis auf eine mögliche Strahlwirkung.

4.2 Methodik

Die o. g. „Ausreißer" wurden hinsichtlich einer möglichen Strahlwirkung genauer betrachtet. Ist für diese in morphologisch beeinträchtigten Abschnitten (Strukturgüte 5 bis 7) gelegenen Probestellen die Bewertung des Moduls „allgemeine Degradation" mindestens „gut", wird von einer bachabwärts gerichteten Strahlwirkung ausgegangen. Voraussetzung dafür ist eine oberhalb gelegene, strukturell hochwertige Gewässerstrecke (Strukturgüte 1 bis 3), deren Makrozoobenthos-Biozönose ebenfalls mindestens mit „gut" bewertet wurde.

Zur Charakterisierung der Einzugsgebiete und ihrer Beschaffenheit wurden Daten zur Einzugsgebietsnutzung, Gewässerstrukturgüte und zum Vorhandensein von Querbauwerken (Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz 2007) sowie die Anzahl von Zuflüssen ausgewertet. Diese Parameter haben einen deutlichen Einfluss auf die Besiedlung (vgl. ROLAUFFS 2003, 2006) und sind damit für die Ableitung von Anforderungen an Strahlquellen und an den Strahlweg von großer Bedeutung.

Bei der Flächennutzung wurden die Anteile von Wald und Grünland als extensive Nutzungen sowie die Anteile von Ackerland und Siedlungen als intensive Nutzungen gegenübergestellt. Die Flächennutzung beeinflusst u. a. die Stoffeinträge in die Gewässer, das Abflussregime und das Lebensraumpotenzial für gewässertypische Arten des Makrozoobenthos.

Stoffliche Belastungen sind in den betrachteten Fließgewässern nicht von Bedeutung (s. o.) und überlagern daher auch nicht eine mögliche Strahlwirkung.

Die Strukturgüte wurde hinsichtlich der %-Anteile der Klassen 1-3, der Klasse 4 und der Klassen 5-7 sowie deren Verteilung im Längsverlauf der einzelnen Bäche ausgewertet. Bei den Querbauwerken wurde die Anzahl im Längsverlauf der Gewässer sowie die Absturzhöhe betrachtet und der mittlere Abstand zwischen zwei Querbauwerken ermittelt.

Weiterhin spielt die Anzahl, Lage und Ausprägung der Zuflüsse eine Rolle, da diese ihrerseits eine Strahlwirkung auf die Gewässer ausüben können.

4.3 Beobachtungen und Ergebnisse

Die für die 7 betrachteten Fließgewässer ausgewerteten Daten deuten in 4 Fällen auf eine mögliche Strahlwirkung hin. Das heißt, dass Gewässerabschnitte, die unterhalb von strukturell und biozönotisch hochwertigen Abschnitten liegen und strukturell stark überprägt sind, dennoch den guten Zustand in Bezug auf das Makrozoobenthos (s. Kap. 4.1) aufweisen.

Die untersuchten Bäche liegen in Einzugsgebieten mit unterschiedlicher Intensität der Flächennutzung, die sich ebenso wie die Häufigkeit und Verteilung der einzelnen Strukturgüteklassen im Längsverlauf der Gewässer auf die Strahlwirkung auswirken kann (Tab. 3).

Anhand der Daten zum Makrozoobenthos, d. h. der Gesamtbewertung des Moduls „allgemeine Degradation“, konnte für den Leimersdorfer und Bengener Bach keine Strahlwirkung festgestellt werden (Tab. 1). Auffällig sind die sehr geringen Taxazahlen auch in der potenziellen Strahlquelle.

Der Bengener und Leimersdorfer Bach liegen in landwirtschaftlich, v. a. ackerbaulich, intensiv genutzten Einzugsgebieten (u. a. Obstkulturen) nördlich von Ahrweiler. Die Anteile der Strukturgüteklassen 5 bis 7 im Verlauf dieser Bäche liegt bei über 70 %. Die intensive Ackernutzung und Sonderkulturen im Einzugsgebiet nehmen um 50 % der Fläche ein (Tab. 3, Abb. 7).

Für 4 Bäche im Bereich der mittleren und oberen Ahr konnte demgegenüber eine Strahlwirkung anhand der vorliegenden Daten festgestellt werden. Hier wurde das Makrozoobenthos nach ASTERICS/PERLODES auch in morphologisch stärker beeinträchtigten Abschnitten (Strukturgüte 5 bis 7), die unterhalb von morphologisch weitgehend intakten Abschnitten – den potenziellen Strahlquellen – liegen, mit „gut“ bewertet (s. Tab. 2).

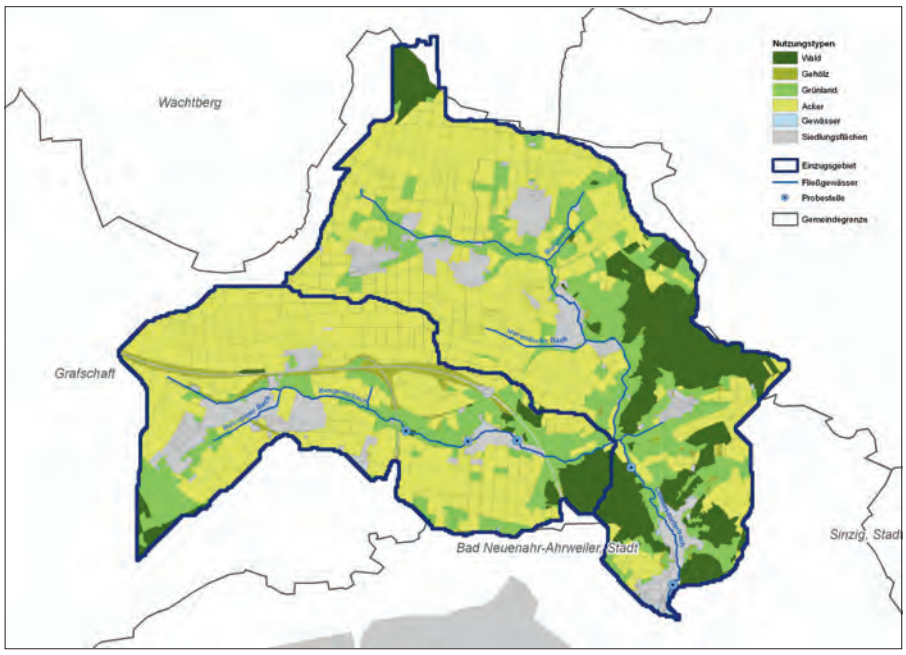


Abb. 7: Einzugsgebiet des Bengener und Leimersdorfer Baches.

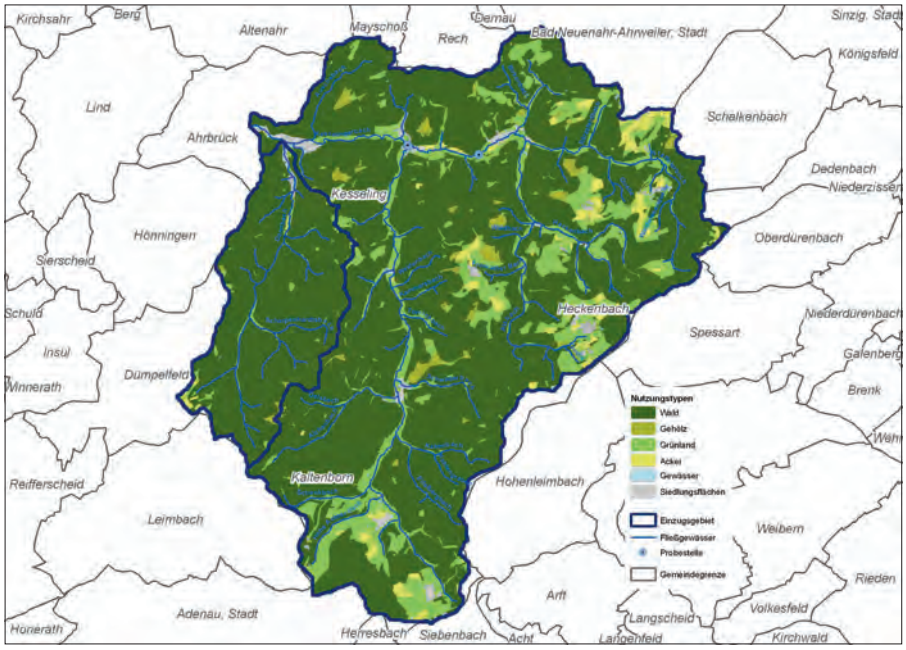


Abb. 8: Einzugsgebiet des Dennbaches/Staffeler Baches.

Tab. 2: Dennbach als Beispiel für ein naturnahes Einzugsgebiet.

Dennbach	**DB 16 „Strahlquelle“**	**DB 5**	**DB 4**	**DB 2**
EZG (km²)	15			
Strukturgüte (gesamt)	2	5	6	7
Strukturgüte (Sohle)	1	3	6	5
Modul „allgemeine Degradation“				
Taxazahl	54	41	24	15
Entfernung		1,1 km	1,2 km	1,4 km

Tab. 3: Angaben zur Hydromorphologie, Flächennutzung und Hinweise auf eine „Strahlwirkung".
** die lokale Hydromorphologie überlagert die aufgrund der Beschaffenheit des Einzugsgebietes hinsichtlich der Strukturgüte und Flächennutzung zu erwartende Strahlwirkung (durch: Sohlverbau, Verbindung zum Interstitial unterbrochen).*

Gewässer:	Bengener Bach	Leimersdorfer Bach	Armutsbach	Vischelbach	Sahrbach	Staffeler Bach	Dennbach
Hydromorphologie							
%-Anteil der Strukturgüteklassen 1-3 im Längsverlauf	9,3	4,5	24,1	41,0	12,4	28,4	29,2
%-Anteil der Strukturgüteklasse 4 im Längsverlauf	3,9	23,3	46,0	41,9	34,7	33,6	34,7
%-Anteil der Strukturgüteklassen 5-7 im Längsverlauf	86,8	71,9	29,9	16,9	52,8	38,0	36,1
Flächennutzung im Einzugsgebiet							
Wald (%)	5,0	12,4	50,1	63,4	63,8	77,0	93,3
Grünland (%)	15,8	17,5	20,0	8,0	15,2	14,9	3,5
Acker (%)	55,2	49,1	24,4	22,2	12,1	2,6	0,6
Siedlung (%)	12,1	12,9	2,0	5,7	4,2	1,8	0,4
Strahlwirkung erkennbar?	nein	nein	ja	nein*	ja	ja	ja

Die Einzugsgebiete dieser Bäche sind durch hohe Waldanteile (>50 %) und geringe Anteile der Ackernutzung (<25 %) sowie der Siedlungsflächen (<5 %) gekennzeichnet (Abb. 8).

Die Anteile der Strukturgüteklassen 5-7 im Längsverlauf dieser Fließgewässer liegen meist um oder unter 35 % (Tab. 3) mit Ausnahme des Sahrbaches. Hier entfallen jedoch von den 52,8 % der Strukturgüteklassen 5 bis 7 noch 35 % auf die günstigere Klasse 5.

Die als „Strahlweg" zu bezeichnenden Gewässerstrecken unterhalb der potenziellen Strahlquellen sind durch verringerte Taxazahlen gekennzeichnet. Der gute ökologische Zustand (nach ASTERICS/PERLODES, Modul „Allg. Degradation") wird hier trotz geringerer Taxazahlen als in den Strahlquellen erreicht. Die für die Bewertung von Fließgewässern des Typs 5 relevanten Metrics sind der Deutsche Faunaindex (Typ 5), der Rheoindex, Anteil der hyporhithralen Taxa (%) und der Anteil der EPT-Taxa (%).

Der rhithrale Charakter der Biozönose des Makrozoobenthos bleibt bei den untersuchten Bächen trotz geringerer Taxazahl erhalten. Der zunehmende Ausbaugrad geht an den untersuchten Bächen mit einer zunehmenden „Rhithralisierung" der Gewässer einher. Auffällig ist das Fehlen von Taxa, die für die lenitischen Bezirke im Gewässer typisch sind.

Es konnte weiterhin beobachtet werden, dass harter Sohlverbau (Pflasterung, Beton), der die Verbindung der Bachsohle zum Interstitial unterbricht bzw. das einzig besiedelbare Substrat in einem Abschnitt darstellt, die Strahlwirkung überlagert (Bsp. Vischelbach, Tab. 3).

Die Ausprägung des Hauptparameters „Sohlenstruktur" ist bei den betrachteten Bächen häufig um eine Klasse besser eingestuft als die Gesamtstrukturgüte. Damit ist bei Abschnitten mit der Gesamtstrukturgüteklasse 4 für den Bereich der Sohle oft bereits ein guter hydromorphologischer Zustand erreicht. Daher wird in Kap. 5 die Strukturgüteklasse 4 in den Szenarien 2 und 3 mit berücksichtigt.

5 Versuch der Operationalisierung der Ergebnisse

Wesentlich für die Maßnahmenplanung ist es, konkrete Werte für die Mindestausdehnung von Strahlquellen, deren Beschaffenheit und für die Reichweite Strahlwirkung zu erhalten (je nach Gewässertyp). Daher werden die hier beobachteten und gewonnenen Ergebnisse in messbare Zahlenwerte gefasst. Sie können als erste Orientierungswerte und Grundlage für die Ableitung von Maßnahmen unter Ausnutzung der Strahlwirkung dienen (für den Gewässertyp 5). Zur *Ermittlung der Längenausdehnung* der potenziellen Strahlquellen wurden drei Szenarien entwickelt (Abb.9). Ausgangspunkt für die Untersuchung von Strahlquellen ist die Lage einiger Probestellen in strukturell wenig beeinträchtigten Gewässerabschnitten (Strukturgüte 1 bis 3). Diese liegen oberhalb von strukturell stärker beeinträchtigten Abschnitten (Strukturgüte 5 bis 7) und weisen Bewertungen nach ASTERICS/PERLODES (2006) (Modul „allgemeine Degradation") von „gut" bis „sehr gut" auf (s. Kap. 4.2). Im ersten Szenario sind die Längen dieser Gewässerstrecken betrachtet worden, die mindestens der Strukturgüteklasse 3 zuzurechnen sind. Das zweite Szenario umfasst Gewässerstrecken bis zur Strukturgüteklasse 4 und im dritten Szenario werden auch oberhalb der betrachteten Gewässerstrecken gelegene Abschnitte der Strukturgüteklassen 1 bis 4 mitberücksichtigt, wenn diese <0,5 km entfernt liegen.

Zur *Ermittlung der Reichweite der Strahlwirkung* (s. Abb. 10) wurde im optimistischen Szenario die Entfernung zwischen den potenziellen Strahlquellen (Strukturgüte 1 bis 3) mit mindestens „guter" Bewertung des Makrozoobenthos und den unterhalb gelegenen positiv beeinflussten Probestellen (Strukturgüte 5 bis 7) mit ebenfalls mindestens „guter" Bewertung herangezogen. Im realistischen Szenario ist die Entfernung zwischen den positiv beeinflussten Probestellen und den nächsten oberhalb gelegenen Gewässerstrecken mit der Strukturgüteklasse 1 bis 3 herangezogen worden, da diese Strecken möglicherweise bereits als Strahlquelle wirken.

Diese Abschnitte liegen somit zwischen der Strahlquelle (mit Probestelle Makrozoobenthos) und dem positiv beeinflussten Abschnitt. Daten zum Makrozoobenthos lagen für diese Gewässerstrecken jedoch nicht vor.

Folgende *Anforderungen an die Beschaffenheit von Strahlquellen* lassen sich aus den vorliegenden Daten und Auswertungen für den Gewässertyp 5 ableiten:

- Die Ausprägung des Moduls „Saprobie“ sollte „gut“ bis „sehr gut“ sein.
- Die Ausprägung des Moduls „Allg. Degradation“ sollte ebenfalls gut bis sehr gut sein.
- Die Längenausdehnung (Mindestareal) der Strahlquelle muss mind. 0,3 km betragen mit der Strukturgüteklasse (GSG) 3 bzw. 0,45 km mit Strukturgüteklasse 1-4 (25-Perzentil).
- 50 % der Werte liegen zwischen 0,45 km und 1,2 km im Szenario 2 (mit Strukturgüteklasse 4).
- Bei Berücksichtigung oberhalb der Strahlquellen gelegener weiterer, strukturell hochwertiger Abschnitte ist das 25-Perzentil 0,5 km und das 75-Perzentil 1,45 km (Abb. 9).
- Die Länge der oberhalb gelegenen Gewässerstrecken mit GSG 5-7 sollte unter 0,5-0,7 km betragen oder die GSG des Hauptparameters „Sohlenstruktur“ liegt bei mindestens 4.
- Querbauwerke sind nicht häufiger als 1 kleiner Absturz pro 3 km Lauflänge bzw. 1 hoher Absturz pro 4 km Lauflänge; kein/kaum Rückstau vorhanden.
- Naturnahe Zuflüsse münden alle 0,7 bis 1,6 km Lauflänge in die betrachteten Gewässer ein und wirken sich vermutlich ebenfalls positiv auf die Besiedlung aus.

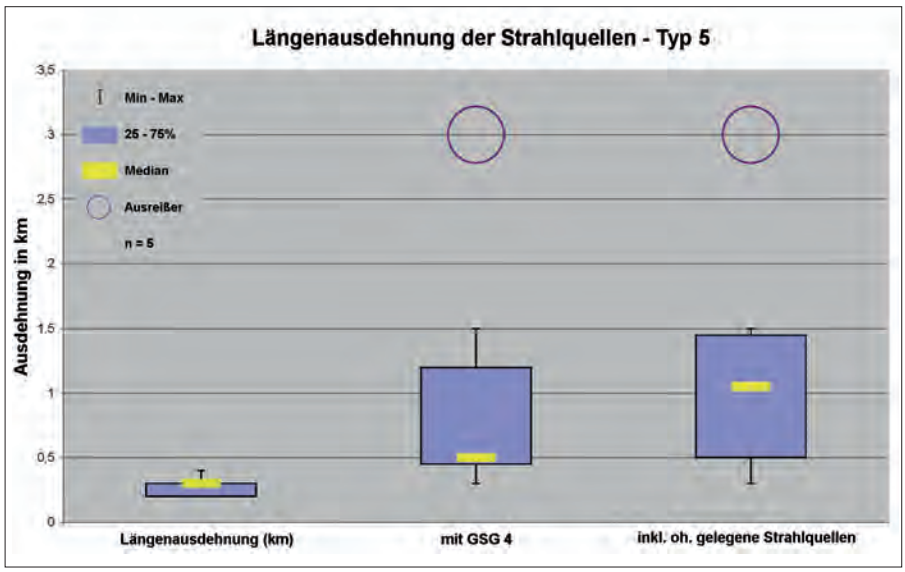


Abb. 9: Boxplot zur Längenausdehnung der Strahlquellen - Gewässertyp 5 (links: Länge der Gewässerstrecke - mit Probestelle, die Gewässerstrukturgüte (GSG) 1-3 aufweist, Mitte: GSG 1-4, rechts mit oberhalb gelegenene Strecken der GSG 1-4 in <0,5 km Entfernung)..

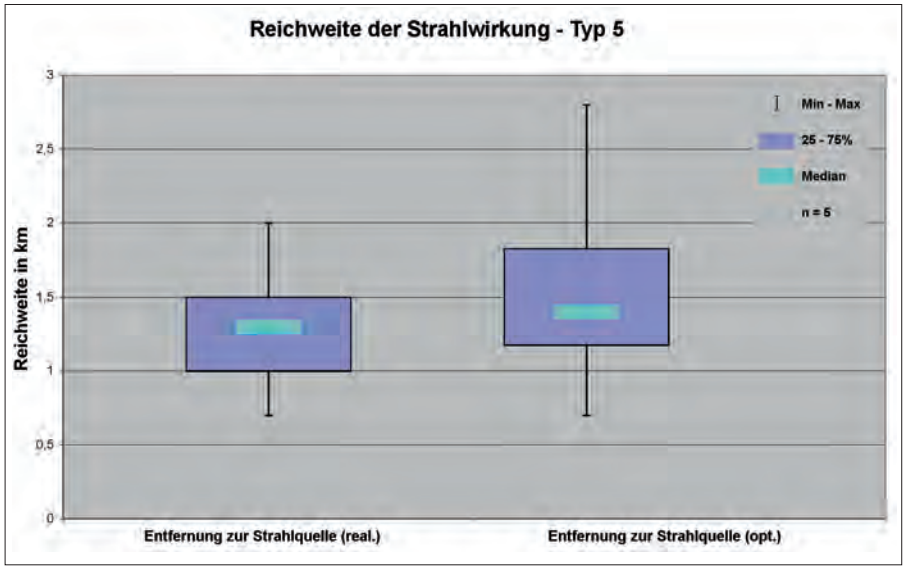


Abb. 10: Boxplot zur Reichweite der Strahlwirkung - Gewässertyp 5 (links: Abstände zwischen positiv beeinflussten Gewässerstrecken und der nächsten oberhalb gelegenen Strecke mit GSG 1-3 = potenzielle Strahlquelle, rechts: Abstände zwischen positiv beeinflussten Gewässerstrecken und der durch Untersuchungen bestätigten Strahlquellen).

Die *Anforderungen an die Beschaffenheit des Einzugsgebietes* lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Anteile der Strukturgüteklassen 5-7 im Längsverlauf oberhalb der Strahlquellen sollten unter 30 % betragen.
- Die Anteile der Strukturgüteklassen 1-3 im Längsverlauf oberhalb der Strahlquellen sollte zwischen 12 und 40 % betragen.
- Leit- und Begleitarten des Gewässertyps müssen im Einzugsgebiet vorhanden sein (Wiederbesiedlungspotenziale).
- Die Anteile von Wald und Grünland (zusammengenommen) an der Flächennutzung im Einzugsgebiet liegt in den betrachteten Einzugsgebieten bei ca. 70 %.
- Der Anteil der Ackernutzung an der Flächennutzung liegt in den betrachteten Einzugsgebieten bei unter 25 %.

Die *Anforderungen an die Beschaffenheit des Strahlweges* können wie folgt zusammengefasst werden:

- Es herrscht eine natürliche/naturnahe, typspezifische Abflussdynamik vor.
- Es besteht eine natürliche/naturnahe Feststoff-, Geschiebedynamik.
- Die Gewässersohle ist nicht durch Verbau versiegelt; es kommt höchstens lückiger Steinsatz/Steinschüttung über kurze Strecken (< 100 m) vor.
- Es besteht eine weitgehende Durchgängigkeit (Querbauwerke sind nicht häufiger als 1 kleiner Absturz pro 3 km Lauflänge bzw. 1 hoher Absturz pro 4 km Lauflänge); keine längeren Rückstaubereiche.
- Gehölzfreie Gewässerstrecken sind nicht länger als 0,5 km.
- Die Strukturgüteklassen im Strahlweg liegen bei 4-6, wobei ein Anteil der Klassen 1-4 von mind. 30 % vorhanden sein muss.
- Es münden naturnahe Zuflüsse alle 0,7 bis 1,6 km Lauflänge ein.
- Die erreichbare Länge der Strahlwirkung liegt im realistischen Szenario bei ca. 1,0-1,5 km (= 25- u. 75-Perzentil, Mittelwert: 1,29 km) bzw. bei 1,2 bis 1,8 km (= 25- u. 75-Perzentil, Mittelwert: 1,54 km) im optimistischen Szenario. Die Minimalwerte liegen bei 0,7 km, die Maximalwerte bei 2,0 bzw. 2,8 km (realist. bzw. optimist. Szenario, Abb.10).

Bei den ermittelten Werten handelt es sich um Beobachtungen aus den genannten Einzugsgebieten. Ob diese Werte auf andere Einzugsgebiete mit dem Gewässertyp 5 übertragbar sind, ist unklar und wäre zu überprüfen. Änderungen der beobachteten und ermittelten Werte für die Anforderungen an Strahlquellen, Einzugsgebiete und Strahlwege könnten die Strahlwirkung hinsichtlich ihrer Reichweite beeinflussen. Welcher der genannten Faktoren ausschlaggebend ist und den stärksten Einfluss auf die Strahlwirkung hat, ist anhand der vorliegenden Daten nicht zu klären. Es wäre für die Maßnahmenplanung sinnvoll, eine größere Zahl von Datensätzen zielgerichtet auszuwerten, um weitere Angaben zur Wirkung der verschiedenen Faktorenkombinationen zu erhalten.

6 Folgerungen für die Maßnahmenplanung

Für die Maßnahmenplanung können folgende erste Ideen angeführt werden:

- Eine Reduktion der Abstände zwischen Gewässerstrecken mit der GSG 1-4 sollte durch ökologische Aufwertung angestrebt werden: unterhalb von Strahlquellen auf unter 1-1,5 km, oberhalb auf unter 0,5-0,7 km.
- Eine Ausdehnung der Längserstreckung der Gewässerstrecken, die potenzielle „Strahlquellen“ darstellen, sollte erfolgen.
- Prioritäten für einzelne Maßnahmen sollten vergeben werden, um die größte Wirkung zu erreichen; das „Zielerreichungspotenzial“ sollte ermittelt werden, z. B. geringe Priorität für naturferne EZG ohne Wiederbesiedlungspotenzial, hohe Priorität für EZG mit Beeinträchtigungen, aber Potenzialen bzgl. Hydromorphologie und Besiedlung.
- Maßnahmen in Strahlwegen sollten sein: Beseitigung von Sohl-, Uferverbau; Verbesserung der Durchgängigkeit; Verkürzen von Abschnitten ohne Ufergehölzbestand auf <0,5 km; Strukturverbesserung der Sohle auf mind. Klasse 4; Erhöhung der Anteile der Strukturgüteklassen 1-4 im Längsverlauf auf mind. 30%,
- u. a.

Ausblick

- Zur Verifizierung oder Anpassung und Ergänzung der Aussagen ist eine Betrachtung einer größeren Zahl von Datensätzen und weiterer Einzugsgebiete mit zusätzlichen Belastungen notwendig, wie z. B. zahlreiche Querbauwerke mit Rückstau, Einleitungen (hydraulische Belastungen), stoffliche Belastungen.
- Eine Überprüfung der Aussagen im Hinblick auf die Fischfauna, die deutlich sensibler auf Querbauwerke reagiert, ist wünschenswert.
- Die Aussagen sind im Rahmen von Maßnahmenplanungen und –umsetzungen (Effizienzkontrollen) zu überprüfen und zu ergänzen.
- Die Ergebnisse sind auf höhere Maßstabsebenen, hier das Einzugsgebiet der Ahr, zu übertragen und zu überprüfen.
- Die Entwicklung einer Handlungsanleitung/eines Leitfadens zur Ermittlung der Wiederbesiedlungspotenziale und der Strahlwirkungspotenziale in Einzugsgebieten als Grundlage für die Maßnahmenplanung erscheint sinnvoll.

Literatur

ASTERICS/PERLODES (2006): Software und Software-Handbuch für die deutsche Version. www.aqem.de.

Landesamt für Umwelt Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (2007): Daten zur Gewässerstrukturgüte, Querbauwerken und Flächennutzung für Fließgewässer im Einzugsgebiet der Ahr, Mainz.

Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (1999): Gewässerstruktur – Untersuchungen zur Analyse und Bewertung der ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern, Mainz.

ROLAUFFS, P. (2003): Ökologische Bewertung von Fließgewässern: Integrierende Einflüsse des Einzugsgebietes oder lokale Gewässermorphologie ? Was ist entscheidend für die Biozönose ? Eine Frage der Skalierung. DGL-Tagungsbericht 2002, S. 98-103, Werder.

ROLAUFFS, P. (2006): Bewertung der allgemeinen Degradation mittels Makrozoobenthos: Flächennutzung kontra lokale Gewässermorphologie. DGL-Tagungsbericht 2005, S. 303-307, Werder.

SCHATTMANN, A. (1996): Zusammenhänge zwischen Gewässerstrukturgüte und Makrozoobenthos – untersucht an Nebenbächen der mittleren und unteren Ahr. Unveröfftl. Diplomarbeit an der Universität Bonn.

SCHATTMANN, A. (1998): Gewässerstrukturgüte und Makrozoobenthos – eine Untersuchung über Zusammenhänge – durchgeführt an Nebenbächen der mittleren Ahr, DGL-Tagungsbericht 1997, S. 846-851, Krefeld.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Geogr. Andreas Schattmann
Ingenieur- und Planungsbüro
LANGE GbR
Carl-Peschken-Str. 12

47441 Moers

E-Mail: Andreas.Schattmann@langegbr.de

Heike Popp & Olaf Lehr

Renaturierungsprojekte in Hessen am Beispiel der Wisper und der Nidda - Versuch einer Erfolgsbewertung

An der Wisper und an der hessischen Nidda wurden in den letzten Jahren Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur durchgeführt (Abb. 1). An der Wisper wurde die Durchgängigkeit von Fischwegen wiederhergestellt; an der Nidda wurden zahlreiche Strukturmaßnahmen umgesetzt. Ein Monitoring fand insbesondere an der Wisper statt. An der Nidda wurden jedoch nur vereinzelte Gutachten erstellt. Vor diesem Hintergrund ist dieser Beitrag als erster Erfahrungsbericht zu verstehen.

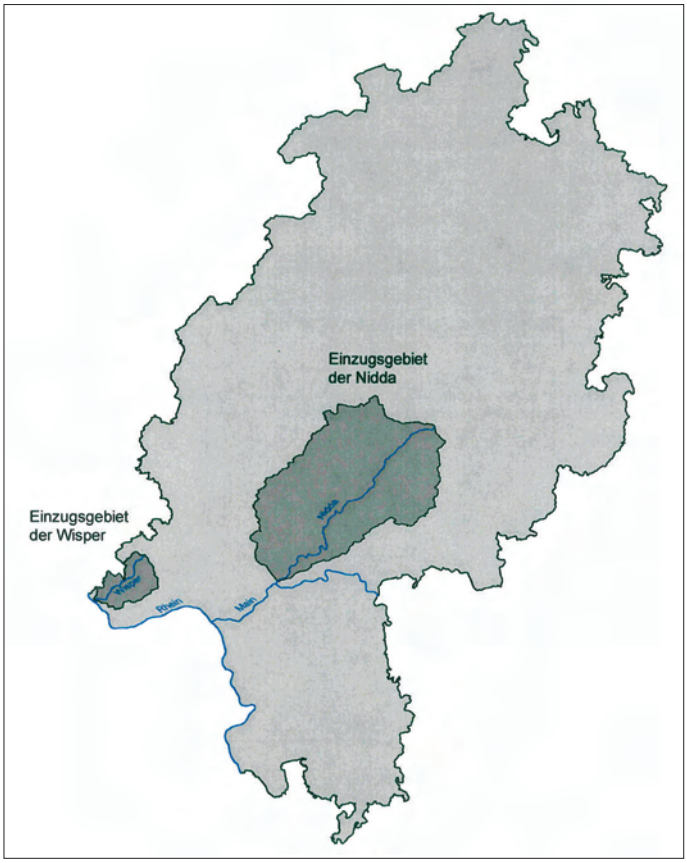


Abb. 1: Hessen mit den Einzugsgebieten von Wisper und Nidda.

Wisper

Die Wisper, ein Taunusgewässer mit einem Einzugsgebiet von rund 230 km², mündet bei Lorch in den Rhein. Am Pegel Pfaffental der Wisper mit einem Einzugsgebiet von 170,4 km² betragen die charakteristischen Abflüsse in m³/s:

MNQ Mittelwert der jährlich niedrigsten Abflüsse	0,09
MQ Mittelwert aller Abflüsse	1,11
MHQ Mittelwert der jährlich höchsten Abflüsse	14,9
HQ_{10} 10-jährlicher Hochwasserabfluss	27,8
HQ_{100} 100-jährlicher Hochwasserabfluss	49,8

Im Unterlauf der Wisper unterbrachen drei Wehre die lineare Durchgängigkeit des Gewässers:

- das Walzenmühlenwehr bei km 1 + 400
- das Wehr auf dem Gelände der Firma Schlaadt bei km 3 + 900
- das Wehr an der Fischzucht Flach bei km 6 + 200.

Die Lage der Wehre ist der Abb. 2 zu entnehmen.

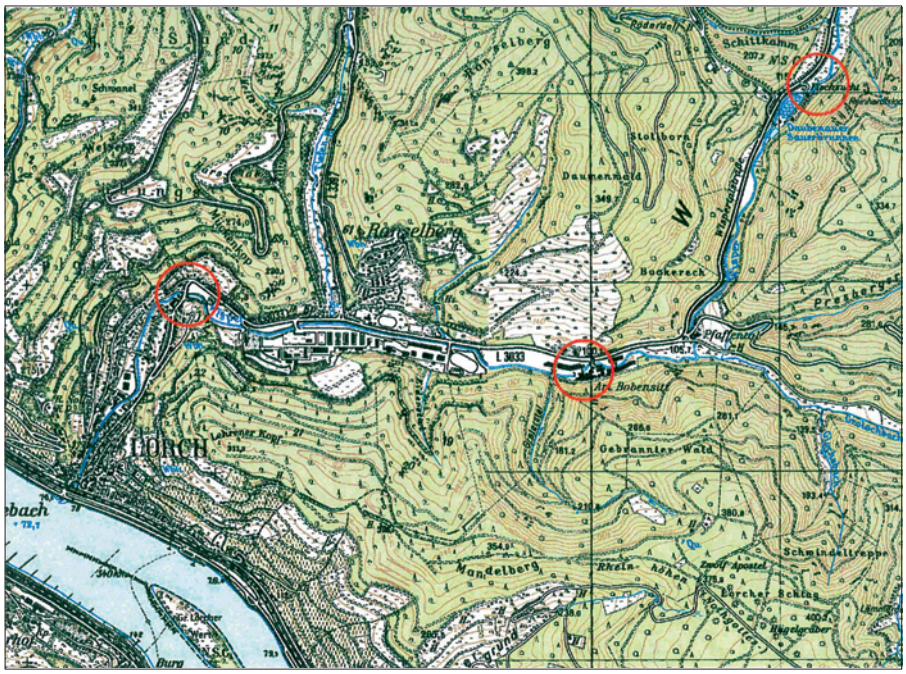


Abb. 2: Lage der Wehre im Unterlauf der Wisper/ Hessen.

Im Rahmen des Programms „Lachs 2000" sollte die lineare Durchgängigkeit der Wisper für gewässerabhängige Organismen wiederhergestellt und ein Wiederansiedlungsprojekt mit Lachsen durchgeführt werden. Hierfür wurde im Winter 2001/2002 der 1,10 m hohe Absturz des Walzenmühlenwehres durch eine Teilrampe überbrückt. Danach folgten im Sommer 2004 der Umbau des Wehres Schlaadt in einen 0,80 m überbrückenden Serpentinenfischpass und die Anlage eines Umgehungsgerinnes am 1,70 m hohen Wehr Flach. Die durchgeführten Maßnahmen an der Wisper sollen für die Zielarten Groppe *(Cottus gobio)*, Bachneunauge *(Lampetra planeri)* und Lachs *(Salmo salar)*

stromaufwärts gerichtete Fischbewegungen ermöglichen und somit verbesserte Bedingungen schaffen.

Während die Fischbesiedlung vor dem Umbau der Wehre aus typischen Arten der Forellenregion, wie Bachforelle *(Salmo trutta fario)*, Groppe *(Cottus gobio)* und Bachschmerle *(Barbatula barbatula)* bestand, konnten nach dem Umbau auch vermehrt Cypriniden wie Döbel *(Leucisus cephalus)* und Hasel *(Leucisus leucisus)* nachgewiesen werden, die aus dem Rhein stammen.

Bei der Befischung des Serpentinenfischpasses im Oktober 2004 durch das Büro für Fisch- & Gewässerökologische Studien (SCHNEIDER & KORTE) wurden die Groppe und ein juveniler Lachs nachgewiesen. Die Befischung im Herbst 2006 erbrachte zwei Lachsrückkehrer oberhalb des Serpentinenfischpasses.

Durch die Öffnung der Fischwege kann von einer flussaufwärts gerichteten Strahlwirkung ausgegangen werden. Durch die Vertriftung der Fischlarven in den Rhein ist aber auch eine flußabwärts gerichtete Strahlwirkung gegeben.

Nidda

Die Nidda entspringt im Vogelsberg, ist etwa 90 km lang und mündet bei Frankfurt in den Main. Die Größe ihres Einzugsgebietes beträgt rund 1.641 km². Die Gewässerbreite im Mittellauf liegt bei 12 bis 15 m. Die Nidda ist der letzte große Nebenfluss des Mains vor dessen Mündung in den Rhein. An der Mündung in den Main betragen die charakteristischen Abflüsse in m^3/s:

MNQ Mittelwert der jährlich niedrigsten Abflüsse	4
MQ Mittelwert aller Abflüsse	13
MHQ Mittelwert der jährlich höchsten Abflüsse	68
HQ_{10} 10-jährlicher Hochwasserabfluss	96
HQ_{100} 100-jährlicher Hochwasserabfluss	115

Schon die Römer griffen in die Gewässerstruktur der Nidda ein und nutzten sie zur Treidelschifffahrt. Eine deutlichere Veränderung erfuhr die Nidda aber erst mit der Nutzung der Wasserkraft zum Betreiben von Mühlen und den damit verbundenen Stauen, also ab dem 13. Jahrhundert.

Im 19. Jahrhundert wurden im Frankfurter Stadtgebiet fünf größere Mühlen betrieben. Diese verursachten bei Hochwasser häufige Überflutungen. Es folgten kleinere Flussbegradigungen.

Erste größere wasserbauliche Maßnahmen zwischen der Mündung und Frankfurt-Sossenheim wurden ab 1866, nachdem alle Gebiete unter preußischer Verwaltung standen, geplant und durchgeführt. Von 1926 bis 1929 wurde die Nidda zwischen Frankfurt-Rödelheim und Frankfurt-Eschersheim ausgebaut. Die Lauflänge verkürzte sich innerhalb des Frankfurter Stadtgebietes von 23 auf gut 18 km. Die Mühlenwehre wurden durch bewegliche Stauwehre ersetzt.

Max Bromme, damaliger Leiter des Frankfurter Garten- und Friedhofamtes, stellte in seiner 1928 erschienenen Denkschrift „Die Erhaltung der alten Nidda“ differenzierte Planungen für die Altarme in Hausen, Praunheim und Eschersheim sowie für die Bepflanzung der ausgebauten Nidda vor, um die Schäden an der Nidda zu minimieren.

Anfang 1960 begann die große Begradigung der Nidda oberhalb von Frankfurt. Der Fluss wurde auf ca. 40 km Länge (bis Nidda-km 64 + 500) trapezförmig auf ein 100-jährliches Bemessungshochwasser ausgebaut und mit einem Steinsatz befestigt. Ufergehölze wurden gerodet und sämtliche Wehre geschleift. Positive Nebenwirkung dieses Ausbaues war die Wiederherstellung einer mehr als 30 km langen, frei fließenden Gewässerstrecke.

Neben dem technischen Ausbau beeinträchtigte in dieser Zeit auch die sehr schlechte Gewässergüte die Nidda. Streckenweise wurde nur Güteklasse III- IV erreicht.

Die schlechte Wasserqualität und die großräumige Zerstörung der Fischhabitate sorgten für das Verschwinden vieler Arten. Nur wenige resistente Arten, wie Rotauge *(Rutilus rutilus)*, Brassen *(Abramis brama)*, Güster *(Blicca bjoerkna)* und eingesetzte Arten wie Giebel *(Carassius gibelio)*, Karpfen *(Cyprinus carpio)* und Schleie *(Tinca tinca)* konnten in diesem uniformen Kanal noch überleben. Sogar die nur wenig anspruchsvollen Arten wie Döbel *(Leucisus cephalus)*, Gründling *(Gobio gobio)* und Hasel *(Leucisus leucisus)* waren weitgehend zurückgedrängt.

Lediglich in einigen Strecken intakter Seitengewässer fanden sich noch Reliktpopulationen dieser Arten. Leitfischarten wie Barbe *(Barbus barbus)* und Nase *(Chondrostoma nasus)* waren aus dem gesamten Einzugsgebiet völlig verschwunden. Eine Zuwanderung aus dem Main war wegen der Frankfurter Wehre nicht möglich (LEHR 2003).

Situation Mitte der 1980er Jahre

Mit der Verbesserung der Gewässergüte Anfang der 1980er Jahre begann jedoch eine allmähliche Trendwende. Nicht nur die Gewässergüte wurde besser, auch punktuelle Strukturverbesserungen, bedingt durch kleine eigendynamische Prozesse, begannen zu greifen. So bildeten sich im Bereich von Bachmündungen wieder Kiesbänke aus, die nun auch „Bestandsschutz“ hatten. In den Vorjahren waren sie immer wieder ausgebaggert worden. Durch die Ausbildung von Uferrehnen entstanden auch wieder erste Steilufer. An anderen Stellen bildeten sich räumlich sehr beschränkte Flachzonen aus.

Allein dies bewirkte, dass Gründling *(Gobio gobio)*, Bachschmerle *(Barbatula barbatula)* und Hecht *(Esox lucius)* aus Seitengewässern wieder einwandern konnten.

Zusätzlich konnten sich die Bestände von Döbel *(Leucisus cephalus)*, Hasel *(Leucisus leucisus)* und Flussbarsch *(Perca flavescens)* vergrößern. Insbesondere der Flussbarsch kam in der Phase der „Rückeroberung“ zeitweise massenhaft vor.

Sämtliche Fischarten müssen aus oberhalb liegenden Seitengewässern eingewandert sein, da im unterhalb liegenden Frankfurt die sechs beweglichen Wehre Migrationen weitgehend verhindern. Insofern kann von einer flussabwärts gerichteten Strahlwirkung ausgegangen werden.

Situation Mitte der 1990er Jahre

Seit Anfang 1990 werden an der Nidda große Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt. Durch Einbau von Inseln, Anschnitte des alten Sediments sowie Aufbruch der Steinbefestigung konnten zahlreiche neue Habitatstrukturen entstehen. Insgesamt wurden an der Nidda rund 12 km Fließstrecke renaturiert (Abb. 3). Parallel hierzu wurden die Fischarten Barbe *(Barbus barbus)* und Nase *(Chondrostoma nasus)* wieder angesiedelt. Teil dieses Projekt war ein Monitoring.

Zunächst konnte festgestellt werden, dass sich die Reproduktionszonen wie auch die Juvenilhabitate überwiegend in den renaturierten Abschnitten befanden. Aus diesen Bereichen heraus wurden dann auch

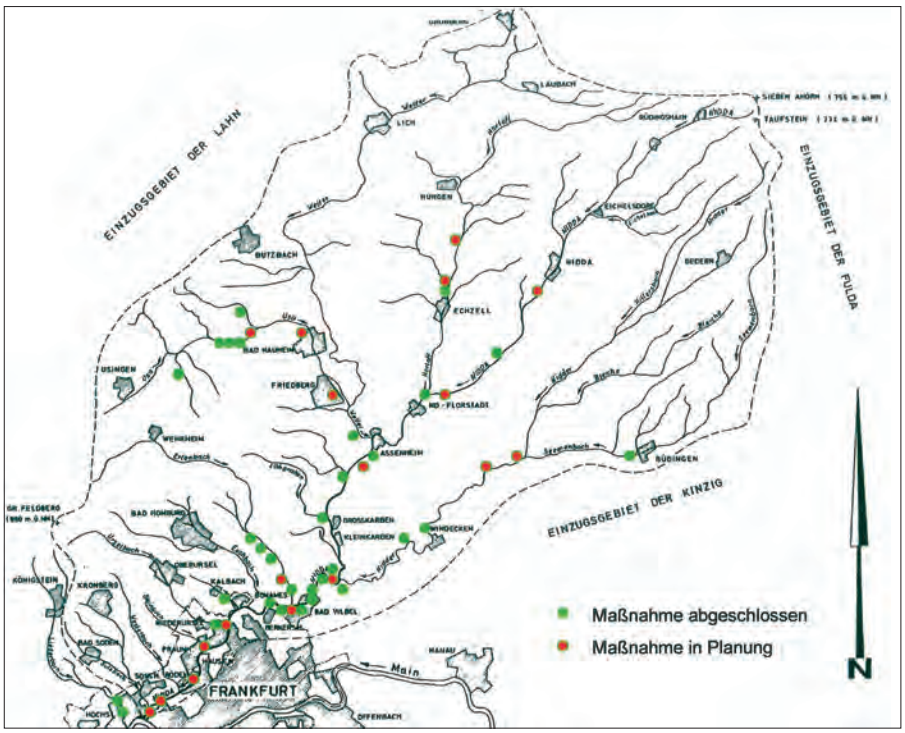


Abb. 3: Geplante und abgeschlossene Maßnahmen im Einzugsgebiet der Nidda/ Hessen.

Teile der kanalisierten Nidda, aber auch der oberhalb liegenden Wetter besiedelt. Heute kommt die Barbe wieder in der Nidda und auch in der Wetter vor. In einigen Strecken ist die Barbe wieder eine der häufigsten Fischarten. Eine Ausbreitung in die oberhalb liegenden Nidderabschnitte wird zur Zeit noch durch mehrere Wehre verhindert.

Die Ausbreitung der Nase scheint ähnlich, wenn auch zögernder zu verlaufen. Die Nase kann heute wieder bis in den Unterlauf der Usa nachgewiesen werden. In Usa und Wetter finden sich auch Laichplätze. Die Besiedlung der Wetter, hier befinden sich Wehre aber keine Fischwege, kann nur bei Hochwasser stattgefunden haben. In solchen Fällen sind die Wehre kurzzeitig passierbar.

Es bleibt festzuhalten, dass eine Strahlwirkung flussaufwärts bezüglich Barbe und Nase angenommen werden kann.

Situation 2007

In 2007 konnten in der gesamten unteren Nidda Elritzen *(Phoxinus phoxinus)* und Bitterlinge *(Rhodeus amanus)* nachgewiesen werden.

Elritze (Phoxinus phoxinus)

Seit mehreren Jahren kann eine sehr große Elritzenpopulation in der Usa beobachtet werden. Mit Verbesserung der Wasserqualität und den Strukturmaßnahmen scheint die Elritze wieder bessere Bedingungen zu finden. Der Erstnachweis eines Laichplatzes der Elritze gelang 2006 in einer Renaturierungsstrecke bei Ilbenstadt. Heute kommt die Elritze in weiten Strecken der unteren Nidda vor. Die Ausbreitung hat also sehr rasant stattgefunden.

Im Falle der Elritzen kann von einer flussabwärts gerichteten Strahlwirkung ausgegangen werden.

Bitterling (Rhodeus amanus)

Das Vorkommen des Bitterlings ist an das Vorhandensein von Großmuscheln gekoppelt. Malermuschel und Teichmuschel kommen schon seit längerer Zeit in der Nidda vor. Der Bitterling wurde bis 2002 jedoch nur ganz vereinzelt nachgewiesen.

In 2002 gelang erstmals der Nachweis von Jungfischen dieser Art. Die Lokalität war eine im Rahmen von Strukturmaßnahmen entstandene Uferbucht in Bad Vilbel. Heute kann der Bitterling im gesamten Einzugsgebiet nachgewiesen werden. Man kann davon ausgehen, dass der Bitterling schon längere Zeit in sehr kleinen Bestandsdichten vorkam und sich nach Verbesserung der Gewässergüte ausgebreitet hat.

Auch hier kann von einer flussaufwärts gerichteten Stahlwirkung ausgegangen werden.

Fazit

Renaturierungsmaßnahmen an der Nidda haben zur Rückkehr zahlreicher verschwundener autochthoner Fischarten geführt. Aufgrund der Beobachtungen kann von einer Strahlwirkung dieser Maßnahmen ausgegangen werden.

Reliktpopulationen besiedelten die Nidda flussabwärts. Durch Renaturierungsmaßnahmen bedingte Lebensraumverbesserungen im Unterlauf bewirkten eine flussaufwärts gerichtete Strahlwirkung. Eine große Rolle spielte hierbei auch die über 30 km lange Fließstrecke ohne Fischwechselhindernisse. Wieder einmal zeigt sich, wie wichtig der Aspekt der Biotopvernetzung ist. Zukünftig soll nach den Planungen der Stadt Frankfurt die Durchgängigkeit an den sechs Niddawehren hergestellt werden, um die Nidda wieder mit dem Main zu verbinden.

Auch wenn die vorgestellten Beobachtungen und Nachweise positive Auswirkungen der durchgeführten Maßnahmen belegen, wäre ein systematisches Monitoring grundsätzlich wünschenswert.

Literatur:

Garten- und Friedhofwesen des städtischen Siedlungsamtes Frankfurt am Main (1928): Die Erhaltung der alten Nidda.

KOSSLER, G.; LEHR, G. & SEIPEL, K. (1991): Der korrigierte Fluß.

LEHR, G. (2003): Zur Geschichte und Renaturierung der Nidda. www.ignidda.de/index/Texte/chronik1.pdf (Stand November 2007).

SCHNEIDER & KORTE (2004, 2006): FFH - Grunddatenerhebung für das Gewässersystem der Wisper.

Anschrift der Verfasser/innen:

Gottfried Lehr
Büro für Gewässerökologie
Bergstraße 110

61118 Bad Vilbel

E-Mail: Gottfried.Lehr@g-l-g.de

Heike Popp
Brandt·Gerdes·Sitzmann
Wasserwirtschaft GmbH
Pfungstädter Straße 20

64297 Darmstadt

E-Mail: H.Popp@bgswasser.de

Thomas Hübner

Die Biotopverbundplanung am Rhein

Die internationale Kommission zum Schutz des Rheines (IKSR) hat Anfang 2007 für die Rheinaue zwischen dem Bodensee und der Mündung des Rheins in die Nordsee eine durchgehende Biotopverbundplanung vorgelegt (IKSR 2006). Der folgende Beitrag berücksichtigt im besonderen die Verhältnisse in Nordrhein-Westfalen.

1 Grundlagen und Zielsetzung

Ziel des Biotopverbunds ist der langfristige Erhalt der heimischen Tier- und Pflanzenwelt mit ihrer genetischen Vielfalt durch die Erhaltung, Entwicklung und Wiederherstellung von Flächen für ein funktional zusammenhängendes „Netz", das landschaftstypische Lebensräume und Lebensraumkomplexe einbindet und das den Auswirkungen räumlicher Verinselungen entgegen wirkt (s. BURKHARDT et al. 2004).

Auen besitzen für den Biotopverbund als lineare Elemente, die große Landschaftsteile verbinden, eine besondere Bedeutung. So verbindet die Rheinaue weite Teile Europas vom Hochgebirge über das Mittelgebirge, das norddeutsche und niederländische Tiefland bis hin zur Mündung in die Nordsee.

Die Rheinaue hatte früher eine enorme Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz, die in den letzten zwei Jahrhunderten größtenteils verloren gegangen ist. Es wurden nicht nur mehr als 85 % der ursprünglichen Überschwemmungsgebietsfläche der Fließgewässerdynamik entzogen und durch die Festlegung und den Ausbau des Stroms wertvolle Lebensräume beeinträchtigt oder zerstört, sondern auch die Fließgewässerdynamik weitgehend unterbunden.

Grundlage für die Erarbeitung des Biotopverbunds am Rhein war das Programm zur nachhaltigen Entwicklung des Rheins „Rhein 2020", das im Januar 2001 von der Rhein-Minister-Konferenz verabschiedet wurde. Darin heißt es u. a.: „Im Bereich der Verbesserung des Ökosystems Rhein sollen das ehemals vorhandene Netz rheintypischer Biotope (Biotopverbund) und die ökologische Durchgängigkeit (Auf- und Abwärtsbewegung) des Rheins vom Bodensee bis zur Nordsee (...) wieder hergestellt werden" (IKSR 2001).

Die von der IKSR vorgelegte Biotopverbundplanung am Rhein basiert auf den Vorschriften des § 3 und § 31 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG):

§ 3 „Biotopverbund" fordert: „(1) Die Länder schaffen ein Netz verbundener Biotope (Biotopverbund), das mindestens 10 % der Landesfläche umfassen soll."

§ 31 „Schutz von Gewässern und Uferzonen" legt den Ländern auf: „Die Länder stellen sicher, dass die oberirdischen Gewässer einschließlich ihrer Gewässerrandstreifen und Uferzonen als Lebensstätten und Lebensraum für heimische Tier- und Pflanzenarten erhalten bleiben und so weiter entwickelt werden, dass sie ihre großräumige Vernetzungsfunktion auf Dauer erfüllen können."

2 Vorgehensweise und Ergebnisse

Im Vorfeld der Planung wurde der Rhein in fünf Betrachtungsräume aufgeteilt, die denen des Hochwasser-Aktionsplans der IKSR entsprechen:

1. Hochrhein (Konstanz bis Basel – Rhein-km 0 – 170)
2. Oberrhein (Basel bis Bingen – Rhein-km 170 – 529)
3. Mittelrhein (Bingen bis Rolandswerth – Rhein-km 529 – 642)
4. Niederrhein (Rolandswerth bis Lobith – Rhein-km 642 – 857)
5. Rheindelta (Lobith bis Mündung Nordsee – Rhein-km 857 – 1030).

Analog dem morphologischen Leitbild des Niederrheins (LUA 2003b) wurde die Rheinaue in NRW, die dem Niederrhein entspricht, darüber hinaus in fünf strukturell homogene Planungsabschnitte unterteilt (Abb. 1):

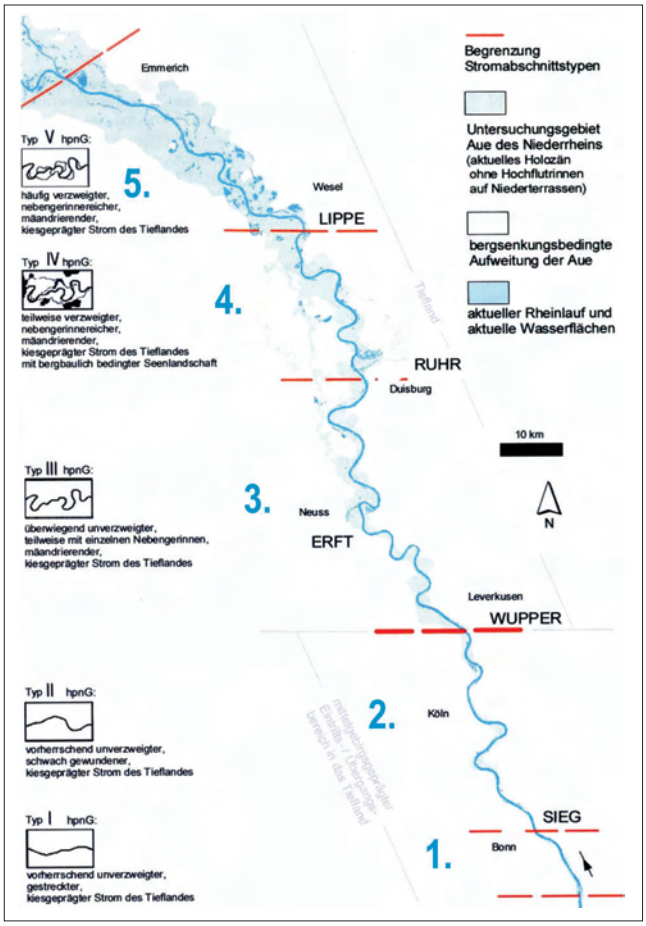


Abb. 1: Gliederung der Rheinaue in Nordrhein-Westfalen:
1. Bad Honnef bis Siegmündung
2. Siegmündung bis Wuppermündung
3. Wuppermündung bis Krefeld
4. Krefeld bis Lippemündung
5. Lippemündung bis Landesgrenze NL

1. Bad Honnef bis Siegmündung
2. Siegmündung bis Wuppermündung
3. Wuppermündung bis Krefeld
4. Krefeld bis Lippemündung
5. Lippemündung bis Landesgrenze Niederlande.

Zwecks einheitlicher Vorgehensweise wurden die folgenden acht Wert bestimmenden Biotoptypengruppen (= Hauptgruppen: HG) als Betrachtungseinheiten festgelegt:

HG 1: aquatischer und amphibischer Bereich der Fließgewässer (Hauptstrom und Seitengewässer bis Mittelwasserlinie, amphibischer Bereich: Sand, Kies, Schlammflächen)

HG 2: natürliche Auengewässer und naturnahe künstliche Stillgewässer

HG 3: Sümpfe, Röhrichte, Hochstaudenfluren

HG 4: Grünland

HG 5: Trockenbiotope

HG 6: Auenwälder im Überschwemmungsbereich

HG 7: Wälder in der ehemaligen Aue

HG 8: sonstige für den Artenschutz/Biotopverbund bedeutende Biotoptypen.

Zur Biotoptypengruppe 8 zählen in NRW vor allem naturferne, für Wasservögel bedeutsame Abgrabungsgewässer.

Im Vorfeld der Biotopverbundplanung wurde in NRW eine Biotoptypen-Kartierung auf Basis von Infrarot-Luftbildern aus dem Jahr 1999 erstellt. Unter Berücksichtigung sonstiger Informationen wie vorhandenen aktuellen Vegetationskartierungen in Schutzgebieten wurde eine Karte der Wert bestimmenden Biotoptypengruppen unter Differenzierung der Größe der einzelnen Flächen und ihrer Lage angefertigt (s. Abb. 2).

Für die Biotoptypengruppen wurden in Abstimmung mit den Niederlanden Leitarten in NRW ausgewählt, die stellvertretend für die Vielzahl auentypischer Arten Aussagen zu Raumansprüchen ermöglichen (Minimalareale, überbrückbare Distanzen).

Um die Biotopverbundsituation zu analysieren, wurde die Lage der Einzelflächen einer Hauptgruppe zueinander unter Verwendung einer typenspezifischen Maximaldistanz für die regionale Betrachtungsebene, unterhalb derer von einem funktionierenden Biotopverbund mit Artenaustausch auszugehen ist, abgeglichen. Diese Maximaldistanzen wurden aus der Fachliteratur und den speziellen Arealansprüchen der ausgewählten Leitarten abgeleitet. Aufbauend auf Maximaldistanzen und Arealansprüchen konnte eine Defizitanalyse für Biotopverbund-Raumeinheiten durchgeführt werden, die Lücken im Biotopverbund erkennen läßt. In NRW weisen vor allem die Biotoptypengruppe 3 (Sümpfe, Röhrichte, Hochstaudenfluren) und Biotoptypengruppe 6 (Auenwälder) ein flächenmäßiges Defizit auf.

In einem weiteren Schritt wurde das Potenzial beurteilt. Hierbei wurde hauptsächlich die aktuelle Überschwemmungssituation einbezogen und überbaute Flächen als irreversibel nicht für den Biotopverbund zur Verfügung stehende Flächen angesehen. Dagegen wurden die in NRW geplanten Retentionsräume am Rhein in die Biotopverbundplanung integriert.

Im nächsten Schritt wurde für die Rheinaue das Leitbild formuliert und darauf basierend Entwicklungsziele festgesetzt. Wertvolle Beiträge hierfür lieferten in Nordrhein-Westfalen die Merkblätter Nr. 40 und 41 des Landesumweltamtes NRW (LUA 2003a, 2003b).

Grundlage für das Leitbild in der Wasserwirtschaft ist der unter jetzigen Bedingungen natürliche Zustand der Lebensräume und ihrer Vegetation. Darüber hinaus wurde im Sinne eines naturschutzfachlichen Leitbildes die Erhaltung und Wiederherstellung bestimmter für den Arten- und Biotopschutz besonders bedeutsamer Kulturbiotope integriert. Dies sind in NRW vor allem:

1. artenreiche Grünland-Gesellschaften wie Glatthaferwiesen und Feuchtwiesen;
2. gehölzreiches Grünland mit Hecken und Kopfbäumen (z. B. kommt am Unteren Niederrhein ein erheblicher Anteil der gesamten Steinkauz-Population der BRD vor);
3. Berücksichtigung der Schutzgüter von NATURA 2000 (FFH-Richtlinie, Vogelschutzrichtlinie). So waren im Vogelschutzgebiet Unterer Niederrhein speziell die Ansprüche der ca. 200.000 überwinternden arktischen Wildgänse zu berücksichtigen.

Auf diesen Grundlagen aufbauend erfolgte die Erarbeitung des Biotopverbundkonzeptes mit Maßnahmenvorschlägen. Diese wurden mit vorliegenden Planungen wie den Gebietsentwicklungsplänen (jetzige Regionalpläne) und den Hochwasserschutz-Planungen abgeglichen.

In der fertigen Biotopverbundplanung werden für homogene Teilräume die für die einzelnen Biotoptypengruppen erforderlichen Maßnahmen festgelegt (s. Abb. 3).

Die einzelnen Teilräume werden in Schwerpunktbereiche mit einem noch relativ guten Zustand und ggf. guten Realisierungschancen für den Biotopverbund aufgrund bestehender Planungen und in Entwicklungsbereiche mit aktuell erheblichen Defiziten bezüglich des Biotopverbundes differenziert.

Die Planung für die einzelnen Biotoptypengruppen in den Teilräumen unterscheidet zwischen den drei Zielen „Erhalt und ökologische Verbesserung“, „Vergrößerung“ sowie „Entwicklung“.

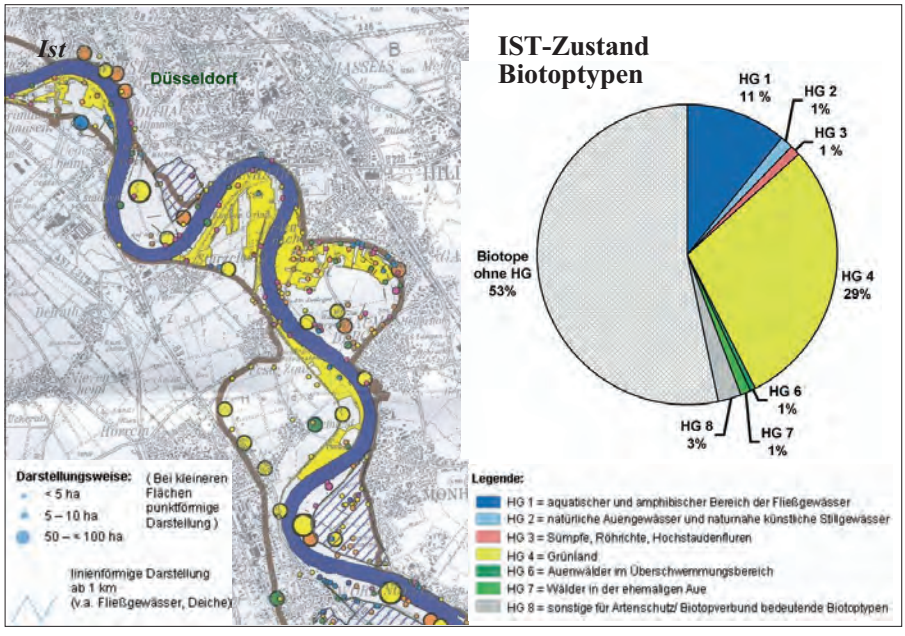


Abb. 2: Karte der aktuellen Vorkommen der Wert bestimmenden Biotoptypengruppen.

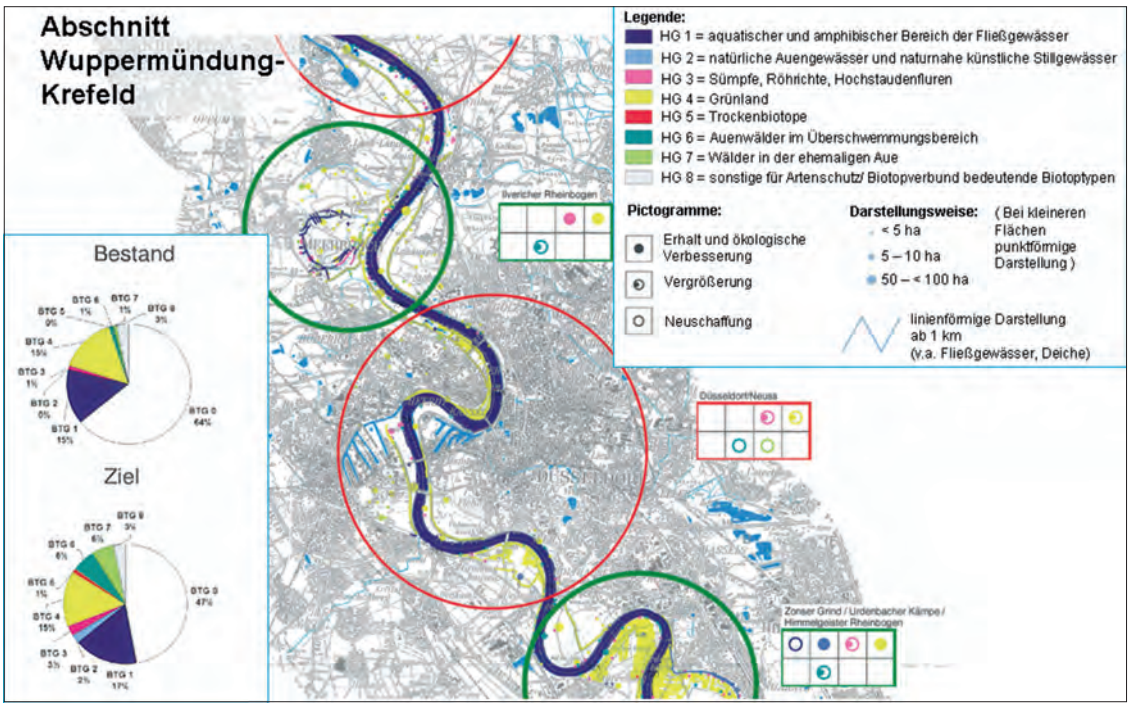


Abb. 3: Biotopverbundplanung (aus IKSR 2006).

Erhalt und ökologische Verbesserung

Dieses Ziel wird angegeben, wenn

a) der betrachtete Teilraum für die Biotoptypengruppe einen weitgehend intakten Biotopverbund aufweist bzw. bei ausreichender Fläche nur qualitativ verbessert werden muss,
b) es keinen intakten Biotopverbund gibt, aufgrund bestehender Restriktionen aber keine Verbesserungsmöglichkeiten realisiert werden können und
c) eine Biotoptypengruppe aufgrund natürlicher Voraussetzungen nicht vermehrt werden kann (z. B. Fließgewässer).

Vergrößerung

Dieses Ziel wird formuliert, wenn die räumliche und/oder flächenmäßige Verbreitung einer Biotoptypengruppe für einen intakten Biotopverbund nicht ausreicht.

Entwicklung

Die Neu-Entwicklung ist dort notwendig, wo keine oder sehr wenig Strukturen einer Hauptgruppe (HG) vorhanden sind.

Zusätzlich zu der Darstellung der notwendigen Ziele für die einzelnen Biotoptypengruppen in den Teilräumen wird eine Übersicht des Ist- und Zielzustandes der Biotoptypengruppen in den fünf Planungsabschnitten in NRW gegeben (s. Abb. 4).

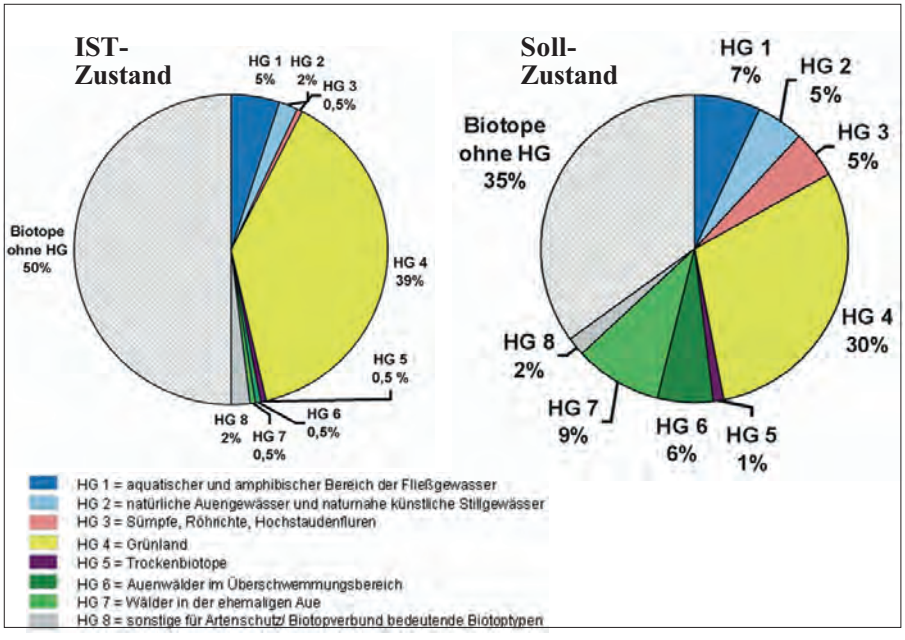


Abb. 4: Vergleich des Ist- und Soll-Zustandes der Biotoptypengruppen (HG) in der Rheinaue Nordrhein-Westfalens.

Wie Abb. 4 verdeutlicht, besteht in Nordrhein-Westfalen aufgrund der intensiven Nutzung der Rheinaue ein erheblicher Verbesserungsbedarf hinsichtlich der Wert bestimmenden Biotoptypengruppen, um einen funktionierenden Biotopverbund zu gewährleisten. Dies betrifft flächenmäßig vor allem die Hauptgruppe 3: Sümpfe, Röhrichte, Hochstaudenfluren und die Biotoptypengruppe 6: Auenwälder. Die Biotoptypengruppen 1, 2 und 4 sind dagegen vor allem hinsichtlich ihrer Qualität zu verbessern, um die Biotopverbundziele zu erreichen.

3 Maßnahmen

Neben der qualitativen Verbesserung der Biotoptypen z. B. durch naturnahe Gewässergestaltung, Förderung dynamischer Prozesse und Extensivierung der Flächennutzungen, soll die Anlage von Nebengerinnen und Maßnahmen zur Auenreaktivierung besonders herausgestellt werden.

Anlage von Nebengerinnen

Ursprünglich zeichnete sich die Rheinaue in großen Bereichen Nordrhein-Westfalens durch eine Vielzahl von Nebengerinnen aus. Aufgrund fehlender Dynamik des Rheins und der Vertiefung des Rheinbettes durch Sohlenerosion, die zum ökologischen Abkoppeln der Auengewässer führt, sind diese heute kaum noch vorhanden. Neben dem weitgehend fehlenden Auenwald ist dies hinsichtlich der aktuellen

Lebensraumausstattung das größte Defizit in der Rheinaue.

Die Anlage von Nebengerinnen, wie es beispielhaft der Abb. 5 zu entnehmen ist, führt zu Verbesserungen von fünf Biotoptypengruppen, nämlich Fließgewässern, naturnahen Stillgewässern, Röhrichten und Hochstaudenfluren, Auenwald sowie Trockenbiotopen auf Pionierstandorten (Sandanlandungen). Sie würden wesentlich zur Verbesserung der Fischfauna des Rheines beitragen, da naturnahe mehr oder weniger ständig angebundene Seitengewässer am Rhein nahezu völlig fehlen. Gerade diese sind wichtige Refugial- und Laichräume für zahlreiche typische Auen- und Fließgewässerarten (s. auch NEUMANN & BORCHERDING 1998, STAAS 1997). Neben der Entwicklung von für den Biotop- und Artenschutz besonders bedeutsamen Lebensräumen würde die Anlage von Nebengerinnen maßgeblich der Verbesserung der Fischfauna im Rhein dienen. Naturnah ausgestaltete, ständig oder zeitweise durchflossene Nebengerinne entwickeln sich zu Kernzonen des Biotopverbunds, wie Beispiele aus den Niederlanden zeigen (s. Abb. 5).

Neben diesen naturschutzfachlichen Aspekten und wesentlichen Verbesserungen im Hinblick auf die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie können Nebengerinne erheblich zur hydraulischen Entlastung des Hauptgerinnes beitragen und bieten damit eine Möglichkeit die Sohlenerosion im Rhein zu mindern.

Die Idee der Nebengerinne wurde vom NABU im Rahmen des Projektes „Lebendiger Rhein – Fluss der 1000 Inseln“ aufgegriffen und wird derzeit für mehrere Projekte in NRW durchgeplant.

Auenreaktivierung

Auenreaktivierungen im Sinne der Vergrößerung von Überflutungsflächen können durch Deichrückverlegungen und Polderanlagen realisiert werden. Deichrückverlegungen mit freier Flutung der reaktivierten Flächen stellen eine besonders wirksame Maßnahme zur Entwicklung naturnaher Auenbiotope dar.

Die Anlage von Poldern mit der Möglichkeit einer Steuerung der Überflutungsverhältnisse kann nur in Verbindung mit sogenannten ökologischen Flutungen zur Ausbildung typischer Auenlebensgemeinschaften führen. Dabei ist es von besonderer Bedeutung, möglichst viele der natürlich auflaufenden Hochwässer zuzulassen. Gesteuerte Polder, die nur bei extremen Hochwasserereignissen geflutet werden, sind aus ökologischer Sicht höchst problematisch, da sich in den Zeiträumen zwischen den Flutungen keine an Überflutung angepassten Biozönosen ausbilden können.

4 Fazit

Die Biotopverbundplanung für die Rheinaue liefert einen wichtigen Beitrag für den nationalen und internationalen Biotopverbund in Deutschland und Westeuropa. Sie stellt einen bedeutenden Beitrag zur Umsetzung der FFH- und Vogelschutz-Richtlinie dar. Mit Umsetzung der Planung kann eine Vielzahl von Synergieeffekten erreicht werden. Das gilt insbesondere für die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie. Die Realisierung der Biotopverbundplanung wird zur Verbesserung der Wasserqualität und der Gewässerstrukturgüte beitragen.

Weiterhin sind erhebliche Auswirkungen auf die Fischfauna als einer wesentlichen Zielgröße der Wasserrahmenrichtlinie zu erwarten. Insbesondere die oben vorgestellte Anlage von Nebengerinnen wird hinsichtlich der Fischfauna zu einer erheblichen „Strahlwirkung“ führen, die allerdings nicht quantifizierbar ist.

Auenangepasste Nutzungen sowie insbesondere Maßnahmen zur Auenreaktivierung durch Rückverlegung von Deichen und Anlage von Poldern mit ökologischen Flutungen liefern einen wesentlichen Beitrag für den Hochwasserschutz.

Die Anlage von Nebengerinnen führt zur Verminderung der Sohlenerosion und liegt somit ebenfalls im Interesse der Schifffahrt.

Die Realisierung des Biotopverbunds Rhein stellt einen maßgeblichen Beitrag zur Anpassung an den Klimawandel dar. Ein funktionierender Biotopverbund ist die wichtigste Maßnahme seitens des Natur-

Abb. 5: Anlage von Nebengerinnen als schematische Darstellung (oben) und in der Realisierung (unten) (aus IKSR 2006).

schutzes, um durch den Klimawandel verursachte Migrationen von Arten z. B. in Süd-Nord-Richtung zu ermöglichen.

Die von der IKSR vorgelegte Biotopverbundplanung am Rhein dient sowohl den Zielen des Biotop- und Artenschutzes als auch den Zielen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Ihre Verwirklichung erfordert das gemeinsame Vorgehen und Handeln seitens des Naturschutzes und der Wasserwirtschaft.

Literatur

BURKHARDT, R.; BAIER, Hermann & BENDZKO, Udo (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des § 3 BNatSchG „Biotopverbund". Ergebnisse des Arbeitskreises „Länderübergreifender Biotopverbund" der Länderfachbehörden mit dem BfN. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 2, Bonn, 1-84.

EG-Wasserrahmenrichtlinie: Richtlinie 2000/60/EG „Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik" vom 23. Oktober 2000 (Wasserrahmenrichtlinie - WRRL).

FFH-Richtlinie - Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie: RL 92/43/EWG vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, ABl. L 206 vom 22.7.1992, S. 7.

IKSR (2001): Rhein-Ministerkonferenz 2001. Rhein 2020. Programm zur nachhaltigen Entwicklung des Rheins. – Koblenz, 27 S.

IKSR (2006): Biotopverbund am Rhein. – Koblenz, 109 S.

LUA (Landesumweltamt) (2003a): Vegetationskundliche Leitbilder und Referenzabschnitte für die Ufer- und Auenvegetation des Rheins in Nordrhein-Westfalen. – LUA-Merkblätter Nr. 40.

LUA (2003b): Morphologisches Leitbild Niederrhein. – LUA-Merkblätter Nr. 41.

NEUMANN, D. & BORCHERDING, J. (1998): Die Fischfauna des Niederrheins und seiner ehemaligen Auenlandschaft. – LÖBF-Mitt. H. 2, Recklinghausen, 12-15.

STAAS, S. (1997): Das Jungfischaufkommen im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern. – Hg. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung. LÖBF-Schriftenreihe 12, Recklinghausen.

Vogelschutzrichtlinie: RL 79/409/EWG vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten, ABl. L 103 vom 25.4.1979, S. 1.

Anschrift des Verfassers:

Thomas Hübner
Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW
Leibnizstr. 10

45659 Recklinghausen

E-Mail: thomas.huebner@lanuv.nrw.de

Mario Sommerhäuser & Rudolf Hurck

Aufbau des Arteninventars in isolierten, renaturierten Gewässerabschnitten im städtischen Bereich – Trittsteine und Strahlwirkung im Emschergebiet

1 Einleitung

Fließgewässer sind vernetzte, linienhafte Strukturen, die als Transportwege für Stoffe und Schiffe sowie als Wanderwege für Lebewesen dienen. Ihre charakteristische Eigenschaft eines Kontinuums, d. h. eines sich im Fließverlauf in seinen abiotischen und biotischen Eigenschaften kontinuierlich oder auch diskontinuierlich verändernden Systems, ist vielfach beschrieben worden (z. B. VANNOTE et al. 1980, WARD & STANFORD 1983). Fließgewässern im urbanen Raum ist diese Grundeigenschaft in der Regel verloren gegangen. Der Bedarf an Siedlungs- und Verkehrsfläche führte zur Verkürzung und Verrohrung zahlreicher Wasserläufe und ihrer Auflösung in isolierte Reststücke. Bäche in Ballungsgebieten sind gegenwärtig „Inseln in Zeit und Raum“ - eine Situation, die sich erst mit fortschreitender Renaturierung urbaner Gewässer ändert, wie sie z. B. im Emschergebiet seit ca. 20 Jahren betrieben wird.

Die biologische Wiederbesiedlung solcher inselartigen Reststücke, die zudem bis zu ihrem Rückbau häufig als Abwasservorfluter benutzt wurden, gleicht also der Neubesiedlung von Inseln, wobei die Einwanderung der Arten von anderen, mehr oder weniger entfernt gelegenen „Inseln“ (ebenfalls isolierten Bachteilstücken) oder „Kontinenten“ (noch zusammenhängenden Bachsystemen) aus erfolgt. Erfolgreich neu besiedelte Wasserläufe können selbst zum Ausgangspunkt der Neubesiedlung anderer, revitalisierter Bäche oder Flüsse werden.

Urbane Gewässer sind somit – auf einer höheren Maßstabsebene – ideale Studienobjekte für Fragen der Funktion von Trittsteinen und „Strahlwirkung“ im aquatischen Bereich. Am Beispiel des vor ca. 20 Jahren naturnah zurückgebauten Emscherzuflusses Dellwiger Bach (Dortmund) werden diese Mechanismen näher betrachtet.

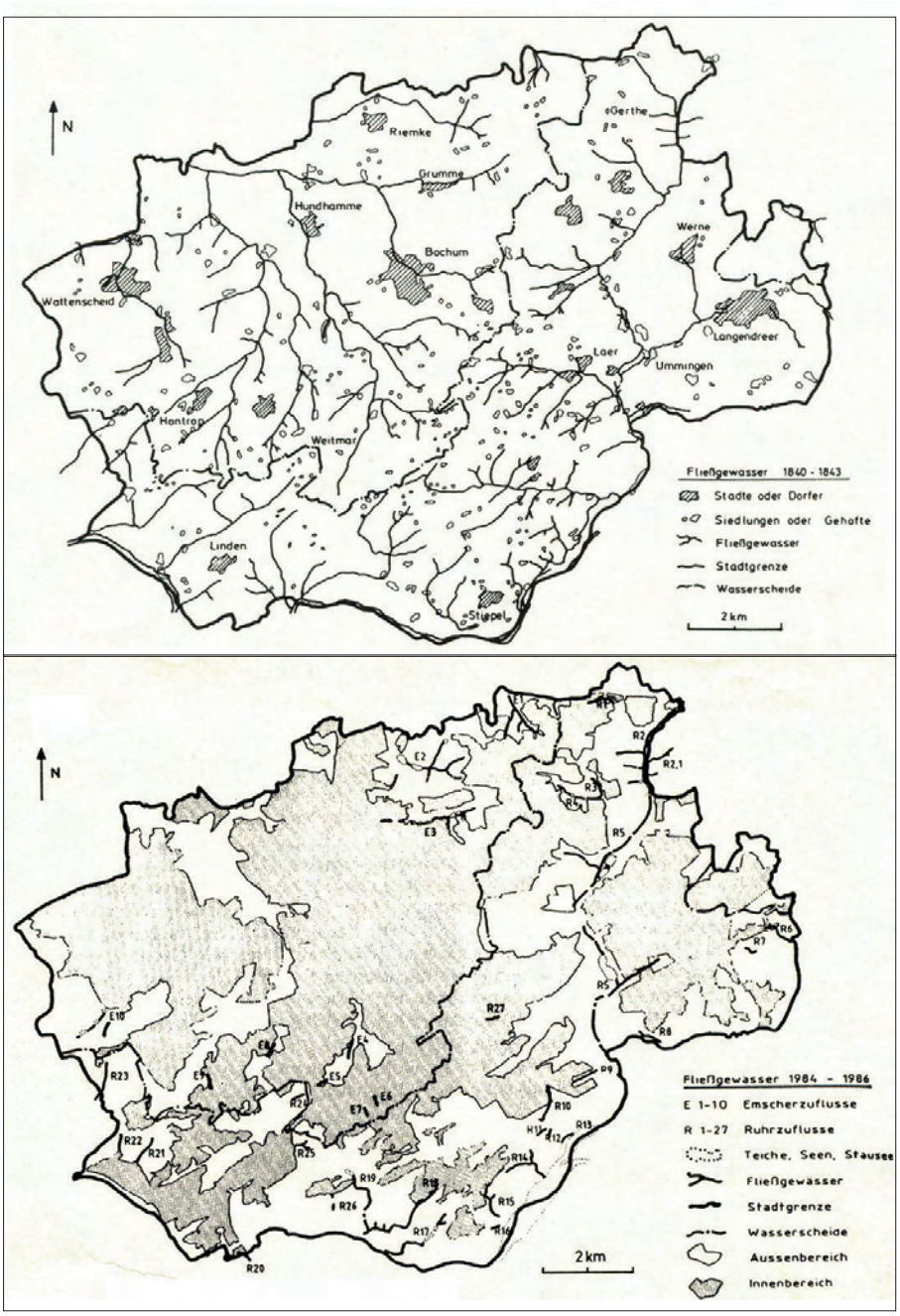


Abb. 1: Fließgewässernetz und Siedlungsschwerpunkte in Bochum um 1840 (oben) und 1888 (unten) aus: THIESMEIER et al. (1988).

2 Trittstein und Strahlwirkung – Insel und Ausbreitung

Das Gedankengut der Inseltheorie (MAC ARTHUR & WILSON 2001) ist eine wichtige Grundlage, um das Prinzip von Trittstein und Strahlweg (Ausbreitung) zu verstehen.

Eine Insel ist ein gegenüber der Umgebung mehr oder weniger abgeschlossener, einheitlicher Raum. Als Inseln gelten z. B. Moore, Auengewässer und Berge. Die Artenvielfalt von solchen Inseln hängt von deren Größe und der Entfernung zur nächsten Insel (Trittstein) ab. Je weiter dieser Abstand und je kleiner die Insel ist, desto weniger effektiv ist der Artenaustausch, sprich die Strahlwirkung. Wichtige Begriffe der Inseltheorie sind Immigration (Einwanderung), Emigration (Auswanderung) und Permigration (Durchzug). Die wesentlichen Fortbewegungsformen der

Abb. 2: Ausbau des Dellwiger Baches zum offenen Schmutzwasserlauf in den 1930er Jahren.

Abb. 3: Dellwiger Bach nach Umbau (sog. Mäanderstrecke).

Organismen werden als sessil, mobil und vagil bezeichnet; die artspezifisch sehr unterschiedliche Fähigkeit, Räume zu überbrücken ist die Migrationsdistanz. Insularität wird im Übrigen von MacAR-THUR & WILSON (2001, S. 4) als Phänomen angesehen, dass gerade unter dem Einfluss der Zivilisation immer mehr zunimmt - Fließgewässer werden von den Autoren ausdrücklich als Beispiel genannt.

3 Verinselung der Fließgewässer im Ballungsraum Ruhrgebiet – Beispiel Bochum

Die historischen Fließgewässernetze der Ballungsräume sind praktisch nicht mehr existent. THIESMEIER et al. (1988) zeigten, dass in der Ruhrgebietsgroßstadt Bochum von den Zuflüssen zur Emscher nur noch 17 % der ursprünglichen Gesamtlauflänge erhalten sind, von den Zuflüssen zur Ruhr 33 %. Es besteht somit (fast) kein zusammenhängendes Fließgewässersystem mehr (Abb. 1).

Die noch vorhandenen, nicht verrohrten oder zum offenen Abwasserlauf ausgebauten Bäche haben große Bedeutung als Faunen- und Florenreservoire und sind wichtige Wiederbesiedlungszellen bei der Renaturierung von Fließgewässern und der Wiederherstellung eines vernetzten Fließgewässersystems. Hierbei ist die Qualität des Trittsteines sehr wichtig und in Studien im Kontext des Emscherumbaus wiederholt bewertet worden (z. B. SEMRAU et al. 2007).

4 Fallbeispiel Dellwiger Bach – Pionierprojekt des Emscherumbaus

4.1 Ausbaugeschichte des Dellwiger Baches

Der Dellwiger Bach (Nordrhein-Westfalen, Dortmund-Lütgendortmund, Flussgebietsfolge Roßbach - Emscher) ist ein typisches Beispiel für die wechselvolle Geschichte von Fließgewässern im Emschergebiet. Der kleine, in der naturräumlichen Haupteinheit Westenhellweg gelegene Tieflandbach (Gesamtlänge 3,8 km, Einzugsgebiet 485 ha) wurde zwischen 1930-1935 wegen Bergsenkungen zum offenen Schmutzwasserlauf ausgebaut (Abb. 2). Der Dellwiger Bach war der erste vor über 20 Jahren von der Emschergenossenschaft nach Auslaufen der Bergsenkungen wieder naturnah zurückgebaute Bachlauf. Dabei wurden 2 km im genossenschaftlichen Besitz befindliche Fließkilometer von Betonplatten und Halbschalen befreit und teilweise wieder in eine annähernd mäandrierende Linienführung zurückversetzt (Abb. 3). Das Schmutzwasser wurde in einen unterirdischen Parallelkanal abgeleitet, so dass sich im renaturierten Bach im Wesentlichen nur noch Grund- und Oberflächenwasser befinden. Ab Zusammenfluss mit dem Schmechtingsbach wird der Dellwiger Bach zum Roßbach, der noch nicht zurückgebaut wurde und heute noch Schmutzwasser führt. Der kleine Dellwiger Bach ist somit eine „Fließgewässerinsel“.

4.2 Monitoring

Am Dellwiger Bach wurde – wie an allen umgebauten Gewässern im Emschergebiet – sofort nach dem abgeschlossenen Umbau ein Monitoring zur Erfolskontrolle begonnen und bis heute jährlich durchgeführt. Ergebnisse dieses 20-jährigen Monitorings an vier Dauerprobestellen sind

- 177 Makrozoobenthos-Datensätze (Einzelproben) der Jahre 1985–2006 aus Routineprobenahmen der Emschergenossenschaft (1-2 mal jährlich) und drei Sondergutachten durch Dritte,
- davon zwei Probenahmeserien (2004, 2006) nach EG-WRRL (PERLODES/ ASTERICS; www.fliessgewaesserbewertung.de),
- regelmäßige Wasseranalysen der wichtigsten Parameter (Wassertemperatur, Sauerstoff, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Stickstoffe, Phosphat, Schwermetalle u. a.),

- Kartierungen der Gewässerstrukturgüte und Fotodokumentationen.

Bis heute wurden dabei 245 Arten oder höhere Taxa der Wirbellosenfauna nachgewiesen, jährlich finden sich an den vier Probestellen stets 40-50 Arten. Das Inventar an Grund- und Begleitarten des relevanten Gewässertyps *Lösslehm geprägtes Fließgewässer* (LAWA-Typ 18; POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004) ist vorhanden, Leitarten finden sich jedoch nur wenige.

Aktuelle Auswertungen (2006) der mithilfe der neuen biologischen Verfahren nach EG-Wasserrahmenrichtlinie durchgeführten Untersuchungen des Makrozoobenthos (PERLODES/ASTERICS) ergaben für den Dellwiger Bach in den Modulen „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“ die Bewertung „gut“ und damit den „guten ökologischen Zustand“ bezogen auf diese biologische Qualitätskomponente.

4.3 Wie war der Ablauf der Neubesiedlung?

Die Neubesiedlung des Dellwiger Baches erfolgte sukzessive und in unterscheidbaren Etappen (Tab. 1). In den ersten ein bis zwei Jahren nach Umbau fanden sich besonders mobile und anpassungsfähige Erstbesiedler ein, wie die Eintagsfliege *Baetis rhodani* oder die Köcherfliegen *Hydropsyche ssp.* und *Plectrocnemia conspersa.* Diese Phase kann als „Pionierphase“ bezeichnet werden, die sich zu diesem frühen Zeitraum ansiedelnden Arten sind „Pioniere“. In den folgenden etwa fünf Jahren (3. - 7. Jahr) bildete sich die Lebensgemeinschaft weiter aus und stabilisierte sich. Diese Phase wird daher „Stabilisierungsphase“ genannt, die sich nun vorrangig ansiedelnden Arten sind die „Stabilisierer“. Hierzu gehören weitere Pioniere, weniger mobile Formen, aber auch erste anspruchsvollere Arten, die spezifische Habitatansprüche stellen. Beispiele sind die Eintagsfliege *Cloeon dipterum*, die Köcherfliege *Rhyacophila sp.,* der Strudelwurm *Dugesia gonocephala,* der Käfer *Elmis maugetii* und die Muscheln *Pisidium sp.* und *Sphaerium corneum.*

Die eigentlichen „Spezialisten“ erobern den neuen Lebensraum in der Regel erst etwa ab dem 8. Jahr. Es handelt sich um Lebensraum- und Nahrungsspezialisten wie den Käfer *Elodes sp.* und die Köcherfliegen *Limnephilus nigriceps* und *Tinodes unicolor*. Die Lebensgemeinschaft komplettiert sich nun, diese Phase wird daher „Ausreifungsphase“ genannt, die

Tab. 1: Ablauf der Neubesiedlung durch wirbellose Bachtiere im Dellwiger Bach nach Umbau mit Angabe der Präsenz in den auszugsweise dargestellten Untersuchungsjahren 1985 - 2001.

Taxa	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	Präsenz
Baetis rhodani	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	17
Glossiphonia complanata	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	17
Gammarus pulex	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	17
Gammarus fossarum	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	17
Radix peregra	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■		16
Baetis vernus	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■				■	■	14
Simuliidae Gen. sp.	■		■	■	■	■	■	■	■	■		■			■		■	12
Hydropsyche sp.	■	■	■	■	■		■	■		■		■				■		10
Hydropsyche angustipennis		■		■	■	■		■	■	■	■	■		■		■		11
Plectrocnemia conspersa		■							■		■	■	■	■	■	■	■	9
Limnephilidae Gen. sp.		■	■	■	■		■	■	■					■	■			9
Pisidium sp.			■				■	■	■	■	■	■	■	■	■		■	11
Rheotanytarsus sp.			■	■	■		■	■	■	■		■	■	■		■		11
Rhyacophila sp.			■	■				■	■			■			■			6
Sphaerium corneum			■	■	■	■	■											5
Dugesia gonocephala				■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	14
Nepa cinerea cinerea				■		■		■			■	■	■	■	■			8
Lumbriculus variegatus				■	■		■		■		■	■		■	■			8
Limnephilus sp.				■	■		■	■		■				■	■			7
Planorbidae Gen. sp.				■	■	■	■										■	5
Nais elinguis				■	■		■	■								■		5
Cloeon dipterum				■		■		■	■				■					5
Bezzia sp.					■			■	■			■		■		■	■	7
Dugesia lugubris					■	■		■	■			■						5
Rhyacophila dorsalis dorsalis					■	■		■						■	■			5
Sialis lutaria						■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	12
Limnodrilus sp.						■	■	■	■		■							5
Tubifex sp.							■	■	■	■		■	■	■			■	8
Rhyacophila obliterata							■	■	■	■					■	■	■	7
Elmis maugetii Ad.							■		■	■		■			■			5
Elodes sp. Lv.								■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	10
Ptychoptera sp.								■		■				■	■	■	■	6
Limnephilus nigriceps								■	■			■		■	■	■		6
Tinodes unicolor								■			■	■			■	■		5
Sialis fuliginosa									■		■	■	■		■	■	■	7
Prodiamesa olivacea									■			■	■	■	■	■	■	7
Tipula sp.									■					■	■	■	■	5
Polypedilum laetum										■		■	■		■		■	5
Potamopyrgus antipodarum												■	■	■	■	■		5
Limnephilus lunatus												■		■	■	■	■	5

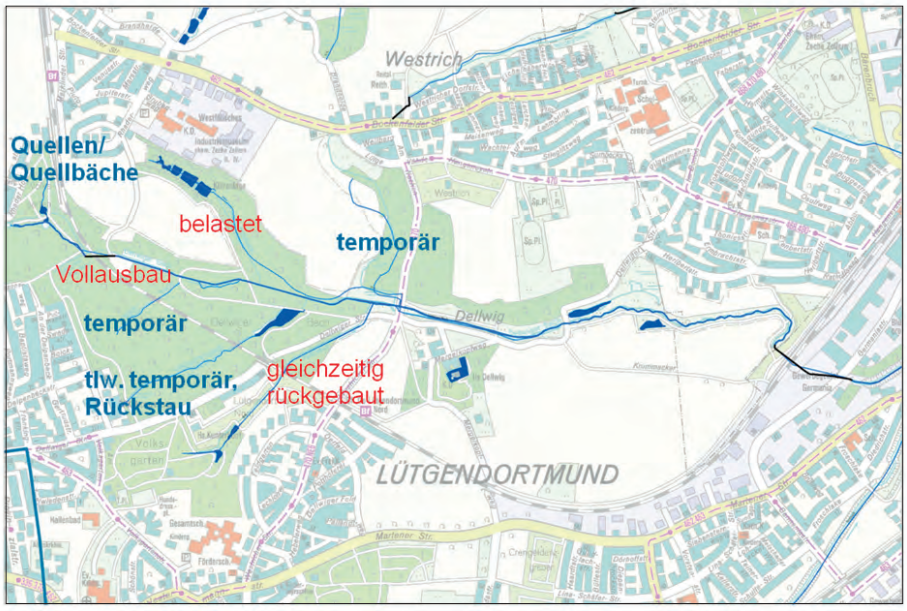


Abb. 4: Übersichtsplan des Dellwiger Baches mit seinen Zuflüssen und Hinweisen zu deren Bedeutung für die Wiederbesiedlung des Baches nach erfolgtem Rückbau.

erst etwa ab dem 10. Jahr nach dem Umbau abgeschlossen ist. Der Käfer *Elodes sp.* und die zu den Psychomyidae gehörende Köcherfliege *T. unicolor* sind hierfür besonders gute Beispiele: *Elodes* ist ein Bewohner der Laub- und Fallholz reichen Waldbäche. Die Ausbildung dieser Habitate benötigt jedoch in einem auf weiten Strecken vollständig neu gestalteten Bach eine gewisse Entstehungszeit. Dies gilt

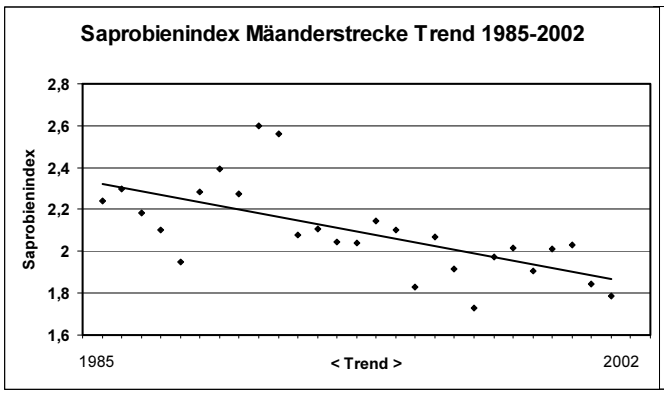


Abb. 5: Entwicklung des Saprobienindex im Dellwiger Bach zwischen 1985 – 2002.

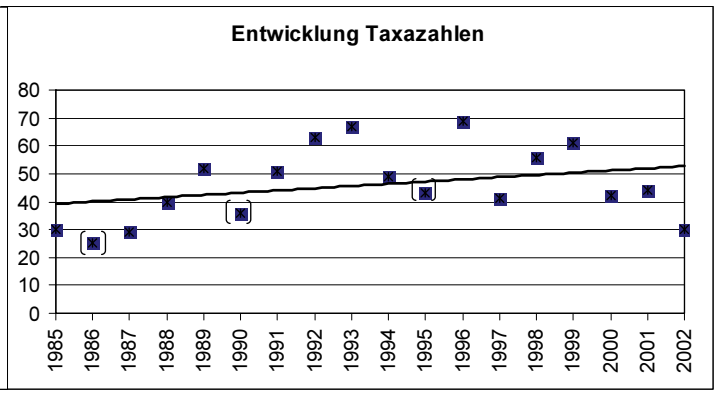


Abb. 6: Entwicklung der Anzahl der Arten oder höheren Taxa des Makrozoobenthos im Dellwiger Bach bei ein bis zwei Untersuchungsserien im Zeitraum von 1985 – 2002.

insbesondere für das Habitat von *T. unicolor*: Diese Art baut ihre Galeriegänge in Kalksinterbildungen, wie sie am Dellwiger Bach einige Jahre nach dem Umbau lokal entstanden sind. Sie gilt zudem als sehr wenig mobil und kann daher kaum spontan einen neuen Standort besiedeln.

4.4 Wie hat die neue Lebenswelt den Dellwiger Bach erreicht?

Der neu gestaltete Dellwiger Bach ist bis heute weitestgehend isoliert: Der Unterlauf ist noch Schmutzwasser führend, die wenigen Zuflüsse sind entweder sehr kleine, meist temporäre Quellbäche oder sie wiesen über lange Jahre noch eine Belastung auf (Abb. 4). Die Besiedlung durch insgesamt fast 250 durchziehende (Permigration) oder sich etablierende (Immigration) Arten oder höhere Taxa kann daher nur teilweise aus dem Dellwiger Bach-System stammen und am ehesten einige wenige Quellbach- und euryöke Arten betreffen.

Ein gutes Wiederbesiedlungspotenzial bietet jedoch ein benachbartes Bachsystem, der Bövinghauser Bach, der über den Ölbach der Ruhr zufließt und eines der wenigen noch zusammenhängenden Fließgewässersysteme des Ballungsraumes Ruhrgebiet darstellt. Sowohl Pioniere als auch Stabilisierer und Spezialisten können zu einem großen Teil aus dem nur 1,5 - 2 km entfernten Bövinghauser Bach gekommen sein, der nicht durch größere bauliche Wanderbarrieren vom Oberlauf des Dellwiger Baches getrennt ist.

Solche Flugdistanzen werden problemlos auch von schlechteren Fliegern unter den merolimnischen Insekten bezwungen; für gute Flieger wie die *Hydropsyche*-Arten sind auch viele Kilometer Migrationsdistanz nachgewiesen (für die Flussform *H. contubernalis* bis zu 80 km).

Tatsächlich wurden die meisten der Wirbellosen-Tierarten des Dellwiger Baches auch im Bövinghauser Bach nachgewiesen (z. B. PODRAZA & SCHUHMACHER 1989).

Eine Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung (und damit für das Prinzip der Ausbreitung bzw. Strahlwirkung) ist eine gute Wasserqualität, wie sie beim Dellwiger Bach nicht von Anfang an gegeben war (Abb. 5). Im Laufe der Entwicklung des Gewässers nehmen die Arten- bzw. Taxazahlen nicht kontinuierlich weiter zu, sondern stabilisieren sich wie die gesamte Lebensgemeinschaft ebenfalls nach etwa zehn Jahren. Wie die Dokumentation des Monitorings am Dellwiger Bach zeigt, kann die Artenzahl auch wieder abnehmen (Abb. 6) – am Dellwiger Bach durch Rückgang der Stillwasserformen, die sich – teilweise aus vorhandenen Stillgewässern stammend – in den ersten Jahren ausgebreitet hatten.

5 Diskussion und Ausblick

5.1 Einschätzung der Neubesiedlung des Dellwiger Baches

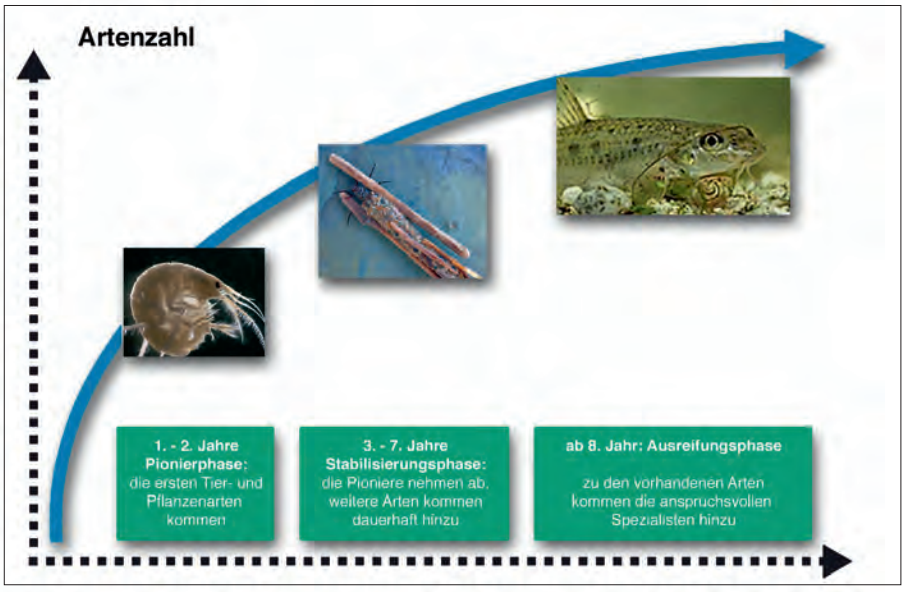


Abb. 7: Phasen im Ablauf der faunistischen Neubesiedlung eines umgestalteten Schmutzwasserlaufes nach Umbau.

Im Dellwiger Bach haben sich von 245 über 20 Jahre nachgewiesenen Arten nur 40-60 etabliert, neben der Immigration hat also die „Permigration", der „Durchfluss", eine große Rolle gespielt. Spezialisten kamen erst nach ca. 8-10 Jahren – Einwanderung braucht Zeit (Abb. 7). Teilweise müssen sich die Gewässer nach Umbau erst eigendynamisch weiterentwickeln um eine stabile, typspezifische Besiedlung zu ermöglichen (Ufergehölze, Totholz, Sonderstrukturen). Zu starke Festlegung (Grabenlage) verhindert nach unseren Erfahrungen, besonders bei Löss-Lehmgewässern, eine solche Entwicklung langfristig.

2006 wurde nach 20 Jahren erstmals der „gute ökologische Zustand" für Teile des Dellwiger Baches ermittelt (Makrozoobenthos, Module Saprobienindex und Allgemeine Degeneration bei PERLODES/

ASTERICS). Besonders bei isolierten Bachläufen kann die Erreichung eines gewünschten Bewirtschaftungszieles also lange dauern.

Aus den selbst inselhaften, nicht ausgebauten oder stark belasteten Resten des historischen Dellwiger Baches konnten sich im Wesentlichen nur euryöke Arten, Stillwasserformen und Quellbacharten ausbreiten. Zur Neubesiedlung des Dellwiger Baches müssen daher Gewässer in der näheren Umgebung nennenswert beigetragen haben. Besonders das vergleichsweise artenreiche und große, sehr nah gelegene Bövinghauser Bach-/Öl-bach-System wird dabei eine wichtige Rolle gespielt haben. Zwischen beiden Bächen gibt es zudem – anders als bei anderen Stadtgewässern – kaum Migrationsbarrieren. Der neu besiedelte Dellwiger Bach mit seinem heutigen Faunenpotenzial stellt zukünftig im Zuge des weiteren Umbaus des Emschersystems selbst einen wichtigen Trittstein dar, wie auch viele andere verinselte, aber noch naturnahe Bachläufe im Emschergebiet wichtige Wiederbesiedlungspotenziale bieten (Emschergenossenschaft & STUA Herten 2005).

5.2 Grundlegende Empfehlungen zu Trittsteinen und Strahlwirkung im Tiefland

Allgemein kann das Prinzip der Inseltheorie auf das Trittstein-Strahlwirkungs-Konzept übertragen werden: Möglichst große, hochwertige Trittsteine und möglichst kurze Strahlwege mit wenig Störungen erzielen den größten Erfolg. Je größer die Insel (Trittstein) ist, desto weitreichender und effektiver ist die Strahlwirkung.

Quantitative Hinweise zur Größe von Trittsteinen und zu möglicher Strahlwirkung hängen nicht nur vom Gewässertyp ab, sondern von jedem Einzelfall (Hindernisse, Ablenkungen auf dem Strahlweg, mögliche Störungen) - dies gilt nicht nur im urbanen Raum.

Auch dem nicht-aquatischen Strahlweg kommt, wie das Beispiel Dellwiger Bach zeigt, eine große Bedeutung zu, nicht nur für die Einwanderung flugfähiger Fließgewässertiere, sondern auch für den passiven Eintrag durch Andere (Phoresie). So können lange Distanzen zwischen den Gewässern auch auf dem Luftweg überwunden werden. Dabei gilt es jedoch, ablenkende Störeinflüsse (Licht- und Wärmequellen) möglichst auszuschließen (EISENBEIS & HASSEL 2000).

Es sind für die strukturell aufzuwertenden Gewässer(-abschnitte) und die erwünschte Strahlwirkung Entwicklungskonzepte zu erarbeiten, die nicht nur auf lokale Verbesserungen zielen, sondern „Systeme“ darstellen, wie sie im Natur- und Artenschutz bei terrestrischen Ökosystemen schon lange Anwendung finden (Stichworte Minimalareale, Biotopverbundplanung).

Die gewässerübergreifende Ausbreitung mit Hilfe von Trittsteinen ist möglich – erfordert aber ggf. besonders viel Zeit. Zur Quantifizierung des Trittstein-Strahlwirkungskonzeptes sind weitere und vertiefte, praxisnahe Auswertungen und Modellstudien jedoch Voraussetzung.

Literatur

ASTERICS/PERLODES (2006): Software und Software-Handbuch für die deutsche Version. www.aqem.de.

EISENBEIS, G. & HASSEL, F. (2000): Zur Anziehung nachtaktiver Insekten durch Straßenlaternen - eine Studie kommunaler Beleuchtungseinrichtungen in der Agrarlandschaft Rheinhessens. - Natur und Landschaft 75. Jg. 4: 145-156.

Emschergenossenschaft & STUA Herten (Hg.) (2005): Fließgewässer im Emscherraum. Biologie - Beschaffenheit – Bachsysteme. - Essen (Schröter-Druck): 53 S.

MacARTHUR, R. H. & WILSON, O. W. (2001): The theory of island biogeography. - 13. Edition, Princeton University Press, Princeton USA.

PODRAZA, P. & SCHUHMACHER, H. (1989): Die anthropogene „Überformung“ von Fließgewässern im Ballungsraum – dargestellt am Beispiel des Ölbachs in Bochum. - Verh. Ges. Ökologie 18: 549-555.

POTTGIESSER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2004): Die Fließgewässertypologie Deutschlands: System der Gewässertypen und Steckbriefe zu den Referenzbedingungen. In: Handbuch der Angewandten Limnologie 19, VIII-2.1. Landsberg (ecomed): 61 S.

SEMRAU, M., REUTER, S. & HURCK, R. (2007): Entwicklungschancen der Gewässer im Emschergebiet - Grundlage für einen effizienten Mitteleinsatz. Wasser u. Abfall 6/2007.

THIESMEIER, B., RENNERICH, J. & DARSCHNIK, S. (1988): Fließgewässer im Ballungsraum Ruhrgebiet - ökologische Grundlagenerhebung in der Stadt Bochum. - Decheniana 141: 296-311.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. (1980): The River Continuum Concept. - In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Ottawa 37: 130-137.

WARD, J.V. & STANFORD, J.A. (1983): The serial discontinuity concept of river ecosystems. - In: T.D. Fontaine, S.M. Bartell (Ed.): Dynamics of lotic ecosystems. Science Publications, Ann Arbor Mich: 29-42.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Mario Sommerhäuser &
Rudolf Hurck
Emschergenossenschaft
Kronprinzenstraße 24

45128 Essen

E-Mail:
sommerhaeuser.mario@eglv.de,
hurck.rudolf@eglv.de

Elisabeth Irmgard Meyer

Wiederbesiedlung sommertrockener Gewässer – Hinweise zu Mechanismen und Potenzialen der Strahlwirkung

Einleitung

Um für den Gewässertyp „sommertrockenes Fließgewässer“ eine mögliche „Strahlwirkung“ von ökologisch intakten auf strukturell überprägte Gewässerabschnitte zu identifizieren und zu quantifizieren, ist es zunächst erforderlich, diesen Fließgewässertyp in seinen abiotischen und biotischen Charakteristika zu erfassen. Bezogen auf den Themenbereich der Strahlwirkung ergeben sich sodann die folgenden Fragestellungen: Wirkt sich eine Gewässeraustrocknung nur „lokal“ aus oder treten auch großräumige Effekte auf? Sind diese nur in einer Richtung, z. B. longitudinal wirksam oder auch durch laterale und vertikale Komponenten charakterisiert? Diese Fragen berühren grundlegende ökologische Konzepte, wie das der hierarchischen Struktur von Fließgewässerökosystemen (FRISSELL et al. 1986), das River Continuum Concept (RCC, VANNOTE et al. 1980), das Serial Discontinuity Concept (SDC, WARD & STANFORD 1995) und das Konzept von der „vierdimensionalen Natur“ von Fließgewässern (WARD 1989). Letzteres schließt auch den Faktor „Zeit“ mit ein, der gerade in Fließgewässern eine große Rolle spielt. Da Fließgewässer hochdynamische Ökosysteme sind, müssen die beobachteten Phänomene und zu erwartenden Effekte immer vor dem Hintergrund der natürlichen Variabilität von Strukturen und Prozessen betrachtet werden.

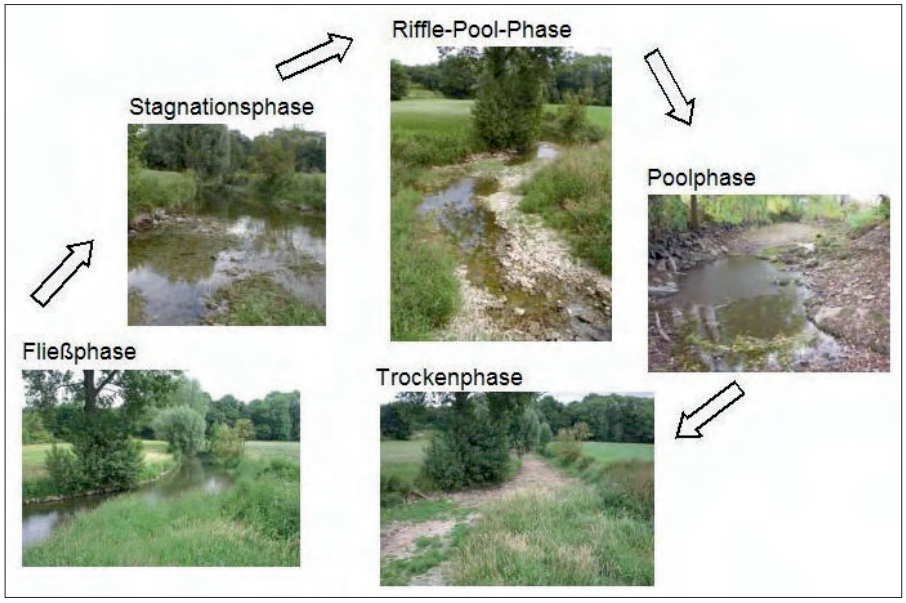


Abb. 1: Abfolge hydrologischer Zustandsphasen in einem sommertrockenen Fließgewässer (nach SOMMERHÄUSER 2000), Beispiel Alme, Paderborner Hochfläche/NRW.

Der jüngst publizierte vierte Sachstandsbericht des IPCC (Intergovernmental Panel for Climate Change 2007) zum Klimawandel lässt für die sogenannten „temporären Gewässer“ (WILLIAMS 2006) eine weitere Verstärkung der hydrologischen Extremsituationen erwarten.

Die Erwärmung wird in nördlichen Breiten am stärksten sein und extreme Wetterlagen (Hitzewellen, Starkregen, Stürme) werden zunehmen. Die Konsequenzen für Fließgewässer sind neben Änderungen im Temperaturhaushalt sowohl eine erhöhte Frequenz von Hochwasser-, Niedrigwasser- und Austrocknungsereignissen sowie der Eintrag von grobpartikulärem Material. Welche konkreten Auswirkungen sich daraus für die Strukturen und Prozesse in Gewässerökosystemen ergeben, kann derzeit nicht verallgemeinernd beantwortet werden. Es muss vermutet werden, dass

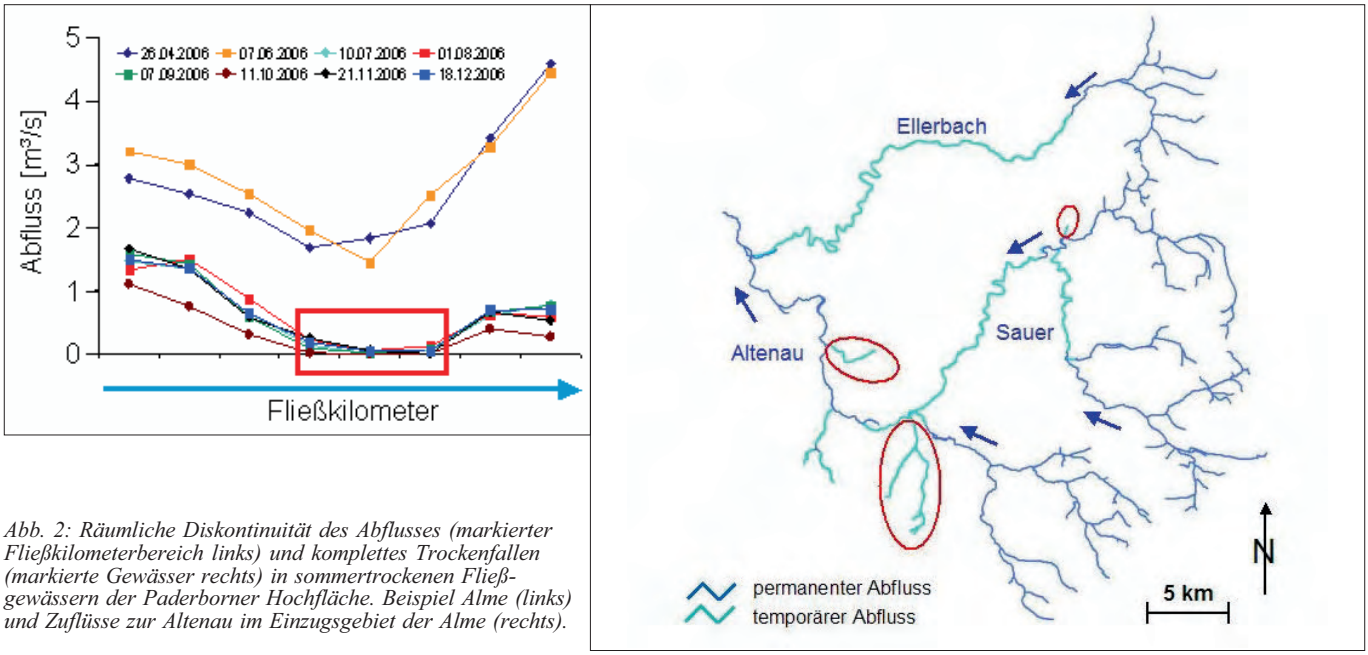


Abb. 2: Räumliche Diskontinuität des Abflusses (markierter Fließkilometerbereich links) und komplettes Trockenfallen (markierte Gewässer rechts) in sommertrockenen Fließgewässern der Paderborner Hochfläche. Beispiel Alme (links) und Zuflüsse zur Altenau im Einzugsgebiet der Alme (rechts).

auch derzeit permanente Gewässer zumindest temporär austrocknen werden. Insofern können durch den Vergleich von temporären mit perennierenden, d. h. durch permanenten Abfluss charakterisierten, Gewässern bereits heute mögliche Auswirkungen des Klimawandels untersucht werden, die auch Aspekte der „Strahlwirkung" beinhalten. Ein Großteil der nachfolgenden Beispiele bezieht sich auf Karstgewässer.

Charakterisierung sommertrockener Gewässer

Es gibt eine Vielzahl von Klassifikationsansätzen für temporäre Gewässer (WILLIAMS 2006), wobei die *Vorhersagbarkeit* und *Dauer* einer Austrocknung (NUA 2000), aber auch einer Überflutung (WILLIAMS 2006) zu den wichtigsten Kriterien zählen. Sommertrockene Gewässer sind *saisonal* austrocknende Gewässer. Sie zeichnen sich demnach durch eine hohe Vorhersagbarkeit der Austrocknung aus; diese tritt in unseren gemäßigten Breiten im Sommer, generell aber in der niederschlagsarmen Jahreszeit auf. Ursächlich können sowohl natürliche Faktoren für Gewässeraustrocknung verantwortlich sein (Karsterscheinungen, hohe Evapotranspiration, Wasserentzug durch die Vegetation etc.) oder menschliche Aktivitäten (Energiegewinnung, landwirtschaftliche Nutzung etc.). Gewässeraustrocknung ist - im Gegensatz zu einem Hochwasserereignis - ein sich allmählich einstellender hydrologischer Extremzustand; bis dahin durchläuft das Fließgewässer verschiedene, aufeinander folgende hydrologische Phasen, die ihrerseits mehr oder weniger lange andauern können. SOMMERHÄUSER (2000) unterscheidet eine Fließphase, eine Stagnationsphase, eine Riffle-Pool-Phase, eine Poolphase und eine Trockenphase (Abb. 1). Vom lokalen Niederschlagsgeschehen hängt es ab, ob eine Wiederüberflutung abrupt stattfindet („flash flow", MEYER 2005) oder ob die beschriebenen Zustandsphasen in umgekehrter Reihenfolge auftreten.

Da in sommertrockenen Gewässern die Austrocknung immer in dieselbe Jahreszeit fällt (vorhersagbare *zeitliche Diskontinuität* des Abflusses), kann die These aufgestellt werden, dass sich Gewässerorganismen - in evolutionären Zeiträumen gemessen - auf diese Situation einstellen konnten (WILLIAMS 2006). Sommertrockene Fließgewässer zeigen aber auch eine *räumliche Diskontinuität* des Abflusses; wie groß deren Ausdehnung jeweils ist und an welchen Abschnitten des Gewässers sie auftritt, mag von Fall zu Fall

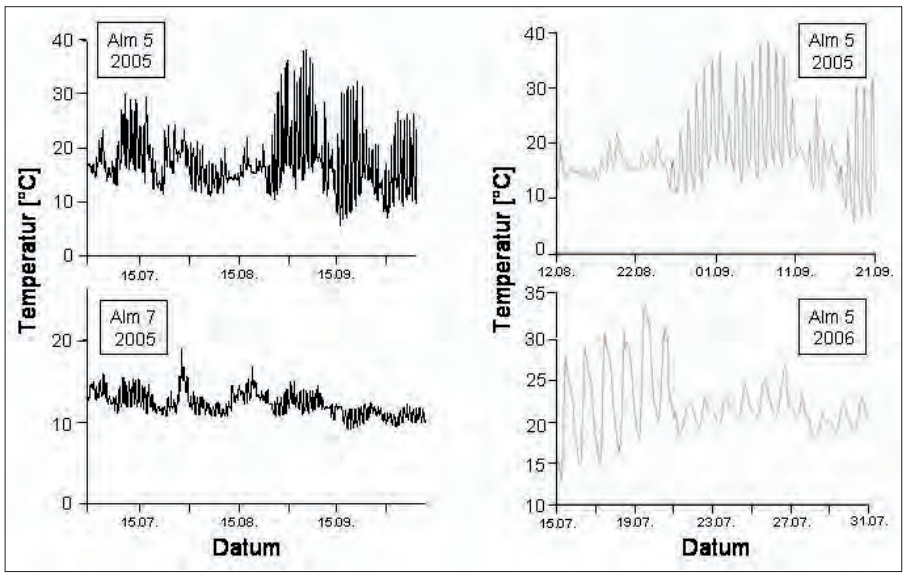


Abb. 3: Temperaturveränderungen bei Austrocknung und Wiederüberflutung (stündliche Temperaturaufzeichnungen). Beispiel Alme, Paderborner Hochfläche/NRW. Linke Abbildung: Temperaturverlauf an einem temporären (d. h. sommertrockenen) Standort (Alm 5) und einem ca. 10 km unterhalb gelegenen permanenten Standort (Alm 7). Rechte Abbildung: Änderung im täglichen Temperaturverlauf von Überflutungs- zu Trockenphase (oben) und Trockenphase zu Überflutungsphase (unten) am Standort Alm 5.

variieren. Oft sind große Fließgewässer nur abschnittsweise betroffen (z. B. in Karstgebieten), während kleine Fließgewässer komplett trocken fallen können (Abb. 2).

Bei einsetzender Trockenphase und auch bei wieder einsetzendem Abfluss ändern sich die Temperaturverhältnisse im Ökosystem teilweise sehr plötzlich (Abb. 3). Tägliche Temperaturamplituden, die die eines ständig durchflossenen Gewässerabschnittes um ein Vielfaches übersteigen, sind keine Seltenheit, und sowohl der Beginn als auch das Ende einer Trockenphase lassen sich unmittelbar an der sohlnahen Temperatur ablesen.

Kleinräumig – auf der Ebene von Choriotopen (einzelne gut abgegrenzte meist vertikale Raumstrukturen in einem Biotop mit einer eigenen Organismenkonzentration) – sind die abiotischen Verhältnisse sehr unterschiedlich, mit oft ebenfalls deutlichen Tagesschwankungen: so halten organische Substrate wie Moospolster im Gegensatz zu anderen Substrattypen während der sommerlichen Austrocknung eine vergleichsweise höhere Luftfeuchtigkeit (Abb. 4) als die Bereiche zwischen oder unter Steinen. Wie sich die physikochemischen Verhältnisse in sommertrockenen Gewässern in einem größeren räumlichen Maßstab verändern können,

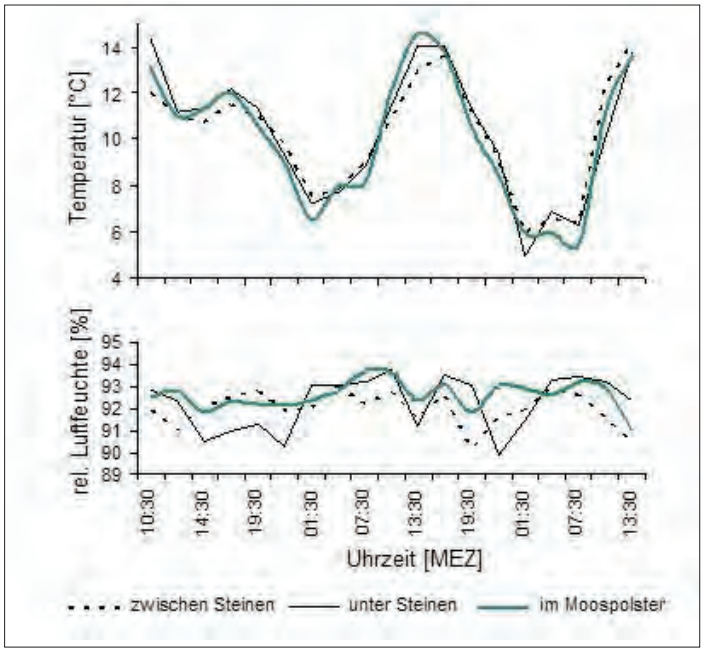


Abb. 4: Tagesperiodische Schwankungen (09.11.-11.11. 2005) von Temperatur und relativer Feuchte in verschiedenen Choriotopen eines ausgetrockneten Gewässerabschnittes der Alme, Paderborner Hochfläche/NRW (nach GRAVELAAR 2006).

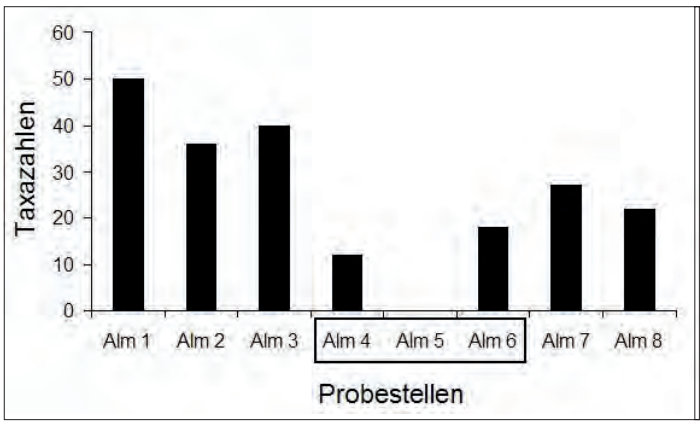


Abb. 5: Besiedlung durch das Makrozoobenthos im Längsverlauf der Alme, Paderborner Hochfläche/NRW. 15.11.2005. Die markierten Probestellen trocknen im Extremfall nahezu vollständig aus.

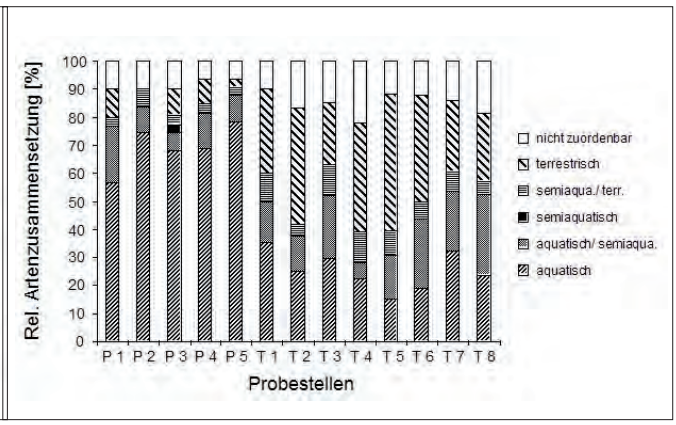


Abb. 6: Besiedlung kleiner temporärer Fließgewässer im Einzugsgebiet der Alme, Paderborner Hochfläche/NRW an permanenten (P1-P5) und temporären, sommertrockenen Standorten (T1-T8). Die Zuordnung der Arten zu verschiedenen Lebensräumen erfolgte nach Literaturangaben (nach MEYER et al. 2003, verändert).

zeigte SOMMERHÄUSER (2000) eindrucksvoll am Beispiel des austrocknenden Stollbaches („organischer" Gewässertyp) und des Steinbaches („mineralischer" Gewässertyp). Vor allem in den Poolphasen waren in den Sommermonaten bei steigenden Temperaturen extreme Werte der Parameter Sauerstoff und Ammonium zu verzeichnen. Andere Beispiele mit ähnlichen Resultaten führt WILLIAMS (2006) auf.

Die Lebensgemeinschaften sommertrockener Fließgewässer (hier am Beispiel wirbelloser Tiere) zeigen ebenfalls typische Charakteristika: Die Gewässerfauna ist in der Regel artenärmer als die der permanent durchflossenen benachbarten Strecken (Abb. 5). Es ist allerdings noch nicht hinreichend untersucht, wie sich das Einbeziehen der zeitweilig vorkommenden semiaquatischen und terrestrischen Arten auf die lokale Biodiversität auswirkt. Deren Anteil am Gesamtartenspektrum ist an austrocknenden Strecken deutlich höher als in den perennierenden Bereichen, wie eine Studie aus dem Karstgebiet der Paderborner Hochfläche zeigte (MEYER et al. 2003, Abb. 6). Auch qualitativ, hinsichtlich der Artenzusammensetzung, unterscheiden sich diese Gewässerabschnitte deutlich voneinander (MEYER & MEYER 2000, MEYER 2005). Es gibt eine Fülle von Arten, die in ihrem Entwicklungszyklus auf Gewässeraustrocknung angewiesen sind (ALECKE 1998, WILLIAMS 2006); temporäre und speziell sommertrockene Fließgewässer sind daher „hot spots" der regionalen Biodiversität und damit wichtige und schützenswerte Lebensräume.

Betrachtet man den longitudinalen Aspekt der Biodiversität, so sind prinzipiell zwei Szenarien vorstellbar: wenn unterhalb eines Quellgebietes das Fließgewässer komplett trockenfällt, kann man einen – räumlich – mehr oder weniger abrupten Wechsel von aquatischen zu terrestrischen Arten erwarten. Die aquatischen Arten nehmen ab, die semiaquatischen und terrestrischen Arten nehmen zu (Abb. 7). Vor allem in den Übergangsbereichen wird man vornehmlich amphibische und euryöke Arten mit hoher physiologischer Plastizität vorfinden. Trocknet ein Gewässer nur abschnittsweise aus, kehrt sich dieser Trend im Längsverlauf wieder um: unterhalb einer Austrocknungsstrecke folgt ein Übergangsbereich „trocken → nass", der ebenfalls durch räumlich aufeinander folgenden Wechsel von terrestrischen, semiaquatischen und schließlich aquatischen Arten gekennzeichnet ist. Grundsätzlich entspricht diese räumliche Abfolge auch einer zeitlichen Abfolge; beide sind nicht voneinander zu trennen. Bislang sind diese Hypothesen nicht ausreichend getestet worden, da meist nur die aquatischen Organismen untersucht wurden.

Generell wirkt sich die Entfernung zu permanent wasserführenden Bereichen auf die Artenzusammensetzung und die Abundanz der Arten aus („räumliche Strahlwirkung") und zwar sowohl lokal als auch großräumlich (Abb. 8). Außerdem verringern sich mit zunehmender Austrocknungsdauer Artenvielfalt und Abundanz („zeitliche Strahlwirkung", Abb. 9, MEYER 2005).

Mit den sich ändernden hydrologischen Phasen in sommertrockenen – und allgemein temporären – Fließgewässern lässt sich ein Wandel in der Ernährungsgrundlage für die Gewässerorganismen postulieren („funktionaler Aspekt" der Strahlwirkung). Mit abnehmender Strömung sedimentiert mehr partikuläres organisches Material (POM); damit verschieben sich die relativen Anteile der unterschiedlichen Nahrungsressourcen für die Primärkonsumenten. Eine Studie an dem voralpinen Schottergewässer Töss zeigte, dass davon alle untersuchten Größenfraktionen des POM betroffen waren, am stärksten jedoch die gröberen Fraktionen > 1mm, deren Anteil mit zunehmender Austrocknung zunahm (Abb. 10). In diesem speziel-

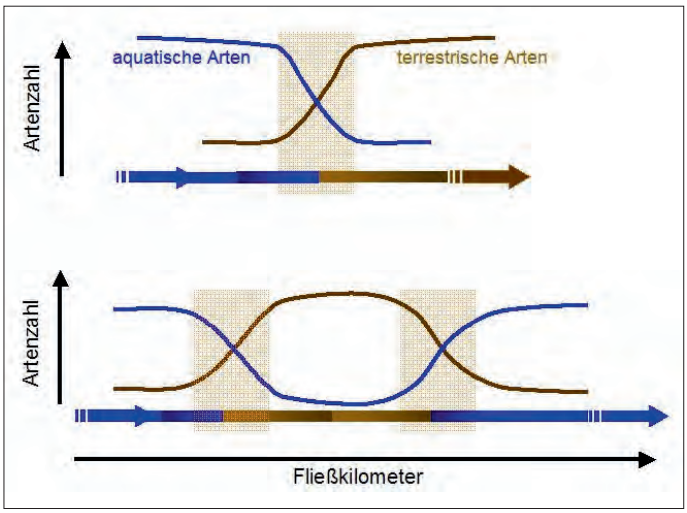


Abb. 7: Konzept der longitudinalen Besiedlungsstruktur in Fließgewässern mit Austrocknungsstrecken. Oben: Austrocknung eines gesamten Gewässerverlaufs unterhalb eines perennierenden Bereichs. Unten: Austrocknung eines Gewässerabschnittes innerhalb perennierender Bereiche.

len Fall wurde dies auf den gleichzeitig stattfindenden herbstlichen Laubeintrag zurückgeführt. In der Konsequenz nahm der Anteil der Filtrierer, die sich vom in der „fließenden Welle“ suspendierten Material ernähren, ab, gleichzeitig stieg der Anteil der Zerkleinerer (SCHELLENBERG 2000).

Individuendichten und Artenzusammensetzung der Lebensgemeinschaften sommertrockener Gewässer werden von unterschiedlichen Strategien der einzelnen Entwicklungstadien und Arten beeinflusst (vgl. dazu die Übersicht in WILLIAMS & HYNES 1976). Sie gliedern sich in die Hauptstrategien „Opportunismus“ (Profit von der Austrocknungssituation; insbesondere die semiterrestrischen und terrestrischen Arten betreffend), „Resistenz“ (Überdauern an Ort und Stelle im austrocknenden Bachbett) und „Resilienz“, d. h. Ausweichen und bei Wiederüberflutung Wieder- oder Neubesiedlung (z. B. SCHELLENBERG 2000, MEYER 2006) (Abb. 11). Die realisierten Strategien sind artspezifisch und hängen von Entwick-lungszyklus, Mobilität, Verhalten und physiologischer Toleranz ab („evolutionärer Aspekt“ der Strahlwirkung).

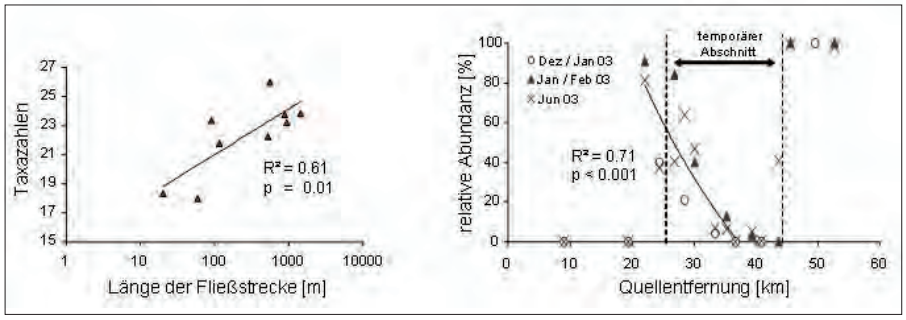


Abb. 8: Veränderung der Artenvielfalt mit sich ändernder Fließstreckenlänge in einem temporären Fließgewässersystem der Paderborner Hochfläche/NRW (links, MEYER et al. 2003) und Veränderung des relativen Anteils von Echinogammarus berilloni *(Crustacea, Amphipoda) mit zunehmender Entfernung von einem permanenten Oberlauf in der Alme (rechts, aus MEYER et al. 2004).*

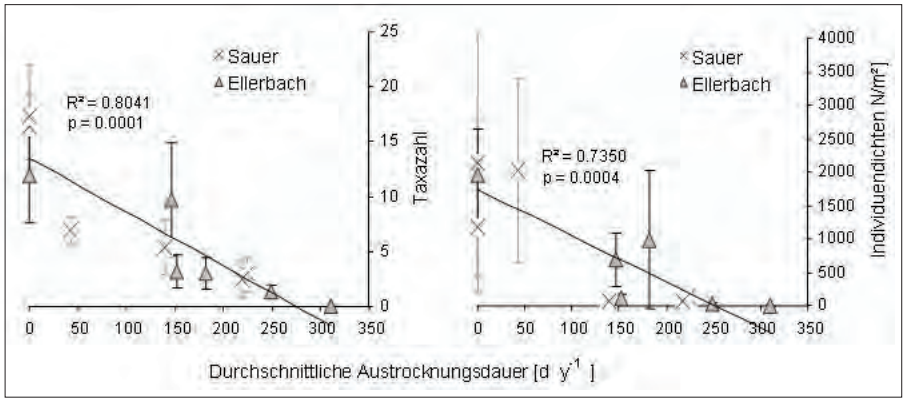


Abb. 9: Abnahme von Artenvielfalt und Individuendichte mit zunehmender Austrocknungsdauer in Ellerbach und Sauer, Paderborner Hochfläche/NRW (nach MEYER 2005).

Wiederbesiedlungsaspekte

Prinzipiell kommen für die Wiederbesiedlung eines sommertrockenen Gewässers oder Gewässerabschnittes dieselben Pfade in Frage, wie generell auch für perennierende Fließgewässer beschrieben (z. B. WILLIAMS & HYNES 1976): Wiederbesiedlung aus dem Kieslückensystem unter der Gewässersohle (hyporheisches Interstital) (vertikaler Pfad) oder aus dem „Parafluvial“ (KARAUS et al. 2005), den Refugien in der Gewässeraue (lateraler Pfad), die Wiederbesiedlung des Gewässerabschnittes durch Drift (Transport in der fließenden Welle mit der wiedereinsetzenden Wasserströmung von oberhalb), durch Aufwärtswanderung, durch Eiablage von Insektenimagines und durch Phoresie (die vorrübergehende Nutzung eines anderen Tieres als Transportmittel) mit anderen Organismen, die das Gewässer aufsuchen (Transport„wirte“).

Schließlich sollte auch bedacht werden, dass „resistente“ Arten im austrocknenden Gewässer an Ort und Stelle bleiben und auch überdauern können, wenn sie entsprechende morphologische oder physiologische Anpassungen aufweisen (NUA 2000, WILLIAMS 2006).

Ganz offensichtlich ist bei einer Wiederbesiedlung ehemals trockengefallener Gewässerabschnitte durch den Mechanismus der *Drift* - sowohl bezogen auf die Driftintensität (N/m³*h) als auch die Driftdichte (N/m³) – ein longitudinaler Effekt zu verzeichnen: die Driftintensitäten sind umso höher, je näher sich der oberhalb angrenzende permanente Gewässerabschnitt befindet (Abb. 12). Anders stellt sich dies bei der *Eiablage* dar. Hierüber kann eine Wiederbesiedlung sowohl in der anschließenden Wiederüberflutungsphase erfolgen, aber auch, indem Eier bereits im noch ausgetrockneten Bachbett abgelegt werden, welche sich bei geeigneten Bedin-

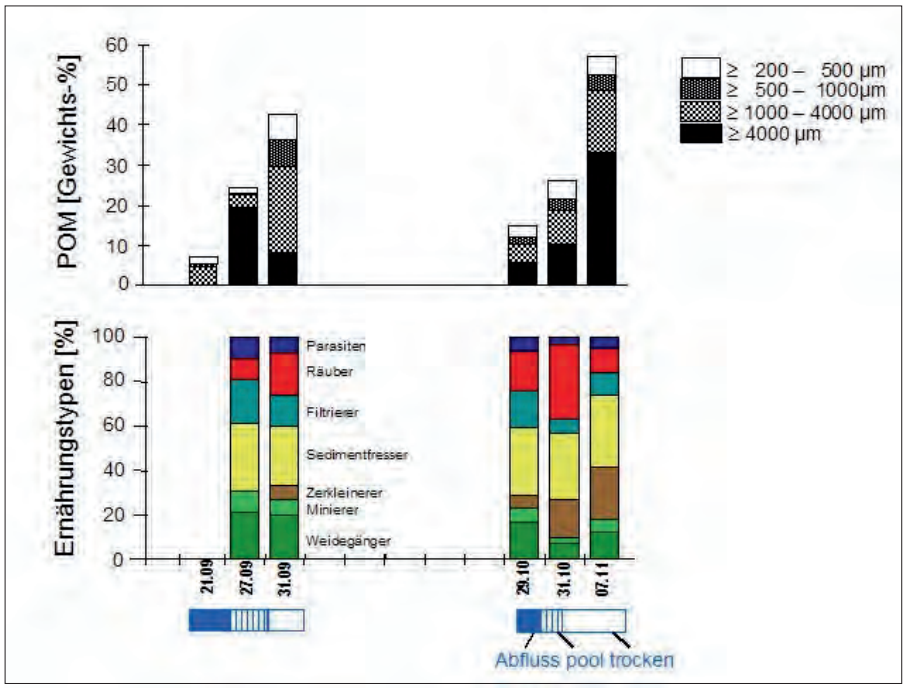


Abb. 10: Entwicklung der relativen POM-Anteile und Veränderung der Ernährungstypenstruktur im Verlauf von zwei Austrocknungsereignissen an der Töss/Nordostschweiz 1995 (nach SCHELLENBERG 2000).

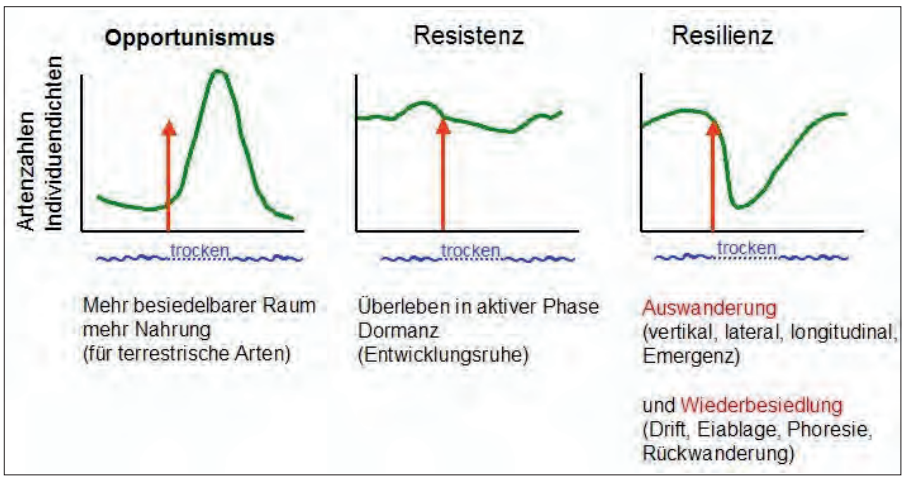


Abb. 11: Autökologische Strategien des Makrozoobenthos bei Gewässeraustrocknung (Beginn durch Pfeile markiert). Opportunistische Arten profitieren von der Austrocknungssituation, resistente Arten zeigen kaum eine Veränderung und resiliente Arten weichen der Austrocknung aus und besiedeln das Gewässer in der Fließphase erneut.

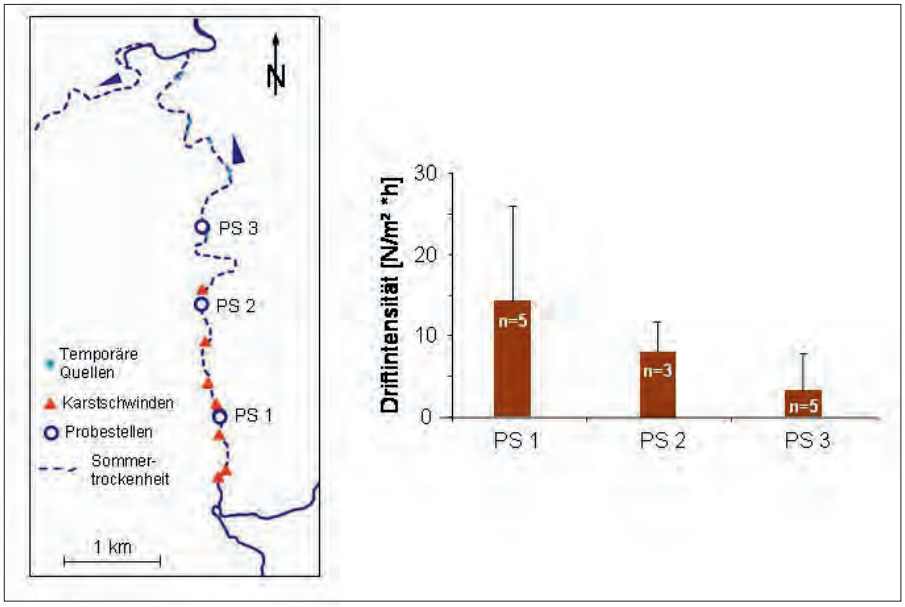


Abb. 12: Driftintensität von Köcherfliegen (Trichoptera) in der Sauer, Paderborner Hochfläche/ NRW (linke Abb.) bei unterschiedlicher Entfernung zum permanent fließenden Bereich oberhalb (rechte Abb.). Dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichungen aus 5, bzw. 3 Probenahmen von je 3 Stunden vor und nach Einbruch der Dämmerung (Dezember 2005 bis März 2006; nach BALTZER et al. 2007).

gungen bis zum Schlupf der Larven weiterentwickeln (Abb. 13). Über die „anziehende“ Wirkung der Imagines durch die Struktur der ausgetrockneten Gewässersohle oder flüchtige Substanzen, die z. B. von verrottenden Pflanzen ausgehen, wird spekuliert (WIL-LIAMS 2006). Es ist bislang nur unzureichend bekannt, inwiefern die Nähe zu permanenten Gewässerabschnitten einen Einfluss auf die Wahl des Eiablageortes hat und ebensowenig, ob und wie weit sich geschlüpfte Insektenimagines bestimmter Arten von ihrem austrocknenden Emergenzort überhaupt entfernen. Freilanduntersuchungen, bei denen Eier aus unterschiedlichen Gewässerbereichen des Karstbaches Sauer (Paderborner Hochfläche/NRW) entnommen und zum Schlupf der Larven gebracht wurden bestätigten, dass mit zunehmender Dauer der Austrocknung, die auch mit einer zunehmenden Entfernung zum permanenten Bereich gleichzusetzen ist (s. o.), ein Artenwechsel einhergeht (BALTZER et al. 2007).

So zeigte sich auch hier, dass sich die Lebensgemeinschaften unterschiedlich lang und unterschiedlich häufig trockenfallender Gewässerabschnitte deutlich voneinander unterscheiden (Tab. 1). Ob beim Wiederbesiedlungsmechanismus der Eiablage also überhaupt von einer Strahlwirkung ausgegangen werden kann, ist derzeit noch offen.

Strukturen an der Gewässersohle werden als lokale Refugien genutzt („lokale Strahlwirkung“). Die organischen Substrate „Moos“, „Holz“ und „Wurzeln“ sind dabei ein attraktiveres Substrat als mineralische Strukturen, wenn man die Zahl der dort nachgewiesenen Arten, Individuen und Eipakete berücksichtigt (MEYER 2006). Dies dürfte jedoch von Gewässer zu Gewässer unterschiedlich sein, da das jeweils für eine Überdauerung günstigere Mikroklima bzw. die günstigere Substratqualität für die an Ort und Stelle siedelnden Arten entscheidend ist (s. o., vgl. Abb. 4).

Es gibt kaum empirische Untersuchungen, die Migration von Organismen während einer Austrocknungs- und Wiederüberflutungsphase im hyporheischen Interstitial belegen (DELUCCHI 1989). Für ein voralpines, schottergeprägtes Fließgewässer konnte SCHELLENBERG (2000) für ein einzelnes Austrocknungsereignis zeigen, dass Wirbellose mit zunehmender oberflächlicher Austrocknung eine (passive oder aktive?) Migration hin zu größeren Sedimenttiefen vornehmen (vertikale Wanderungen im *Dezimeter*bereich bis ca. 1m), mit rückläufiger Tendenz bei Wiederüberflutung. Mit zunehmender oberflächlicher Austrocknung bestand zudem ein deutlicher Trend zu höheren Individuendichten mit zunehmender Nähe zu einem noch wasserführenden und später austrocknenden Pool (horizontale Wanderungen im *Meter*bereich). Nach Wiederüberflutung löste sich dieses Besiedlungsmuster wieder auf. Die Individuen konnten sich bei steigendem Wasserstand wieder

Abb. 13: Eigelege von Köcherfliegen an der feuchten Unterseite eines Steines in einem trockengefallenen Gewässerabschnitt der Alme , Paderborner Hochfläche/ NRW. Foto S. BALTZER.

verbreiten, was zu einer „Gleichverteilung“ der Individuen- und Artenzahlen an den unterschiedlichen Probenahmestellen führte (Abb. 14).

Schlussfolgerungen

Aus den obigen Ausführungen wird deutlich, dass es sowohl *räumliche* als auch *zeitliche* Komponenten der Strahlwirkung in sommertrockenen Gewässern gibt, die sich nicht voneinander trennen lassen. Als *begünstigende Faktoren* für eine Strahlwirkung lassen sich anführen:

1. Substratvielfalt. Dies ist gleichzusetzen mit einem hohen Angebot an Refugien, die unterschiedlichen Arten Rückzugsmöglichkeiten anbieten. Die resultierenden mikroklimatischen Verhältnisse sind ebenfalls vielfältig und sollten sich somit positiv auf eine „Vor-Ort-Überdauerung“ von Arten und Entwicklungsstadien auswirken (Erhöhung der Resistenz).
2. Eine hohe Breiten- und Tiefenvarianz der Gewässersohle. Dadurch wird ermöglicht, dass selbst bei sinkendem Wasserstand kleinräumig bestimmte Bereiche länger Wasser führen und möglichst über einen längeren Zeitraum noch Niedrigwasserrinnen ausgebildet sind. Die Verbindung (Konnektivität) der wasserführenden Habitate bleibt also in diesem Fall im Vergleich zu Abschnitten mit größerer Sohlhomogenität länger erhalten. Wegen der dadurch erzeugten lokalen Verringerung des Gewässerquerschnittes entstehen zumindest kurzfristig kleinräumige Bereiche mit sehr hoher Strömungsgeschwindigkeit. Insgesamt wird ein Mosaik unterschiedlichster Strömungsbereiche geschaffen.
3. Beschattung/Ufervegetation. Diese wirkt sich im Vergleich mit offenen Gewässerbereichen begünstigend, weil ausgleichend, auf den Temperaturhaushalt aus. Dadurch reduziert sich die Evaporation, die Absoluttemperaturen (tageszeitlich, jahreszeitlich) sind weniger extrem; und auch auf die Wasserqualität, z. B. die Sauerstoffkonzentrationen, wirkt sich dies positiv aus. Ein weiterer positiver Effekt besteht im Eintrag von partikulärem organischen Material (Fallholz, Falllaub), das von vielen Gewässerorganismen als Nahrungsquelle, Eiablagesubstrat oder Austrocknungsrefugium genutzt wird (s. o.).
4. Vorhandensein von Seitengewässern, Quellen etc. Diese sind Rückzugsgebiete bei Austrocknung sowie potenzielle Quellen der Wiederbesiedlung.

*Tab. 1: Vorkommen und Besiedlungsdichte (N/m²) von Köcherfliegenlarven (Trichoptera) an drei Probestellen in der Sauer (Paderborner Hochfläche/NRW). Probenahme März 2006. Lage der Probestellen PS1-PS3 in zunehmender Entfernung zum permanenten Gewässerbereich (s. Abb. 12). * = Artbestimmung nicht möglich auf Gund zu geringer Körpergröße.*

Familie	Art	PS1	PS2	PS3
Limnephilidae	non det.*	37	14,8	0
Rhyacophilidae	*Rhyacophila* sp.	25,9	0	0
Hydropsychidae	*Hydropsyche* sp.	7,4	0	0
Limnephilidae	*Melampophylax mucoreus*	7,4	0	0
Limnephilidae	*Halesus tesselatus*	3,7	0	0
Leptoceridae	non. det.	3,7	0	0
Sericostomatidae	*Sericostoma* sp.	3,7	0	0
Limnephilidae	*Potamophylax luctuosus*	3,7	3,7	0
Hydropsychidae	*Hydropsyche siltalai*	0	3,7	0
Psychomyiidae	*Lype reducta*	0	3,7	0
Limnephilidae	*Stenophylax permistus*	0	3,7	0
Limnephilidae	*Limnephilus sparsus*	0	3.7	0
Limnephilidae	*Micropterna mycterobia*	0	0	25,9
Limnephilidae	*Micropterna testacea*	3,7	7,4	92,6
Limnephilidae	*Limnephilus bipunctatus*	0	29,6	10

5. Ein „intaktes“ hyporheisches Interstitial. Darunter ist das Vorhandensein eines Kieslückensystems zu verstehen, dessen Poren nicht durch Feineinträge verstopft sind und das solange wie möglich durchströmt wird. Bei zunehmender Austrocknung können die vor Ort überdauernden Organismen dieses Refugium potenziell aufsuchen. Ein intaktes hyporheisches Interstitial dient als Temperatur- und Austrocknungsrefugium und ist auch Ausgangspunkt der Wiederbesiedlung (s. o.).
6. Wiedereinsetzende Wasserführung und Länge der Austrocknungsstrecke. Je länger die Überflutungsphasen zwischen den Austrocknungsphasen dauern und je kürzer die Austrocknungsstrecken sind, umso eher ist mit dem Transport von partikulärem organi-

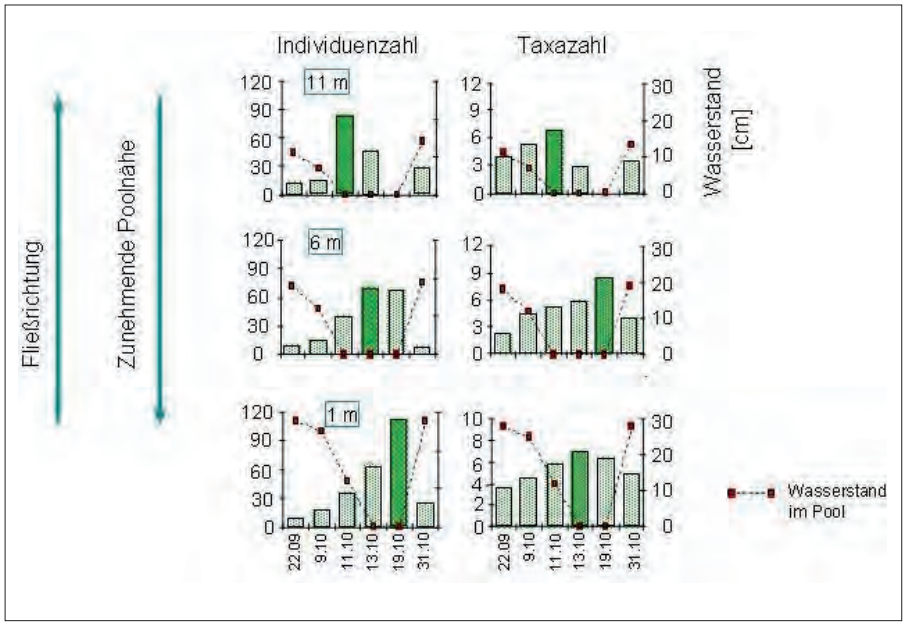


Abb. 14: Besiedlung eines Schotterbettes (Töss, Nordostschweiz) in 11 m, 6 m, und 1 m Entfernung zu einem Pool bei sinkendem Wasserstand, Austrocknung und Wiederüberflutung dieses Pools. Angegeben sind die aufsummierten Organismenfunde aus 20 cm, 50 cm, und 80 cm Sedimenttiefe (verändert nach SCHELLENBERG 2000).

schen Material (Weiterverbreitung und Verteilung von Substrat) als auch mit Transport (Drift) und aktiver Einwanderung von Organismen zu rechnen. Der Weitertransport des durch Sedimentation in der Trockenphase festgelegten grob- und feinpartikulären organischen Materials kann allerdings auch zu negativen Konsequenzen hinsichtlich der Wasserqualität führen, wenn z. B. Zehrungsprozesse einsetzen.

Weder sind sommertrockene Gewässer der einzige Austrocknungstyp (s. o.), noch gibt es *das* „sommertrockene Gewässer". MEYER (2005) kennzeichnet alleine mehrere Karstgewässertypen, die sich in Aspekten der Hydrologie und Besiedlung unterscheiden, und auch der Arbeitskreis „Temporäre Gewässer" der Deutschen Gesellschaft für Limnologie schlägt mehrere hydrologische Typen temporärer Gewässer vor, die auch ineinander übergehen können (SOMMERHÄUSER et al. 1998).

Insofern sind die gemachten Ausführungen stark verallgemeinernd oder als Ergebnisse aus Fallstudien zu verstehen. Es gilt nach wie vor, die Wissensbasis in Bezug auf Charakteristika dieser Gewässertypen zu erweitern.

Da davon ausgegangen werden kann, dass bei dem prognostizierten Klimawandel das Phänomen der Sommertrockenheit auch in den Gewässern der gemäßigten Breiten verstärkt auftreten und auch bisher nicht betroffene Gewässer erreichen wird (s. o.), wird die Forderung nach Erkenntnisgewinn als Basis für Managementstrategien zunehmen. Kenntnisse, auf die wir bereits heute zurückgreifen können, können zumindest bedingt auf andere Gewässertypen übertragen werden, die derzeit noch ständig Wasser führen.

Literatur

ALECKE, C. (1998): Ökologie und Habitatbindung von *Tinodes unicolor* und *Tinodes pallidulus* (Trichoptera: Insecta) – Ein Beitrag zur Typisierung und Bewertung von Tieflandbächen. – Schüling Verlag, Münster, 184 S.

BALTZER, S., ZEIDLER, M. & MEYER, E. I. (2007): Drift und Eiablage als Wiederbesiedlungsstrategien in einem temporären Karstgewässer. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder 2007:193-197.

DELUCCHI, C. M. (1989): Movement patterns of invertebrates in temporary and permanent streams. – Oecologia 78: 199-207.

FRISSELL, C. A., LISS, W. J., WARREN, C. E. & HURLEY, M. D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. – Environ. Manag. **10**: 199-214.

GRAVELAAR, M. (2006): Auswirkungen abiotischer Faktoren auf das Verbreitungsmuster von *Echinogammarus berilloni* in einem temporären Karstgewässer. – Unveröff. Diplomarbeit, WWU Münster.

IPCC, Intergovermental Panel on Climate Change WG II Fourth Assessment Report (2007).

KARAUS, U., ALDER, L. & TOCKNER, K. (2005): „Concave islands": Habitat heterogenity of parafluvial ponds in a gravelbed river.-Wetlands **25**: 26-37.

MEYER, A. (2005): The hydrological and faunal variability of a temporary karst stream system. (Diss. WWU Münster).

MEYER, A., GERLACH, P., ILLIES, E. & MEYER, E. I. (2003): Karstquellen und quellnahe Karstbäche der Paderborner Hochfläche - eine hydrologisch-faunistische Charakterisierung eines regionalen Bachtyps. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht (Braunschweig) 2002, Werder 2003: 373-377.

MEYER, A., KASCHEK, N. & MEYER, E. I. (2004): The effect of drought and low flow on the distribution and relative abundance of the alien amphipod *Echinogammarus berilloni* (Catta 1878) in a karstic stream system (East Westphalia, Germany). – Crustaceana **77**: 909-922.

MEYER, A. & MEYER, E. I. (2000): Discharge regime and the effect of drying on macroinvertebrate communities in a temporary karst stream in East Westphalia (Germany) - Aquat. Sci. **62**: 216-231.

MEYER, A., MEYER, E. I. & MEYER, C. (2003): Lotic communities of two small temporary karstic stream systems (East Westphalia, Germany) along a longitudinal gradient of hydrological intermittency. – Limnologica **33**: 271-279.

MEYER, E. I. (2006): Fließgewässer und Niedrigwasser – eine ökologische Perspektive. – Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz **42**: 62-76.

NUA (Natur- und Umweltschutzakademie des Landes NRW) (Hg.) (2000): Gewässer ohne Wasser? Ökologie, Bewertung, Management temporärer Gewässer. – NUA-Seminarbericht **5**, 166 S.

SCHELLENBERG, E. T. (2000): Anpassungsstrategien von Makroinvertebraten an Austrocknung und Niedrigwasser in Fließgewässern. - Diss. WWU Münster, 218 S.

SOMMERHÄUSER, M. (2000): Sommertrockene Fließgewässer im nordrhein-westfälischen Tiefland – Lebensraumbedingungen und Lebensgemeinschaften. – NUA (Natur- und Umweltschutzakademie des Landes NRW) (Hg.): Gewässer ohne Wasser? Ökologie, Bewertung, Management temporärer Gewässer. NUA-Seminarbericht **5**: 101-114.

SOMMERHÄUSER, M., ANTUNES, I., BOHLE, H. W., BRUNKE, M., DIEHL, U., DIETERICH, M., ERPELDING, Ä., FIEDLER, A., FOLTYN, S., HECHT, M., KAMPWERTH, U., LORENZ, A., MEYER, A., MEYER, E. I., P L O ß, E., ROBERT, B., SCHELLENBERG, T., SEUTER, S. & ZAH, R. (1998): Terminologische, Typologische und biozönotische Konzepte für temporäre Fließgewässer. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Tagungsbericht 1997 (Frankfurt/M.), Krefeld 1998: 936-940.

VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. (1980): The river continuum concept. – Can. J. Fish. and Aquatic Sci. **37**: 130-137.

WARD, J. V. (1989): The fourdimensional nature of lotic ecosystems. – J. North Amer. Benthol. Soc. 8: 2-8.

WARD, J. V. & STANFORD, J. A. (1995): The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. – Regulated Rivers: Research & Management **10**: 159-168.

WILLIAMS, D. D. (2006): The biology of temporary waters. – Oxford University Press, 337 S.

WILLIAMS, D. D. & HYNES, H. B. N. (1976): The recolonization mechanisms of stream benthos. Oikos **27**: 265- 272.

Anschrift der Verfasserin:

Prof. Dr. Elisabeth Meyer
Abteilung für Limnologie
Institut für Evolution und Biodiversität
Westfälische Wilhelms-Universität
Münster
Hüfferstraße 1

48149 Münster

E-Mail:meyere@uni-muenster.de

Gerhard Schaber-Schoor

Einschätzungen zur Regeneration von hydromorphologischen Defiziten durch eigendynamische Gewässerentwicklung am Beispiel eines ehemaligen Floßbaches im Nordschwarzwald

1 Einführung

Zu den eindrucksvollsten Formen der historischen Gewässernutzung in den Mittelgebirgen zählt die Flößerei, die eigene kunstvolle Formen des Wasserbaus hervorgebracht hat. Ein Beispiel dafür ist der Zinsbach im Nordschwarzwald, auf dem über einen Zeitraum von 190 Jahren (1719 bis 1909) Langholz geflößt wurde. Nach der offiziellen Einstellung der Flößerei im Jahr 1913 blieb der Zinsbach bis auf wenige punktuelle Unterhaltungsmaßnahmen sich selbst überlassen. Aufgrund der fehlenden Unterhaltung weist der Zinsbach heute erste Ansätze für eine eigendynamische Gewässerentwicklung auf. Entstanden sind diese vor allem durch den Zerfall von Querbauwerken. Um die Bedeutung des Zerfalls von Querbauwerken für die eigendynamische Gewässerentwicklung oder ungelenkte Selbstentwicklung von Gewässern einzuschätzen, wurden über mehrere Jahre (1999 bis 2004) Felduntersuchungen durchgeführt (SCHABER-SCHOOR 2007). Am Anfang stand die aktive Beseitigung eines Stützwehrs, das noch aus der Zeit der Flößerei stammte. Die nach dem Abbau des Stützwehrs aufgetretenen Veränderungen der Bettform, des Abflusses und der oberflächennahen Grundwasserverhältnisse wurden dokumentiert. Einige der Ergebnisse werden hier vorgestellt und im Zusammenhang mit den Potenzialen der Fließgewässer zur Kompensation von Strukturdefiziten, den „Strahlwirkungen“, diskutiert.

2 EG-Wasserrahmenrichtlinie, Gewässerentwicklung und „Strahlwirkungen“

Die künftige Entwicklung früher ausgebauter und bis heute stark technogen geprägter Gewässer kann nicht losgelöst von aktuellen Vorgaben für ein nachhaltiges wasserwirtschaftliches Handeln betrachtet werden. Maßgebend ist die durch die EU im Jahr 2000 verabschiedete Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – kurz „EG-Wasserrahmenrichtlinie“ (WRRL). Die WRRL wurde 2002 durch eine Novelle zum Wasserhaushaltsgesetz (WHG) in nationales Recht umgesetzt. Oberstes Ziel der getroffenen Regelungen ist die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete.

Ein Teilziel ist der gute Zustand der Oberflächengewässer (guter ökologischer und guter chemischer Zustand). Der gute Zustand ist dabei definiert als Zustand der vom sehr guten Zustand nur unwesentlich abweicht. Der sehr gute Zustand ist gegeben, wenn keine oder nur sehr geringfügige Änderungen gegenüber den Werten zu verzeichnen sind, die normalerweise mit der Abwesenheit störender anthropogener Einflüsse einhergehen. Bezogen auf den Zinsbach würde eine strenge Anwendung der Zielsetzung des „guten Gewässerzustands“ bedeuten, dass fast alle aus der Zeit der Flößerei stammenden Bauwerke, wie 20 Querwerke und rund 1.200 lfm Ufermauern, umgestaltet bzw. abgebaut werden müssten. Wegen der künstlichen Linienführung und der überwiegend kanalartig geformten Querprofile kämen umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen auf vier bis fünf km Gewässerstrecke hinzu. Nur so könnte innerhalb eines überschaubaren Zeitraums ein naturraumtypisches Gewässer wieder hergestellt werden. Allein wegen der für diesen Fall anzunehmenden Kosten für notwendige Arbeiten zur Umsetzung der WRRL ist es richtig der Frage nachzugehen, welche Potenziale Fließgewässer zur Kompensation von Strukturdefiziten haben. Mit der „Strahlwirkung“ – intakte Gewässerabschnitte wirken sich über ihren örtlichen Rahmen hinaus positiv auf den ökologischen Zustand (unterliegender) Gewässerabschnitte aus – wurde ein Ansatz gefunden, um solche Potenziale qualitativ und quantitativ zu beschreiben.

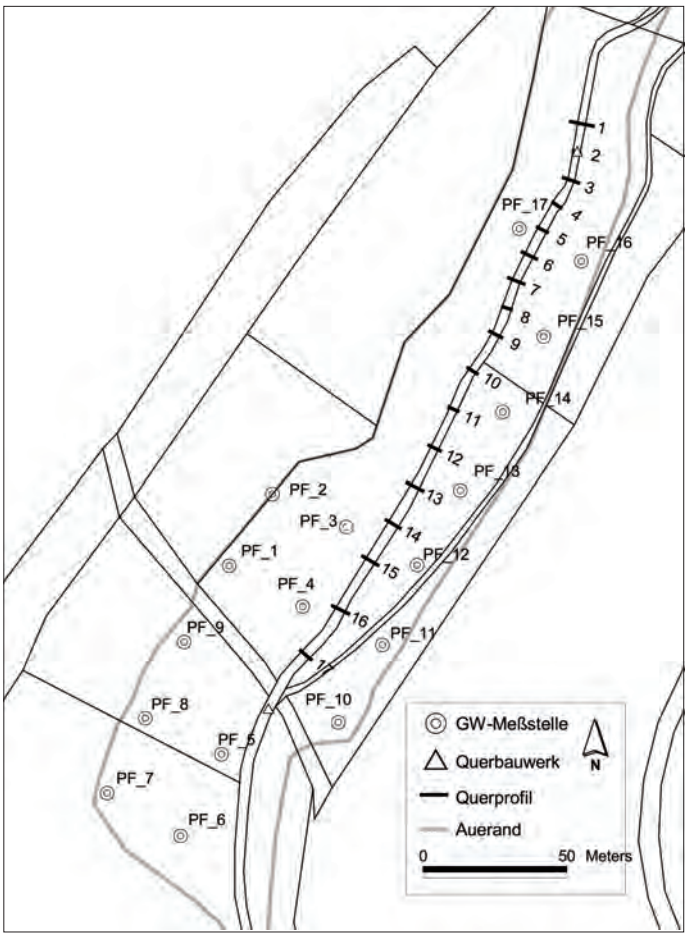


Abb. 1: Untersuchungsstrecke mit Lage der Querprofile und Grundwasser-Messstellen. Profil 2 liegt an der Stelle des abgebauten Stützwehrs. Der Zinsbach fließt von Süden nach Norden.

3 Hydromorphologische Untersuchungen und Untersuchungen zu den Grundwasserständen am Zinsbach

Der Zinsbach gehört zu den Gewässern, die bis fast in den Oberlauf ausgebaut wurden. „Strahlwirkungen“ aus oberhalb liegenden naturnahen Abschnitten sind daher nicht gegeben. Nun wurde eingangs bereits erwähnt, dass sich am Zinsbach eingestreut Streckenabschnitte finden, in denen eine eigendynamische Gewässerentwicklung in Gang gekommen ist. Ob von diesen „entfesselten“, sich morphologisch teils rasch verändernden Abschnitten „Strahlwirkungen“ ausgehen können, soll zuerst anhand der Untersuchungsergebnisse zu den Auswirkungen des Zerfalls von Querbauwerken beschrieben werden.

Am Zinsbach wurden von 1999 bis 2004 hydromorphologische Untersuchungen durchgeführt. Dafür wurde eine Gewässerstrecke ausgewählt, die ein aus der Zeit der Flößerei stammendes Stützwehr einschloss und die für die Einrichtung dauerhaft markierter Querprofile sowie von Grundwassermessstellen geeignet war. Das Stützwehr wurde im Januar 2000, ein Jahr nach Beginn der Grundwassermessungen, abgerissen.

Die Entwicklung der Bettgeometrie nach dem Abriss des Stützwehrs wurde durch wiederholte Vermessungen von Querprofilen ermittelt. Die mit Querprofilen ausgestattete Untersuchungsstrecke beginnt 10 m unterhalb des abgerissenen Stützwehrs und erstreckt sich von dort 215 m bachaufwärts (Abb. 1).

Die erste Aufnahme fand im Januar 2000 statt, zwei Wochen vor dem Abbau des Stützwehrs. Die späteren Vermessungen folgten zunächst im Abstand von wenigen Wochen. Außer Veränderungen unmittelbar unterhalb und oberhalb des geöffneten Stützwehrs blieb das Bachbett in den ersten Monaten stabil. Weitere Vermessungen folgten daher erst nach einem Jahr, im Februar 2001, und danach wieder nach weiteren drei Jahren, im März 2004.

Um den Verlauf des Grundwassergangs zu beobachten, wurden im November/Dezember 1998 in der Bachaue insgesamt 17 Grundwassermessstellen eingerichtet (Abb. 1), von denen an 13 Messstellen kontinuierlich Ablotungen vorgenommen wurden. Vier Messstellen fielen durch Beschädigungen aus und mussten aufgegeben werden. In der Zeit von Januar 1999 bis einschließlich Dezember 2002 wurde insgesamt 150-mal, das war im Durchschnitt alle 10 Tage, mit einem Kabellichtlot gemessen.

Es wurde erwartet, dass nach dem Abbau des Stützwehrs Tiefen- bzw. Sohlenerosion einsetzt, die sich auf die oberflächennahen Grundwasserverhältnisse so auswirkt, dass eine Grundwasserabsenkung als Folge des Wegfalls des Stützwehrs nachgewiesen werden kann.

Die Anfangs- und Endpunkte der Querprofile und die Grundwassermessstellen wurden terrestrisch eingemessen und an vorhandene Lage- und Höhenfestpunkte (trigonometrische Punkte) angebunden. Alle Höhenangaben in Tabellen und Abbildungen sind Höhen ü. NN.

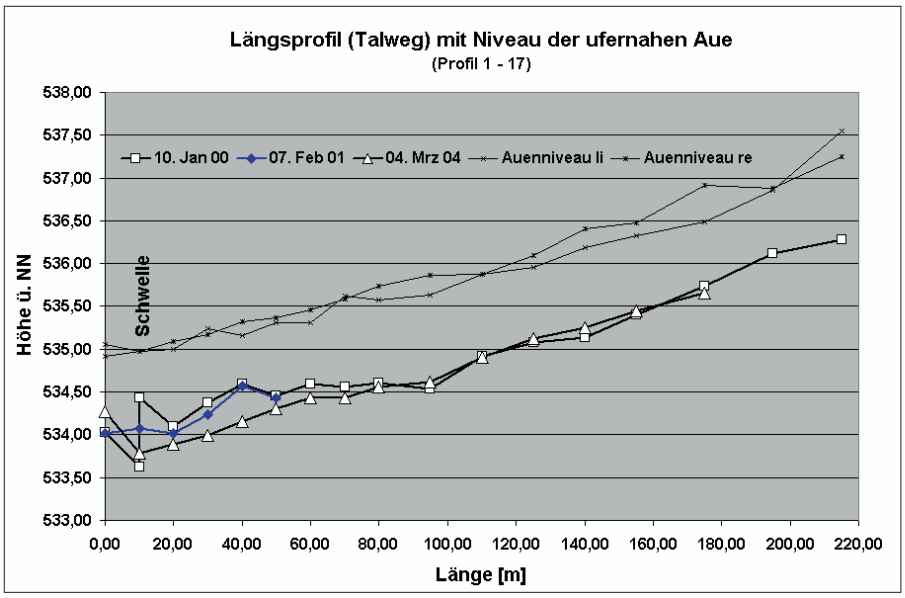


Abb. 2: Längsprofile (Talweg; mehrfach überhöht) der Untersuchungsstrecke, dargestellt für den Zustand 2 Wochen vor Rückbau des Stützwehrs (10. Januar 2000), knapp ein Jahr später (07. Februar 2001) und zum Zeitpunkt der letzten Vermessung (04. März 2004).

4 Ergebnisse der Untersuchungen zur Gewässerbettgeometrie

Das Längsprofil der Untersuchungsstrecke konnte im Januar 2000 in zwei annähernd homogene Abschnitte gegliedert werden (Abb. 2):

- in einen unteren Abschnitt zwischen Profil 2 und Profil 10, mittleres Sohlgefälle I_o = 0,13 % und
- einen oberen Abschnitt zwischen Profil 10 und Profil 17, mittleres Sohlgefälle I_o = 1,45 %, was in etwa auch dem maximalen Talgefälle entspricht.

Im März 2004 war der Gefälleknick bei Profil 10 verschwunden. Durch den Abriss des Stützwehrs hat Sohlenerosion eingesetzt, die sich bachaufwärts auf rund 70 m Länge erstreckt. Dieser Abschnitt wird im Weiteren als „Erosionsstrecke“ bezeichnet. Die gesamte Strecke zwischen den Profilen 2 und 15 wies im März 2004 ein mittleres Sohlgefälle von I_o = 1,14 % auf.

Infolge der Erosion der Gewässersohle hat sich auch die Zahl der Kolk-Furt-Abfolgen verringert. Bei Kolk-Furt-Abfolgen handelt es sich um eine in Fließgewässern mit beweglicher Sohle regelmäßig auftretende Gliederung des Längsprofils, die durch einen aufeinander folgenden Wechsel von Kolken mit geringerer Strömungsgeschwindigkeit und Furten mit erhöhter Strömungsgeschwindigkeit gebildet werden. Gab es im Januar 2000 im unteren und oberen Abschnitt insgesamt 5 dieser Strukturelemente, so hat sich die Zahl bis März 2004 auf 3 reduziert. Das bedeutet, dass sich die Sohle nicht nur eingetieft, sondern auf der gesamten beobachteten Länge die Strukturvielfalt durch Einebnung der Gewässersohle abgenommen hat.

Abb. 3 zeigt die Querprofile im Bereich der Erosionsstrecke. Betrachtet man die Situation vor dem Abbau des Stützwehrs (Querprofil 2), so ist an der kompakt rechteckigen Form der Querprofile 4 und 8 noch sehr gut der Ausbauzustand für die Flößerei zu erkennen. Im Querprofil 2 liegt rechts vom Stützwehr eine Mulde, über die das Bauwerk bei Hochwasser schon seit Längerem umflossen wurde. Wäre das Stützwehr im Januar 2000 nicht abgerissen worden, hätte sich der Zinsbach an dieser Stelle vielleicht ein neues Bett gegraben. Erste deutliche Veränderungen der Bettform waren nach einem Jahr (7. Februar 2001) in den Profilen 2, 3 und 4 zu sehen, während die beiden folgenden Profile 5 und 6 noch nahezu unverändert angetroffen wurden. Bis zur letzten Vermessung am

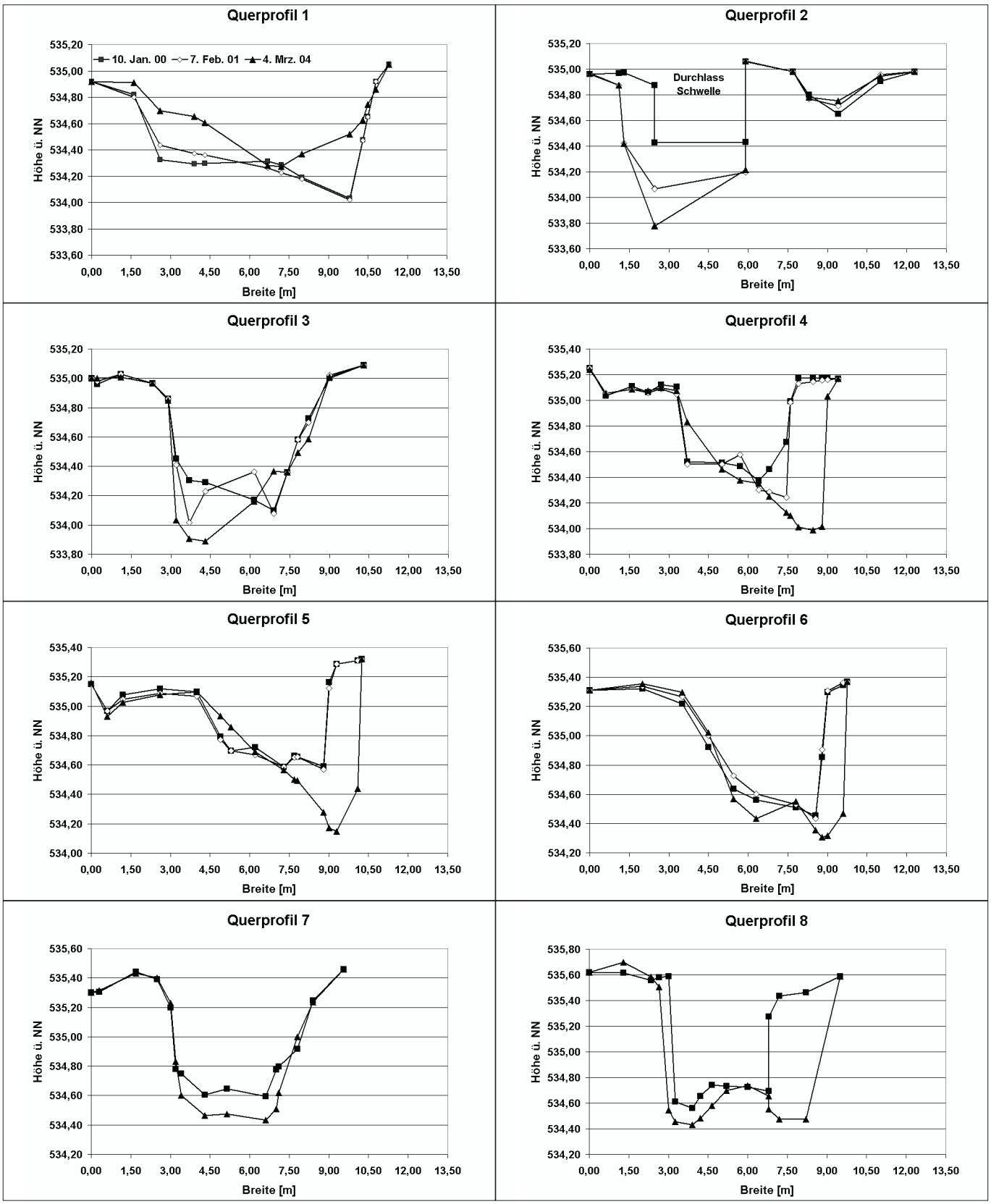


Abb. 3: Querprofile 1 bis 8 (5-fach überhöhte Darstellung).

4. März 2004 sind stromaufwärts weitere Sohleintiefungen und einseitige Aufweitungen entstanden. Zwischen den Querprofilen 2 bis 9 hat sich die Gewässersohle durchschnittlich um 0,27 m eingetieft. Die Querprofile 9 bis 15 veränderten sich nur geringfügig.

Um einen weiteren Eindruck vom Ausmaß der morphologischen Veränderungen zu erhalten, wurde anhand der Bettform der Natürlichkeitsgrad eingeschätzt. Da es am Zinsbach keine als Referenz geeigneten naturnahen Gewässerstrecken gibt, wurde auf Daten von Untersuchungen von Bachläufen im Buntsandstein-Odenwald und im Mittleren Bergland des nördlichen Buntsandstein-Schwarzwaldes zurückgegriffen. Die Forschungsgruppe Fließgewässer (1994) hat anhand von Daten zur Morphologie von 80 Bachstrecken im Buntsandstein-Odenwald Kenngrößen für

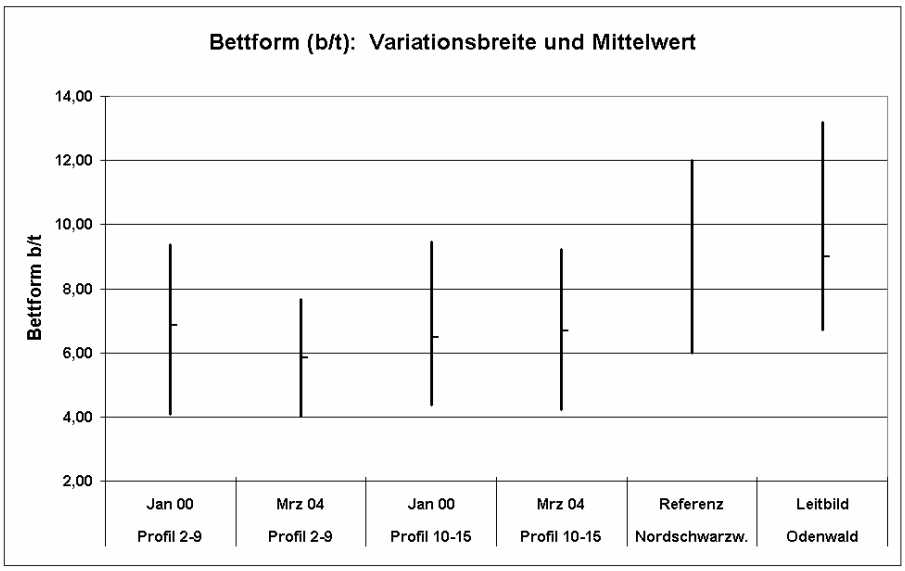


Abb. 4: Variationsbreite und Mittelwerte der Bettform zu Beginn und am Ende der 4jährigen Untersuchungszeit. Ganz rechts Werte für eine Referenzstrecke im Nordschwarzwald und für ein Leitbild für Bäche des Odenwaldes. Stellt man diesen Werten die Verhältnisse am Zinsbach gegenüber, so ist der Zinsbach noch deutlich von den Referenzwerten entfernt.

ein morphologisches Leitbild entwickelt, die sich auch auf die Bettform beziehen. Für Kerbsohlentalbäche der Formation 2, was dem Zinsbach entspricht, wird im Leitbild die Profilform als „flach und breit" und in Zahlen mit b/t_{min} = 6,7, b/t_{mittel} = 9,0 und b/t_{max} = 13,2 angegeben (Forschungsgruppe Fließgewässer 1994). Aus dem Buntsandstein-Schwarzwald liegen Daten für einen Bach im Oberlauf der Acher vor, der nach seiner gewässertypologischen Beschreibung dem Zinsbach sehr ähnlich ist. Die Breiten-/Tiefenvariabilität wird mit „sehr große Breitenvarianz, flache bis mäßig tiefe Profile" und in Zahlen mit b/t_{min} = 6 und b/t_{max} = 12 beschrieben (Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein 2001). Nimmt man diese Werte als Referenz für einen gewässermorphologischen Grundtypus eines „naturnahen" Zinsbachs an und vergleicht diese mit den Werten der Untersuchungsstrecke, ergibt sich folgendes Bild (Tab. 1 und Abb. 4): Die Werte für Januar 2000 liegen zwischen 4 und etwas über 9. Damit scheint, bezogen nur auf die Bettform, bis zum Jahr 2000 eine Annäherung an das Leitbild eingetreten zu sein.

Der mit dem Öffnen des Stützwehrs initiierte Fall des Versagens eines Querbauwerks kehrte diese Entwicklung wieder um. Die Werte für März 2004 zeigen eine Verschlechterung des Breiten-/Tiefenverhältnisses zwischen Profil 2 und Profil 9, als Folge der starken Sohlenerosion. Querprofile mit einem Breiten-Tiefen-Verhältnis von < 4 sind „übertiefte" Profile und gelten unter ökologischen wie wasserwirtschaftlichen Aspekten als erheblich beeinträchtigt (DVWK-GFG 1998).

Tab. 1: Werte für bordvolle Tiefe, bordvolle Breite und Bettform jeweils für die Strecken Querprofil 2 - 9 und Querprofil 10 - 15 und Werte für Leitbild.

Querprofile 2 - 9							
	bordvolle Tiefe (t) [m]		bordvolle Breite (b) [m]		Bettform (b/t)		
	Jan 00	Mrz 04	Jan 00	Mrz 04	Jan 00	Mrz 04	*Leitbild*
Min	0,54	0,88	3,44	4,80	4,08	4,03	*6 - 6,7*
Max	1,03	1,19	6,75	7,15	9,38	7,67	*12 - 13,2*
Mittelwert	0,80	1,07	5,32	6,18	6,85	5,86	*9,00*
StdAbw	0,17	0,10	1,17	0,69	1,63	0,99	-

Querprofile 10 - 15							
	bordvolle Tiefe (t) [m]		bordvolle Breite (b) [m]		Bettform (b/t)		
	Jan 00	Mrz 04	Jan 00	Mrz 074	Jan 00	Mrz 04	*Leitbild*
Min	0,75	0,83	4,55	4,15	4,36	4,23	*6 - 6,7*
Max	1,09	1,01	7,20	7,65	9,47	9,22	*12 - 13,2*
Mittelwert	0,94	0,91	5,95	5,98	6,47	6,67	*9,00*
StdAbw	0,11	0,07	1,08	1,28	1,69	1,74	-

5 Ergebnisse der Untersuchungen zu den Grundwasserständen

Zur Darstellung der Grundwasserverhältnisse ist es erforderlich, zuerst die allgemeinen Klimabedingungen während des Unter-suchungszeitraums zu charakterisieren. Hierzu dienen Niederschlags- und Temperaturmessungen der Station des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Freudenstadt (Tab. 2). Das Jahr 2001 war das nasseste und mit 1999 gleichzeitig das kühlste Jahr. Am trockensten und wärmsten war das Jahr 2000. Im Vergleich zum langjährigen Mittel fielen in allen Jahren überdurchschnittliche Niederschlagsmengen und die mittleren Tagestemperaturen lagen deutlich über dem Durchschnitt. Das Klima im Untersuchungszeitraum ist alles in allem nasser und wärmer als im Durchschnitt der Jahre 1971 - 2000. Für den Untersuchungszeitraum kann daraus auf eine tendenziell verstärkte Grundwasserneubildung, vor allem in den Winterhalbjahren, geschlossen werden. Um Auswirkungen der festgestellten Sohleintiefung auf die oberflächennahen Grundwasserverhältnisse zu zeigen, werden die im Bereich der Erosionsstrecke an den Bach angrenzenden Messstellen näher betrachtet.

Das sind die Messstellen PF_15, PF_16 und PF_17. Zum Vergleich wird die Messstelle PF_14 hinzugenommen, welche oberhalb der Erosionsstrecke liegt. Die Messstelle PF_17 liegt westlich, die übrigen Messstellen befinden sich östlich des Zinsbachs. Die Entfernung der Messstellen vom Standort des abgebauten Stützwehrs und der lotrechte Abstand von der Bachmitte sind in Tab. 3 angegeben. Abb. 5 zeigt für diese vier Standorte die Ganglinien und die Box-Whisker-Plots.

Von den drei Messstellen im Bereich der Erosionsstrecke ist nur bei PF_17 eine Grundwasserabsenkung zu erkennen. Box und Median bleiben über den gesamten Vierjahreszeitraum ungefähr auf gleichem Niveau, aber die durch die Whisker markierten Grundwasserhöchststände und -tiefststände fallen bis 2002 kontinuierlich. An der der PF_17 gegenüberliegenden Messstelle PF_16 ist der Trend, bezogen auf die Lage von Box und Median, genau umgekehrt. Entsprechendes gilt für die Messstellen PF_14 und PF_15. Der an diesen drei Messstellen vor allem für 2002 registrierte teils deutliche Anstieg des oberflächennahen Grundwassers kann mit dem Niederschlagsgeschehen nicht erklärt werden, möglicherweise aber durch großflächige Windwürfe. Im Einzugsgebiet des Zinsbachs sind durch Orkan „Lothar" im

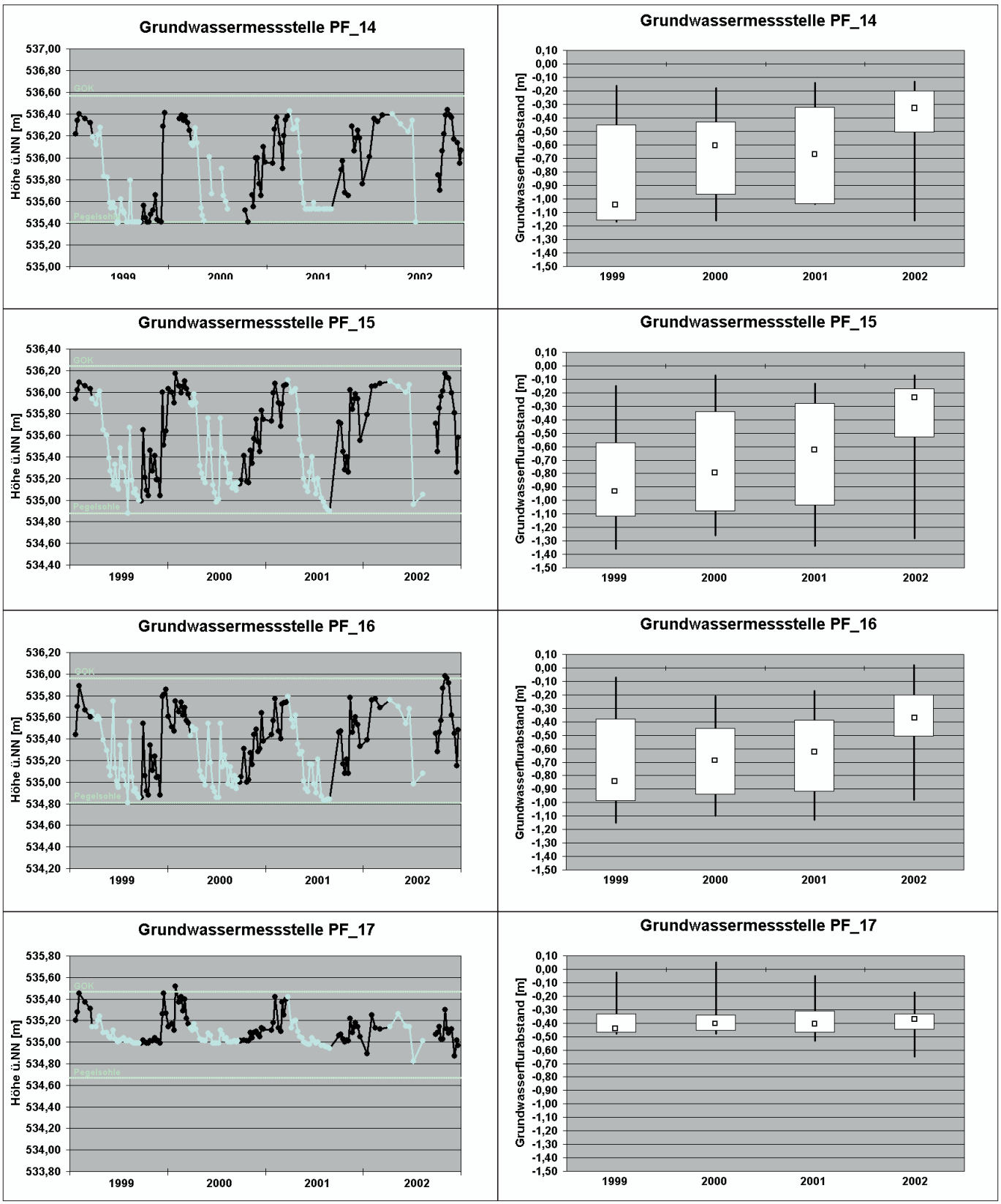


Abb. 5: Linke Spalte: Diagramme mit dem Verlauf der Ganglinien im Bereich der Erosionsstrecke. Die untere helle Linie markiert die Pegelsohle, die obere die Geländeoberkante (GOK); helle Ganglinienabschnitte = Sommerhalbjahr, rechte Spalte: die zugehörigen Box-Whisker-Plots.

Dezember 1999 auf rund einem Viertel der Waldfläche alle Bäume umgeworfen worden. Auf weiteren zwei Dritteln der Waldfläche wurde ein Teil der Bäume umgeworfen oder sind die Baumkronen abgebrochen. Die Evapotranspiration der Waldvegetation ist dadurch deutlich zurückgegangen, sodass das folgende relativ trockenere Jahr 2000 nur undeutlich in Erscheinung tritt. Im relativ nassen Jahr 2001 sind an den Messstellen PF_14, PF_15 und PF_16 die Grundwasserstände leicht angestiegen. Ein deutlicher Sprung nach oben tritt im Jahr 2002 auf, obwohl die Jahressumme des Niederschlags um 150 mm unter der von 2001 liegt. Was an den vier gezeigten Messstellen beobachtet wurde sind somit wohl in erster Linie Auswirkungen großflächiger Waldzerstörungen durch einen Orkan. Aus dem dargestellten Zusammenhang wird aber gefolgert, dass

Tab. 2: Vergleich der Niederschlagssummen und der durchschnittlichen Tagestemperatur der Untersuchungsjahre 1999 - 2002 mit dem langjährigen Mittel 1971 - 2000. Die Daten stammen von der DWD-Station Freudenstadt/Schwarzwald.

	Jahreswerte				Langjähriges Mittel
	1999	2000	2001	2002	1971 - 2000
Niederschlagssumme [mm]	2.054	1.713	2.105	1.953	1.658
Mittlere Tagestemperatur [°C]	7,5	8,3	7,5	8,0	6,9

Tab. 3: Lage der Grundwassermessstellen PF_14 bis PF_17 bezogen auf die Entfernung zum abgebauten Stützwehr und zur Bachmitte.

	Grundwassermessstelle			
	PF_14	PF_15	PF_16	PF_17
Entfernung vom Stützwehr [m]	99	68	36	35
Entfernung zur Bachmitte [m]	15,8	15,0	17,1	7,2

die Ergebnisse unter den vom Orkan verursachten Beobachtungsbedingungen geradezu dafür sprechen, die gesunkenen Grundwasserhöchststände an Messstelle PF_17 ausschließlich der Eintiefung der Bachsohle zuzuschreiben. Bezogen auf die höchsten jährlichen Grundwasserstände ist der Grundwasserflurabstand von 1999 bis 2002 um 22 cm größer geworden.

6 Weitere Entwicklung der untersuchten Gewässerstrecke

Das in der Untersuchungsstrecke in der Sohle und den Uferböschungen anstehende Substrat besteht überwiegend aus Korngrößen <100 mm Durchmesser. Dieses Material gerät bei den für bordvollen Abfluss zu erwartenden Sohlschubspannungen von 50 - 70 N/m^2 in Bewegung. Das anstehende Sohlmaterial begrenzt die Erosion demnach kaum. Außerdem deuten bei Niedrigwasser in Erscheinung tretende Sohlstufen darauf hin, dass rückschreitende Erosion ein maßgeblicher Prozess ist, was bedeutet, dass die Eintiefung des Bachbetts noch andauern wird. Für die kommenden Jahre wird daher eine weitere Reduzierung des Längsgefälles erwartet.

Dieser Vorgang wird bis zum Erreichen eines relativ stabilen Sohlzustands andauern. Deutliche Veränderungen, wie sie durch den Abtrag des hinter dem Stützwehr abgelagerten Geschiebes zwischen Januar 2000 und März 2004 aufgetreten sind, wird es im untersuchten Bereich nur noch im Fall von extremen Hochwasserereignissen geben.

7 Zusammenfassung

Die weitere Entwicklung des Zinsbachs wird in Anlehnung an die Untersuchungen zur Regeneration von Eingriffsfolgen (KERN 1994) als ein Prozess mit gewässermorphologisch mittel- bis langfristig irreversiblen Folgen aufgefasst. Der massive Zerfall von Querbauwerken mangels Unterhaltung hat erst begonnen. Über rund 5 km Gewässerstrecke liegen im Abstand von 200 bis 300 m Querbauwerke verteilt, die in den nächsten Jahren und Jahrzehnten abgehen werden. Die Folgen dürften den für die Untersuchungsstrecke beschriebenen Auswirkungen vergleichbar sein. Unter den Bedingungen einer ungelenkten Selbstentwicklung wird für den Zinsbach das Entstehen einer gewässertypischen Morphodynamik und Strukturvielfalt (breites und flaches Bachbett, gekrümmter Lauf usw.) deshalb erst nach einer Regenerationszeit von bis zu 1000 Jahren erwartet. Die Ergebnisse der Untersuchungen am Zinsbach sind im Zusammenhang mit den „Strahlwirkungen“ ein deutlicher Hinweis auf zu beachtende Einschränkungen. Das Fallbeispiel zeigt, dass das Regenerationspotenzial von Fließgewässern mit einem durch künstliche Querbauwerke in regelmäßigen Abständen gegliederten Längsprofil gering ist. Daran würde auch eine oberhalb gelegene naturnahe Gewässerstrecke wenig ändern. Die mit der Selbstauflösung von Querbauwerken einhergehenden gewässermorphologischen Prozesse führen zu Gewässerstrukturen, die, gesteuert durch den Vorgang der Sohlenerosion, weit von den Werten für naturnahe Gewässerstrecken entfernt sind. Der generelle Grundsatz „Selbstentwicklung geht vor Gestaltung“ gilt nicht für kulturbedingte Gewässertypen wie den Zinsbach. Sollen solche Gewässer in üblichen Planungshorizonten nach den Zielsetzungen der WRRL entwickelt werden, müssen Sohlsicherungen mit Maßnahmen des naturnahen Wasserbaus stattfinden. Nur so kann die Entstehung erodierter Gewässerstrecken vermieden werden. Erst danach können sich zur weiteren (langfristigen) Regeneration Phasen der eigendynamischen Gewässerentwicklung bzw. ungelenkte Selbstentwicklung anschließen.

Literatur:

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) & GFG (Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung) (Hg.) (1998): Sohlenerosion und Auenauflandung – Empfehlungen zur Gewässerunterhaltung. Mainz, 48 S.

EG-WRRL (Wasserrahmenrichtlinie): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L 327.

Forschungsgruppe Fließgewässer (1994): Fließgewässertypologie – Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein-Odenwald und Oberrheinebene. ecomed, Landsberg, 226 S.

Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein (Hg.) (2001): Gewässertypenkatalog für die Gewässerentwicklung in den Landkreisen Ortenau und Emmendingen, Materialien Gewässer Bd. 3, Offenburg, 455 S.

KERN, K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. Berlin, 256 S.

SCHABER-SCHOOR, G. (2007): Kleine Gewässerläufe im Wald – Grundlagen für den Erhalt und die Entwicklung naturnaher Bachläufe in bewirtschafteten Wäldern. Culterra Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, **49**, 246 S.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Gerhard Schaber-Schoor
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Abt. Wald und Gesellschaft
Wonnhalde 4

79100 Freiburg

Email:
gerhard.schaber-schoor@forst.bwl.de

Stefan Schmutz, Andreas Melcher, Susanne Muhar, Andreas Zitek, Michaela Poppe, Clemens Trautwein & Mathias Jungwirth

MIRR - Model-based Instrument for River Restoration

Entwicklung eines strategischen Instruments zur integrativen Bewertung ökologischer Restaurationsmaßnahmen an Fließgewässern

Einleitung

Die Fließgewässer Österreichs sind vielfältigen anthropogenen Beeinträchtigungen ausgesetzt. Während die Gewässergüte nicht mehr zu den prioritären Problemen zählt, weisen die meisten Gewässer hydromorphologische Veränderungen auf. Zur Wiederherstellung des „guten ökologischen Zustandes" bzw. des „guten ökologischen Potenzials" im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie sind daher für diese Gewässer geeignete Sanierungsmaßnahmen festzulegen.

Aus einer Vielzahl fallspezifischer Einzeluntersuchungen ist bekannt, dass Fische hydromorphologische Belastungen sehr gut anzeigen. Bislang wurde jedoch in Österreich noch kein Versuch unternommen, anhand eines größeren Datensatzes die Wirkungszusammenhänge zwischen hydromorphologischen Belastungen und Fischen systematisch zu untersuchen und die daraus abgeleiteten Erkenntnisse zur Formulierung von Sanierungsstrategien und Restaurationsmaßnahmen heranzuziehen.

Das österreichische Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasser (Lebensministerium) (Sektion Wasser, Ref. VII 1 b – Gewässerökologie und Ref. VII-5 – Schutzwasserwirtschaft) sowie die Niederösterreichische Landesregierung (Gruppe Wasser) beauftragten daher das Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement der Universität für Bodenkultur Wien mit der Erstellung einer Studie zur Entwicklung eines strategischen Instruments zur Restauration von Fließgewässern.

Ziel des MIRR Projektes (**M**odel-based **I**nstrument for **R**iver **R**estoration) war daher die Entwicklung eines strategischen Instruments zur integrativen Bewertung von Restaurationsmaßnahmen an Fließgewässern basierend auf fischökologischen Kriterien.

Da bislang erst wenige Restaurationsmaßnahmen in Österreich umgesetzt wurden und daher für statistische Analysen noch nicht ausreichend Datenmaterial zur Verfügung stand, wurde das Instrument anhand eines Analogieschlusses entwickelt. Die zugrunde liegende Hypothese ist, dass der ökologische Zustand der Gewässer sich bei Restauration in ähnlicher Weise verbessert, wie er sich durch die Belastungen verschlechterte. D. h. die Wegnahme der Belastung führt im Sinne einer Umkehrung des Degradationsprozesses über vergleichbare Mechanismen wieder zum unbelasteten Zustand (Abb. 1).

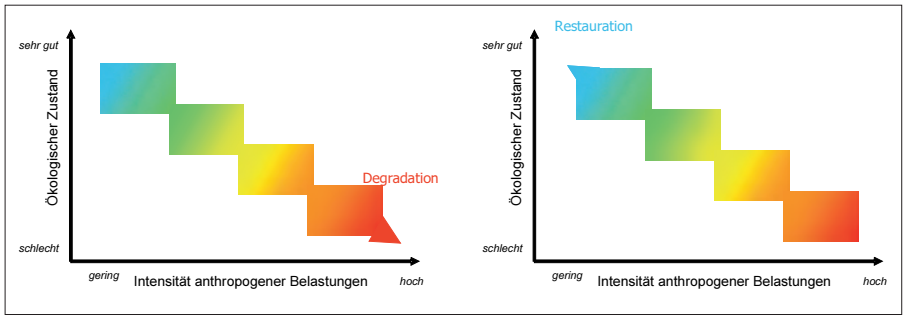


Abb. 1: Konzeptueller Ansatz des MIRR Projekts: Degradationsprozesse werden stellvertretend für Restaurationsprozesse herangezogen.

Dieser Ansatz besitzt natürlich eingeschränkte Gültigkeit, da der Restaurationsprozess aufgrund mehrerer Ursachen anders als der Degradationsprozess verlaufen kann. Trotzdem entspricht dieser Ansatz dem belastungsorientierten Konzept der Wasserrahmenrichtlinie und stellt aus unserer Sicht unter den gegebenen Rahmenbedingungen den einzig möglichen Weg einer adäquaten methodischen Herangehensweise dar.

Projektstruktur und Untersuchungsgebiet

Das MIRR Projekt gliedert sich in insgesamt 8 Arbeitspakete. Zu Beginn des Projektes wurde im Arbeitspaket 1a anhand einer Literaturrecherche und unter Mithilfe von Expertenwissen eine umfangreiche Liste möglicher Belastungskriterien zu den Belastungstypen Regulierung, Kontinuumsunterbrechungen, Landnutzung, Stau, Restwasser, Schwall und sonstige erstellt (Abb. 2).

Der Bericht „Potential Pressure Criteria for Modelling Fish/Pressure Relationships in Running Waters - A Literature Review"

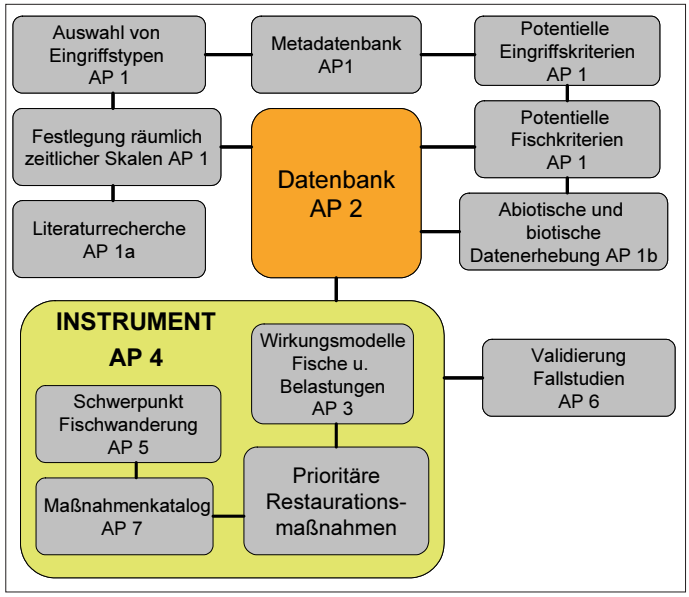


Abb. 2: Schematische Darstellung der MIRR Projektstruktur mit Arbeitspaketen (AP).

von A. ZITEK wurde im Februar 2006 fertig gestellt und ist seitdem über die Internetseite des Lebensministeriums beziehbar: (wasser. lebensministerium. at/filemanager/download/14534/).

Da Belastungsdaten in Österreich nicht flächendeckend und nicht in konsistenter Form vorlagen, musste die Datenrecherche (Arbeitspaket 1b) auf Niederösterreich beschränkt werden. Für dieses Bundesland lagen die meisten Daten vor. Die Erfassung der Belastungsdaten nahm den größten Teil der Arbeiten im Projekt ein. Fehlende Daten mussten ergänzt oder im Freiland neu erhoben werden.

Insgesamt wurden in der MIRR Datenbank (Arbeitspaket 2) Fischbestände von 938 Beprobungen in 715 Probestellen erfasst (Abb. 3). Für ca. 400 Stellen ließen sich auch weitgehend vollständige Belastungsdaten hinsichtlich Regulierung, Stau, Landnutzung, Kontinuum und Restwasser recherchieren. Zusätzlich wurden weitere Umweltparameter zur Charakterisierung der Probestellen erfasst.

Anhand recherchierter Daten wurden im 3. und 4. Arbeitspaket Wirkungsbeziehungen zwischen den Belastungen und der Reaktion der Fische analysiert und ein Instrument zur Identifizierung prioritärer Restaurationsmaßnahmen in beeinträchtigten Fließgewässern entwickelt.

Aufgrund der zentralen Bedeutung des Kontinuums für Fische und der vorgegebenen Zielsetzungen des Projektes wurde die Problematik der Sanierung von Migrationshindernissen in einem eigenen Arbeitspaket 5, im so genannten „Kontinuumsschwerpunkt" behandelt und zwecks Übersichtlichkeit in einem separaten Bericht veröffentlicht (ZITEK et al. 2007). Dieser, sowie alle anderen Ergebnisse und Berichte, werden nach deren endgültiger Fertigstellung ab Dezember 2007 auf der MIRR Homepage (http://mirr.boku.ac.at) veröffentlicht.

Ziel der Fallstudie (Arbeitspaket 6) ist die Anwendung und Überprüfung des Restaurationsinstruments anhand eines konkreten Beispiels. Da diese Arbeiten zum Teil erst nach der Fertigstellung des MIRR Endberichtes durchgeführt werden können, werden diese Ergebnisse in einem gesonderten Bericht zu einem späteren Zeitpunkt veröffentlicht.

Der Schwerpunkt der in Arbeitspaket 7 enthaltenen Maßnahmenbeschreibung liegt auf der Restaurierung gewässermorphologischer und hydrologischer Verhältnisse. Die Maßnahmen reichen von kleinräumigen Strukturierungen des Gewässerbettes bis hin zu vernetzenden Maßnahmen im Auenniveau sowie Maßnahmen zur Verbesserung gestörter hydrologischer Verhältnisse und betreffen damit unterschiedliche räumliche Ebenen.

Arbeitspaket 8 umfasst zum einen die gesamte interne Projektkoordination (insgesamt haben mehr als 30 Kolleg/innen mitgearbeitet), aber auch den fachlichen Austausch mit externen Expert/innen. Diese wurden in Form von 3 Expertenworkshops in das Projekt eingebunden. Teilnehmer/innen der Expertenworkshops waren Fachkolleg/innen von Universitäten, Ministerien, Bundesämtern, Landesregierungen, Planungsbüros sowie Interessensvertretungen (E-Wirtschaft, Fischerei, Umweltverbände).

Methodik

Zur Beurteilung des fischökologischen Zustandes wurden Fischindizes herangezo-

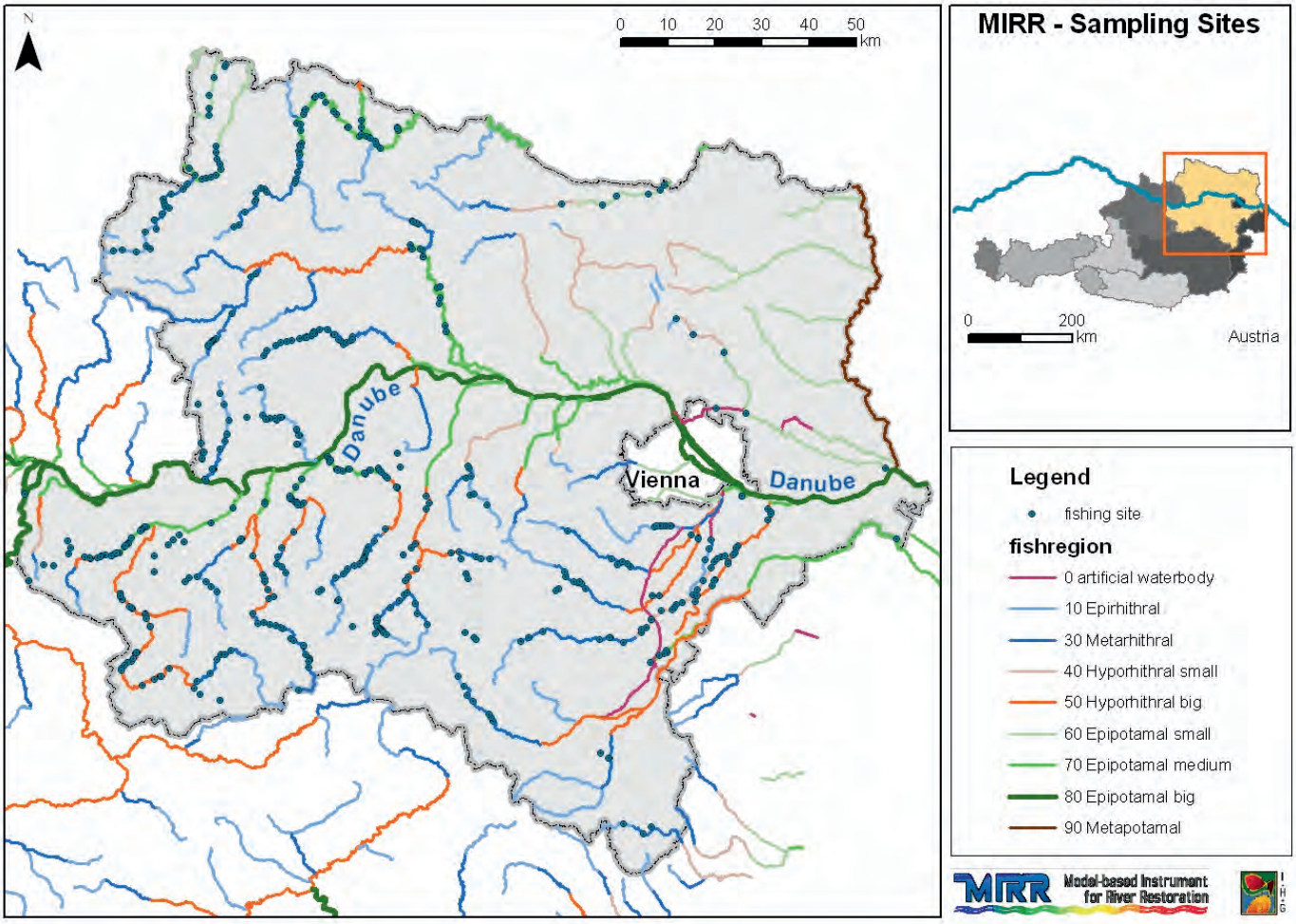


Abb. 3: Lage der Befischungspunkte des MIRR-Projekts in Niederösterreich.

gen, die sich aus mehreren fischökologischen Kriterien, so genannten „Metriken" zusammensetzten (Multimetrisches Verfahren). Die Metriken ergeben sich aus den ähnlichen Ansprüchen von Artengruppen, so genannten ökologischen Gilden. Für jede potentielle Metrik wurde mit den geringer belasteten Probestellen ein Regressionsmodell anhand von Umweltvariablen (Seehöhe, Gefälle, Distanz zur Quelle, etc.) entwickelt, um die natürliche Variabilität von Fischlebensgemeinschaften zu erfassen. Zuvor wurde der Datensatz in geringer und stärker belastete Probestellen untergliedert.

Mittels dieser Regressionsmodelle ließen sich somit für jede stärker belastete Probestelle ein „Referenzwert" für die Situation bei geringerer Belastung ermitteln und die Abweichung vom tatsächlichen Wert (Residuen) als Maß für den Beeinträchtigungsgrad berechnen. Reaktive Metriken wurden anhand des Vergleichs zwischen geringerer und stärkerer Belastung selektiert. Die jeweils 5 reaktivsten und nicht redundanten Metriken je Belastungstyp wurden zu belastungsspezifischen Fischindizes getrennt für Rhithral und Potamal zusammengefasst. Dies ergab für die 5 Belastungstypen 10 belastungsspezifische Indizes. Zusätzlich wurden generelle Indizes (ohne Unterscheidung des Belastungstyps) zu Vergleichszwecken entwickelt. Unter Zuhilfenahme einer Diskriminanzanlyse kann basierend auf den 10 belastungsspezifischen Indizes eine Vorhersage des zu erwartenden Belastungstyps erfolgen. Für die weiteren Analysen wurde ein Kombinierter-Fischindex aus den jeweils reaktivsten Indizes je Fischregion ermittelt. Mittels Kombinierten-Fischindex (kurz Fischindex) und Regressionsbäumen wurden Effekte kombinierter Belastungen im Detail analysiert.

Ergebnisse und Ausblick

Die Ergebnisse zeigen, dass für die belastungsspezifischen Indizes nicht nur herkömmliche Metriken Verwendung fanden, sondern zum Teil neue Metrikvarianten besser geeignet waren, Belastungen anzuzeigen. Die Hälfte der verwendeten Metriken basierte auf Biomassewerten, was entsprechende Biomassedaten voraussetzt. Ein Drittel war auf Flusslängen bezogen, ein Hinweis, dass die Verringerung des Lebensraumes, bezogen auf die Lauflänge, einen signifikanten Effekt bei Fischen zeigt. Bei zwei Drittel der Metriken wurden nur Teile der Population hinsichtlich der Längenverteilung verwendet (<15cm, >20cm Fischlänge). Bei bestimmten Belastungstypen reagieren größere Fische bestimmter Metriken stärker als kleinere, bei anderen ist dies wiederum umgekehrt.

Die generellen Indizes sind bei mehreren Belastungstypen nicht in der Lage, zwischen geringerer und stärkerer Belastung zu unterscheiden. Dies ist nur anhand der belastungsspezifischen Indizes möglich. Am stärksten reagieren Fische auf Einzelbelastungen hinsichtlich Landnutzung und Kontinuum im Potamal. Mit Hilfe von Diskriminanzanalysen können in durchschnittlich 61 % der Fälle die maßgeblichen Belastungen identifiziert werden. Dies ist ein vergleichsweise hoher Wert, da in den meisten Fällen eine Überlagerung von Mehrfachbelastungen auftritt und aufgrund der additiven Wirkungen bzw. Wechselwirkungen maßgebliche Belastungstypen sich grundsätzlich schwer erkennen lassen. Insgesamt reagieren Fische im Potamal wesentlich stärker auf Belastungen als im Rhithral.

Mehrfachbelastungen besitzen eine additive Wirkung, d. h. je mehr Belastungstypen einwirken, umso schlechter ist der ökologische Zustand. So reagieren Fische auf Kombinationsbelastung von Kontinuum und Regulierung um ein Drittel stärker als auf alleinige Belastung durch Kontinuumsunterbrechungen.

Sehr eindrücklich ist die Abhängigkeit vom räumlichen Maßstab erkennbar. Stärker beeinflussende Belastungen beziehen sich auf größere Maßstabsebenen (Einzugsgebiet und 5-10 km lange Abschnitte). Auch hierarchische Strukturen sind ersichtlich. Erst wenn auf größerer Maßstabsebene die Belastungen eine bestimmte Grenze unterschreiten, gewinnen lokale Belastungen an Bedeutung.

Es bestehen zum Teil beträchtliche Redundanzen zwischen den Belastungstypen. Die höchste Korrelation wurde zwischen Landnutzung und Regulierung beobachtet. Dies erklärt auch zum Teil die übergeordnete Bedeutung der Landnutzung, da dieser Belastungstyp viele andere Belastungen subsumiert. Dazu zählen direkte Veränderungen der Beschaffenheit der Ufervegetation (Beschattung, Sichtschutz, Fischeinstände, Totholz) aber auch indirekte Wirkungen durch die Pufferfunktion der Uferrandstreifen (Reduktion des Eintrages von Schadstoffen).

Das entwickelte Instrument zur Sanierung von Fließgewässern besteht aus mehreren Bausteinen. Anhand der belastungsspezifischen Indizes lassen sich mittels Diskriminanzanalyse maßgebliche Belastungen identifizieren. Dies ermöglicht bei mehrfach belasteten Gewässern, wie sie in der Regel vorliegen, die Konzentration der Sanierungsmaßnahmen auf die maßgeblichen Belastungen. Aus den Ergebnissen der Analysen lassen sich folgende allgemeine Empfehlungen ableiten:

- Entwicklung der Maßnahmenprogramme vom „Großen ins Kleine", d. h. von der Ebene der Einzugsgebiete (Teileinzugsgebieten) hin zur lokalen Ebene.
- Priorität in der Sanierung sollten die weniger stark veränderten Einzugsgebiete erhalten, da dort die raschesten und größten Sanierungseffekte zu erwarten sind.
- Räumliche Priorisierung auf Potamalgewässer, da dort die Sanierungsmaßnahmen einen stärkeren Effekt zeigen.
- Maßnahmen mit großräumigen Effekten prioritär umsetzen (zum Beispiel Kontinuumsöffnung bei Mündungen).
- Bei mehrfach belasteten Gewässern Sanierung aller maßgeblicher Belastungen (ausschließlich auf Sanierung von Kontinuumsunterbrechungen ausgelegte Strategie nicht zielführend).
- Ziel der Sanierung: möglichst lange, morphologisch intakte und durchgängige Gewässerabschnitte; Richtwerte für Mindestlängen bei kleinen Rhithral-gewässern 5 km, bei anderen Gewässern 10 km.

Einen weiteren Baustein des Instruments stellen die aus den Modellierungsergebnissen abgeleiteten und durch Expertenwissen ergänzten Entscheidungsbäume für die Auswahl der Sanierungsmaßnahmen dar. Entscheidungsbäume und Schwellenwerte wurden für die Belastungstypen Regulierung (inkl. Landnutzung), Kontinuum, Stau sowie in genereller Form auch für Restwasser entwickelt.

In einem Maßnahmenkatalog wurden geeignete Sanierungsmaßnahmen detailliert anhand einer allgemeinen Beschreibung sowie Beispielen dargestellt. Der Maßnahmenkatalog ist nach den Systemkomponenten Morphologie des Fluss-Auen-Systems, Hydrologie, Longitudinales Kontinuum und Einzugsgebiet gegliedert. Jede Systemkomponente ist in Maßnahmenkategorien, Maßnahmentypen und Maßnahmenbeispiele unterteilt.

Die Ergebnisse wurden auf Basis von Daten des Bundeslandes Niederösterreich erarbeitet. Eine Übertragung der Resultate, sowie Anwendung des Restaurationsinstruments auf Gewässer des restlichen Bundesgebietes, ist nur für vergleichbare Gewässer hinsichtlich naturräumlicher Gegebenheiten und Belastungssituationen möglich. Für eine österreichweite Anwen-

dung wäre die Liste der Gewässertypen vor allem um große alpine Fließgewässer zu erweitern. Zudem müssten Gewässer mit anderen Belastungen, wie z. B. mit Schwallbetrieb oder Stauraumspülungen, die im niederösterreichischen Datensatz nicht enthalten waren, ergänzt werden.

Schließlich sei an dieser Stelle auf das EU Projekt „EFI+, Improvement and spatial extension of the European Fish Index" (http://efi-plus.boku.ac.at), einer Weiterführung des FAME Projektes (http://fame.boku.ac.at), verwiesen, welches sich mit der oben genannten Thematik in europäischen Fließgewässern auseinandersetzt.

Abstract

In 2000 the most modern water legislation in the world was launched by the European Union, the Water Framework Directive (WFD). One of its key objectives is to achieve the "good ecological status" of running waters by 2015. Therefore, in Austria currently a strategic instrument to identify hydro morphological restoration measures for running waters was developed (**MIRR**-**M**odel-based **I**nstrument for **R**iver **R**estoration). As fish are known to be sensitive to hydro morphological pressures, in particular continuum interruptions, the WFD considers them as potential indicators for the status of rivers. For analyzing the present status of the Austrian fish fauna with regard to typical hydromorphological pressures, a database containing information on more than 700 fishing sites was developed. Relevant criteria characterizing anthropogenic pressures such as hydrological alterations (flow diversion, hydropeaking), impoundment, land use, channelisation, continuum interruptions (lateral, longitudinal), water quality changes were pre-defined based on an extensive literature search and most of them analyzed using GIS. Multivariate analyses of the different types of pressures on different spatial and temporal scales allow for a quantification of relationships between pressures and fish, as well as for analyzing the cumulative impact of pressures. Modeling results are used to support the selection of the most appropriate combi-nation of restoration measures, according-ly to the WFD, to achieve good ecological status or potential of running waters in Austria.

Literatur:

ZITEK, A. (2006): Potential criteria for modelling fish/pressure relationship in running waters. A literature review. Studie im Auftrag von Lebensministerium und Land Niederösterreich, Wien. http://wasser.lebensministerium.at/article/articleview/44078/1/5659.

ZITEK, A. , HAIDVOGL, G. , JUNGWIRTH, M. , PAVLAS, P. & SCHMUTZ, S. (2007): Ein ökologisch-strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich. Studie im Auftrag von Lebensministerium und Land Niederösterreich, Wien.

Anschrift der Verfasser/innen:

Stefan Schmutz, Andreas Melcher, Susanne Muhar, Andreas Zitek, Michaela Poppe, Clemens Trautwein & Mathias Jungwirth

IHG - Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement
WAU - Dep. Wasser, Atmosphäre, Umwelt
BOKU - Universität für Bodenkultur, Wien
Max Emanuel-Strasse 17

1180 Wien, Austria

E-Mail: andreas.melcher@boku.ac.at

Falko Wagner & Jens Arle

Zusammenhang zwischen ökologischem Zustand und der Gewässerstruktur – Hinweise auf eine mögliche Strahlwirkung

1 Einleitung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (Europäische Gemeinschaft 2000) dient dem Schutz der europäischen Oberflächengewässer, Küstengewässer und des Grundwassers. Das Hauptziel besteht in der Ressourcensicherung für kommende Generationen und dem Erreichen einer allgemein guten Wasserqualität. Den biologischen Qualitätskomponenten Flora, Wirbellosenfauna und Fischfauna kommt dabei aufgrund ihrer Indikatoreigenschaften die Hauptfunktion bei der Bestimmung der Fließgewässerqualität zu. Neben der Indikation der stofflichen Belastung eines Fließgewässers sind ebenso gewässermorphologische Defizite detektierbar.

Während für die stoffliche Belastung eines Fließgewässers durch Festlegung erster Grenzwerte bereits Grundlagen für das Erreichen des „guten ökologischen Zustands" formuliert wurden, war bisher weitgehend unklar, welche Mindestforderungen an die Gewässerstruktur der Fließgewässer zu stellen sind.

Im Folgenden werden ausgewählte Ergebnisse aus einem umfangreichen Projekt (WAGNER & ARLE 2007) zur Analyse vorhandener Daten zum Makrozoobenthos, zur Fischfauna, zur Gewässerstruktur, zur chemischen Qualität und zu Erosionsdaten aus Thüringer Fließgewässern mit Bezug zum Thema „Strahlwirkung" in Fließgewässern in stark komprimierter Form vorgestellt. Das Hauptanliegen der durch das Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt beauftragten Arbeit war es, durch Analysen der Monitoring-Ergebnisse für die WRRL in Thüringen 2005 und 2006 unter Berücksichtigung umfangreicher Umweltdaten Maßnahmeempfehlungen, insbesondere zur Strukturverbesserung für die Umsetzung der EG-WRRL in Thüringen, zu erarbeiten.

Zwei Hauptfragen sollen im Folgenden im Mittelpunkt stehen:

1. Welche Umweltfaktoren besitzen gegenwärtig eine besondere Relevanz für das Erreichen des „guten ökologischen Zustandes" der Qualitätskomponenten „Makrozoobenthos" und „Fischfauna"?
2. Bei welchem strukturellen Zustand ist der „gute ökologische Zustand" für die Qualitätskomponenten „Makrozoobenthos" und „Fischfauna" erreichbar und welche Empfehlungs- und Schwellenwerte lassen sich hieraus für die Gewässerstruktur ableiten?

Während der Bearbeitung der Fragestellungen zeigte sich, dass die ökologische Qualität nicht allein durch die lokalen Umweltbedingungen sondern durch die Ausprägung von Umweltfaktoren auf räumlich ausgedehnten Skalen beeinflusst wird. Dieses Ergebnis weist auf die Existenz einer „Strahlwirkung" im Sinne einer Kompensation des Einflusses stark degradierter Gewässerabschnitte durch gut strukturierte Gewässerbereiche hin.

2 Datengrundlage und Methodik

Die Suche nach dem Einfluss von Umweltparametern auf die ökologische Qualität erfolgte auf Basis folgender Daten:

- ökologischer Zustand des Makrozoobenthos (250 Datensätze) und der Fische (105 Datensätze) aus dem WRRL-Monitoring in Thüringen aus den Jahren 2005 und 2006;
- Gewässerstruktur (Vorort-Habitatkartierung & Verfahren nach LAWA 2002);
- physikalische und chemische Daten der Probestellen der biologischen Qualitätskomponenten (Fische und Makrozoobenthos) aus dem WRRL-Monitoring in Thüringen aus den Jahren 2005 und 2006;
- weitere Daten zur Charakterisierung der lokalen und regionalen Umweltbedingungen (Kenngrößen für die geographische Lage, „Erosionsbedingungen", „Konnektivitätsvariablen" u. a.).

Insgesamt wurden 162 Umweltvariablen in die Analysen einbezogen. Da wir davon ausgingen, dass infolge Migration und populationsökologischer Prozesse ein gewisser Grad struktureller Intaktheit größerer zusammenhängender Gewässerabschnitte erforderlich ist, um einen „guten ökologischen Zustand" zu erreichen, wurden die Strukturgüteinformationen auch für größere zusammenhängende Bereiche betrachtet. Dafür wurden raumbezogene Durchschnittswerte für größere Abschnitte aus den auf 1 km-Strecken bezogenen

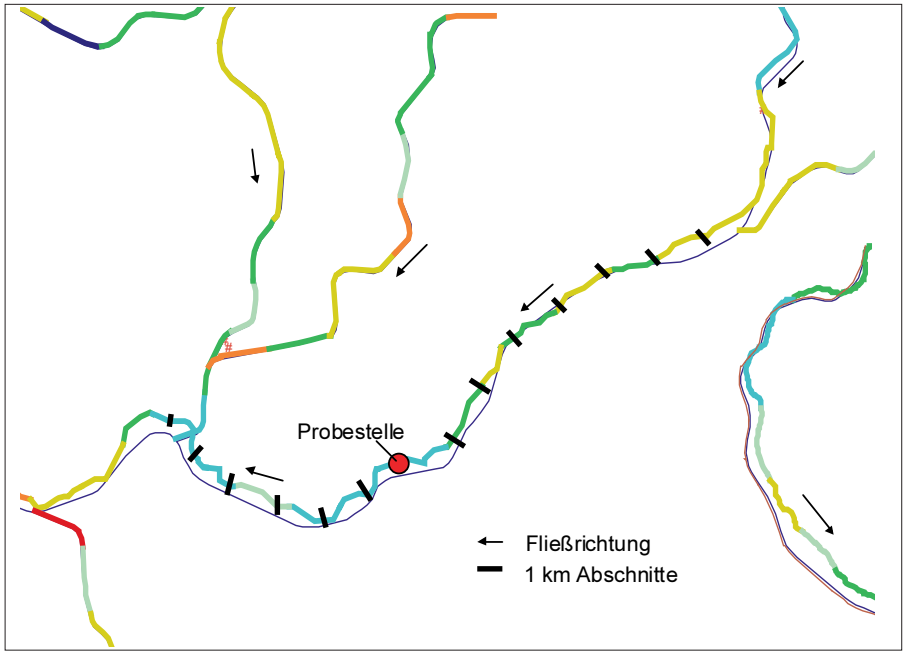


Abb. 1: Strukturdaten lagen aus dem Übersichtsverfahren der LAWA für 1 km-Abschnitte vor, für die weiteren Analysen wurden größere Bereiche flussauf und flussab durch Errechnung eines raumbezogenen Durchschnittswertes zusammengefasst.

Strukturdaten (Abb. 1) nach Formel 1 berechnet:

$$S_d = \frac{\sum_{i=1}(S_i \cdot L_i)}{\sum_{i=1} L_i}$$

S_d = *durchschnittliche Gewässerstruktur*
S_i = *Gewässerstruktur im i-ten Gewässerabschnitt*
L_i = *Länge des i-ten Gewässerabschnittes*

Als statistische Verfahren zur Suche nach dem Einfluss der Umweltfaktoren, insbesondere der Gewässerstruktur, auf den ökologischen Zustand kamen Korrelations- und Regressionsanalysen (Spearman Rank Order Korrelation, Pearson Product Moment Korrelation sowie lineare, multiple lineare, best-subset Regression) und zusätzlich Ordinations- und Clusterverfahren (Redundanzanalyse - RDA & Detrended Correspondence Analysis - DCA) zum Einsatz (detaillierte Methodenbeschreibung in WAGNER & ARLE 2007).

Die Grenzwerte für Strukturparameter wurden durch zwei funktionsbasierte Methoden zur Grenzbereichsschätzung abgeleitet (WAGNER & ARLE 2007), wobei einer dieser Ansätze eine statistische Absicherung der Grenzbereiche erlaubte (Nutzung des PC-Programms EcoSim; GOTELLI & ENTSMINGER 2001).

Alle Analysen wurden zunächst mit den Datensätzen des Makrozoobenthos und

Tab. 1: Faktorengruppen mit dem gegenwärtig größten Einfluss auf den ökologischen Zustand in den „Kleinen" und „Großen" Fließgewässern in Thüringen (Grundlage: Korrelationsanalyse der Monitoring-Ergebnisse 2005 und 2006 von Makrozoobenthos sowie Fischfauna und 162 Umweltparametern), fett gedruckte Faktorengruppen besitzen gegenwärtig größere Relevanz als nicht fett gedruckte.

Gewässertypen	Besonders relevante „Störgrößen" bzw. Defizite
„Kleine" Gewässertypen (5, 5.1, 6, 7 & 18)	**1. Saprobie bzw. saprobieassoziierte stoffliche Faktoren** 2. Lokale und regionale strukturelle Faktoren 3. Landnutzungsbedingte diffuse Stoffeinträge (inkl. Feinsedimente)
„Große" Gewässertypen (9, 9.1, 9.2 & 17)	**1. Sulfat- & Chloridkonzentrationen** 2. Lokale und regionale strukturelle Faktoren 3. Landnutzungsbedingte diffuse Stoffeinträge (inkl. Feinsedimente)

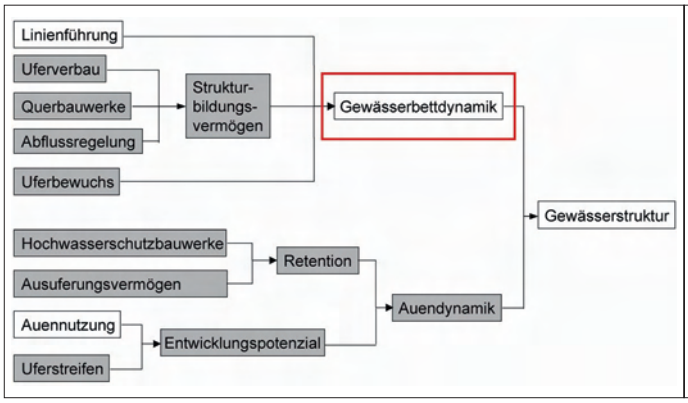


Abb. 2: Schema zur Zusammenfassung der Metrics der Struktureinzel- und Summenparameter der Strukturgütekartierung im Übersichtsverfahren (LAWA 2002) für die Thüringer Fließgewässer sowie Einfluss der Strukturparameter auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos in „Kleinen" Gewässern (WRRL-Monitoring-Ergebnisse 2005 und 2006; graue Felder = gegenwärtig kein oder geringer Einfluss detektierbar, weiße Felder = gegenwärtig deutlicher Einfluss detektierbar, roter Rahmen = Summenparameter mit gegenwärtig starkem Einfluss.

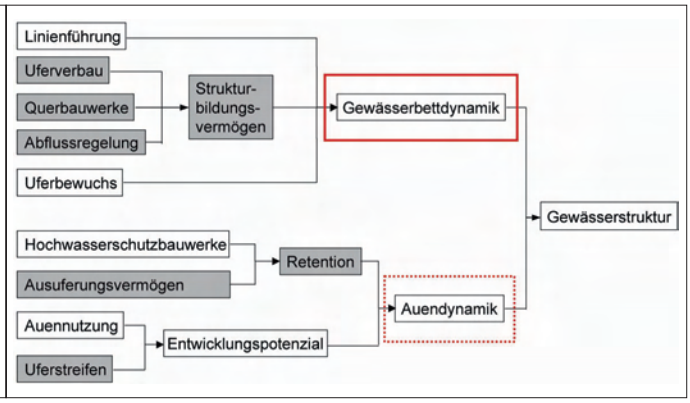


Abb. 3: Schema zur Zusammenfassung der Metrics der Struktureinzel- und Summenparameter der Strukturgütekartierung im Übersichtsverfahren (LAWA 2002) für die Thüringer Fließgewässer sowie Einfluss der Strukturparameter auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos in „Großen" Gewässern (WRRL-Monitoring-Ergebnisse 2005 und 2006); graue Felder = gegenwärtig kein oder geringer Einfluss detektierbar, weiße Felder = gegenwärtig deutlicher Einfluss detektierbar, roter Rahmen = Summenparameter mit gegenwärtig starkem Einfluss.

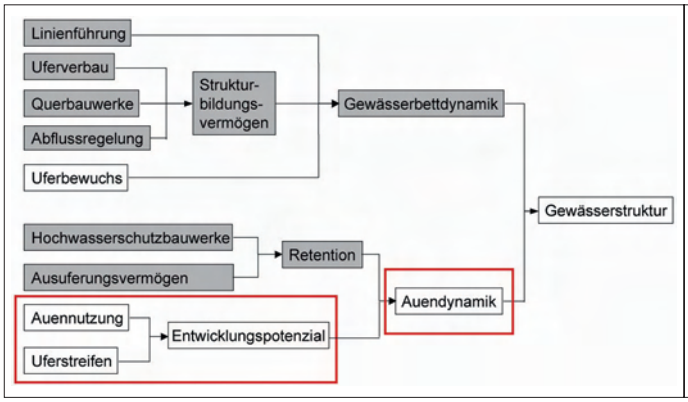


Abb. 4: Schema zur Zusammenfassung der Metrics der Struktureinzel- und Summenparameter der Strukturgütekartierung im Übersichtsverfahren (LAWA 2002) für die Thüringer Fließgewässer sowie Einfluss der Strukturparameter auf den ökologischen Zustand der Fischfauna in „Kleinen" Gewässern (WRRL-Monitoring-Ergebnisse 2005 und 2006); graue Felder = gegenwärtig kein oder geringer Einfluss detektierbar, weiße Felder = gegenwärtig deutlicher Einfluss detektierbar, roter Rahmen = Summenparameter mit gegenwärtig starkem Einfluss.

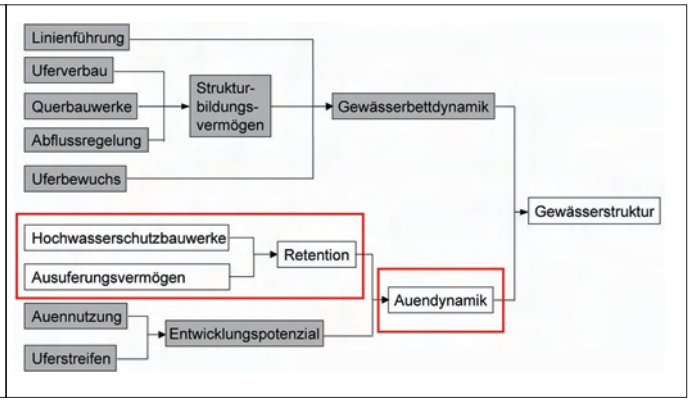


Abb. 5: Schema zur Zusammenfassung der Metrics der Struktureinzel- und Summenparameter der Strukturgütekartierung im Übersichtsverfahren (LAWA 2002) für die Thüringer Fließgewässer sowie Einfluss der Strukturparameter auf den ökologischen Zustand der Fischfauna in „Großen" Gewässern (WRRL-Monitoring-Ergebnisse 2005 und 2006); graue Felder = gegenwärtig kein oder geringer Einfluss detektierbar, weiße Felder = gegenwärtig deutlicher Einfluss detektierbar, roter Rahmen = Summenparameter mit gegenwärtig starkem Einfluss.

der Fische getrennt durchgeführt. Es erfolgte eine separate Betrachtung „Kleiner“ Gewässer, die LAWA-Typen 5, 5.1, 6, 7 enthaltend, und „Großer“ Gewässer mit den Typen 9, 9.1, 9.2.

3 Ergebnisse

3.1 Umweltfaktoren mit besonderer Relevanz für den ökologischen Zustand

Die Korrelationsanalysen zeigten, dass bei den „Kleinen“ Gewässern die Saprobie bzw. saprobieassoziierten Faktoren (z. B. BSB_5) und bei den „Großen“ Gewässern die Sulfat- und Chloridkonzentration gemeinsam mit lokalen und regionalen strukturellen Umweltfaktoren den gegenwärtig größten Einfluss auf den ökologischen Zustand besaßen. Die drei wichtigsten Faktorengruppen sind in Tabelle 1 dargestellt.

3.2 Zusammenhang zwischen Gewässerstrukturparametern und ökologischer Qualität

In den Abbildungen 2 bis 5 sind die Strukturparameter mit stärkeren statistisch signifikanten Effekten ($r<-0,39$; $r_s<-0,33$; $p<0,05$) auf den ökologischen Zustand dargestellt. Die Qualitätskomponente Makrozoobenthos reagierte besonders stark auf den die Gesamtstrukturbewertung bestimmenden Metric „Gewässerbettdynamik“. Der Zustand der Fischfauna war hingegen stärker durch den Metric „Auendynamik“ beeinflusst.

Aus der Zusammenfassung der Ergebnisse der Korrelationsanalysen bei Makrozoobenthos und Fischen ergeben sich für die „Kleinen“ und „Großen“ Fließgewässer Struktureinzelfaktoren mit besonderer praktischer Relevanz für das Erreichen des „guten ökologischen Zustands“.

Dies sind bei den „Kleinen“ Gewässern:

- Linienführung
- Uferverbau
- Auennutzung

und bei den „Großen“ Gewässern:

- Ausuferungsvermögen
- Hochwasserschutzbauwerke
- Linienführung
- Gehölzsaum
- Auennutzung.

Diese Struktureinzelparameter besaßen gegenwärtig innerhalb des analysierten Datensatzes die größte Relevanz für das Erreichen des „guten ökologischen Zustands“. Demzufolge sind diese bei der Defizitanalyse in einzelnen Gewässerabschnitten vorrangig zu betrachten. Im Einzelfall können allerdings auch andere Struktureinzelparameter als Hauptdefizit hervortreten.

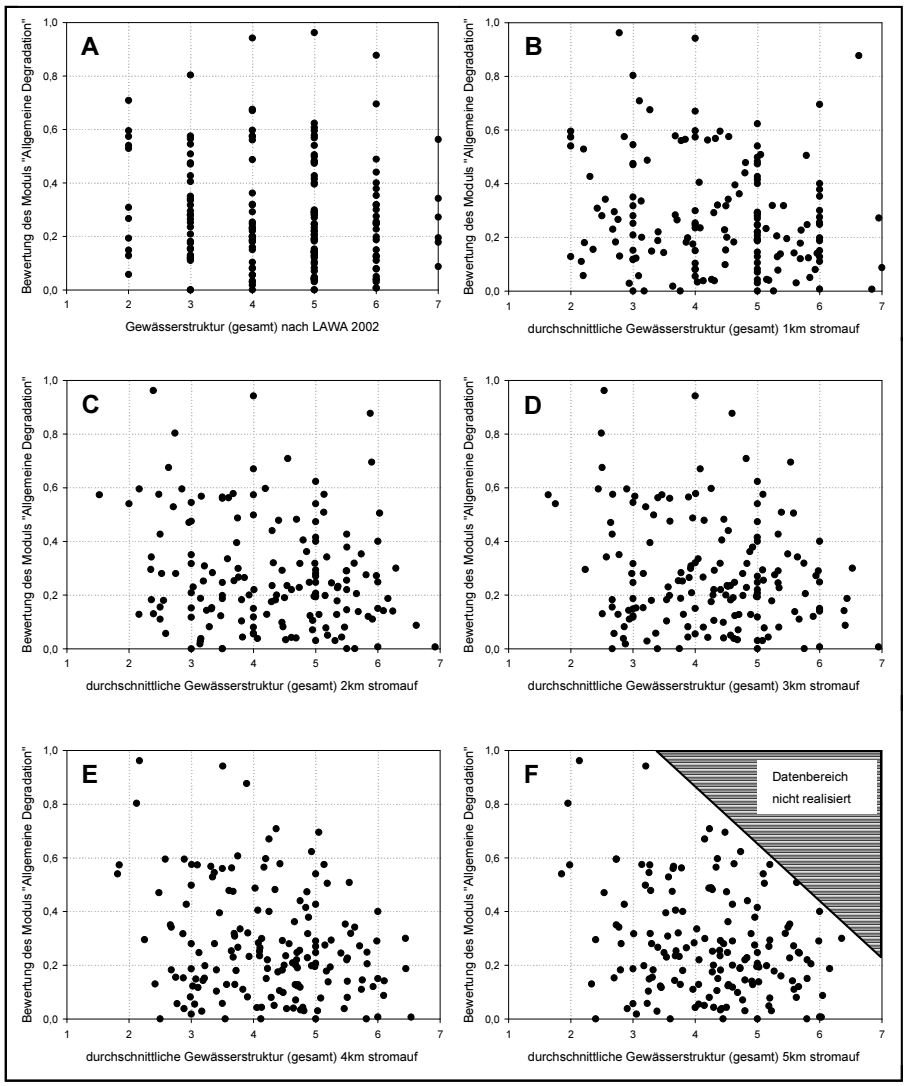


Abb. 6: Beziehungen zwischen dem ökologischen Zustand des Makrozoobenthos (hier: Modul Allgemeine Degradation, Software-Handbuch ASTERICS 2006, Thüringer Monitoring-Strecken 2005 und 2006) und der Gesamtbewertung der Gewässerstruktur (Übersichtsverfahren, LAWA 2002) auf einer größer werdenden räumlichen Skala ausgehend von der lokalen Ebene (A) bis zur Betrachtung der durchschnittlichen Struktur eines 5 km-Abschnittes (F) flussauf der Probestelle. Die schraffierte Fläche markiert den nicht realisierten Bereich und diente als Grundlage für die Formulierung eines Schwellenwertes zum Erreichen des „guten ökologischen Zustands“.

3.3 Relevanz der Gewässerstruktur für den ökologischen Zustand, Schwellen- und Empfehlungswerte

Voraussetzung für das Erkennen von Beziehungen zwischen dem ökologischen Zustand und der Gewässerstruktur ist die Suche und der Nachweis von nicht zufälligen Mustern in den Daten sowie deren statistische Absicherung. Aufgrund der Annahme, dass Struktureffekte nicht nur auf lokaler Ebene auftreten, wurden Bereiche bis 15 km flussauf in die Betrachtung einbezogen. In Abb. 6 wird beispielhaft die Bedeutung der betrachteten räumlichen Skala für das Erkennen von Mustern in der Beziehung zwischen Gewässerstruktur und ökologischem Zustand veranschaulicht.

Während auf lokaler Ebene sowie im Nahbereich der Probestelle kein Muster erkennbar war, grenzte sich bei der Betrachtung eines 4 km-Abschnitts flussauf der Probestelle im oberen rechten Teil der Grafik ein nicht realisierter Bereich ab, der unter Berücksichtigung eines 5 km-Abschnitts noch deutlicher wurde (Abb. 6). Das PC-Programm „EcoSim“ (GOTELLI & ENTSMINGER 2001) bestätigte, dass es sich dabei um einen nicht zufällig unbesetzten Datenbereich handelt. Auf Basis der uns vorliegenden Daten ließ sich somit ein Schwellenwert ableiten, bei dem der „gute ökologische Zustand“ nicht mehr erreicht werden kann. Auch für die „Großen“ Gewässer und bei Betrachtung der Fischfauna konnten auf diese Weise

Tab. 2: Empfehlungs- und Schwellenwerte für die Gewässerstruktur (WAGNER & ARLE 2007).

Gruppe	LAWA-Gewässertypen	Empfehlungs-wert	Schwellen-wert
„Kleine“ Gewässer	5, 5.1, 6, 7, 18	< 3,5	5,5
„Große“ Gewässer	9, 9.1,9.2, 17	< 4,5	5,5

Schwellenwerte für die Gewässerstruktur und weitere Umweltparameter abgeleitet werden (Tab. 2).

Mit Hilfe von Regressionsanalysen war es im Fall des Makrozoobenthos möglich, ein lineares Modell zu ermitteln, welches den Zusammenhang zwischen Gesamtstruktur

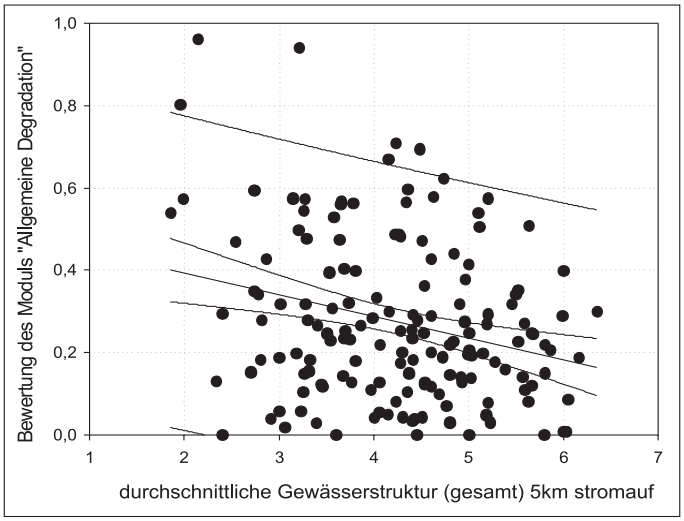


Abb. 7: Ergebnis einer Regressionsanalyse der Beziehung zwischen durchschnittlicher Gewässerstruktur eines 5 km-Abschnitts flussauf der Monitoring-Strecken (Thüringer Monitoring-Strecken 2005 und 2006) und des Bewertungsergebnisses des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Software-Handbuch ASTERICS 2006). Die beiden äußeren Linien markieren das Vorhersageintervall, die beiden inneren das Vertrauensintervall, r^2 = 0,071; p<0,001, n=158.

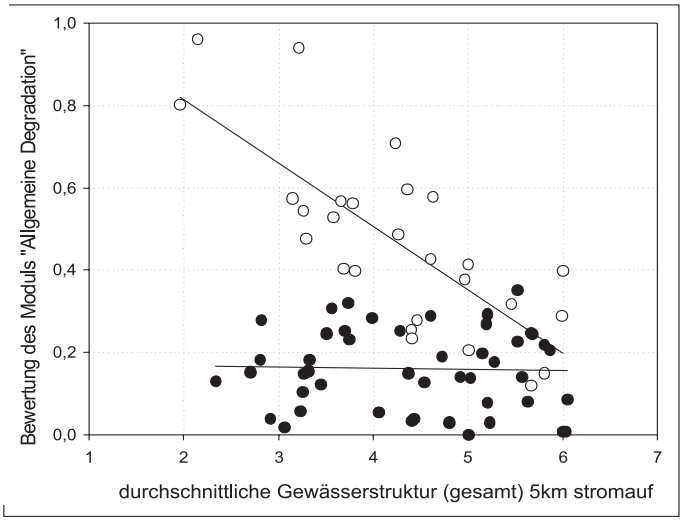


Abb. 8: Ergebnis einer Regressionsanalyse der Beziehung zwischen durchschnittlicher Gewässerstruktur eines 5 km-Abschnitts flussauf der Monitoring-Strecken (Thüringer Monitoring-Strecken 2005 und 2006) und des Bewertungsergebnisses des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Software-Handbuch ASTERICS 2006), nach Gruppenbildung von Probestellen mit (schwarze Punkte) und ohne „starke“ stoffliche Belastung (weiße Punkte); Ergebnis Regressionsanalyse stofflich gute Probestellen: r^2 = 0,58; p<0,001, n=27.

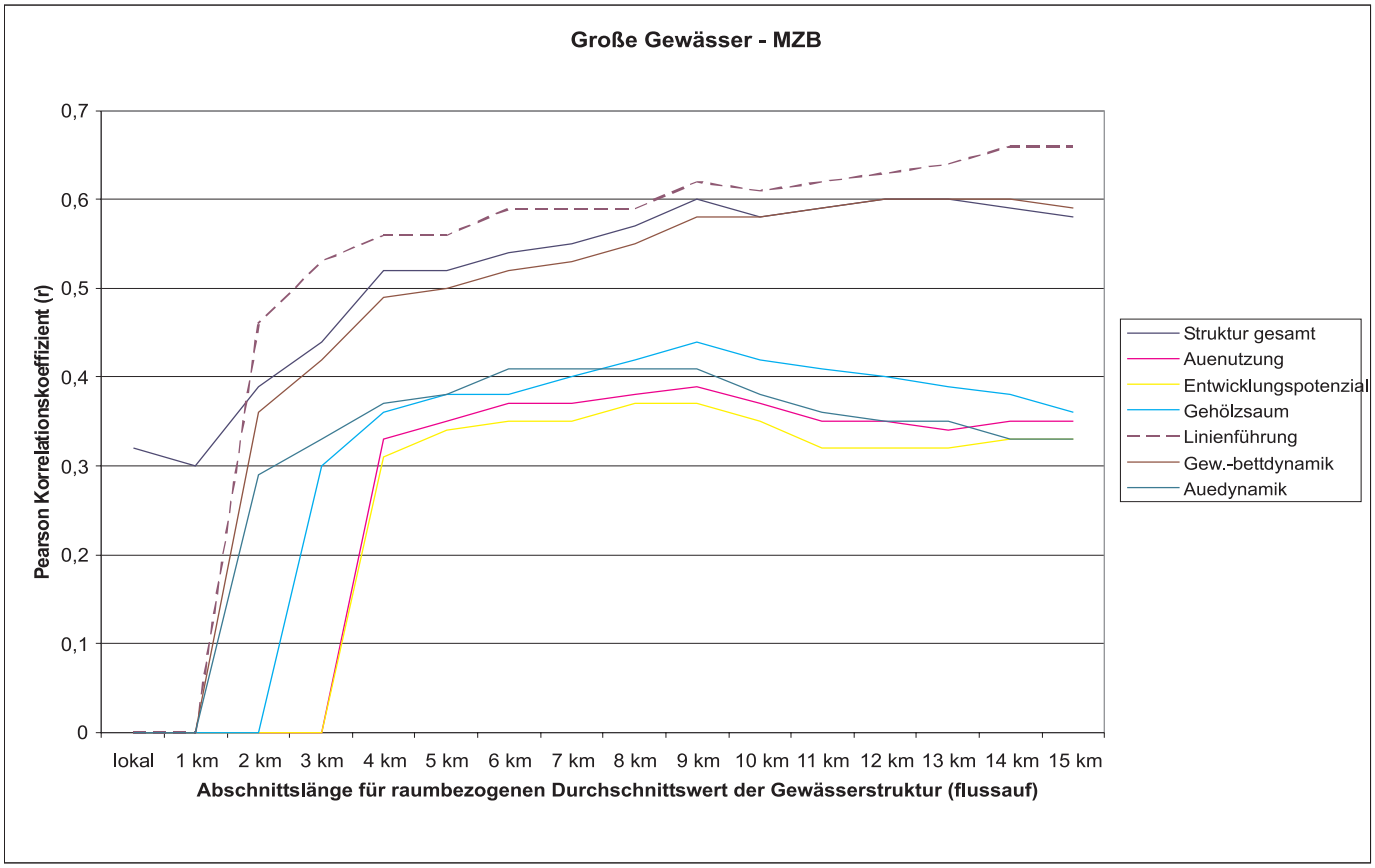


Abb. 9: Veränderung der Korrelationskoeffizienten zwischen ökologischem Zustand des Makrozoobenthos (Modul „Allgemeine Degradation“) und den Mittelwerten der Struktureinzel- sowie Summenparameter der Gewässerstrecken (raumbezogener Durchschnittswert) lokal bis 15 km flussauf der Monitoring-Strecke (Thüringen 2005 und 2006).

und ökologischem Zustand (Modul „Allgemeine Degradation“, Software-Handbuch ASTERICS 2006) statistisch signifikant ($r^2 = 0{,}071$; $p<0{,}001$, $n=158$) beschreibt (Abb. 7). Es existierte bei Betrachtung des Gesamtdatensatzes ein schwach negativer Zusammenhang zwischen der Gewässerstruktur eines 5 km-Bereichs flussauf und dem Bewertungsergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ (ökologischer Zustand) einer Monitoring-Stelle.

Bei Eliminierung der Monitoring-Strecken mit stärkerer stofflicher Belastung aus dem Datensatz nach Gruppenbildung durch Clusteranalysen (siehe WAGNER & ARLE 2007) lässt sich hingegen ein sehr viel deutlicherer negativer Zusammenhang zwischen einem 5 km-Bereich flussauf und dem Bewertungsergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ (ökologischer Zustand) erkennen (Abb. 8). Auf diese Weise ließen sich Empfehlungswerte zum Erreichen des „guten ökologischen Zustands“ für die Gewässerstruktur formulieren (Tab. 2).

Unsere Ergebnisse zeigten, dass eine stoffliche Belastung des Gewässers einen (positiven) Effekt der Gewässerstruktur auf den ökologischen Zustand verhindert bzw. maskiert. Die Ergebnisse weisen auf eine Interaktion von stofflicher Belastung und Gewässerstruktur hin, wobei sich andeutet, dass gut strukturierte Gewässerabschnitte aufgrund einer höheren Selbstreinigungsleistung stofflichen Belastungen besser (stärker) entgegenwirken als strukturell degradierte Gewässerabschnitte. Diese Kompensationswirkung wird allerdings erst bei Erreichen geringerer stofflicher Belastungssituationen erkennbar. Andererseits wird deutlich, dass durch Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur nur dann der „ gute ökologische Zustand“ erreichbar ist, wenn das Gewässer bereits einen stofflich guten Zustand aufweist.

3.4 Die Bedeutung der betrachteten räumlichen Skala für den Zusammenhang zwischen Gewässerstruktur und ökologischem Zustand

In der Gruppe der „Kleinen“ Fließgewässer verstärkte sich beim Makrozoobenthos der Zusammenhang zwischen ökologischem Zustand und Gesamtstruktur von der lokalen Ebene bis zu einem 5 km-Abschnitt flussauf der Probestelle (Abb. 6). Empfehlungs- oder Schwellenwerte für das Erreichen des „guten ökologischen Zustands“ waren eindeutig von der betrachteten räumlichen Skala abhängig. Dies galt sowohl für das Makrozoobenthos als auch für die Fischfauna. Die eingangs postulierte Vermutung, dass erst größere intaktere Gewässerabschnitte stärkere Relevanz für den ökologischen Zustand besitzen, wurde klar bestätigt.

Tab. 3: Gewässerstrecken, bei denen der stärkste Einfluss der Gewässerstruktur auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos und der Fischfauna in den Thüringer Monitoring-Strecken 2005 und 2006 ermittelt werden konnte.
** maximal betrachtete Strecke betrug 15 km, möglicherweise erhöht sich der Einfluss bei Berücksichtigung noch längerer Abschnitte.*

Qualitäts-komponente	Gewässer-Gruppe	LAWA-Gewässertypen	Gewässer-strecke
Makrozoobenthos	„Kleine“ Gewässer	5, 5.1, 6, 7, 18	5
	„Große“ Gewässer	9, 9.1,9.2, 17	9
Fische	„Kleine“ Gewässer	5, 5.1, 6, 7, 18	15*
	„Große“ Gewässer	9, 9.1,9.2, 17	> 15

Abb. 9 veranschaulicht die Bedeutung größerer zusammenhängender Gewässerbereiche für den ökologischen Zustand zusätzlich am Beispiel der Korrelation zwischen Struktureinzel- sowie Summenparametern und dem Modul „Allgemeine Degradation“ für das Makrozoobenthos in „Großen“ Gewässern. Während auf kleiner räumlicher Skala keine signifikanten Korrelationen zwischen Gewässerstruktur (raumbezogene Durchschnittswerte) und ökologischer Qualität existieren, steigt der Korrelationskoeffizient mit zunehmender Abschnittslänge bis 9 km (stromauf) an, um anschließend bis auf eine Ausnahme wieder abzusinken.

Aus den Ergebnissen unserer Analyse ist für das Makrozoobenthos und die Fischfauna (WAGNER & ARLE 2007) abzuleiten, dass der strukturelle Zustand ausgedehnter Gewässerabschnitte Einfluss auf den ökologischen Zustand besitzt (Tab. 3).

Strukturverbesserungsmaßnahmen in der Praxis müssen diese populationsökologisch- und migrationsbedingten räumlichen Beziehungen zwingend berücksichtigen, um den „guten ökologischen Zustand“ im Gewässer zu erreichen. Wichtige Fragen, beispielsweise nach der tolerierbaren Schwankungsbreite der Gewässerstruktur oder der maximalen Distanz guter Abschnitte („Strahldistanz“) innerhalb der betrachteten Gesamtabschnitte können wir derzeit noch nicht beantworten. Weiterführende Arbeiten sind notwendig und geplant.

Danksagung

Diese Arbeit wurde durch das Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU) in Auftrag gegeben und finanziert. Wir bedanken uns bei den Mitarbeitern des TMLNU und der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) für die Bereitstellung der Daten und die gute Zusammenarbeit.

Literatur

Europäische Gemeinschaft (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft.

GOTELLI, N.J. & ENTSMINGER, G. L. (2001): EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2002): Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Übersichtsverfahren. Schriftleitung: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Kulturbund–Verlag GmbH, Berlin.

SOFTWARE-HANDBUCH ASTERICS (2006), Version 3, einschließlich PERLODES (Deutsches Bewertungssystem auf Grundlage des Makrozoobenthos), Programmierung durch: Wageningen Software Labs, P.O. Box 47, 6700 AA Wageningen, The Netherlands.

WAGNER, F. & ARLE, J. (2007): Die Bedeutung verschiedener Umweltfaktoren für das Erreichen des „guten ökologischen Zustandes“ - Analyse vorhandener Daten zum Makrozoobenthos, der Fischfauna, der Gewässerstruktur, der chemischen Qualität und der Erosionsdaten aus Thüringer Fließgewässern, Abschlussbericht, Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie (IGF) Jena, im Auftrag des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt.

Anschrift der Verfasser:

Dr. rer. nat. Falko Wagner &
Dr. rer. nat. Jens Arle
Institut für Gewässerökologie &
Fischereibiologie Jena
Ricarda-Huch-Weg 24

07743 Jena

E-Mail: igf@online.de

André Niemann und Uwe Koenzen

Unterstützung der Strahlwirkung durch Maßnahmen an Fließgewässern im Zusammenhang mit der Regenwasserbehandlung

1 Anlass und Zielsetzung

Hinsichtlich der Diskussion möglicher Strahlwirkungen stellt sich schnell die Frage nach den möglichen „Strahlquellen" oder „Trittsteinen" sowie ihrer Art und Anzahl. Neben bestehenden naturnahen Gewässerabschnitten ist auch die gezielte Etablierung entsprechender Gewässerabschnitte denkbar und wahrscheinlich aufgrund des bestehenden Bedarfs auch notwendig. Dies kann durch gezielte Renaturierung ausgewählter Gewässerabschnitte erreicht werden. Besonders effizient sind dabei Maßnahmen, die Mehrfachnutzen erbringen. Unter diesem Aspekt werden nachfolgend die Schnittstellen zwischen dem Konzept zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern (KNEF) und der Anwendung des BWK M 3 (= Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V. Merkblatt 3, BWK 2001) betrachtet.

Der Gewässerschutz und die Gewässerentwicklung in NRW greifen auf diese beiden eingeführten und belastbaren Instrumente zurück, die allerdings unabhängig voneinander und für spezifische Fragestellungen entwickelt wurden.

Bislang werden die Konzepte sowie das BWK M 3 oft entkoppelt voneinander eingesetzt, obwohl zahlreiche inhaltlich-fachliche Schnittstellen bestehen. Eine fachliche Abstimmung und Kombination der beiden Instrumente ist jedoch in vielen Fällen geboten, da die Gewässerstruktur sowie das Wiederbesiedlungspotenzial erheblichen Einfluss auf die Maßnahmenfindung und -dimensionierung nach BWK M 3 besitzen. Insbesondere aufgrund der unterschiedlich strukturierten Abstimmungsprozesse läuft die Bearbeitung in beiden Pfaden oftmals parallel bzw. hintereinander ab, ohne mögliche positive Synergieeffekte zu nutzen.

In der wasserwirtschaftlichen Genehmigungspraxis kann oftmals den Grundsätzen einer klassischen Rückhaltung vor Einleitung im Sinne der geforderten immissionsorientierten Betrachtung nicht entsprochen werden. Die Gründe hierfür können vielfältig sein, zumeist verhindern die Grundstücksverfügbarkeit bzw. die Verhältnisse im Bestand eine Anordnung klassischer Rückhalteräume. Bislang existierten keine Konzepte für eine andersartig ausgelegte Kompensation der Belastungen entlang der betroffenen Gewässerstrecke. Dies hat in der Vergangenheit zu verschiedensten individuellen Interpretationen seitens der Betreiber, Planer und Genehmigungsbehörden geführt, so dass eine Strukturierung für derartige Fälle sinnvoll erscheint.

Die in Abstimmung befindliche Arbeitshilfe „Ermittlung gewässerstruktureller Maßnahmen bei Anwendung des BWK M 3" hat daher zum Ziel Schnittstellen zwischen den Instrumenten KNEF und BWK M 3 zu identifizieren sowie Vorgaben für eine konsistente Handhabung und Maßnahmenauswahl zu erarbeiten. Dies soll letztlich Synergieeffekte erzeugen und zu Kostenreduzierungen in Planung und Umsetzung von Maßnahmen führen.

Diese Vorgehensweise gewinnt vor dem Hintergrund der Ergebnisse der Bestandsaufnahme der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) besondere Relevanz, denn die Bestandsaufnahme hat für Nordrhein-Westfalen (NRW) hydromorphologische Belastungen und Belastungen aus Regen- und Mischwassereinleitungen als zentrale Beeinträchtigungen erkannt.

Die Arbeitshilfe beinhaltet eine Zusammenstellung derjenigen Maßnahmen aus der Erarbeitung eines KNEF, die geeignet erscheinen, vorhandene, nicht unmittelbar zu beseitigende Defizite in der Niederschlagswasserableitung zu kompensieren. In Übereinstimmung mit den Vorgaben der WRRL zur Identifizierung kosteneffizienter Maßnahmen werden so Maßnahmentypen identifiziert und maßnahmentypspezifische Lösungen gezeigt, um eine landesweit einheitliche Anwendung zu gewährleisten. In dem nachfolgend erläuterten Ablauf ist die empfohlene Vorgehensweise bei der Maßnahmenwahl zusammenfassend dargelegt.

Als Ausgangssituation liegt ein ermitteltes erforderliches Volumen für ein Regenrückhaltebecken (vor Einleitung) zugrunde, das im weiteren Planungsprozess zu beachten ist. Je größer die Einleitungsspitzen sind, desto unwahrscheinlicher ist die Kompensation der einleitungsbedingten Abflussverschärfung ausschließlich über die Umsetzung gewässerstruktureller Maßnahmen und damit über die Verbesserung der ökologischen Qualität des betroffenen Gewässers. Vielmehr sind Anwendung und Umfang gewässerstruktureller Maßnahmen als stützende Kompensation ergänzend zu einer Bereitstellung von Rückhaltevolumen zu verstehen.

Die Anwendungsgrenzen von gewässerstrukturellen Maßnahmen als stützende Kompensation sind je nach Größenordnung der ermittelten Rückhaltevolumina nach oben und unten von den individuellen Rahmenbedingungen am betrachteten Gewässer abhängig, so dass Entscheidungen durch Einzelfallprüfungen zu treffen sind. Diese Einzelfallprüfungen haben sich an der Zielerreichung zu orientieren.

Für die am Planungsprozess Beteiligten wird die inhaltliche Abstimmung der beiden Instrumente (KNEF/BWK M 3) in der zukünftigen Arbeitshilfe zunächst systematisiert. Darüber hinaus wird der Ablauf beispielhaft dargestellt, da erfahrungsgemäß in der Praxis im Abstimmungsprozess die größten Missverständnisse entstehen. Hierfür werden auch die entsprechenden Arbeitsschritte im Detail beschrieben. Der Fokus der Bearbeitung liegt auf der hydraulischen Entlastung von Fließgewässern und ihrer Kompensation durch strukturelle Verbesserungsmaßnahmen.

2 Schnittstellen des BWK-Merkblattes 3 und der Konzepte zur naturnahen Entwicklung

Im BWK M 3 wird auf eine notwendige Verknüpfung der Maßnahmen des Merkblattes mit denen eines KNEF hingewiesen (BWK 2001, Kap. 4.9: „Maßnahmen im Gewässer nach Gewässerentwicklungsplänen sind mit Maßnahmen nach dem Merkblatt aufeinander abzustimmen."). Diese Aufforderung bezieht sich jedoch explizit nur auf Maßnahmen zur Aufweitung des Gewässerprofils, die zur Verringerung der hydraulischen Belastung an der Einleitungsstelle vorgenommen werden können.

Hieraus wird deutlich, dass die Schnittstellen zwischen BWK M 3 und KNEF vor allem im Bereich der Maßnahmenauswahl

gesehen werden. Dabei zielen die Maßnahmen des Merkblattes auf die Verringerung der hydraulischen Belastung und die des KNEF auf eine allgemeine Verbesserung der ökologischen und speziell der strukturellen Verhältnisse des Gewässers ab. Es gilt somit eine Schnittmenge dieser Maßnahmen zu finden, Einzelmaßnahmen aufeinander abzustimmen und entsprechende Synergieeffekte zu zeigen. Daneben sind Überschneidungen bei der Verwendung bzw. Erhebung der Grundlagendaten z. B. der Gewässerstrukturgütedaten vorhanden. Gewässerstrukturgütedaten werden im BWK M 3 für die Ermittlung des Wiederbesiedlungspotenzials verwendet. Im KNEF sind sie wesentliche Grundlage für die Beschreibung des Ist-Zustandes und der Maßnahmenauswahl. Zudem wird die Berücksichtigung des Leitbildes (Gewässertyp) in beiden Verfahren als wesentliche Stellgröße herangezogen.

Es ist erkennbar, dass der im BWK M 3 geforderte Abstimmungsprozess (s. o.) konkreter durchgeführt werden kann. Die Arbeitshilfe gibt Hinweise für die Durchführung dieses Abstimmungsprozesses. Wesentliche Voraussetzung einer Verknüpfung von BWK M 3 und KNEF ist eine Verwendung des Leitfadens zur Aufstellung eines Konzeptes zur naturnahen Entwicklung (MUNLV 2002) bzw. eine den dort formulierten Anforderungen entsprechende Bearbeitung des KNEF.

3 Ausgangssituation - hydraulische Überbeanspruchungen

Ziel der im BWK Merkblatt 3 formulierten Anforderung ist es, den Abflussscheitel einer Einleitung mit einem Wiederkehrintervall von einem Jahr (QE1) unter das Maß des zulässigen Einleitungsabflusses (QE1, zul.) zu senken (QE1 < QE1, zul.). So kann der hydraulische Stress im Gewässer auch infolge punktueller Einleitungen aus kanalisierten Einzugsgebieten begrenzt werden. Die mit ungedrosselten Einleitungen einhergehende Erhöhung der Fließgeschwindigkeit und damit der Sohlschubspannung führen bei Überschreitung kritischer Sohlschubspannung zu großflächigen Sedimentbewegungen, welche Klein- und Kleinstlebewesen verdriften und ihre Refugialräume - zumindest temporär - zerstören können. Die Größe der als kritisch eingestuften Sohlschubspannung ist dabei abhängig von der Art des natürlichen bzw. des typspezifischen Substrats sowie dessen Korngrößenverteilung und deshalb gewässerspezifisch.

Grundsätzlich ist die Umlagerung von Sedimenten bei erhöhten Abflüssen auch in naturnahen, nicht vom Menschen überbeanspruchten Gewässern ein normaler und für die Aufrechterhaltung der gewässertypischen Dynamik wichtiger Vorgang (wiederkehrender Verlust und Neubildung von Habitaten). Für Gewässer mit einem naturnahen, nicht vom Menschen überprägten Einzugsgebiet ergeben sich aus der spezifischen Abflussdynamik zwischen signifikanten Hochwasserereignissen und ausreichend langen „Ruhezeiten“ mit niedrigen Abflüssen, die eine rasche Wiederbesiedlung der Gewässer ermöglichen.

Tab. 1: Zulässige Überlaufhäufigkeiten n [1/a] für Regenrückhaltebecken (aus BWK 2001).

	n = 0,5	n = 1,0	n = 2,0
besonders schutzwürdiges Gewässer	ja	-	-
Wiederbesiedlungspotential	nicht erhoben kein oder gering	mittel	hoch

Gewässer innerhalb überformter Einzugsgebiete (Flächenversiegelung, Entwässerungsnetze, Einleitungen etc.) werden dagegen durch siedlungsbedingte, auf einzelne Stellen am Gewässer konzentrierte Niederschlagswassereinleitungen belastet. Die Folge für diese Gewässer sind (zu) häufig auftretende hydraulische Überbeanspruchungen. Die Verschiebung des Abflussregimes eines überformten Einzugsgebietes in Spektren mit häufigeren und höheren Hochwasserabflüssen erschwert die Wiederbesiedlung und kann so die ökologischen Systeme eines Gewässers aus dem Gleichgewicht bringen bzw. deren Revitalisierung behindern.

Erschwerend kommt hinzu, dass der in der Vergangenheit vielerorts vorgenommene Gewässerausbau Fließquerschnitte bereitstellt, die oftmals nach rein hydraulischen Aspekten entworfen wurden. Das Resultat des meist durch Hochwasserschutz und Flächennutzung motivierten Gewässerausbaus, sind zu hohe Fließtiefen (ungünstige und naturferne Breiten-Tiefenverhältnisse) und erhöhte Sohlgefälle wegen gestreckter Gewässerverläufe (Begradigung) bei gleichzeitiger Eintiefung. Alle Faktoren, insbesondere die erhöhte Fließtiefe und das vergrößerte Sohlgefälle, verstärken zusätzlich den negativen Effekt einer häufigen Überschreitung der kritischen Sohlschubspannung.

4 Lösungsansatz BWK M 3

Im BWK M 3 werden zur Kompensation der beschriebenen negativen Auswirkungen von hydraulischer Überbeanspruchung Maßnahmen vorgeschlagen, die sich am gewässerspezifischen Schutzbedürfnis bzw. am ortsspezifischen Wiederbesiedlungspotenzial (WBP) eines Gewässers orientieren (vgl. Kap. 3.3 des BWK M 3 Tab. 1).

Gemäß BWK M 3 sind an einem Gewässer dann geeignete Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung aus Niederschlagswassereinleitungen vorzusehen, wenn sich nach Prüfung der hydraulischen Belastung herausstellt, dass der zulässige kritische einjährliche Einleitungsabfluss (QE1, zul.) vom Scheitelwert des entsprechenden Einleitungsabflusses QE1 überschritten wird (vgl. Kap. 3.3 des BWK M 3). Die Einleitungen gelten dann als nicht mehr gewässerverträglich.

Als gewässerverträglich dagegen wird gemäß BWK M 3 eingestuft, wenn der potenziell naturnahe einjährliche Abfluss (HQ_1 p, nat.) eines Gewässer durch die Summe siedlungsbedingter Niederschlagswassereinleitungen innerhalb eines geschlossenen Siedlungsgebietes i. d. R. um 10 % erhöht wird (x-Faktor = 0,1).

Eine gängige Vorgehensweise in der Anwendungspraxis des BWK M 3 ist auch eine Erhöhung des HQ_1 p, nat. auf das Niveau eines potenziell naturnahen zweijährlichen Abfluss HQ_2 p, nat. als gewässerverträglich anzunehmen. Dann kann die in Prozent ausgedrückte, auf HQ_1 p, nat. bezogene Differenz zwischen HQ_2 p, nat. und HQ_1 p, nat. als das Maß angesehen werden, das die zulässige Erhöhung der naturnahen Abflüsse angibt. Dieses Maß (x-Faktor) ist abhängig vom Gewässertyp und seinem Abflussregime und damit gewässerspezifisch. Die in der Praxis verwendeten Werte bewegen sich i. d. R. zwischen x = 0,1 und x = 0,3.

Im Zuge der Durchführung von hydraulischen Nachweisen gemäß BWK M 3 nach der beschriebenen Vorgehensweise hat sich gezeigt, dass ein genereller Zusammenhang zwischen Sohlgefälle des betrachteten Gewässers und dem x-Faktor besteht: Je größer die Gefälle des Gewässers und Einzugsgebietes sind, desto höher liegt i. d. R. der x-Faktor. Dies bedeutet, dass Gewässer mit steileren Sohlgefällen, wie sie im Mittelgebirge zu finden sind, meist eine natürliche höhere Abflussdynamik besitzen als Gewässer des Tief-

Tab. 2: Beziehung geeigneter gewässerstruktureller Maßnahmen zu Komponenten von Niederschlagsmischwassereinleitungen aus dem Misch- und Trennverfahren. +/- = neutrale Wirkung, + = geringe positive Wirkung, ++ = hohe positive Wirkung.

Maßnahme \ Komponente	Hydraulische Belastung	Nges	NH4-N	P	Temp	Sauerstoff	CSB	BSB	AFS	TOC	Stoffe nach WRRL Anhänge VIII Nr.1 - 9, IX, X	Schwermetalle	Gewässerstruktur
D1 Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit					++	++							++
G1 Maßnahmen zur Sohl-/Ufer- und Laufentwicklung	+				+	+							++
G2 Maßnahmen zur Gehölzentwicklung					++	+							++
G3 Maßnahmen zur Auenentwicklung	++	+	+	+	+	+	+		+	+			++
G4 Graben-/Gewässerdrossel	++												

lands, die über eine geringere Reliefenergie verfügen. Einem Gewässer im Mittelgebirge kann demnach auch eine höhere siedlungsbedingte Abflusserhöhung zugemutet werden, ohne das Gewässer dadurch zu schädigen (vgl. BWK M 3, Gleichung 1).

In Kapitel 4 des BWK M 3 ist zudem ein Katalog von möglichen Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Abflüssen sowie stofflichen Belastungen zusammengestellt. Dort wird u. a. explizit darauf verwiesen, dass der aufgeführte Maßnahmenkatalog nicht abschließend sein kann. In der Wirkung vergleichbare Lösungsansätze bezüglich des Schadstoffaustrags und der hydraulischen Dämpfung sind ausdrücklich erwünscht, sofern sie wasserrechtlich genehmigungsfähig sind. In der vorliegenden Arbeitshilfe wird dies gezielt aufgegriffen und es werden neben gewässerstrukturellen Maßnahmen auch weitergehende gewässerbezogene Retentionsmaßnahmen vorgeschlagen.

5 Auswahl von grundsätzlich geeigneten gewässerstrukturellen Maßnahmen

Die Auswahl geeigneter gewässerstruktureller Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Qualität des betrachteten Gewässerabschnittes beruht auf der Verknüpfung von strukturellen Gegebenheiten und der Fähigkeit des Gewässers (i. e. S. der Organismen) die Belastungen aus Einleitungen zu kompensieren. Hierbei wirken die strukturellen Maßnahmen prinzipiell auf mehrere Komponenten (Tab. 2). Die Auswirkungen der Maßnahmen (-gruppen) auf die stofflichen Komponenten werden im Weiteren nicht berücksichtigt. Dies begründet sich auf die i. d. R. nur kurzen Gewässerabschnitte, für die ein naturnaher Ausbau im Hinblick auf die Beziehung zu einer Einleitstelle vorgenommen wird. Hieraus entstehen i. d. R. keine nachweisbaren nachhaltigen Effekte im stofflichen Bereich.

Den in Tabelle 2 aufgeführten Maßnahmengruppen können nachfolgende Einzelmaßnahmen zugeordnet werden, deren hydraulische und retendierende Wirkung eingeschätzt werden kann. Eine detaillierte Beschreibung der Maßnahmen befindet sich im Anhang 1 des BWK M 3.

Die Auswahl der für den spezifischen Gewässerabschnitt geeigneten Maßnahmen erfolgt zunächst aus den im KNEF entwickelten Maßnahmenvorschlägen. Aufgrund des Planungsmaßstabes müssen zusätzlich noch detaillierte Betrachtungen für den Einzelfall vorgenommen werden. Dies bezieht sich z. B. auf die Flächenverfügbarkeit oder die kleinräumigen hydraulischen Verhältnisse, die im Rahmen eines KNEF nicht abgeprüft werden.

6 Verfahren für die Verknüpfung und Dimensionierung gewässerstruktureller Maßnahmen

Eine äußerst wirksame und deshalb im BWK M 3 favorisierte Möglichkeit zur Abflussvergleichmäßigung sind Regenrückhaltebauwerke vor der Einleitung in Gewässer. Mit ihrer Hilfe gelingt es, siedlungsbedingte Einleitungsabflüsse auf ein gewässerverträgliches Maß zu begrenzen. Kann diese favorisierte Maßnahme „Rückhaltung vor Einleitung“ nicht oder nicht vollständig zielführend umgesetzt werden, beispielsweise aus Gründen der Flächenverfügbarkeit, können und müssen alternative Lösungswege verfolgt werden. Abb. 1 zeigt, wie verfahren werden kann, wenn eine Rückhaltung vor Einleitung als alleinige Maßnahme nicht zur Erreichung der ökologischen Ziele auskömmlich ist.

Nachfolgende Ausführungen haben zum Ziel, Regeln für die Umsetzung von gewässerstrukturverbessernden Maßnahmen als Alternative und/oder Ergänzung zu rückhaltenden Maßnahmen zu definieren. Hierfür wird ein zweistufiges Vorgehen angewendet:

Tab. 3: Substituierende und ergänzende strukturelle Maßnahmen.

Gewässer	RRB		RBF	
	reduz. Dimensionierung	kein RRB	reduz. Dimensionierung	kein RBF
D1 Maßnahmen zur Verbesserung der longitudinalen Durchgängigkeit				
D1.1 Rückbau eines Querbauwerkes, einer Verrohrung	H/W		H/W	
D1.2 Umbau eines Querbauwerkes, einer Verrohrung	H/W		H/W	
G1 Maßnahmen zur Sohl-/Ufer- und Laufentwicklung				
G1.1 Belassen und Schützen fortgeschrittener Sohl-/Uferstrukturierung	H/W		H/W	
G1.2 Fördern der beginnenden Sohl-/Uferstrukturierung	H/W		H/W	
G1.3 Initiierung von Sohl-/Uferstrukturierung und Laufentwicklung				
G1.3.1 Sohl- und Uferverbau entfernen	H/W		H/W	
G1.3.2 Maßnahmen zum Totholzdargebot	H/W		H/W	
G1.4 Anlage von Sohl-/Uferstrukturen und Gerinneverläufen				
G1.4.1 Neutrassierung des Gerinnes	H/W		H/W	
G.1.4.2 Aufweitung des Gerinnes / Anlage von Nebengerinnen	H/W	s.G3.3	H/W	s.G3.3
G 1.4.3 Anlage von Initialgerinnen	H/W		H/W	
G2 Maßnahmen zur Gehölzentwicklung				
G2.1 Anlegen/Ergänzen eines Gehölzsaumes	W*		W*	
G2.2 Entfernen standortuntypischer Gehölze	W*		W*	
G3 Maßnahmen zur Auenentwicklung				
G3.1 Reaktivierung der Primäraue	H/R/W**	H/R/W**	H/R/W**	H/R/W**
G3.2 Eigendynamische Entwicklung einer Sekundäraue	H/R/W		H/R/W	
G3.3 Anlage einer Sekundäraue	H/R/W**	H/R/W**	H/R/W**	H/R/W**
G3.4 Entwicklung und Erhalt von Altstrukturen, Altwassern in der Aue	H/R/W		H/R/W	
G3.5 Anlage eines Uferstreifens	W*		W*	
G4 Graben-/Gewässerdrossel	R	R	R	R

H= Hydraulisch-habitat-verbessernd
R=Retentions-verbessernd
W= Wiederbesiedlungspotential-verbessernd
* indirekte Vermind. v. Eutrophierungseffekten
**stoffl. Effekte

Stufe 1: Verbesserung des Wiederbesiedlungspotenzials. Durch die Verbesserung des Wiederbesiedlungspotenzials kann die hydraulische Belastungsfähigkeit des Gewässers erhöht und die negativen Auswirkungen der Einleitung können reduziert werden.

Stufe 2: Entwicklung von Retentionsräumen und/oder –funktionen. Durch Entwicklung von Retentionsräumen am Gewässer kann die Rückhaltefunktion gesteigert werden. Hierbei wird zwischen der Anlage von Retentionsräumen, die in der direkten Nähe der Einleitungsstelle angelegt werden (*Stufe 2a*) und/oder der Retentionswirkung, die durch eine Aufweitung und Umgestaltung des Gewässers über einen längeren Abschnitt (*Stufe 2b*) erzielt wird, unterschieden.

Im weiteren Verlauf wird nur auf die Arbeiten in Stufe 1 und 2 b vertieft eingegangen, da diese hinsichtlich der Trittsteinfunktion die größte Relevanz besitzen. Das zweistufige Verfahren verlangt in jedem Fall zuerst die Verbesserung des Wiederbesiedlungspotenzials (falls es nicht bereits hoch ist) und erst im zweiten Schritt die Planung/ Auslegung eines Retentionsraumes.

6.1 Verbesserung des Wiederbesiedlungspotenzials – Stufe 1

Die Regenerationsfähigkeit bzw. Belastungsmöglichkeiten, die ein Gewässer hinsichtlich einer Einleitung aufweist, werden für den Ist-Zustand im BWK M 3 über das Wiederbesiedlungspotenzial (WBP) ermittelt. Hierfür werden im Anhang 7 des Merkblattes geeignete Verfahren benannt. Um die Regenerationsfähigkeit bzw. Belastungsmöglichkeiten des Gewässer zu steigern, kann das Wiederbesiedlungspotenzial im Vergleich zum Ist-Zustand erhöht werden, indem geeignete strukturelle Maßnahmen, die auf die in den Verfahren zu berücksichtigenden Parameter wirken, am Gewässer umgesetzt werden. Diese Potenzialsteigerung wird für die Stufe 1 in Anlehnung an das Verfahren I in der Anlage 7 des BWK M 3 (Anhang 2) ermittelt. Durch die Steigerung des Wiederbesiedlungspotenzials kann die Größe des zu errichtenden Rückhaltbeckens reduziert werden (Abb. 2). Ggf. kann das Rückhaltebecken auch entfallen, wenn eine technisch und wirtschaftlich sinnvolle Mindestgröße unterschritten wird.

Im Weiteren wird zunächst das Verfahren I nach der Anlage 7 des BWK M 3 kurz erläutert. Danach wird die Beziehung zwischen strukturellen Maßnahmen und deren Auswirkungen auf das Wiederbesiedlungspotenzial gezeigt und letztlich die Vorgehensweise zur Ermittlung und Dokumentation der Potenzialsteigerung dargestellt. Hierzu wird im Anhang 3 des BWK M 3 eine beispielhafte Anwendung gezeigt.

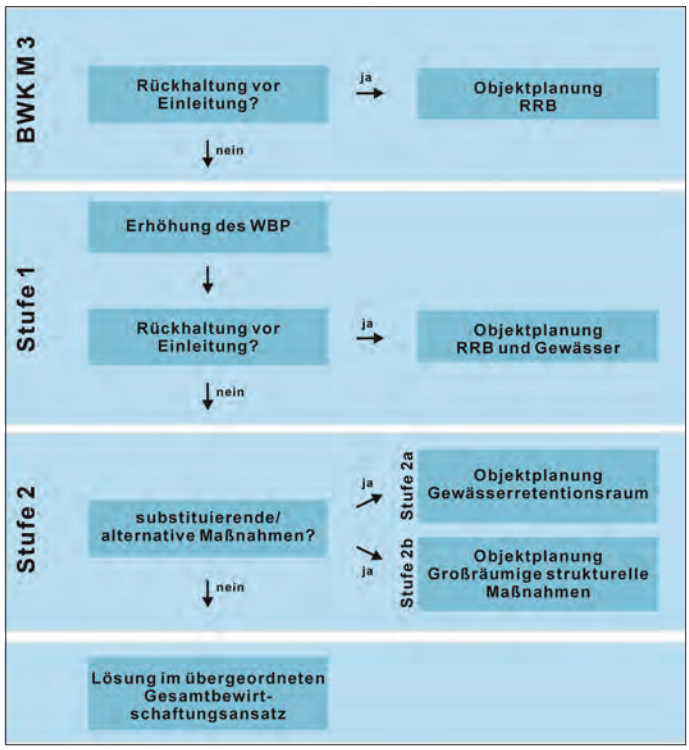


Abb. 1: Entscheidungsbaum zum Ablauf der Maßnahmenwahl bei nicht oder nicht vollständig realisierbarer Rückhaltung vor Einleitung.

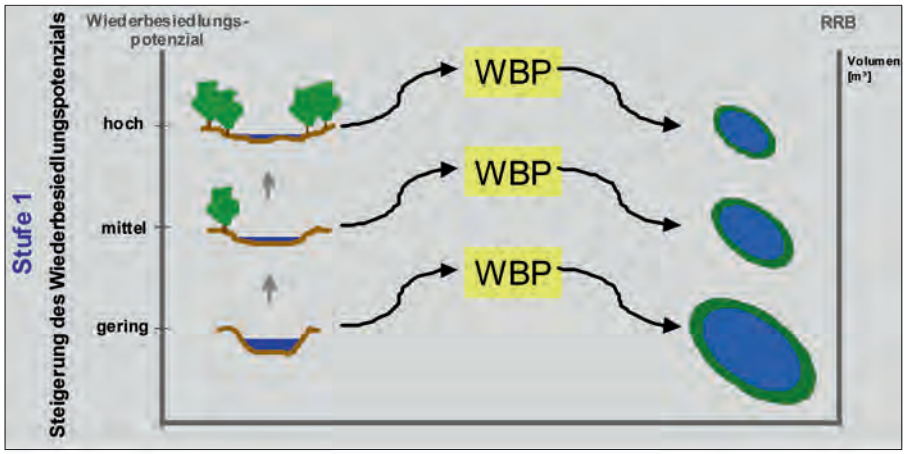
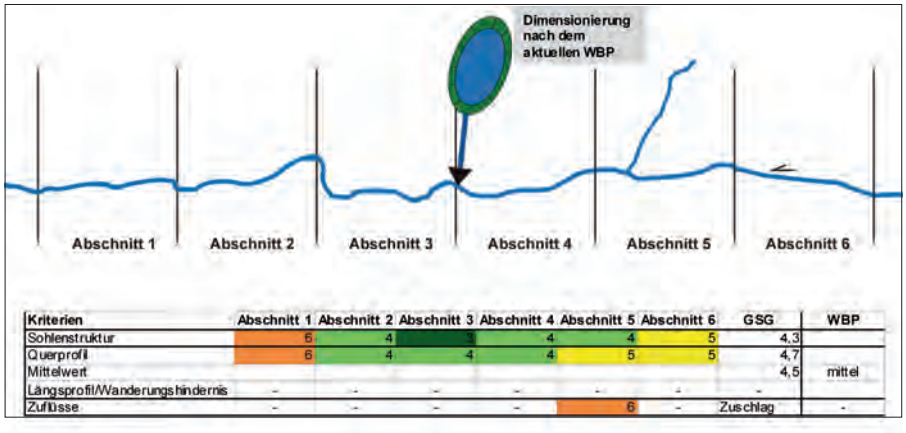


Abb. 2: Steigerung des Wiederbesiedlungspotenzials und Reduzierung der Rückhaltevolumina.



Kriterien	Abschnitt 1	Abschnitt 2	Abschnitt 3	Abschnitt 4	Abschnitt 5	Abschnitt 6	GSG	WBP
Sohlenstruktur	6	4	3	4	4	5	4,3	
Querprofil	6	4	4	4	5	5	4,7	
Mittelwert							4,5	mittel
Längsprofil/Wanderungshindernis	-	-	-	-	-	-	-	
Zuflüsse	-	-	-	-	6	-	Zuschlag	-

Abb. 3: Beispiel für die Ermittlung des Wiederbesiedlungspotenzials im Ist-Zustand.

6.1.1 Vorgehen bei der Ermittlung des Wiederbesiedlungspotenzials

Das Verfahren zur Ermittlung des WBP nach BWK-Merkblatt 3 berücksichtigt folgende Parameter:

- Längsprofil (v. a. Querbauwerke, Rückstau, Verrohrungen)
- Querprofil (v. a. Profiltyp, Profiltiefe, Breitenvarianz)
- Sohlenstruktur (v. a. Sohlsubstrattyp, Sohlverbau, Substratdiversität).

Daneben werden noch die Nebengewässer im Betrachtungsraum herangezogen und Querbauwerke, die Wanderungshindernisse darstellen, bewertet. Aus diesen Faktoren lässt sich das aktuelle WBP ermitteln (Abb. 3). Das Wiederbesiedlungspotenzial steht in direktem Zusammenhang mit der erforderlichen Größe des Rückhaltebeckens.

Stufe 1.1: Gewässerstrukturgüte
Hierbei werden für die Parameter Querprofil und Sohlenstruktur die Gewässerstrukturgütebewertungen herangezogen oder neu erhoben.

Stufe 1.2: Mittelwertbildung Abschnitte
Danach wird über alle Abschnitte (300 m oberhalb und 300 m unterhalb = sechs 100 m- Abschnitte) für die Parameter zunächst der Mittelwert gebildet.

Stufe 1.3: Mittelwertbildung Bewertung
Im nächsten Schritt wird letztlich der Mittelwert aus den Mittelwerten für das Querprofil und die Sohlenstruktur errechnet.

Stufe 1.4: Berücksichtigung Wanderungshindernisse
Gegebenenfalls erfolgt dann eine Berücksichtigung des Parameters Längsprofil durch die Berücksichtigung von Wanderungshindernissen. Hieraus ergeben sich dann evtl. Abzüge bei der Einschätzung des Wiederbesiedlungspotenzials.

Stufe 1.5: Berücksichtigung Nebengewässer
Unter Beachtung der strukturellen Qualität evtl. vorhandener Nebengewässer im Betrachtungsgebiet kann je nach Lage (ober- oder unterhalb der Einleitungsstelle) noch eine Steigerung der Wiederbesiedlungspotenzialeinschätzung erfolgen.

6.1.2 Maßnahmen zur Steigerung des Wiederbesiedlungspotenzials

Zur Steigerung des WBP werden die möglichen Maßnahmen, die für den betrachteten Gewässerabschnitt umsetzbar sind, in ihren Auswirkungen auf die im Verfahren zu berücksichtigenden Parameter abgeschätzt. Hieraus lässt sich dann das WBP für einen Planungszustand ableiten.

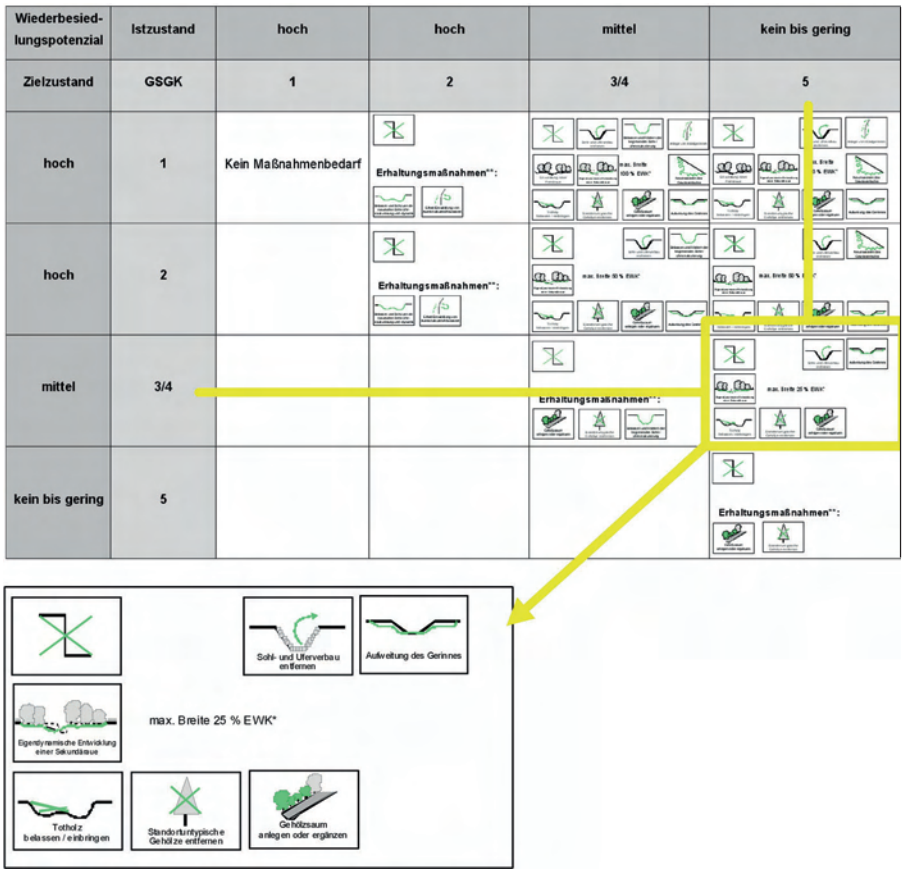


Abb. 4: Beispiel für die Verbesserung der Gewässerstruktur und damit des Wiederbesiedlungspotenzials.

Stufe 1.6: Auswahl der Maßnahmen
Zur Abschätzung des ungefähren Potenzials an Steigerung des WBP bei Maßnahmen des naturnahen Gewässerausbaus können in der nachfolgenden Abbildung Anhaltswerte entnommen werden. Im konkreten Fall muss jedoch eine detaillierte Begründung angeführt werden. Zur Veranschaulichung zeigt die Abbildung 4 wie mit der Durchführung eines Maßnahmenpaketes die Strukturgüte von einer Bewertung mit 5 (in der 5-stufigen Bewertungsskala) auf eine Strukturgüte von 3 bzw. 4 gesteigert werden kann.

Dadurch ergibt sich auch eine entsprechende Erhöhung des WBP von „kein bis gering“ auf „mittel“. Hierbei müssen im konkreten Anwendungsfall nicht alle in der Abbildung 4 in einem Tabellenfeld aufgeführten Maßnahmen umgesetzt werden, sondern entsprechend der Örtlichkeit eine sinnvolle Auswahl getroffen und die zu erwartende Wirkung begründet werden.

6.1.3 Vorgehen bei der Ermittlung des potenziellen Wiederbesiedlungspotenzials

Stufe 1.7: Abschätzung und Dokumentation der Veränderung des WBP
Die Verbesserung der Strukturgüte und damit auch die Verbesserung der Parameter, die für die Ermittlung des WBP relevant sind, muss für jeden der betrachteten 100 m-Abschnitte dokumentiert werden, so dass in der Summe für alle Abschnitte gesteigerte Werte für die Parameter Sohlenstruktur, Querprofil und Längsprofil/Wanderungshindernisse vorliegen (vgl. Abb. 5).

Entsprechend der Methodik des BWK-Verfahrens kann dann eine Gesamtaussage zum WBP nach Umsetzung der Maßnahmen erfolgen. Durch die Steigerung des WBP kann sich die Größe des Rückhaltebeckens folglich reduzieren.Bei der Ermittlung der Maßnahmen und der Abschätzung ihrer Wirkung auf die zu betrachtenden Parameter kommt der Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit durch den Rückbau von Querbauwerken eine besondere Bedeutung zu, da nicht nur eine punktuelle bzw. kleinräumige Verbesserung sondern i. d. R. für längere Abschnitte positive Effekte erzielt wird.

6.2 Entwicklung von Gewässerretentionsräumen – Stufe 2a

Im Anschluss an die Stufe 1, die eine Erhöhung des WBPs zur Folge hat, kann im Zuge der nachfolgend beschriebenen Stufe 2a ergänzend die Größe des Gewässerretentionsraumes ausgelegt werden.

Die Auslegung eines Gewässerretentionsraumes folgt dem Grundgedanken, dass eine Abflussreduzierung durch Zwischenspeicherung die hydraulische Belastung infolge der siedlungsbedingten Einleitung möglichst weitreichend verringert und die Abflussverschärfung kompensiert. Funktionaler Anspruch an den Gewässerretentionsraum ist die Reduzierung von Abflussspitzen im Gewässer und damit die Vermeidung von zu häufigen, großflächigen Sedimentbewegungen infolge der Überschreitung von kritischen Sohlschubspannungen.

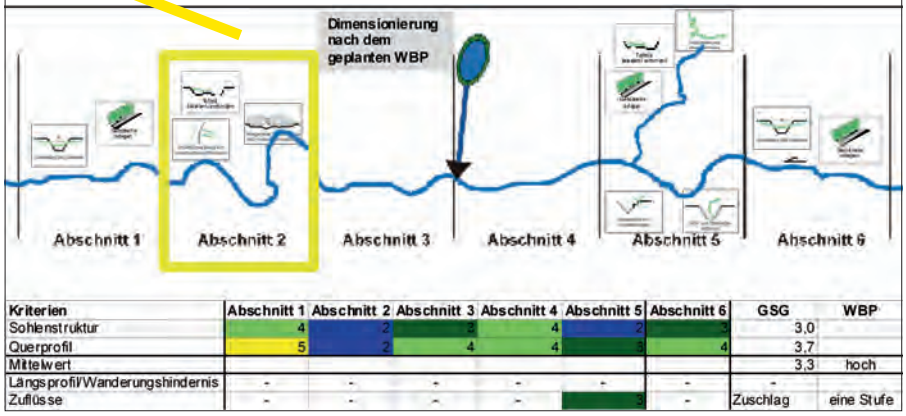
Die gewünschte Reduzierung der Spitzenabflüsse kann durch Schaffung eines seitlich des Gewässers angeordneten Rückhalteraumes erreicht werden, dessen Befüllung mit dem Übersteigen eines gewissen Abflusses über einen parallel zum Gewässerverlauf angeordneten Einlaufbereich beginnt. Wie in Abb. 7 beispielhaft für ein Mittelgebirgsgewässer dargestellt, bietet sich die Möglichkeit, Gewässerretentionsräume und Auenbereiche entsprechend der gewässertypischen Verhältnisse und Eigenschaften auszugestalten.

Sowohl aufgrund der Lage am Gewässer als auch hinsichtlich der Hydraulik sind für Gewässerretentionsräume zahlreiche Randbedingungen zu beachten. Zudem muss ihre Gestaltung in jedem Falle ökologischen Grundbedingungen genügen, damit der konzipierte Retentionsraum nicht als eine weitere konkurrierende Flächennutzung entlang des Gewässers wahrgenommen wird.

Um die Befüllung des eigentlichen Speicherraums zu optimieren, kann unterhalb des Einlaufbereichs im Gewässerbett mit ingenieurbiologischen Bautechniken (Totholz, Steinwurf, etc.) eine Engstelle hergestellt werden, die durch ein Anheben des Wasserspiegels oberhalb die Effektivität des Befüllungsvorgangs erhöht.

Eine Zwischenspeicherung eines Teils der Abflussfülle eines Hochwasserereignisses im Speicherraum kann nur dann effektiv erreicht werden, wenn am unterstromigen Ende des Gewässerretentionsraumes eine Drossel angeordnet wird, die eine frühzeitige Rückführung der zwischengespeicherten Wassermengen in das Gewässer verhindert und so für einen Retentionseffekt für die unterhalb gelegenen Gewässerabschnitte sorgt. Um den vorgehaltenen Speicherraum für die Abflussspitzen verfügbar zuhalten und die rückwärtige Befüllung des Speicherraums über die Drossel zu verhindern, muss die Drossel mit einer Rückstauklappe gesichert werden.

Abschnitt	Maßnahme	Wirkung/Begründung	Gewässerstruktur Ist-Zustand Sohle	Ist-Zustand Querprofil	Ist-Zustand Längsprofil	Planung Sohle	Planung Querprofil	Planung Längsprofil
1	...	...						
2	Totholz belassen/ einbringen	eigendynamische Verbesserung des Querprofils; Verbesserung der Substratverhältnisse/-diversität						
	Erhalt/Entwicklung von Auenstrukturen/Altwassern	begleitende Maßnahmen in der Sekundäraue; Verbesserung der Gewässer-Auen-Beziehung	4	4	-	2	2	-
	Anlage einer Sekundäraue	Verbesserung des Querprofils (i.B. der Einschnittstiefe)						
3	...	...						



Kriterien	Abschnitt 1	Abschnitt 2	Abschnitt 3	Abschnitt 4	Abschnitt 5	Abschnitt 6	GSG	WBP
Sohlenstruktur	4	2	3	4	2	3	3,0	
Querprofil	5	2	4	4	3	4	3,7	
Mittelwert							3,3	hoch
Längsprofil/Wanderungshindernis	-	-	-	-	-	-	-	
Zuflüsse	-	-	-	-	3	-	Zuschlag	eine Stufe

Abb. 5: Beispiel für Maßnahmen zur Steigerung des Wiederbesiedlungspotenzials und ihre Wirkung.

6.3 Großräumige strukturelle Maßnahmen – Stufe 2b

Die Durchführung großräumiger struktureller Verbesserungsmaßnahmen bietet sich an, wenn aufgrund der räumlichen Gegebenheiten die Anlage eines Gewässerretentionsraumes nicht möglich ist oder die Voraussetzungen gegeben sind, Renaturierungsmaßnahmen über größere Gewässerabschnitte am Gewässer durchzuführen.

Die Vorgehensweise lehnt sich an die Maßnahmenherleitung der Stufe 1 an. Die großräumigen strukturellen Maßnahmen müssen einen funktionalen Bezug zur Örtlichkeit der Einleitung aufweisen. Dies bedeutet, dass sie i. d. R. unmittelbar unterhalb der Einleitungsstelle beginnen sollten, mindestens jedoch im gleichrangigen hydrologischen System (d. h. oberhalb des nächsten Zuflusses/ Zusammenflusses gleicher Größe) umgesetzt werden sollten.

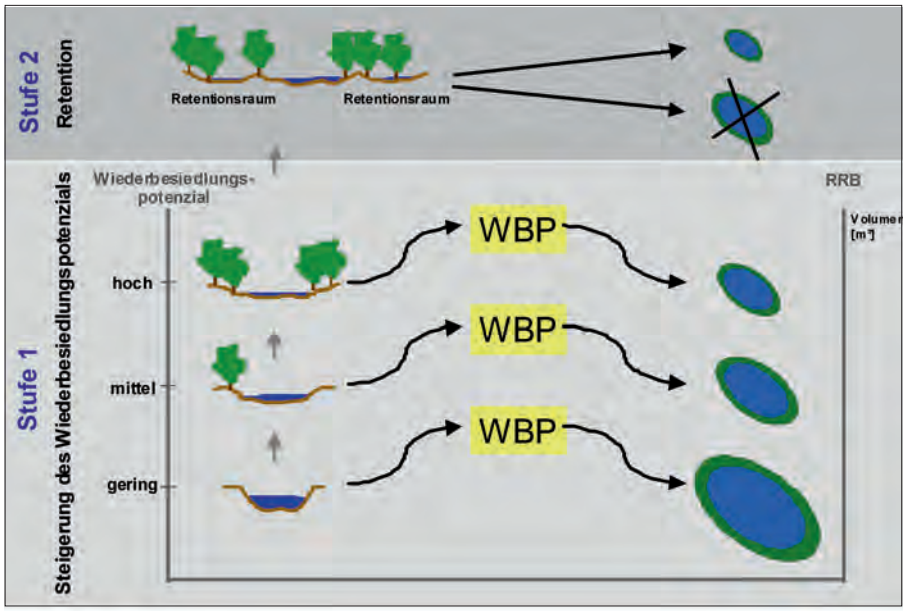


Abb. 6: Entwicklung von Gewässerretentionsräumen.

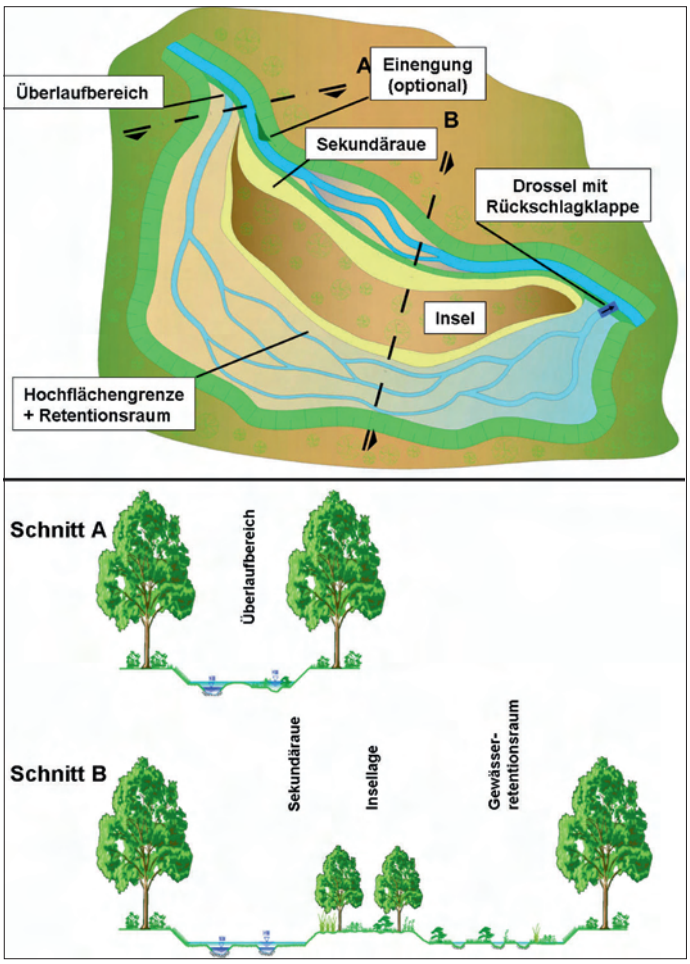


Abb. 7: Beispielhafte Darstellung eines Gewässerretentionsraumes seitlich eines Mittelgebirgsgewässers (Nebenschluss).

7 Einschätzung der Relevanz für die Entwicklung von Strahlquellen und Trittsteinen

In dichter besiedelten Räumen ist die einleitungsnahe Anlage von Rückhaltemaßnahmen häufig nicht möglich. Häufig sind in urban geprägten Einzugsgebieten an mehr als 50 % der Einleitungsstellen keine Flächen verfügbar. Die Vielzahl der Einleitungsstellen bietet somit die Grundlage für zahlreiche Maßnahmenumsetzungen im gewässerstrukturellen Bereich.

Vor diesem Hintergrund ist bei Umsetzung substituierender und ergänzender gewässerstruktureller Maßnahmen mit der Entstehung zahlreicher neuer Trittsteine zu rechnen, die in die Szenarien- und Maßnahmenentwicklung der zukünftigen Maßnahmenplanung der WRRL Eingang finden könnten.

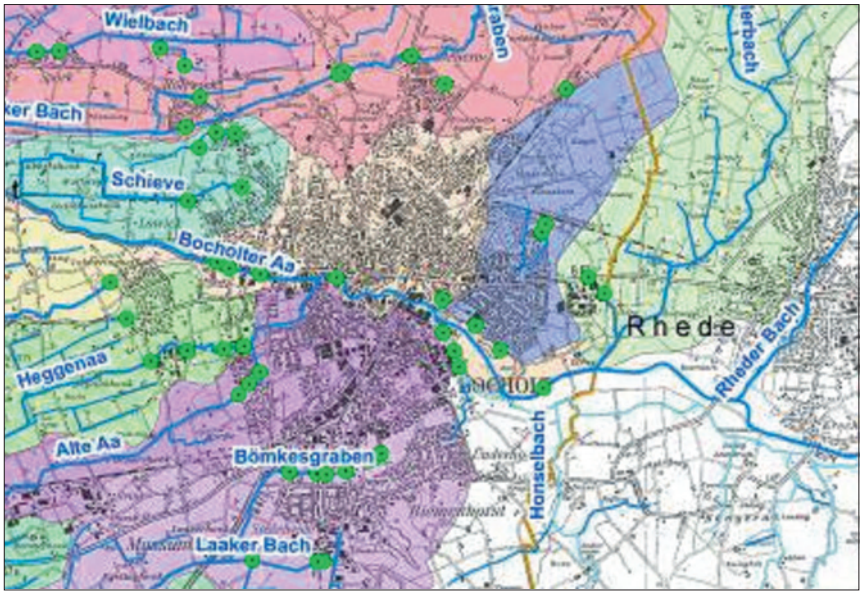


Abb. 8: Einleitungen im Stadtgebiet von Bocholt.

Literatur

BWK - Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V. (2001): Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse (Merkblatt 3), Düsseldorf.

BWK - Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V. (2007): Detaillierte Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK-Merkblatt 3 - Gelbdruck Februar 2007, Sindelfingen.

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2006): Arbeitsblatt DWA-A 117, Bemessung von Regenrückhalteräumen, Hennef.

EG-Wasserrahmenrichtlinie: Richtlinie 2000/60/EG „Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ vom 23. Oktober 2000 (Wasserrahmenrichtlinie - WRRL).

Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft, ETH Zürich (1999): Retentionswirkung von Vorlandüberflutungen, Zürich.

MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2002): Leitfaden zur Aufstellung eines Konzeptes zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern. Düsseldorf.

MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2005): Handbuch Querbauwerke. Düsseldorf.

MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2007/Gelbdruck): Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und naturnahen Ausbau der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

MURL - Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW (1999): Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und naturnahen Ausbau der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

Anschrift der Verfasser:

Dr. André Niemann
Dahlem Beratende Ingenieure GmbH & Co. Wasserwirtschaft KG
Bonsiepen

45136 Essen

E-Mail: a.niemann@dahlem-ingenieure.de

Dr. Uwe Koenzen
Planungsbüro Koenzen
Wasser und Landschaft
Benrather Str. 47

40721 Hilden

E-Mail: uwe.koenzen@planungsbuero-koenzen.de

Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege (DRL)
- Gesamtverzeichnis -

Heft Nr. 1, September 1964	Straßenplanung und Rheinuferlandschaft im Rheingau	
Heft Nr. 2, Oktober 1964	Landespflege und Braunkohlentagebau	- vergriffen -
Heft Nr. 3, März 1965	Bodenseelandschaft und Hochrheinschiffahrt	
Heft Nr. 4, Juli 1965	Landespflege und Hoher Meißner	- vergriffen -
Heft Nr. 5, Dezember 1965	Landespflege und Gewässer	- vergriffen -
Heft Nr. 6, Juni 1966	Naturschutzgebiet Nord-Sylt	
Heft Nr. 7, Dezember 1966	Landschaft und Moselausbau	
Heft Nr. 8, Juni 1967	Rechtsfragen der Landespflege	- vergriffen -
Heft Nr. 9, März 1968	Landschaftspflege an Verkehrsstraßen	
Heft Nr. 10, Oktober 1968	Landespflege am Oberrhein	
Heft Nr. 11, März 1969	Landschaft und Erholung	- vergriffen -
Heft Nr. 12, September 1969	Landespflege an der Ostseeküste	- vergriffen -
Heft Nr. 13, Juli 1970	Probleme der Abfallbehandlung	- vergriffen -
Heft Nr. 14, Oktober 1970	Landespflege an der Nordseeküste	
Heft Nr. 15, Mai 1971	Organisation der Landespflege	- vergriffen -
Heft Nr. 16, September 1971	Landespflege im Alpenvorland	
Heft Nr. 17, Dezember 1971	Recht der Landespflege	- vergriffen -
Heft Nr. 18, Juli 1972	Landespflege am Bodensee	- vergriffen -
Heft Nr. 19, Oktober 1972	Landespflege im Ruhrgebiet	- vergriffen -
Heft Nr. 20, April 1973	Landespflege im Raum Hamburg	
Heft Nr. 21, November 1973	Gesteinsabbau im Mittelrheinischen Becken	- vergriffen -
Heft Nr. 22, Mai 1974	Landschaft und Verkehr	- vergriffen -
Heft Nr. 23, Oktober 1974	Landespflege im Mittleren Neckarraum	
Heft Nr. 24, März 1975	Natur- und Umweltschutz in Schweden	
Heft Nr. 25, April 1976	Landespflege an der Unterelbe	- vergriffen -
Heft Nr. 26, August 1976	Landespflege in England	
Heft Nr. 27, Juni 1977	Wald und Wild	
Heft Nr. 28, Dezember 1977	Entwicklung Großraum Bonn	
Heft Nr. 29, August 1978	Industrie und Umwelt	
Heft Nr. 30, Oktober 1978	Verdichtungsgebiete und ihr Umland	- vergriffen -

Heft Nr. 31, Oktober 1978	Zur Ökologie des Landbaus	- vergriffen -
Heft Nr. 32, März 1979	Landespflege in der Schweiz	
Heft Nr. 33, August 1979	Landschaft und Fließgewässer	- vergriffen -
Heft Nr. 34, April 1980	20 Jahre Grüne Charta	
Heft Nr. 35, Oktober 1980	Wohnen in gesunder Umwelt	
Heft Nr. 36, Januar 1981	Neues Naturschutzrecht	- vergriffen -
Heft Nr. 37, Mai 1981	Umweltprobleme im Rhein-Neckar-Raum	
Heft Nr. 38, Juni 1981	Naturparke in Nordrhein-Westfalen	- vergriffen -
Heft Nr. 39, September 1982	Naturpark Südeifel	
Heft Nr. 40, Dezember 1982	Waldwirtschaft und Naturhaushalt	- vergriffen -
Heft Nr. 41, März 1983	Integrierter Gebietsschutz	- vergriffen -
Heft Nr. 42, Dezember 1983	Landespflege und Landwirtschaft	- vergriffen -
Heft Nr. 43, November 1984	Talsperren und Landespflege	
Heft Nr. 44, November 1984	Landespflege in Frankreich	
Heft Nr. 45, Dezember 1984	Landschaftsplanung	- vergriffen -
Heft Nr. 46, August 1985	Warum Artenschutz?	- vergriffen -
Heft Nr. 47, Oktober 1985	Flächensparendes Planen und Bauen	- vergriffen -
Heft Nr. 48, Dezember 1985	Naturschutzgebiet Lüneburger Heide	- vergriffen -
Heft Nr. 49, März 1986	Gefährdung des Bergwaldes	- vergriffen -
Heft Nr. 50, Juli 1986	Landschaften nationaler Bedeutung	
Heft Nr. 51, Dezember 1986	Bodenschutz	- vergriffen -
Heft Nr. 52, Juli 1987	Natur- und Umweltschutz in Österreich	
Heft Nr. 53, Dezember 1987	25 Jahre Deutscher Rat für Landespflege	
Heft Nr. 54, April 1988	Zur Entwicklung des ländlichen Raumes	- vergriffen -
Heft Nr. 55, September 1988	Eingriffe in Natur und Landschaft	- vergriffen -
Heft Nr. 56, Dezember 1988	Zur Umweltverträglichkeitsprüfung	- vergriffen -
Heft Nr. 57, November 1989	Erholung/Freizeit und Landespflege	- vergriffen -
Heft Nr. 58, Dezember 1989	Wege zu naturnahen Fließgewässern	- vergriffen -
Heft Nr. 59, April 1991	Naturschutz und Landschaftspflege in den neuen Bundesländern	
Heft Nr. 60, Dezember 1991	Natur- und Umweltschutz in Italien	
Heft Nr. 61, April 1992	Natur in der Stadt	
Heft Nr. 62, Juni 1993	Truppenübungsplätze und Naturschutz	- vergriffen -

Heft Nr. 63, Oktober 1993	Wege zur umweltverträglichen Landnutzung in den neuen Bundesländern	- vergriffen -
Heft Nr. 64, November 1994	Konflikte beim Ausbau von Elbe, Saale und Havel	
Heft Nr. 65, Dezember 1994	Ökologische Umstellungen in der industriellen Produktion	
Heft Nr. 66, Dezember 1995	Pflege und Entwicklung der Potsdamer Kulturlandschaft	
Heft Nr. 67, April 1997	Leitbilder für Landschaften in „peripheren Räumen“	
Heft Nr. 68, Oktober 1997	Betrachtungen zur „Grünen Charta von der Mainau“ im Jahre 1997	
Heft Nr. 69, November 1998	Wege zur umwelt- und raumverträglichen Auto-Mobilität	
Heft Nr. 70, November 1999	Landschaften des Mitteldeutschen und Lausitzer Braunkohlentagebaus	
Heft Nr. 71, Juli 2000	Honorierung von Leistungen der Landwirtschaft für Naturschutz und Landschaftspflege	
Heft Nr. 72, Oktober 2001	Die Integration Polens in die EU: Herausforderungen für den Naturschutz – eine Annäherung	
Heft Nr. 73, Juni 2002	Gebietsschutz in Deutschland: Erreichtes – Effektivität – Fortentwicklung	
Heft Nr. 74, Dezember 2002	Die verschleppte Nachhaltigkeit: frühe Forderungen – aktuelle Akzeptanz	
Heft Nr. 75, Dezember 2003	Naturschutz in Deutschland – eine Erfolgsstory?	
Heft Nr. 76, Mai 2004	Der Beitrag der Waldwirtschaft zum Aufbau eines länderübergreifenden Biotopverbundes	
Sonderheft, Oktober 2004	Leitfaden für die Erarbeitung verbandlicher Stellungnahmen	
Heft Nr. 77, Mai 2005	Landschaft und Heimat	
Heft Nr. 78, Februar 2006	Freiraumqualitäten in der zukünftigen Stadtentwicklung	
Heft Nr. 79, Dezember 2006	Die Auswirkungen erneuerbarer Energien auf Natur und Landschaft	- erhältlich als CD -
Heft Nr. 80, Mai 2007	30 Jahre naturschutzrechtliche Eingriffsregelung - Bilanz und Ausblick –	

Bestellungen von *lieferbaren* Heften unserer Schriftenreihe zum Preis von 5,50 Euro pro Exemplar zzgl. Mwst. und Versandkosten richten Sie bitte an das

Druckcenter Meckenheim
Eichelnkampstr. 2
53340 Meckenheim
Tel. 02225 / 88 93-550
Fax 02225 / 88 93-558
eMail: zentrale@druckcenter.de

Vergriffene Veröffentlichungen können bei der Geschäftsstelle entliehen werden.

Deutscher Rat für Landespflege

Schirmherr:	Bundespräsident Prof. Dr. Horst KÖHLER
Ehrenmitglied:	Professor em. Dr. Dr. h. c. Wolfgang HABER, München Lehrstuhl für Landschaftsökologie der Technischen Universität München -Weihenstephan
Vorstand:	Professor Dr. Werner KONOLD, Freiburg – Sprecher Institut für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg Dr.-Ing. Thomas GRÜNEBAUM, Essen – Geschäftsführer Ruhrverband
Ordentliche Mitglieder:	Professor Dr. Josef BLAB, Bonn Bundesamt für Naturschutz Professor Dr.-Ing. Klaus BORCHARD, Bonn Akademie für Raumforschung und Landesplanung Professor Dr. Thomas EIKMANN, Gießen Institut für Hygiene und Umweltmedizin der Justus-Liebig-Universität Gießen Professor Dr. Günther FRIEDRICH, Krefeld Professor Adrian HOPPENSTEDT, Hannover HHP Hage + Hoppenstedt Partner Professor Dr. Ulrich KÖPKE, Bonn Professur Organischer Landbau an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn Professor Dr. Hans Walter LOUIS LL.M., Hannover Professor Dr. Helmut MEUSER, Osnabrück Fachhochschule Osnabrück Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur (A&L) Professor Dr. Konrad OTT, Greifswald Professur für Umweltethik, Fachrichtung Landschaftsökologie, Botanisches Institut und Botanischer Garten, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald Dipl.-Volksw. Ulrich PETSCHOW, Berlin Institut für ökologische Wirtschaftsforschung Dipl.-Forstwirt Olaf SCHMIDT, Freising Präsident der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Dir. und Professor Dr. h. c. Johann SCHREINER, Schneverdingen Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA) Professor Dr. Uta STEINHARDT, Eberswalde Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz der Fachhochschule Eberswalde Professor em. Dr. Dr. h. c. Herbert SUKOPP, Berlin Institut für Ökologie der Technischen Universität Berlin
Korrespondierende Mitglieder:	Professor em. Dr. Dr. h. c. Ulrich AMMER, München Lehrstuhl für Landnutzungsplanung und Naturschutz der Technischen Universität München Dr. Gerta BAUER, Lüdinghausen Büro für Landschaftsökologie und Umweltplanung Professor em. Dr. Wilhelm HENRICHSMEYER, Bonn Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn Professor Dr. Herwig HULPKE, Wuppertal Forstdirektor a. D. Volkmar Th. LEUTENEGGER, Konstanz Geschäftsführendes Vorstandsmitglied der Lennart-Bernadotte-Stiftung Universitätsprofessor em. Wolfram PFLUG, Bispingen Professor em. Dr. Manfred RENGER, Berlin Institut für Ökologie - FB 7 der TU Berlin Professor em. Dr. Dr. h. c. Lore STEUBING, Gießen Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen Professor Dr. Michael SUCCOW, Greifswald Direktor des Instituts für Botanik und Landschaftsökologie und des Botanischen Gartens der Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald Professor Dr. Eberhard WEISE, Monheim
Geschäftsstelle:	Konstantinstr. 110 • 53179 Bonn Telefon: 0228/ 33 10 97 • Telefax: 0228/ 33 47 27 • E-Mail: DRL-Bonn@t-online.de Internet: http://www.landespflege.de